



HAL
open science

LA PLACE DE L'INCERTITUDE GEOGRAPHIQUE DANS LA RECONNAISSANCE DES ESPECES ANIMALES MENACEES : ESPACES, METHODES ET ACTEURS

Caroline Dunesme

► **To cite this version:**

Caroline Dunesme. LA PLACE DE L'INCERTITUDE GEOGRAPHIQUE DANS LA RECONNAISSANCE DES ESPECES ANIMALES MENACEES : ESPACES, METHODES ET ACTEURS . Géographie. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2016. Français. NNT : . tel-01564076

HAL Id: tel-01564076

<https://hal.science/tel-01564076>

Submitted on 18 Jul 2017

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.

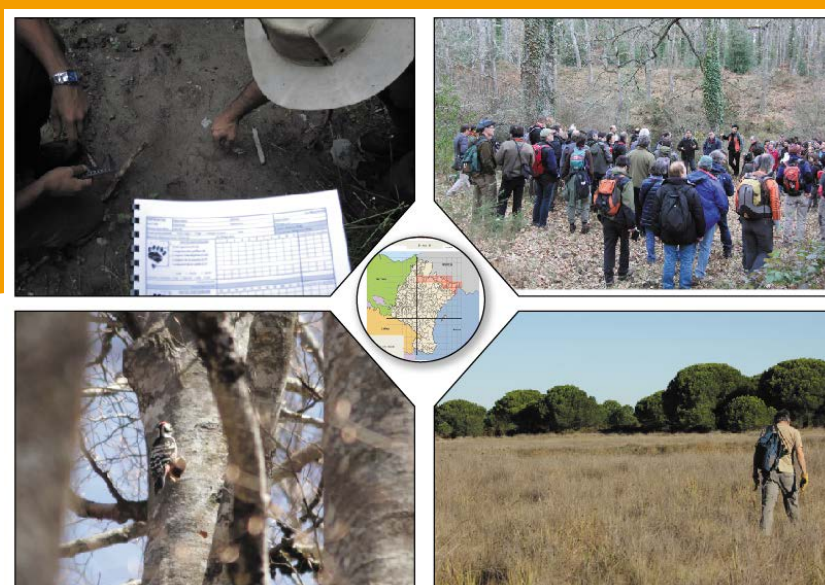


Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

Présentée et soutenue le 3 novembre 2016
par **Caroline DUNESME**

pour obtenir le grade de docteur
de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour
Spécialité : Géographie

**LA PLACE DE L'INCERTITUDE GEOGRAPHIQUE DANS LA
RECONNAISSANCE DES ESPECES ANIMALES MENACEES :
ESPACES, METHODES ET ACTEURS**



MEMBRES DU JURY

Xavier ARNAULD DE SARTRE, Chargé de recherches (HDR) CNRS, Université de Pau et des Pays de l'Adour – Examinateur

Yanni GUNNELL, Professeur des universités, Université de Lyon 2 – Rapporteur

Jean-Paul METAILIE, Directeur de recherches CNRS, Université de Toulouse – Rapporteur

Yves POINSOT, Professeur des universités, Université de Pau et des Pays de l'Adour – Directeur

Anne-Caroline PREVOT, Directrice de recherche CNRS, Museum d'Histoire naturelle de Paris - Examinatrice

Remerciements :

Peut-être que cette introduction n'aura pas sa place ici mais il me semble pourtant nécessaire de rétablir la vérité. Si le chercheur se doit d'être neutre, tout comme le regard qu'il pose aux « choses et aux gens », il ne peut nier les sentiments profonds qui l'animent, et qui l'ont parfois conduit sur le chemin même de la recherche. Ces sentiments, pour moi, sont ceux d'un amour profond pour la Nature. Ma neutralité de chercheur est donc en partie vaine, car malgré tous les efforts du monde je ne pourrais nier que ce qui m'anime vraiment c'est la recherche d'une compréhension, et de solutions, pour tenter de garantir la pérennité de cette force qui m'émerveille chaque jour. Dans ce contexte là il va de soi que je ne pourrais jamais jeter la pierre à ceux qui se lèvent chaque jour avec ce sentiment partagé, et qui participent activement à mettre en œuvre cette ambition. Merci donc à ces gens-là, les protecteurs de la Nature.

Repartons désormais sur des bases plus académiques. Je tiens à remercier les membres du jury d'avoir pris le temps de lire ces centaines de pages, et de venir discuter de leur contenu lors de la soutenance : Anne-Caroline Prévot, Yanni Gunnell et Jean-Paul Métailié.

Des remerciements qui s'adressent également à mon directeur, Yves Poinso, qui me suit maintenant depuis plus de cinq ans. Merci de m'avoir accompagné dans cette aventure, de m'avoir permis d'explorer cette thématique qui me tenait à cœur, de m'avoir écouté et guidé dans les moments difficiles de l'écriture.

Une thèse n'est jamais un parcours à deux, et les rencontres que j'ai pu faire au cours de celle-ci l'ont enrichie, l'ont fait évoluer, tout comme la chercheuse que je prétends être.

D'abord il y a ces rencontres entre scientifiques, qui nous montrent souvent que le chemin est encore long, mais que la diversité du paysage en vaut le coup : merci donc à Xavier Arnauld de Sartre, et Vincent Devictor, pour leurs conseils avisés lors de mes comités de suivi de thèse.

Puis il y a ces rencontres professionnelles, avec ces « acteurs » devenus sujets de cette thèse : merci à Thomas Ruys, Franck Simonnet, Pierre Rigaux, Virginie Couanon, Denis Vincent, Susana Carcamo, Oscar Schwendtner, Alfonso Senosiain, Jacinto Roman, Ueli Buhler, et Sylvain Antoniazza, ainsi que toutes les personnes avec qui j'ai pu échanger au cours de ce travail, pour le temps qu'ils m'ont accordé, leur passion partagée, et pour avoir si bien porté, et supporté, leur habit de « cobaye » de recherche.

Une mention particulière à Jean-Louis Grangé, pour ses connaissances partagées, et les moments passés sur le terrain en sa compagnie. C'est un rare privilège que de pouvoir rencontré une espèce, et celui qui se passionne pour elle, dans un même moment.

Le temps passé avec certains d'entre ces professionnels m'a également permis de découvrir les « hommes » derrière les « acteurs », aux personnalités atypiques et attachantes. Merci à Philippe pour toutes ces sorties ornithologiques en ta compagnie, la rencontre avec la Belette et la poursuite qui s'en est suivie restera gravée dans ma mémoire ! A Stéphane, pour ces nombreuses sorties en montagne, à la recherche désespérée du Lagopède, et à nos chasses aux libellules. Et enfin à Jean-Claude, l'homme des bois, le grand manitou du Béarn, je ne compte pas les bons moments en ta compagnie, ni la richesse que tu as pu m'apporter d'un point de vue scientifique comme amical. Toute thèse devrait permettre à ce genre de rencontres d'exister.

Quand la thèse s'endort, la vie sociale se réveille. Ma vie de thésarde a été loin d'être solitaire. Une pensée à mes compagnons de galère, à tous les doctorants de la salle, et ceux qui en sont partie.

Aux amis, copains, qui ont tenté, vainement parfois, de comprendre le sujet de ma thèse, et avec qui je partage les bons moments. Aux palois, sans appellation d'origine contrôlée : Marina, Thomas (x 3, les bougres !!), Coco, Max, Léa, Nono, Jeff, France, Agathe... A mes supers amies, souvent loin géographiquement, mais près dans la pensée : Lulu, Valou, Clara, Lise, Sandrine, Alex, Lucie... A mon amitié singulière, Nico, je pense qu'une bonne partie de ma vie actuelle découle de notre rencontre. Que ces prochaines années soient encore marquées par nos nombreuses discussions et prises de tête !

François, l'un des remerciements les plus difficiles, comment résumer en une phrase ce que tu peux m'apporter chaque jour ? Une thèse ne serait pas suffisante.

A ma famille, mes grands-parents, les Barcelonais et les Zanzan

A mes parents, soutiens de toujours.

SOMMAIRE

Introduction générale	1
Première partie : De l'importance d'un outil à la limite de son utilisation : « l'espèce animale menacée » dans un contexte de crise de la biodiversité	15
Chapitre 1 : L'évolution du rapport Homme-Nature : d'une Nature menaçante à une Biodiversité menacée	17
Chapitre 2 : Agir pour limiter les extinctions : connaître et identifier les espèces les plus menacées	67
Conclusion de la première partie	121
Deuxième partie : De la méconnaissance à l'incertitude, la construction d'une connaissance des répartitions animales fiabilisée	123
Chapitre 3 : La construction d'une connaissance des répartitions animales par les acteurs : le développement des DAC et la mise en place de PAC	125
Chapitre 4 : L'élaboration progressive d'une Connaissance fiabilisée par l'utilisation de dispositifs de réduction de l'incertitude	195
Conclusion de la deuxième partie	244
Troisième partie : Application des modèles théoriques de DAC à des études de cas sur deux espèces animales menacées : le Campagnol amphibie (<i>Arvicola sapidus</i>) et le Pic à dos blanc (<i>Dendrocopos leucotos</i>)	247
Chapitre 5 : Méthodologie de sélection des espèces représentatives des DAC sélectionnés	249
Chapitre 6 : Les DAC de science citoyenne : étude de cas sur les enquêtes nationales françaises et espagnoles du Campagnol amphibie (<i>Arvicola sapidus</i>)	272
Chapitre 7 : Les DAC hybrides : les recensements et les suivis des couples de Pic à dos blanc (<i>Dendrocopos leucotos</i>), en France, Espagne et Suisse	344
Conclusion générale	430

Introduction générale

“Changes in biodiversity due to human activities were more rapid in the past 50 years than at any time in human history, and the drivers of change that cause biodiversity loss and lead to changes in ecosystem services are either steady, show no evidence of declining over time, or are increasing in intensity. Under the four plausible future scenarios developed by the MA, these rates of change in biodiversity are projected to continue or to accelerate” (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

La crise que connaît aujourd’hui la biodiversité, longtemps annoncée par certains auteurs (Wilson, 1985; Wilson, 1988; Myers, 1996) fait l’objet d’un consensus au sein de la communauté scientifique (Billé, et al., 2014). Si l’approche chiffrée de cette sixième crise d’extinction illustre la vigueur de cette dynamique, elle tend à éloigner le public des réalités quotidiennes de ces disparitions (Mathevet, et al., 2015). Derrière ces chiffres se cachent en effet des espèces, inscrites dans des écosystèmes et dans des chaînes trophiques, dont certaines font parler d’elles, parce qu’emblématiques ou patrimoniales (le Dodo¹, ou encore plus localement le Bouquetin des Pyrénées), mais bien d’autres, moins connues, peuvent entraîner dans leur disparition nombre d’autres espèces qui leur sont rattachés (Mathevet, et al., 2015).

❖ **Les enjeux actuels d’une conservation de la biodiversité**

La protection des écosystèmes, aujourd’hui privilégiée (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Primack, et al., 2012) ne peut se dispenser d’un effort de protection des espèces qui les constituent. Des actions directes et indirectes les concernant ont ainsi vu le jour, sous la forme de mesures législatives, incluant notamment des interdictions de captures, ou réglementaires, instaurant par exemple des périodes de restriction des prélèvements. Elles ne concernent toutefois qu’un nombre limité d’espèces, et ne suffisent souvent pas à conserver les milieux dans lesquels elles évoluent. D’autres types d’actions ont donc été mises en place pour les protéger de façon indirecte, en s’attachant à la protection de leurs habitats, et plus largement celle des écosystèmes dans lesquels elles s’inscrivent, par le biais des espaces naturels protégés (ENP). Les premiers territoires dédiés à cette fonction sont apparus dès le XIX^e siècle et sont devenus des outils privilégiés pour la préservation. Leur nombre ne cesse

¹ Le Dodo (*Raphus cucullatus*) est une espèce d’oiseau, endémique de l’île Maurice, qui s’est éteint en 1681. Site internet : <http://www.ile-maurice.fr/typiquement-mauricien/le-dodo.html> consulté le 02/06/16

de croire dans le monde, tout comme leur diversité. Mais ces ENP, inégalement répartis sur la planète, sont affectés, dans le cadre de zonages différenciés, de réglementations d'usages plus ou moins strictes. Leur localisation, leur forme, leur taille, leur configuration, ne répondent pas toujours à des logiques écologiques mais bien souvent de logiques politiques et sociales. Une grande partie de la biodiversité menacée continue donc de disparaître en dehors de ces ENP, localisée dans la nature ordinaire, celle des campagnes productives.

Face au nombre important d'espèces menacées et aux limites de leur protection par des zonages, les politiques publiques ont cherché à se doter de dispositifs permettant de hiérarchiser les priorités d'actions. Des listes d'espèces menacées ont donc été établies pour faciliter la définition de priorités à plus ou moins long terme, de l'échelle globale à des échelles locales parfois. Certains organismes comme l'Union Internationale de Conservation de la Nature (UICN) ont notamment développé des classements, appelés Listes rouges, dans lesquels les espèces sont identifiées en fonction de leur statut de conservation. Une sorte de « carte d'identité » de l'espèce menacée est ainsi dressée, qui permettra de répondre aux questions relatives aux origines et aux formes des menaces qui pèsent sur elle, en particulier aux causes de sa régression, à leur traduction spatiale (disparition locale de populations, baisse des densités etc.), et à leur géographie (où régresse-t-elle?), qui guideront ainsi ensuite les acteurs de la conservation. Cette démarche a été reprise par certains Etats, qui proposent également leurs propres classements d'espèces menacées.

❖ « *In god we trust ; all others must bring data* »² (William Edwards Deming, 1900-1993) (Hastie, et al., 2009)

Pour déterminer si une espèce est menacée d'extinction, disposer d'informations relatives à l'état des populations de l'espèce et leur évolution dans l'aire de répartition est indispensable. Ces informations permettent notamment de justifier la restriction de certaines pratiques productives auprès des acteurs d'un territoire, en démontrant de manière sûre qu'elles participent au déclin de l'espèce visée et donc que leur modification permettra le maintien ou l'amélioration de son état de conservation. L'un des outils privilégiés par l'Etat

² Si cette citation s'adresse avant tout au domaine de l'économie et de l'industrie particulièrement, l'idée soulevée par son auteur (et appliquée par la suite en modèle) nous paraît appropriée à la thématique de cette thèse. Celle-ci suggère que l'amélioration d'une situation (stratégie d'entreprise à l'origine) dépend de la qualité des données récoltées mais également de l'efficacité des analyses effectuées (statistiques) et de leur interprétation (modèle du « data-driven decision management »). Seule la foi, est considérée dans cette citation comme une pratique ne nécessitant pas de données, scientifiquement établies, pour exister.

français pour protéger les espèces de son territoire, le Plan national d'action (PNA), s'adosse ainsi à des opérations de recensement, localisant précisément les populations de l'espèce menacée, puis à des suivis, permettant de préciser si elles régressent et où. Seules des démarches de ce type, conduites avec rigueur, permettent a priori d'évaluer et de légitimer les actions de gestion et de régulation des pratiques favorables au maintien des espèces visées par ces PNA.

Or la collecte de ces données et le suivi des espèces jugées menacées exigent des moyens considérables. Lorsqu'elles n'existent pas dans la littérature, leur obtention repose sur la mise en place de **dispositifs d'acquisition de connaissance (DAC)**, qui comprennent des phases de collecte de l'information ou **processus d'acquisition de connaissance (PAC)**. Ces derniers prennent en compte les particularités de l'espèce recherchée (par exemple si celle-ci est nocturne ou diurne), qui conditionnent ensuite les méthodologies de recherche et leurs outils (par exemple des pièges à empreintes). Ils exigent la mobilisation dans l'aire de répartition supposée, d'un ensemble d'acteurs chargés de la collecte puis du traitement de cette information. Ces PAC sont dépendants des relations qui se nouent entre ces trois pôles qui les façonnent : **l'espèce, la méthodologie** de recherche et **les acteurs** qui récoltent et traitent l'information. Ces derniers peuvent s'articuler autour d'un établissement public de l'Etat, comme l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) en France, des structures coopératives intercommunales, comme certains Conservatoires botaniques, ou d'une association naturaliste, comme la Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères (SFEPM).

La place occupée par les différents acteurs dans le PAC peut dépendre de leur domaine de compétence ou d'intérêt (l'ONCFS s'investit plutôt dans les suivis de la faune cynégétique par exemple) mais aussi des moyens dont ils disposent, de leur aire d'implantation, voire parfois du coût de leur prestation. Les démarches qu'implique la mise en œuvre d'un PNA, constituent en effet des procédures coûteuses (en expertise³) et contraignantes (en termes de réglementation), et ne peuvent donc être utilisées sur l'ensemble du vivant en voie de disparition. On les réserve donc généralement aux espèces les plus menacées et rares du territoire national, ou à celles jugées « emblématiques » ou « patrimoniales » pour lesquelles la mobilisation des acteurs territoriaux sera facilitée.

³ Par exemple pour le PNA du Grand Hamster (*Cricetus cricetus*) de 2012-2016, restreint au territoire de la région alsacienne, 197 000 euros ont été prévus pour évaluer l'état sanitaire des populations sauvages (DREAL Alsace, 2013)

Face au nombre réduit des espèces protégées par ces plans, une science participative⁴ a vu le jour et s'intéresse en priorité aux espèces communes. Elle repose sur la conjonction de protocoles de suivis scientifiques, conçus par des écologues, et d'une mobilisation de bénévoles se chargeant d'effectuer la collecte des données de terrain (Goodchild, 2007; Couvet, et al., 2008). La répétition d'année en année des comptages, selon un protocole standardisé, permet ainsi d'obtenir des estimations de tendances évolutives des populations. Plusieurs programmes répondent ainsi à cette démarche en France, tel le programme STOC sur les oiseaux communs ou le STERF sur les papillons diurnes, pour la faune (Gosselin, et al., 2010; Jiguet, et al., 2012), ou encore le programme Vigie-Flore, mobilisant les bénévoles botanistes. Tous ces programmes sont encadrés par le Museum national d'histoire naturelle (MNHN).

En dehors de ces deux pôles qui constitueraient les « extrêmes » d'un dispositif global d'étude de la biodiversité, et des espèces qui la composent, existe une palette très variée de démarches ayant pour objectif la connaissance des espèces dont on présume que leurs effectifs régressent mais sans que le phénomène ne présente un caractère soit dramatique (la population n'est pas en danger d'extinction immédiate), soit que l'importance biologique ou symbolique de l'espèce n'ait pas interpellé le public ou les acteurs politiques. C'est le domaine d'intervention privilégié des acteurs associatifs. Ils couvrent ainsi un champ où les préoccupations de connaissances puis d'actions concernent des situations très hétérogènes, en fonction des caractéristiques des espèces (leur écologie, leur notoriété, etc.), en fonction des acteurs qui s'en occupent (de l'associatif à l'institutionnel etc.), et en fonction de l'objectif des études (la connaissance de son écologie, de sa répartition, de l'évolution de ses effectifs, de l'impact des activités humaines etc.). Dans cette situation, la connaissance de ces espèces menacées, non suivies par l'Etat à travers un PNA, ou trop rares pour que la science participative puisse en assurer la surveillance, est ainsi dépendante d'acteurs relevant souvent de la « société civile », divers par les compétences qu'ils peuvent mobiliser, mais également par l'importance de leur main-d'œuvre et sa localisation.

⁴ Derrière la notion de « science participative », se cachent des démarches de connaissance très différentes, qui ont pour point commun la mobilisation du citoyen (citizen science). Elle peut se traduire par de la simple collecte de données (crowdsourcing), par une participation à l'interprétation des données (intelligence distribuée), par la participation à la définition d'un problème et à la collecte d'information (science participative), ou à une recherche collaborative reprenant l'ensemble de ces points (Houllier, et al., 2016)

❖ Une connaissance des répartitions en partie construite par des amateurs

En effet, lorsque des dispositifs d'acquisition de connaissance comme les inventaires, visant la connaissance la plus exhaustive possible des répartitions animales, sont mis en place, les bénévoles représentent une part importante de la main-d'œuvre mobilisée pour collecter les données de présence de population d'une espèce. Elle constitue cependant une première faiblesse de ces dispositifs, dépendant de l'implantation géographique des bénévoles et non de celles des espèces recherchées. Les régions « pauvres » en structures associatives, ou mobilisant peu les bénévoles, pourront ainsi laisser apparaître des zones de déficit de connaissance. L'hétérogénéité de l'information collectée, en termes de quantité et de qualité (données anciennes ou récentes, complètes ou non), se traduira dans l'aire de répartition de l'espèce par l'existence de secteurs moins bien connus, nourris d'informations plus ou moins actualisées, qui manifestent l'existence d'une différenciation spatiale de la connaissance.

La seconde faiblesse de ces dispositifs repose sur l'inégale compétence des acteurs bénévoles. Certaines espèces peuvent en effet présenter des problèmes de détectabilité, liés à leur comportement ou à l'habitat qu'elles occupent par exemple, qui nécessitent souvent l'avis et l'expérience de spécialistes. En leur absence, ou même simplement si leurs effectifs sont insuffisants, le recours à des acteurs aux compétences limitées, comme les amateurs⁵, peut donc introduire des biais dans les données ou des erreurs d'interprétation, liés au manque d'expérience dans l'identification des traces laissées par l'espèce. Si l'écologie propose des modèles relevant de la biostatistique qui permettent de corriger ces erreurs, ils exigent d'être alimentés par des collectes de données régulièrement reproduites, que le caractère bénévole, et donc l'irrégularité des moyens dans le temps des acteurs qui s'en chargent, rend souvent aléatoire. Face à ces degrés de compétences divers, les données récoltées pourront être plus ou moins certaines, notamment lorsqu'elles concerneront des espèces rares, et difficiles à déterminer.

❖ Quand la connaissance des répartitions fait problème

Pour de nombreuses espèces menacées, la connaissance des répartitions, et de leur statut de conservation, varie au long d'une échelle allant de la quasi-certitude (l'espèce est

⁵ Par amateur, nous entendons en première approximation « un citoyen ordinaire doté de compétences naturalistes qu'il développe et met au service d'une cause publique hors cadre professionnel, le plus souvent au sein d'une association » (Dupré, et al., 2007). Nous reviendrons sur cette définition dans le chapitre 3.

présente dans un faible périmètre, présente peu d'individus, est bien détectable et suscite l'intérêt des acteurs), à une incertitude partielle voire presque totale, qui varie en fonction de plusieurs paramètres relatifs soit aux caractéristiques propres à l'espèce, soit aux acteurs ou aux méthodes qu'ils utilisent. Certaines espèces, aux populations éparses sur de larges superficies, difficilement détectables, ou peu connues du grand public, sont donc sujettes à une méconnaissance de leurs dynamiques de répartition et un degré d'incertitude sur leur statut de conservation très élevés. Toutes les mesures visant alors leur conservation peuvent donc devenir impossibles, ou illégitimes, faute d'une connaissance suffisante et sûre de leur répartition et de leur évolution dans le temps.

Pour des espèces endémiques, ou dont la répartition en France ne concerne qu'un isolat, méditerranéen par exemple, la responsabilité d'une Région⁶ dans leur conservation sera en effet très différemment évaluée si la connaissance permet de démontrer que l'espèce y est rare ou au contraire ses populations abondantes. De même, à l'échelle locale, dans le cadre de DOCOB associés aux aires « Natura 2000 » par exemple, les acteurs productifs se retrouvent parfois confrontés à des exigences de modification de leurs pratiques qu'ils trouveront d'autant moins légitimes qu'une incertitude relative à la présence de l'espèce et sa reproduction persiste.

Si la connaissance totale et certaine des répartitions de l'ensemble des espèces menacées apparaît donc impossible se pose la question de la place de l'incertitude dans les démarches visant leur protection. Celle-ci peut être définie comme le résultat d'un décalage entre la réalité et un système de représentation (Bronner, 1997; Walker, et al., 2003; Roth, 2009), qui est inhérent à tout processus de connaissance. En reprenant l'idée qu'une « géographie de la connaissance » d'une espèce, issue de l'inégale exactitude des données récoltées, peut être réalisée, elle chercherait à mettre en lumière les parties de l'aire de répartition où ces données sont insuffisamment nombreuses ou de faible qualité. Dans ce contexte, étudier la connaissance qu'ont les acteurs de ces zones d'incertitude, et des explications qu'ils proposent quant à leur origine, constitue un enjeu majeur. Cette reconnaissance de son existence peut jouer à la fois sur la réduction des facteurs ayant permis l'émergence de l'incertitude, par exemple si la prospection a été incomplète sur un secteur, un nouveau PAC pourra venir compléter ce manque, mais également déterminer la responsabilité des acteurs dans la conservation de l'espèce. En effet si l'incertitude des répartitions résulte

⁶ Dans le cas de la démarche Trame Verte et Bleue (TVB) la responsabilité des régions dépend notamment du rapport de proportionnalité surface/population entre la France et chaque région (Sordello, et al., 2011)

d'une insuffisante rigueur des PAC réalisés, les acteurs politiques pourront toujours souligner que le manque de mesures de conservation sur l'espèce résulte d'une connaissance incertaine, et donc peu fiable. Si à l'inverse l'incertitude apparaît faible et surtout géographiquement maîtrisée (en quels lieux est-on sûr, et où l'est-on moins?), refuser de prendre des mesures de protection d'une espèce dont on est sûr que les populations régressent à tel endroit et pour telles raisons sera plus difficile pour les acteurs politiques concernés.

❖ **Positionnement de recherche et questionnements**

La question des modalités de collecte puis de traitement de l'information, et donc de l'organisation des acteurs qui s'en chargent, et la manière dont ils parviennent, ou non, à maîtriser l'incertitude, constituent des dimensions majeures des démarches visant la connaissance puis la conservation des espèces menacées. Elles représentent le cœur de cette thèse. La fiabilité des statuts de conservation des espèces menacées repose en effet en grande partie sur cette capacité des acteurs de la conservation à identifier puis à réduire les facteurs d'incertitude qui peuvent émerger en certains lieux de leurs aires de répartition. Ceci nous conduit à proposer comme **problématique centrale** de la thèse, la question suivante

Dans un contexte où la connaissance des dynamiques de répartition est un déterminant central de l'évaluation du degré de menace d'une espèce, les acteurs participant aux dispositifs d'acquisition de connaissance parviennent-ils à maîtriser l'incertitude géographique ?

Pour y répondre disséquer les processus de construction de la connaissance participant à l'évaluation des statuts de conservation des espèces jugées menacées, est indispensable. Nous pensons d'abord que :

Hypothèse 1 : Les critères d'évaluation du degré de menace pesant sur une espèce ne pouvant s'adosser à une connaissance parfaitement exacte des dynamiques de répartition, les acteurs de la conservation doivent disposer d'outils permettant la maîtrise de cette incertitude

Elle invite à s'interroger sur l'élaboration de ces politiques de protection, et notamment sur la fiabilité et la légitimité des informations nourrissant les critères utilisés pour déterminer les espèces qui sont menacées d'extinction. Toutefois, en raison des variations en nombre ou en compétences des acteurs mobilisés dans les DAC, et de leurs ressources, nous affirmons ensuite que :

Hypothèse 2 : L'efficacité des dispositifs d'acquisition de connaissance est inégale selon le caractère professionnel ou bénévole des acteurs, et l'ampleur des moyens dont ils disposent. Ces déterminants de l'incertitude varient selon les espèces et les territoires, la maîtrise du phénomène est taxonomiquement et géographiquement différenciée.

Une géographie de la connaissance peut donc être dessinée entre les espèces comme au sein de l'aire de répartition d'une espèce, en distinguant celles dont les répartitions sont bien connues et d'autres moins, mais aussi, concernant chacune d'entre elles, les zones bien connues et aux informations fiables, et les zones d'incertitude. Si la reconnaissance de ces dernières constitue une étape essentielle dans le processus de sa maîtrise, elle dépend de la nature des rapports (de confiance/défiance et de collaboration/concurrence) entre les acteurs chargés de sa gestion. Nous pensons donc que:

Hypothèse 3 : La fiabilité des représentations des aires de répartition des espèces menacées résulte autant de l'attitude des acteurs face à l'incertitude géographique que de l'importance des moyens dont ils disposent

Dans ce contexte-là, les enjeux relatifs à l'amélioration des relations entre acteurs des PAC, ou de leur attitude face à l'incertitude et sa gestion, pèseront autant dans la palette des facteurs d'amélioration des connaissances des dynamiques de répartition, que l'augmentation de financements destinés aux suivis de certaines espèces. Les facteurs socio-politiques de l'incertitude seront donc tout aussi importants à identifier que les facteurs techniques.

Cette recherche vise donc à apporter un regard nouveau sur la question de la protection des espèces menacées en explorant une thématique relativement peu traitée en géographie⁷,

⁷ On peut citer cependant Lorimer (2008) qui étudie la mise en place d'un protocole de comptage sur une espèce d'oiseau et les difficultés qui y sont liées (l'analyse y est ethnographique)

celle de la reconnaissance et du traitement de l'incertitude dans la connaissance de leurs répartitions. Pour cela une approche par l'analyse des dispositifs d'acquisition de connaissance, sur plusieurs espèces, nous paraît indispensable afin de comprendre les processus de fabrication de l'information, et l'émergence de l'incertitude. Notre démarche va donc s'appuyer sur l'utilisation de deux outils conceptuels, les Dispositifs d'Acquisition de Connaissance (DAC)⁸, et les Processus d'Acquisition des Connaissances (PAC) qui visent à permettre le décryptage des relations en lien avec l'incertitude au sein des groupes d'acteurs participant à ces démarches.

Cette recherche n'est pas éloignée des travaux réalisés par les chercheurs du programme européen EuMon⁹. À travers un état des lieux des projets relatifs à l'acquisition de connaissance sur la Biodiversité européenne, ils questionnent notamment les modalités de cette acquisition par pays, et certains facteurs pouvant affecter la mobilisation des participants à ces projets. L'approche étant européenne, et s'adossant aux programmes recensés au niveau national par les pays (comité d'experts), elle reste cantonnée à une analyse globale des DAC et des facteurs pouvant affecter la mobilisation. Elle peut donc omettre les particularités que peuvent adopter les DAC à des échelles plus fines, notamment régionales, lorsque des acteurs, peu identifiés à ces échelles globales (européennes et nationales) prennent en charge cette construction de la connaissance. Lissant cette analyse à un ensemble national, elle ne met pas en lumière les relations qui peuvent exister entre les différentes structures participant à un DAC, et contraindre son fonctionnement. Certains éléments mis en avant par ce programme seront certainement identiques dans notre étude, notamment en ce qui concerne la problématique du bénévolat (Bell, et al., 2007), mais notre recherche a pour ambition de compléter cette analyse scalaire globale par la mise en avant des particularités au sein des pays.

❖ Identifier des espèces menacées représentatives des enjeux de maîtrise de l'incertitude

⁸ Pour faciliter la lecture de notre argumentaire, nous utiliserons les sigles de ces deux outils conceptuels, qui seront amenés à être utilisés très fréquemment. Nous concevons que cet exercice soit perçu comme peu académique, le lecteur comprendra, nous l'espérons, que ce choix n'est motivé que par le souci d'alléger les phrases où ils apparaîtront.

⁹ Site du programme <http://eumon.ckff.si/index1.php> consulté le 21/06/2016

Notre intérêt va se porter sur ce groupe d'espèces, ni trop rares et emblématiques pour susciter des PAC conduits par les acteurs institutionnels publics, ni trop communes pour susciter ceux portés par la science participative, qui se situe donc dans un entre-deux de la connaissance. Or celles-ci ne forment pas un groupe homogène, et beaucoup d'entre elles se distinguent par leur faible détectabilité ou encore par la taille de leur aire de répartition. Certaines espèces sont ainsi peu visibles ou au contraire très visibles (bon « jizz »¹⁰), laissent des traces facilement repérables ou non, ou occupent des habitats dont l'accessibilité peut varier. Certaines, présentant des aires de répartition de vaste superficie, mais facilement identifiables (par exemple les rapaces), peuvent être recensées par des acteurs amateurs lors de PAC. D'autres au contraire ne sont reconnaissables que par des spécialistes, qui seront d'autant plus faciles à trouver que la superficie de leur aire de répartition est restreinte (par exemple le Desman des Pyrénées, *Galemys pyreinaicus*).

Pour appréhender la difficulté d'accès à la connaissance que posent la variation de la superficie des aires de répartition et celle de l'identification de certaines espèces, nous avons choisi de fonder notre approche de l'incertitude sur l'étude des acteurs concernés par deux espèces illustrant ces dimensions. Nous sommes partis sur les espèces du règne animal qui exacerbent par leur mobilité les difficultés liées à leur recensement, et introduisent une complexité supplémentaire à la maîtrise de l'incertitude. La première, représentative des espèces d'aire de répartition large, à l'identification relativement aisée (nombreux indices) est le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*), seulement présent en France et dans la péninsule ibérique. L'étude de son dispositif d'acquisition des connaissances étalé sur deux pays (la France et l'Espagne) mais aussi plusieurs régions dans chacun d'eux, permet de comparer l'organisation des acteurs et les choix de méthode dans des territoires nombreux, donc des conditions de collecte et de traitement de l'information différenciées, qui conduisent à voir se manifester des statuts et des modes de prise en compte de l'incertitude bien différents.

La seconde, représentative des espèces à l'aire de répartition restreinte, et d'identification difficile, est le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*). Inféodée aux forêts de montagne dans la partie Sud de l'Europe (Pyrénées, Balkans, Carpates...), elle y présente donc une répartition en isolats montagnards de petite taille, au contraire de sa présence dans l'Est du continent, où sa répartition forme une vaste aire continue. Discrète, aisément

¹⁰ Une espèce ayant un bon « jizz » est une espèce facilement reconnaissable par son apparence (Mc Donald, 1996). Certaines silhouettes en vol permettent ainsi d'identifier aisément le groupe d'appartenance de l'oiseau, mais peu l'espèce (sauf certaines espèces rares ou uniques par endroit, comme le Gypaète barbu dans les Pyrénées).

confondue avec plusieurs autres espèces de pics, elle pose de gros problèmes de recensement et de suivis aux quelques spécialistes qui s'en occupent. Nous avons donc choisi d'étudier les PAC de l'espèce qui fonctionnent en France, en Espagne et en Suisse, afin de mettre en lumière, dans trois pays distincts et donc des contextes où l'organisation des suivis scientifiques diffère sensiblement, les problèmes que pose l'incertitude concernant la dynamique de répartition de l'espèce.

❖ Structure de la démonstration

Compte-tenu de ce cadre problématique et méthodologique, la thèse s'organisera en trois parties et sept chapitres. **La première partie** sera consacrée à l'étude des mesures visant la protection des espèces animales menacées, et la place de la connaissance dans leur justification. En son sein, le **chapitre 1** examinera la genèse des démarches de conservation des espèces animales menacées, dans une problématique plus large de conservation de la Nature, puis de la Biodiversité. **Le chapitre 2** analysera les outils mis en place pour protéger ces espèces menacées, et les connaissances nécessaires à leur application. Nous verrons notamment que la connaissance des répartitions des populations d'une espèce est une base indispensable à l'évaluation de son statut de conservation, ou à la mise en place de dispositifs permettant sa protection.

La deuxième partie sera consacrée à la construction des grilles d'analyse du réel que constituent les concepts de DAC et de PAC, outils d'analyse des processus de construction de la connaissance sur la répartition des espèces menacées, puis à l'examen des modalités d'apparition et de traitement de l'incertitude parmi les acteurs de cette connaissance. **Le Chapitre 3** visera donc à expliquer la nature et les usages potentiels de ces deux outils conceptuels, en prenant appui sur quelques démarches d'acquisition de connaissance, notamment avec le cas de la Loutre d'Europe en France (*Lutra lutra*). Nous examinerons notamment les différentes caractéristiques que peuvent avoir les pôles Acteur/Espèce/Méthode, et les différents modèles de DAC observés, en fonction notamment des particularités des éléments intervenant dans le PAC. Si la connaissance est indispensable aux démarches de conservation des espèces, elle est indissociable de la question de l'incertitude. **Le Chapitre 4** viendra donc questionner la place de cette dernière dans les démarches d'acquisition des connaissances, et les postures des acteurs face à celle-ci. Nous les examinerons notamment à travers l'étude du DAC du Hamster d'Alsace (*Cricetus*

cricetus). Il constituera pour la suite de la thèse un modèle possible des procédures de réduction de l'incertitude que des acteurs publics, professionnels, nombreux, et de bonne compétence scientifique, peuvent mettre en place, en une dizaine d'années de suivis. Les conditions d'une aussi bonne maîtrise de l'incertitude n'étant que rarement réunies, **la troisième partie** examinera à travers deux études de cas comment, dans des configurations d'espèces, de méthodes, de territoires et d'acteurs différents, le problème prend naissance et peut être, ou non, au moins partiellement traité. **Le Chapitre 5** exposera donc la méthodologie ayant permis la sélection de ces deux espèces, et celle des enquêtes que nous avons réalisées sur différents terrains.

Le chapitre 6 se consacrera à l'étude d'un DAC de science citoyenne sur le Campagnol amphibie (abréviation CA dans la suite de la thèse). Il questionnera les modalités de fonctionnement de DAC concernant de larges superficies, et notamment la gestion du problème de l'incertitude dans le cadre de PAC où la prospection est avant tout assurée par des bénévoles amateurs, en France et en Espagne. **Le Chapitre 7** concernera quant à lui un DAC hybride, celui du Pic à dos blanc (abréviation PDB), où se croisent des profils d'acteurs multiples, peu coordonnés, qui conduisent à l'émergence de plusieurs PAC répartis sur trois terrains nationaux, la France, l'Espagne et la Suisse.

Première partie : De l'importance d'un outil à la limite de son utilisation : « l'espèce animale menacée » dans un contexte de crise de la biodiversité

Première partie : De l'importance d'un outil à la limite de son utilisation : « l'espèce animale menacée » dans un contexte de crise de la biodiversité

Présentation de la première partie

Cette première partie vise à contextualiser notre recherche à la fois dans un processus historique de protection des espèces, dont les préoccupations et les modalités ont largement évolué au cours des derniers siècles.

Le chapitre 1 proposera donc une histoire des rapports des sociétés à la Nature, et plus particulièrement aux espèces animales. Tandis que le Chapitre 2 aura pour objectif d'analyser à la fois l'évolution des outils visant la protection de ces espèces, et leur fonctionnement. Nous verrons notamment que les critères utilisés pour évaluer les statuts de conservation des espèces, et leur future protection, repose sur un socle de connaissance, qui semble difficile de garantir pour toutes les espèces animales menacées.

Chapitre 1 : L'évolution du rapport Homme-Nature : d'une Nature menaçante à une Biodiversité menacée

Introduction du chapitre 1

Les préoccupations que soulèvent actuellement la crise de la Biodiversité, sont le résultat d'un rapport complexe entre l'Homme et la Nature, qui n'a pas cessé d'évoluer au cours du temps. Ces rapports se construisent autour de pratiques, utilisant les ressources du vivant, mais aussi de représentations. L'apparition de la notion de Biodiversité marque ainsi un tournant dans ces rapports, comme le souligne ainsi Devictor (2015) elle symbolise « *l'état et le devenir de la nature dans un monde bouleversé* ». De nombreux écrits scientifiques viennent alimenter ce constat, et le déclin alarmant des espèces, démontré par Wilson (1985), met la communauté internationale face à ses responsabilités. Il est désormais plus que nécessaire d'agir pour protéger et conserver durablement les éléments du vivant qui constituent la Biodiversité. Dans cette situation, la conservation des espèces animales devient un enjeu parmi d'autres, mais pour lequel les mesures prises ont été les plus rapides et les plus diversifiées. Ce chapitre vise à décrire l'évolution du rapport de l'Homme à la Nature, et le bouleversement que la notion de Biodiversité a entraîné quant à la nature de ce rapport.

1. D'une nature menaçante à une nature menacée : la construction du rapport de l'homme à son environnement du Paléolithique à nos jours

1.1. Du sauvage au domestique, et de l'exclusion à l'exploration

L'évolution du lien entre l'Homme et la Nature repose à la fois sur celles des pratiques, qui ont conduit les sociétés humaines à exploiter les ressources naturelles et à progressivement domestiquer la faune sauvage, et sur les représentations de cette Nature. Vue comme une contrainte (prédateur, parasite etc.), voire une menace, elle devient dans certains cas un avantage dont les hommes ont su profiter (domestication), et une source inépuisable de curiosité. Celle-ci devient le moteur d'une recherche de connaissance, qui s'organise autour de la création des premières sociétés savantes. La Nature et ses éléments sont peu à peu appréhendés, la classification des espèces commence, et vise à gérer la lecture de sa complexité.

1.1.1. Des chasseurs-cueilleurs à la révolution néolithique : la maîtrise progressive des milieux et de la faune

Selon Moscovici (1972), l'existence du genre humain a longtemps été considérée comme le résultat de la séparation de deux mondes, l'un reposant sur un ordre artificiel (la société) et l'autre sur un ordre naturel, « *la société est le domaine des hommes, la nature, le domaine des choses* » (Moscovici, 1972). Pourtant les relations qui lient l'Homme à son environnement, témoignent de l'imbrication de ces deux ordres. Au paléolithique, les chasseurs-cueilleurs tirent « *leur subsistance de plantes et d'animaux dont ils ne maîtrisent ni la reproduction, ni les effectifs, ils tendent à se déplacer au gré de la fluctuation de ressources (...)* » (Descola, 2004). Ces déplacements ne sont pas aléatoires et prennent en compte la richesse et la diversité des milieux traversés. Les zones de parcours et d'arrêt sont réfléchies, transmises de génération en génération, et deviennent des étapes récurrentes des mouvements migratoires de ces sociétés nomades. Cette connaissance des milieux, et des « territoires » de la migration permettent « *une protection plus efficace contre les prédateurs et une subsistance moins aléatoire [qui] auraient alors permis de surmonter la peur instinctive d'un environnement inhospitalier et de faire de la chasse le lieu symbolique du contrôle du sauvage en même temps qu'une source de prestige pour ceux qui y excellaient* »

(Descola, 2004). La nature, perçue à travers cette pratique de la chasse, est à la fois vue comme dangereuse mais également désirable, elle est source de nourriture et de prestige social. Les animaux ne sont cependant pas gérés, et les prélèvements sont directs. Peu à peu, entre -6000 et -2100 ans avant JC, les sociétés se sédentarisent, c'est ce que certains¹¹ appellent la « révolution néolithique » (Childe, 1949). La société, formée d'agriculteurs et d'éleveurs, sélectionne et entretient une nature domestiquée, contrôlée et apprivoisée. Ainsi selon Chambers et Trupp (1994) les premiers cultivateurs connaissaient les caractéristiques, la valeur nutritive et l'utilisation médicale de plus 1500 espèces végétales. Certaines espèces sont progressivement choisies et améliorées génétiquement pour répondre aux attentes des agriculteurs (par exemple les céréales à paille, telle l'orge et le blé apparaissent dès 9000 avant notre ère, et pour les animaux, la chèvre, le mouton et l'âne vers – 8500 ans dans le bassin Méditerranéen) (Blanc, 2014). La pratique de la chasse ne se perd pas pour autant, et au fil des siècles un processus de « cynégétisation » se met en place, en parallèle de la domestication de certaines espèces. En effet comme l'explique Vigne (1993), avec l'exemple du cerf, un choix socio-culturel a été effectué depuis le Néolithique pour préserver certaines espèces dans leur milieu d'origine, afin de garder leur forme « sauvage » et de pouvoir ainsi les chasser dans leur milieu naturel (Marvinval-Vigne, et al., 1996). Des parcs à gibiers, ou « forestae » sont par exemple instaurés sous la dynastie des Carolingiens, dès le IX^{ème} siècle (Descola, 2004).

La nature non socialisée, car extérieure aux pratiques de régulation et de domestication, qui prennent part dans des espaces contrôlés, devient menaçante. Les prédateurs attaquent les troupeaux, les insectes ravageurs détruisent les récoltes, ils viennent perturber les ressources naturelles entretenues et régulées. Certaines espèces animales sont donc protégées, certaines des pressions anthropiques en définissant un statut de propriété (les espèces gibiers), d'autres des pressions naturelles comme la prédation (les espèces domestiquées). Se distingue alors progressivement la faune domestique (ou semi-sauvage) de la faune sauvage. Selon Micoud (2010) le « sauvage » est cette force qui ne respecte pas « *les efforts que déploient les humains pour ordonner un tant soit peu la nature à leur profit* ». La connaissance de la faune durant cette période néolithique est donc très utilitaire, elle se

¹¹ Certains auteurs sont plus nuancés sur cette « révolution », ils insèrent ainsi dans leurs arguments des critères temporels (ex : mésolithique), techniques (ex : poterie), géographiques (ex : indiens Warrau) etc. (Testart, 1983; Pison, 1986)

limite aux espèces perçues comme des « ressources alimentaires », comme des « défenses » (loup puis chien), et comme des espèces prédatrices ou compétitrices (Hondt, 2006).

La domestication progressive de la faune sauvage s'est accompagnée d'un phénomène de sédentarisation des populations, et de l'émergence des sociétés agricoles. Comme le précise ainsi Chansigaud (2013), cette évolution des sociétés humaines, du nomadisme à la sédentarisation, a de multiples conséquences, à la fois techniques, environnementales, sociales mais surtout démographiques « *l'apparition de l'agriculture est concomitante avec une forte croissance des populations humaines* » (Chansigaud, 2013). L'agriculture façonne désormais les paysages, qui deviennent de plus en plus anthropisés dans certaines régions du globe. Durant l'Antiquité, les sociétés agricoles se structurent, les territoires sont aménagés, l'exploitation des ressources naturelles est accrue (déforestation, mines etc.) pour répondre aux besoins des premiers « citadins ».

1.1.2. *La Nature pendant la Renaissance : approches spirituelles et scientifiques*

La fin du Moyen-Age et la Renaissance marque l'essor d'une société urbaine, et l'abandon progressif des visions préhistoriques et médiévales de la Nature (Deléage, 2010). Durant cette période, deux facteurs majeurs vont influencer les courants de pensées : la religion confrontée aux découvertes scientifiques, et les explorations de nouveaux continents qui vont notamment permettre l'émergence de la science zoologique en Europe.

Les croisades des XII^{ème} et XIII^{ème} siècles seront pour les européens l'occasion de découvrir les travaux effectués par les premiers naturalistes arabes, tel le « Livre des animaux » de Al Jahriz en 868 et le livre sur la première faune des vertébrés d'Egypte de Abdellatif Ben Youssef (1161-1231) (Hondt, 2006). Les grandes expéditions se multiplient au XVI^{ème} siècle, comme le voyage de l'espagnol Gonzolo Hernandez de Oviedo y Valdez en 1533, écrivant à son retour l'Histoire naturelle des Indes occidentales (ibid). Les découvertes de nouvelles espèces, rapportées par les carnets de bord des naturalistes, alimentent la vision d'un monde vaste et d'une impressionnante richesse. Débute en parallèle une réflexion sur les possibles utilisations commerciales de celles-ci (Deléage, 2010). Ces découvertes soulèvent la

nécessité d'une classification¹², permettant la détermination plus rapide des genres puis des espèces collectées. Elle se stabilise au milieu du XVIIIème siècle, sur la base des travaux de Carl Von Linné de 1735 puis de 1766-1768. Ainsi selon Deleage (2010) « *désormais les êtres vivants sont perçus dans leur spécificité, mais aussi dans leurs rapports réciproques (...)* ». Les sciences naturelles regroupent l'ensemble des matières scientifiques intégrant pleinement la Nature et ses composants comme des objets d'étude, contrairement à la religion, longtemps porteuse du dogme d'une nature sacrée, « *refuge de l'ermite et passage obligé dans l'itinéraire de la sainteté* » (ibid), elle est également la « *mère nourricière qu'il convient de respecter* » (Fresso, et al., 2014). Or si la religion¹³ supportait l'idée d'une séparation du milieu sauvage et naturel, avec celui des sociétés humaines, la science et les fondements de l'histoire naturelle encouragent l'exploration de cette nature, pour sa compréhension mais également pour les bénéfices que cette connaissance pourrait apporter aux sociétés (Deleage, 2010). La faune est donc étudiée, suivie, et référencée.

Si la découverte de nouveaux territoires, par le biais des explorations, permet une prise de conscience par certains de la richesse proposée par la Nature en d'autres lieux inexplorés, les échanges mondiaux qui se développent à la fin du XVème siècle vont bouleverser la diversité biologique (Chansigaud, 2013). L'abolition des frontières naturelles conduit à une expansion d'organismes vivants en des lieux différents de leur répartition naturelle, ces premières espèces invasives causant parfois de sérieux dommages à la faune et à la flore locale.

L'éloignement de l'homme du milieu sauvage, par la maîtrise de la domestication puis de l'agriculture, qui conduira progressivement à l'apparition des sociétés urbaines, permet un certain « apaisement » des relations avec la Nature. Celle-ci devient un sujet d'étude, pour les sciences naturelles, et un objet de convoitise quand il s'agit de ressources naturelles à exploiter (Chansigaud, 2013). La relation entre l'Homme et la Nature se fait désormais sur la base d'un raisonnement productif en Europe, écho à l'expansion coloniale, à l'accroissement démographique ou à la recherche de la croissance économique.

¹² Selon d'Hondt (2006) « ce goût du rangement répond à un désir inné de clarification, d'organisation optimale, primitivement en vue d'un usage amélioré ou d'une meilleure récolte, d'une meilleure résolution des problèmes de la vie humaine », elle aurait débuté très précocement avec une classification pour les besoins agricoles dès le néolithique entre proie, parasite, auxiliaire des cultures, prédateurs etc.

¹³ A cela s'ajoute le folklore et les mythologies participant à la vision d'une nature mystérieuse, lieu des démons et des esprits, les forêts en sont les principaux supports (Nash, 2014)

1.1.3. La prise de conscience collective des menaces sur l'environnement : dégradation et disparition des ressources naturelles

Si la pression sur les ressources naturelles n'a cessé d'exister depuis la naissance des premières sociétés agricoles, l'essor de l'industrie au XIX^{ème} siècle marque un tournant dans l'exploitation des milieux (Chansigaud, 2013). Désormais, celle-ci s'effectue sur de larges échelles, en raison notamment de l'expansion des sociétés européennes via la colonisation.

✓ Des phénomènes d'ampleur affectant les ressources naturelles

La déforestation prend ainsi de l'ampleur partout dans le monde, bien que difficile à évaluer on l'estime à 126 millions d'ha entre 1700 et 1850, tandis qu'elle semble ralentir en Europe (Chansigaud, 2013). Cette situation s'explique notamment par une amélioration des rendements agricoles (les mêmes superficies produisent plus), par une utilisation du charbon au détriment du bois, ou par la mise en place de gestion forestière par l'Etat (ibid). Le bois reste cependant une ressource naturelle première très utilisée, comme le montre sa forte consommation pour la construction navale (ibid).

Si les superficies des forêts diminuent, certaines espèces sont également touchées. Les pressions sur de nombreuses espèces augmentent à un tel point que certaines d'entre elles frôlent l'extinction comme le bison des plaines en Amérique du Nord (*Bison bison bison*). Depuis le début du XIX^{ème} siècle, plus de la moitié de la biomasse planétaire est composée de bétails (Chansigaud, 2013). La faune domestiquée pèse donc de plus en plus dans la diversité faunistique de la planète.

La période industrielle et la montée en puissance du modèle capitaliste au XX^{ème} siècle ne sont pas sans dommage pour les milieux naturels. L'un des meilleurs exemples pour traduire l'ampleur de la catastrophe qui touche les ressources naturelles concerne la gestion des ressources halieutiques.

✓ *Un exemple de dégradation de ressources naturelles exploitées : les stocks halieutiques*

L'océan est perçu comme un territoire libre d'exploitation, reconnu pour la richesse de ses ressources en poissons (Nobleville, 1756). Si les volumes prélevés ne cessent d'augmenter entre 1950 et 1969, passant de 18 millions de tonnes à 56 millions de tonnes, avant de stabiliser de nouveau autour des 90 millions de tonnes dans les années 1990 (OCDE, 2001) en parallèle la reconstruction des stocks halieutiques n'est pas assez rapide pour supporter les pressions dont ils font l'objet. Malgré l'application de mesures de gestion dès les années 1950¹⁴, le seuil critique d'exploitation des stocks est désormais atteint (Manning, 2005). Dès les années 1970 la part des stocks surexploités (rouge) ne cesse d'augmenter et depuis 1999 elle dépasse celle des stocks non exploités pleinement (bleu) comme le montre le graphique ci-dessous:

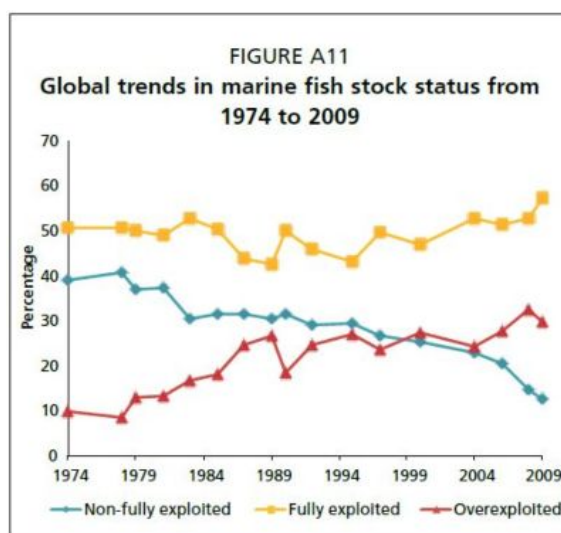


Figure 1 Représentation de l'exploitation des stocks halieutiques (FAO, 2011)

Trois constats s'imposent alors face à cette diminution des prises. Le premier réside dans l'existence d'un seuil de reproductivité des espèces de poissons qui n'était jusqu'à alors que très peu étudié. On observe ainsi que certains phénomènes affectent l'effort reproductif des populations restantes non pêchées, qui peut être lié dans un milieu naturel non anthropisé

¹⁴ Une conférence internationale s'est tenue en 1940 donnant lieu au « Final Act and Convention of the International overfishing conference » démontrant d'une part l'émergence de pratique de « surpêche », mais également préconisant les premières mesures visant notamment à augmenter la taille des filets de pêche ou encore de sélectionner en fonction de la taille les individus pêchés. Article de Nature du 4 mai 1946 vol 157 rubrique News and views

à une forte pression des prédateurs, empêchant la reproduction suffisante des populations chassées. Ces phénomènes naturels sont exacerbés dans un contexte de surexploitation (Cury, et al., 2005). Le deuxième constat est la diminution de la taille et du poids des prises, comme le démontre Juan-Jorda et al (2011) expliquant que l'accroissement des captures entre 1954 et 2006 a entraîné une diminution de 52.2% de la biomasse des adultes de différentes espèces de Scombridae¹⁵. Le troisième constat est celui de la diminution critique des seuils de population de nombreuses espèces pêchées (Fromentin, et al., 2005; Safina, et al., 2008), certaines jusqu'à l'extinction locale, comme la morue des Grands bancs de Terre-Neuve, au Canada dans les années 1990 (Cury, et al., 2011).

Les années 1950-60 voient ainsi l'émergence de certains travaux corrélant la disparition des ressources naturelles à la dégradation de l'environnement ou à la mauvaise gestion de celles-ci (Meine, et al., 2006). On peut citer les ouvrages de Vogt « The Road to survival » (1948) dépeignant l'incapacité des sociétés à se développer sans dégrader leur milieu (déforestation, érosion des sols etc), de Osborn « Our plundered planet »(1949), au très connu « Silent spring » de Rachel Carson (1962) sur l'utilisation excessive des pesticides et de leurs effets sur l'avifaune et les hommes (Marty, et al., 2005; Devictor, 2015). Hardin (1968) soulève ainsi dans sa « tragédie des communs », l'incapacité des hommes à pouvoir gérer les ressources qu'ils posséderaient en commun.

✓ *La notion « d'environnement » pour comprendre les effets de la mauvaise gestion des ressources*

Pour comprendre les interactions entre les pratiques humaines et l'altération des milieux et de leurs faunes, de nouveaux concepts apparaissent dans la communauté scientifique. La notion d'environnement apparaît ainsi dans les années 1960, pour désigner les problèmes engendrés par la mauvaise gestion des ressources naturelles, et par la dégradation des milieux (Deléage, 2016).

La citation de Charles et Kalaora (2007) est suffisamment complète et synthétique pour traduire l'évolution de ce passage progressif de la « nature » à l'environnement, « *La nature prend une signification nouvelle, elle n'existe plus comme arrière-plan livré aux initiatives humaines, comme champ ontologico-symbolique, mais comme **complexe de***

¹⁵ Famille de poissons comprenant les thons, bonites, maquereaux entre autres.

relations et d'interactions fonctionnelles inscrites dans le temps et dans l'espace, couplé à la réalité humaine. La coupure nature/société, fondatrice du social en tant qu'ordre distinct séparé du reste de la « création », est remise en question au même titre que les découpages en champs spécifiques et en disciplines, au profit de configurations instables, associant des entités hétéronomes. L'environnement dessine un univers sans frontière, ubiquiste, dont il est impossible d'anticiper la trajectoire. Le rôle et la responsabilité humains n'en apparaissent que plus importants » (Charles, et al., 2007) Cette notion construit une frontière perméable entre l'homme et son milieu. Elle rend d'autant plus importante la régulation des pratiques quand leurs conséquences, parfois négatives et imprévisibles, mettent en péril certaines espèces ou dégradent la qualité des milieux, dans lesquels les sociétés trouvent leur source de subsistance.

1.2. Gestion des ressources naturelles ou « mise sous cloche » : les courants conservationniste et préservationniste

La protection de la Nature ne s'est pas traduite dans des systèmes de pensées et d'actions identiques en tout lieu et selon les époques. Des courants de pensées ont cependant fortement marqué les modalités de protection de la Nature de nos jours, certains mobilisent des considérations éthiques, valorisant la protection de larges superficies pour permettre la libre évolution des milieux et des espèces, tandis que d'autres soulèvent des considérations plus utilitaristes visant la conservation raisonnée des ressources naturelles pour le besoin des sociétés actuelles et futures.

1.2.1. La confrontation des modèles

Deux conceptions semblent s'affronter à l'approche du XIX^{ème} siècle, elle oppose la vision d'origine américaine reposant sur la protection de la « wilderness » à celle de la conservation, qui trouve notamment son origine dans les logiques de fonctionnement mobilisées par la science forestière européenne.

Depuis le XIX^{ème} siècle l'Europe est confrontée à la raréfaction de ses ressources naturelles, de leur gestion pour leur pérennisation face à des pratiques toujours plus consommatrices, et à la réduction des surfaces naturelles au profit des zones urbanisées. Si Le

Play dès 1840 énonce la nécessaire gestion des ressources forestières pour le maintien des forêts productives, la notion de « conservation » n'apparaîtra qu'avec les travaux de Gifford Pinchot (1865-1946). La nature devient une « *ressource devant être exploitée [Cooper,2003]* » (Fresso, et al., 2014) pour garantir la croissance des sociétés humaines. Ce forestier américain a suivi une formation en Europe, en Allemagne puis en France, il soutient qu'une gestion des forêts est vitale « *elsewhere right forest management is the wisest, safest, and most satisfactory way of dealing with the forest* » (Pinchot, 1903), et s'appuie sur son expérience pour étendre cette gestion à l'ensemble des ressources naturelles (il commence notamment par décrire la consommation excessive de charbon et son gaspillage, avant de s'intéresser au pétrole et au gaz, puis à l'eau, Pinchot 1910). Sa conception, fondée sur la gestion forestière, a été soutenue par le gouvernement américain lors de la signature en 1908 de la Convention des gouvernements à Washington (ibid). Le terme « conservation » rentre dans le langage politique, il signifie pour Pinchot (ibid) « *provision for the future, but it means also and first of all the recognition of the right of the present generation to the fullest necessary use of all resources with which this is so abundantly blessed. Conservation demands the welfare of this generation first, and afterward the welfare of the generation to follow* ». Selon lui, les sociétés ont le droit d'exploiter pleinement leurs ressources naturelles tant que cela ne nuit pas à l'ensemble des individus dans le présent, et dans le futur, considérant ainsi le bien-être des générations à venir. Cette utilisation doit être cependant rationalisée pour éviter tout gaspillage. La Nature est perçue dans sa dimension « productive », par les ressources utiles au développement de la société américaine.

En opposition à cette vision « utilitariste » portée sur la gestion et l'importance des ressources naturelles, et propres aux modalités de développement européen, limité en superficie, apparaît un mouvement « préservationniste » aux Etats-Unis reposant sur la valorisation du territoire américain peu peuplé, la « *wilderness* ».

Les valeurs de la *wilderness* américaine ont vu le jour avec Thoreau¹⁶ (1817-1862), notamment avec son livre *Walden*, et portées par son discours d'avril 1851, à travers ce message « *in Wildness is the preservation of the World* » (Nash, 2014). Cette vision de la nature sera ensuite reprise et politisée par John Muir (1838-1914). Elle défend un idéal de nature sauvage, « *préservée dans sa pureté originelle* » (Larrère, 2007). Dans son étymologie, la *wilderness* signifie le « lieu des bêtes sauvages » (Nash, 2014), et donc le lieu où l'homme

¹⁶ Selon Nash (2014) les premiers colons européens seraient à l'origine de cette pensée, établie sur la comparaison entre l'Ancien et le Nouveau monde.

est absent. Ainsi si cette vision s'est notamment matérialisée dans la création des premiers espaces protégés américains, dont le parc de Yosemite en 1864 et le Yellowstone en 1872, elle s'est aussi traduite dans l'exclusion des natifs américains de leur terre. En effet l'« *élaboration culturelle d'un idéal de la wilderness a été un élément central de ce processus car il fallait d'abord créer l'idée d'un espace sauvage et inhabité avant de pouvoir le préserver, puis de le réifier en parc national, comme une enclave de nature à protéger* » (Fressoz, et al., 2014). Cette vision l'emporte sur le Nouveau continent avec l'adoption en 1964 du Wilderness act qui définit une loi-cadre pour déterminer les actions en faveur de la protection de la nature aux Etats-Unis (Larrère, 2007).

Cette approche préservationniste apparaît plus tardivement en Europe. Elle s'appuie sur une vision romantique de la Nature, support d'un mouvement de distinction sociale dans les usages récréatifs, mais également dans les premiers mouvements de protection des animaux, avec notamment la création en 1824 de la première société de protection, « The Royal Society for the prevention of cruelty to animals » ou RSPCA en Grande-Bretagne (Fressoz, et al., 2014). En France, cette vision romantique de la nature se traduit notamment dans la protection des paysages, comme les « séries artistiques » de Fontainebleau dès 1853, sur des valeurs patrimoniales, culturelles et artistiques (Larrère, 2007). La Nature n'est donc pas perçue comme une « ressource » utile à l'homme comme dans le mouvement « conservationniste », mais elle revêt des valeurs symboliques, qui font peu à peu de la *wilderness* le symbole de la Nature américaine.

La vision conservationniste supplante petit à petit les visions préservationnistes au niveau mondial dès les années 1950. L'Union internationale de protection de la nature ou UIPN devient ainsi l'Union internationale de conservation de la nature ou UICN. L'avantage de cette vision est qu'elle engage un développement possible et durable, contrairement à la vision préservationniste impliquant une dualité marquée entre espace naturel et anthropisé. Le modèle « conservationniste » sera ainsi le support d'une réflexion future, celle du développement durable, avec un rapport officiel publié en 1987 par l'ONU (rapport Bruntland) (Larrère, 2007).

1.2.2. La conservation par l'espace

Ces deux modèles, préservation et conservation, prennent forme dans la création d'espaces naturels protégés. Au niveau des Etats, ces espaces sont « l'expression de la souveraineté nationale » (Charles, et al., 2007), car ils sont souvent le reflet d'un Etat fort s'appuyant sur ses institutions publiques pour protéger la Nature.

✓ *La diffusion des espaces naturels protégés*

L'objectif de ces espaces naturels protégés (ENP) est d'établir une protection par l'espace des milieux naturels, et des espèces de flore et de faune qui les occupent. La palette de ces ENP est cependant très large, et résulte d'un long processus historique (l'internationalisation des parcs ne s'effectue qu'à partir des années 1970, Héritier, et al., 2008). En Europe, les premiers parcs nationaux apparaissent en Suède (1909 le parc de Sarek), en Espagne (1918 le parc de la vallée d'Ordesa), en Italie (1922 le parc des Abruzzes), puis plus tardivement en Grande-Bretagne en 1949 (Durousseau, et al., 2006). En France, les premières initiatives ayant suivi la protection des paysages ont été portées par des associations naturalistes ou des sociétés savantes, désirant s'appuyer sur les modèles américains d'ENP pour créer des réserves intégrales protégeant la faune et les milieux exceptionnels. Celles-ci se confrontent alors à la pression foncière qui limite les étendues disponibles. Des réserves modestes sont alors créées. Entre 1909 et 1930, 459 sites apparaissent ainsi, dont la réserve zoologique et botanique de Camargue en 1927, gérée par la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) et la Société nationale d'acclimatation (Selmi, 2009).

Les parcs nationaux n'émergent en France que tardivement¹⁷, dans les années 1960, et proposent une protection plus nuancée, notamment en intégrant plus largement le tourisme. Les parcs nationaux français (selon la loi du 22 juillet 1960) rejoignent cependant l'objectif de ces réserves intégrales dans leur vocation pour la conservation de la faune et de la flore, du sol, et plus largement d'un milieu naturel, et qui présenterait un intérêt spécial, « *il importe de préserver ce milieu contre tout effet de dégradation naturelle et de le soustraire à toute intervention artificielle susceptible d'en altérer l'aspect, la composition et l'évolution* » (Art.1, Loi n°60-708 du 22 juillet 1960 relative à la création des parcs nationaux). Cet intérêt spécial

¹⁷ Notamment après plusieurs essais dans les colonies françaises (Selmi, 2009)

est généralement motivé par le caractère « remarquable » de certaines espèces. Leur protection justifie donc parfois la création d'ENP, comme le parc de Bamingui-Bangoran, en Afrique équatoriale française, réserve intégrale dont l'objectif est la préservation des éléphants, rhinocéros noirs, antilopes et gazelles (Larrère, et al., 2004). De manière semblable, en France métropolitaine, le parc de la Vanoise a émergé sur l'idée d'une restauration des populations du Bouquetin (Mauz, 2009). La création d'ENP repose fréquemment sur la présence des espèces les plus menacées, sur les grands mammifères en particulier, qui mobilisent plus volontiers l'attention des gestionnaires et du public (Soulé, 1991).

✓ *L'inégale répartition des ENP dans le monde*

L'inégale répartition des ENP dans le monde peut à la fois être lue en termes d'effectifs par continents ou pays, en termes de superficie, mais également en termes de catégories d'ENP.

15.4 % des terres émergées¹⁸ sont actuellement couvertes par un espace naturel protégé. En Europe ils couvrent plus de 21 % du territoire¹⁹, et 28.2 % en Amérique centrale. Les plus fortes concentrations peuvent être observées dans les zones subpolaires et polaires (Groenland par exemple), ou encore en Afrique orientale (Héritier, et al., 2008).

En termes d'effectifs, l'Europe accueille une multiplication de sites de relative faible superficie avec 65.6 % du nombre d'aires protégées pour seulement 12 % de la superficie totale des aires mondiales (Deguignet, et al., 2014).

Ces espaces protégés présentent également une grande variété de profils à travers le monde. L'UICN distingue six catégories d'espaces naturels protégés (ENP), selon leur plus ou moins forte contrainte d'usages dans leur périmètre de légitimité (de la réserve intégrale, au parc national en passant par les réserves de biosphère etc.). Ils représentent, en quelque sorte, l'évolution du regard porté à la protection de la Nature. Ainsi de plus en plus d'ENP intègrent les populations locales dans leur périmètre, notamment selon une volonté politique d'associer Nature et Culture, en valorisant les paysages façonnés par les pratiques locales (Héritier, 2007; Sierra Jimenez, 2011). Les différences entre régions sont souvent fortes en ce

¹⁸ Site du PNUE <http://www.unep-wcmc.org/featured-projects/mapping-the-worlds-special-places> consulté le 10/06/2015

¹⁹ Site de l'Agence européenne de l'environnement : <http://www.eea.europa.eu/publications/protected-areas-in-europe-2012> consulté le 10/06/2015

qui concerne ces catégories, l'Amérique du Nord présente ainsi le plus d'espaces appartenant à la catégorie II de l'UICN, c'est-à-dire présentant une forte protection (type parc national « classique »²⁰), contrairement à l'Europe dont les ENP sont les plus diversifiés (Deguignet, et al., 2014).

✓ *Les limites des dispositifs de protection par l'espace*

Malgré la diversité de leurs objectifs, de leur superficie, de leur forme, les limites à ces ENP sont de plus en plus nombreuses. Si les premières concernaient l'exclusion des populations locales (Stevens, 1997), de nouvelles ont été peu à peu soulevées par certains auteurs (Chape, et al., 2005; Naughton-Treves, et al., 2005), voire par les acteurs des territoires concernés eux-mêmes. Une première limite concerne l'efficacité de ces ENP pour la conservation de la Nature. En effet certains sont localisés dans des zones géographiques relevant plus de décisions politiques et économiques, qu'écologiques. Par exemple les contours du Parc national des Pyrénées ont été définis en partie par les communes, celles-ci souhaitaient « *tout à la fois bénéficier de l'exploitation de l'or blanc, maintenir leurs activités traditionnelle, leurs pouvoirs décisionnels sur l'exploitation du foncier et sur la création d'infrastructures industrielles, agricoles, routières et touristiques* » (Larrère, et al., 2009). À cela s'ajoutent des zonages réglementaires ne respectant pas toujours les dynamiques naturelles (entre la zone cœur, la zone d'adhésion d'un parc national, et la nature ordinaire), la faune circule, et se confronte aux modalités des usages différenciés (pratique de chasse, exploitation forestière) (Poinsot, 2010). En effet nombre de ces ENP ne proposent pas des dimensions spatiales suffisantes pour protéger l'ensemble des populations animales. Contrairement aux grands parcs américains, ces espaces en Europe sont de taille relativement réduite. Ils n'agissent que sur la protection de faibles superficies, tandis qu'en dehors de ces espaces la nature continue d'être exploitée. Certains auteurs ont ainsi montré l'impact de la déforestation autour d'ENP protégé (Naughton-Treves, et al., 2005). Cette protection « en dentelle » s'effectue en France sur 20 % de l'espace terrestre, toute protection confondue, mais avec moins de 2 % d'espaces à protection forte (type Parc national) (UICN France, 2013). La diversité des milieux protégés par ces ENP est également faible. Ainsi les zones de montagne ont été souvent privilégiées dans la localisation de ces espaces de protection.

²⁰ En effet la définition du parc national est assez large, dans certains pays ceux-ci peuvent appartenir à d'autres catégories UICN que la II, en raison de leur objectif de conservation, de leur restriction d'usages etc.

Comme l'explique ainsi Debardieux (2001), les représentations de la nature héritées du XVIIIème siècle y sont pour beaucoup dans la part importante que représentent ces régions de montagne dans les espaces protégés.

Qu'ils défendent un point de vue « préservationniste » ou « conservationniste », les ENP sont devenus les « outils à la mode » pour protéger et conserver les milieux naturels et les espèces qui les occupent. L'accroissement fulgurant de leur nombre depuis la fin du XIXème siècle en Amérique du Nord, du début XXème en Europe, et des années 1970 partout dans le monde, montre que la protection spatiale est perçue comme la solution aux problèmes rencontrés par les sociétés en ce qui concerne les dégradations faites à la Nature. Si cette protection spatiale présente des limites, en raison de la localisation de ces ENP, ou encore de leurs étendues, la variété de formes qu'ils prennent permet à chaque pays d'adopter une réglementation appropriée aux logiques politiques et sociales.

La maîtrise progressive par l'homme des ressources naturelles, lui a permis de s'émanciper du milieu sauvage. La sédentarisation des sociétés humaines, le développement de l'agriculture et des premières cités, se sont accompagnés d'une distanciation de l'Homme à la Nature dite « sauvage ». Si l'approche par la « ressource » permet donc de comprendre l'émancipation de l'Homme de son milieu naturel, en partie domestiqué, elle permet également de comprendre l'évolution des préoccupations environnementales, qui se sont développées après le constat de leurs dégradations et de la pression toujours plus forte dont elles font l'objet (croissance démographique et économique). Les premières mesures visant à conserver ces ressources se sont donc développées par la mise en place de dispositifs de protection spatiale, qui sont également les produits des nouvelles conceptions éthiques et spirituelles que développent certaines sociétés. A la protection sur des bases utilitaristes, s'opposent des conceptions plus humanistes, qui considèrent progressivement les valeurs associées à cette Nature.

2. De la nature menacée à la biodiversité menacée : une discipline comme remède, la Biologie de la conservation

2.1. L'évolution des concepts: de la Nature à la Biodiversité

L'apparition du concept de Biodiversité en 1986 par Edward O. Wilson et sa diffusion large en 1988 semblent être la conjonction de deux phénomènes. Le premier est la compréhension d'un objet et son intégration dans les sciences de la conservation : l'écosystème²¹. Le deuxième correspond à l'émergence d'une notion, celle du Développement durable, et les objectifs qu'elle engage, la conservation de la biodiversité devient fondamentale pour la réussite du développement des sociétés (Blandin, 2009).

2.1.1. Les liens étroits entre biodiversité, écosystème et Développement durable

Le développement de l'écologie a été le moteur de l'identification des mécanismes à l'œuvre dans la diversité biologique, sa création et sa disparition.

Le terme « écologie » apparaît formellement en 1866 avec Haeckel, qui formalise sous un terme les relations de l'organisme avec son milieu (Deléage, 1994). Imprégné des travaux de Darwin, Haeckel veut faire évoluer les travaux de biologie, en y intégrant notamment les conceptions évolutionnistes qu'il partage avec Darwin (Matagne, 1999). Sa vision sera peu à peu partagée dans de nombreux travaux de biologistes entre 1875 et 1881, mais la première société d'écologie n'apparaîtra qu'en 1913 (Deléage, 1994). L'écologie moderne ne naîtra qu'à partir des années 1930-40, après la publication des travaux de Tansley (1935) sur le concept d'écosystème, suivis par ceux de Lindeman (1942) (ibid). Cette discipline nouvelle introduit la pensée globale du fonctionnement de la Nature, composée d'éléments en interaction, de processus naturels, qui ne cessent d'évoluer.

A ces débuts, l'écologie est fortement imprégnée des idées relatives à la notion de « climax ». Apparue avec Clements en 1916, après son observation de la dynamique végétale

²¹ Terme apparu avec Tansley en 1935 et son article « The use and abuse of vegetational concepts and terms », prône la considération d'un système naturel large, intégrant les interactions entre organismes, et entre ces organismes et les éléments physiques de leur environnement, de leur biome. L'objectif de son point de vue est de s'éloigner de la vision traditionnelle des sciences de la nature se focalisant sur l'étude des organismes, pour regarder plus largement leur intégration dans un système naturel.

sur les dunes du lac Michigan, elle serait la succession de communautés (ici végétales) aboutissant à un état d'équilibre appelé « climax » (Larrère, et al., 2009). Si cette vision a alimenté les travaux en écologie pendant de nombreuses années, les premières controverses sont apparues avec les recherches de Gleason en 1917, qui introduit l'idée d'une variation graduelle des compositions floristiques avec l'existence de formes transitoires liées à une présence temporaires de certaines conditions (Larrère, et al., 1997). Autrement dit, un état stable de longue durée semble peu concevable dans les faits. La prise en compte des perturbations, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, fait évoluer le débat. Le continuum évolutif stable développé par l'approche « climax », que l'on pourrait représenter de façon schématique sous la forme d'une droite, se transforme sous l'effet des perturbations en une courbe oscillatoire, fluctuant entre la progression et la régression de certaines conditions du milieu et de ses communautés (biocénoses).

La vision fixiste, fondée entre autres sur la notion de « climax », cède donc la place à une vision nouvelle, focalisée sur des évolutions naturelles conduisant à un état d'instabilité constant. L'écologie étudie ainsi la complexité des processus naturels, « *les perceptions du temps et de l'espace sont réorganisées au sein d'une pensée qui met l'accent sur la diversité des organismes et sur la régulation de cette diversité des milieux hétérogènes et changeants* » (Deléage, 1994). La diversité des organismes devient un indicateur de leur bon fonctionnement.

La diversité des organismes est également un réservoir de ressource pour la société, qu'il faut conserver pour les générations futures « *Car elle constitue un réservoir de ressources essentielles pour le développement et le bien-être des sociétés humaines : ressources alimentaires ; ressources pharmaceutiques ; ressources en matériaux (bois, fibre). Des ressources renouvelables – donc durables à condition d'être exploitées de manière adaptée* » (Barbault, et al., 2005).

Cette mobilisation « scientifique » conduit à la création du concept de « Biodiversité », médiatisé en 1992 à la conférence de Rio et la publication de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB), comprenant trois aspects que sont la variabilité génétique, la diversité spécifique et la diversité écologique (Barbault, 1997).

2.1.2. Le concept de biodiversité et l'évolution du rapport société-nature

La Biodiversité est la source du fonctionnement écosystémique, selon Blondel (2005), « *organisée en systèmes en perpétuelle évolution et animées d'une dynamique qui les organise dans l'espace, les entités de biodiversité, des gènes aux paysages, assurent des fonctions, à commencer par celles de faire fonctionner les écosystèmes (...)* ». Ce concept a changé les problématiques de protection de la nature en réduisant les frontières entre milieux naturels et espaces exploités, en mettant en avant les processus à l'origine de la création de diversité (Larrère, et al., 2004), ainsi comme le souligne Larrère (1999) « *préserver dans la biodiversité la capacité évolutive des processus écologiques implique de maintenir des pratiques* ». La diversité biologique peut en effet être favorisée par des processus naturels comme des processus anthropiques. L'action humaine trouve alors une place de choix dans ce raisonnement, si les pratiques de gestion peuvent favoriser la diversité alors elles deviennent légitimes.

Au contraire les dégradations faites à l'environnement, entraînant une diminution de cette diversité soulèvent l'existence de pratiques défavorables à la Biodiversité. Un régime de gestion de cette biodiversité et une surveillance de l'évolution de celle-ci, doit donc se mettre en place, pour isoler les « failles » dans le système productif et ses répercussions. On rentre dans un « pilotage » de la diversité du vivant comme le souligne Blandin (2007) « *la biodiversité devient ainsi partie des projets des sociétés. Puisque le concept de base est la trajectoire temporelle, et non plus l'équilibre permanent, l'objectif pour une société locale, c'est de piloter les trajectoires de systèmes écologiques et de la biodiversité en fonction du projet qu'elle a construit* ». Ce contrôle de la Biodiversité s'effectue alors dans les ENP mais également en dehors. Le constat d'un réchauffement climatique général va entraîner une mobilité accrue des espèces, notamment sur les hautes latitudes et altitudes (Blondel, 2005). Ce premier constat se confronte dès lors aux dispositifs de protection statiques, et questionne des modèles de conservation en dehors des ENP.

Selon Barbault et Chevassus-au-Louis (2005) et Blandin (2009), la Biodiversité instaure une approche par la « globalité » ou par la « totalité », impliquant un fonctionnement par échelle qui dépasse le simple « attribut » de la communauté biologique localisée, elle devient un réel enjeu planétaire. La mise en lumière des processus écosystémiques, du lien

étroit entre pratique et diversité, pose la question de la suffisance des ENP actuels, des actions à l'échelle globale doivent donc se mettre en place, et dépasser le cadre des dispositifs spatiaux de protection.

2.2. Les principes de la biologie de la conservation comme remède à l'extinction

La biodiversité semble désormais assurer le rôle d'un catalyseur des problèmes écologiques, elle représente selon Devictor (2015) « *la diversité du vivant en crise* ». Dans les années 1990 de nombreuses publications relatant l'émergence d'une sixième crise d'extinction apparaissent. Celle-ci présenterait un fait nouveau par rapport aux anciennes crises d'extinction : l'homme serait désormais responsable de la disparition des espèces et donc de la crise de la biodiversité. Une discipline apparaît alors en parallèle, la Biologie de la conservation, avec pour objectif de fournir des principes et des outils pour préserver la diversité biologique (Mathevet, et al., 2015).

2.2.1. *Les principes de la biologie de la conservation et les solutions proposées*

La forte croissance des menaces pesant sur la biodiversité et les difficultés des opérations menées à endiguer la disparition des espèces, a conduit à l'émergence d'une nouvelle discipline scientifique, appelée Biologie de la conservation. Annoncée lors d'une conférence internationale en 1978 (la First International conference on Conservation Biology, en Californie, Blandin 2007) et fondée sur un article scientifique écrit par Michael Soulé en 1985 (Devictor, 2015), elle vise ainsi à répondre aux enjeux de conservation des espèces et écosystèmes selon trois démarches. La première repose sur une connaissance fiable du vivant, qui passe par l'inventaire exhaustif de la biodiversité. Ensuite par celle de l'étude des impacts des activités humaines sur cette diversité, et enfin elle vise à développer des moyens pour prévenir des extinctions et protéger ainsi la biodiversité (Stearns, et al., 2010; De Wever, et al., 2015).

Selon Meine et al (2006) plusieurs éléments clés ont permis l'émergence de cette discipline et la définition de ses objectifs, dont la théorie de la biogéographie insulaire de Mac

Arthur et Wilson (1963, 1967) ou encore la prise de conscience de la disparition de certaines espèces menacées et rares²².

La biologie de la conservation repose sur un ensemble de principes éthiques que sont la préservation de la diversité des espèces et des écosystèmes, la limitation de l'extinction des espèces et de leurs populations, le maintien de la complexité écologique et des processus évolutifs, et la reconnaissance de la valeur intrinsèque de la diversité biologique (Primack, et al., 2012). Pour cela, elle intègre dans ses actions de conservation la prise en compte des différentes valeurs accordées au vivant (valeur économique, culturelle etc.), la détermination des facteurs de menace de la biodiversité, la définition des taux d'extinction et leur régulation, l'étude des dynamiques de populations, de leur viabilité et leur statuts de conservation (ibid). Elle favorise la conservation in-situ à travers les ENP, mais encourage également la conservation ex-situ en tant que réservoir de gènes. Les zoos ou conservatoires botaniques sont ainsi des lieux de sensibilisation du public, et des sources d'individus pour la réintroduction dans le milieu sauvage. Cependant pour une stratégie globale de protection de la biodiversité, cette discipline s'intéresse également aux espaces hors ENP. Soulé (1991) propose ainsi différents modèles de conservation à développer selon le contexte social et politique, la plupart sortent des ENP pour se concentrer sur les zones productives, nécessitant un maintien ou un ajustement des pratiques. Primack et al (2006) appuie l'intérêt de cette dimension hors ENP, jugeant ainsi que les stratégies de conservation dans ces zones de nature ordinaire sont essentielles, car elles représentent et continueront à représenter plus de 80% des surfaces mondiales, de plus la biodiversité « commune » qu'elles renferment est essentielle au maintien de certains processus naturels des écosystèmes. Cette discipline encourage ainsi un développement soutenable dans ces zones, pour permettre un équilibre raisonné entre exploitation et conservation.

La Biologie de la conservation comme nouvelle discipline de « gestion » de la crise de la Biodiversité pose donc les jalons d'une science de la conservation « hors ENP », s'attardant en grande partie sur les espaces productifs pour multiplier ses chances de « guérir » la Nature.

²² Nous reviendrons en détail sur ces deux définitions en chapitre 2.

2.2.2. *La sixième crise d'extinction*

Si les auteurs s'accordent à dire qu'une sixième crise d'extinction a été entamée (Wilson, 1988; Myers, 1996; Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Butchard.H.M, et al., 2010; Robin, 2011), plusieurs phases ont été distinguées. La première apparaîtrait selon certains entre le Pléistocène (Devictor, 2015) et il y a 100 000 ans (Eldredge, 2001), et une deuxième phase débiterait à partir de l'Holocène il y a 10 000 ans, correspondant au début de l'agriculture. Cette crise diffère des précédentes dans l'origine des causes de disparitions des espèces, non plus imputée à des facteurs naturels (météorites, changement climatique brusque etc) mais à des facteurs anthropiques tels que la modification des écosystèmes, la surexploitation des ressources naturelles, la pollution ou encore l'introduction d'espèces exogènes (Eldredge, 2001). Selon les experts la première cause de disparition serait ainsi la dégradation des habitats des espèces, et la deuxième cause serait l'introduction d'espèces exotiques (Billé, et al., 2014).

2.2.2.1. *Des extinctions locales aux extinctions globales*

La disparition d'une espèce, dans un contexte non anthropisé, est la résultante d'un manque d'adaptation de celle-ci aux variations de son environnement. Elle se traduit dans un premier temps par la diminution des facultés de reproduction de cette espèce, et donc d'une diminution de ses effectifs de population, comme le présente De Weber et David (2015) « *la disparition d'une espèce correspond à une diminution progressive de ses représentants par un affaiblissement de son succès reproducteur : les individus ne sont pas tués directement, mais ils se reproduisent mal et peu, et leur progéniture est en déclin jusqu'à l'effacement total de l'espèce* ».

Or depuis le démarrage de l'Anthropocène (vers 1850, Primack et al 2012), les phénomènes d'extinction d'origine anthropique se sont multipliés. Certaines sont ainsi liées aux invasions biologiques, avec des espèces exogènes souvent introduites par l'homme, de façon plus ou moins volontaires. On peut ainsi citer l'exemple de l'introduction de la perche du Nil (*Lates niloticus*) entre 1954 et 1957 dans le lac Victoria, qui a entraîné l'extinction de 200 des 300 espèces de poissons présentes, dont 99 % d'endémiques (Pascal, et al., 2006). D'autres ont disparu avec la modification de leur milieu. De nombreuses études ont ainsi été

menées sur la déforestation des forêts tropicales, dont la vitesse a triplé entre 1849 et 1979 (de 100 millions d'hectares on est passé à 320 millions d'hectares détruits) (Chansigaud, 2013). Elle s'accompagne en certains lieux d'une disparition de tout un cortège d'espèces qui leur étaient liées. On n'est donc plus sur l'extinction d'une seule espèce, peu adaptée et donc vouée à l'extinction, mais sur un cortège regroupant plusieurs espèces, de plusieurs groupes et classes différents.

Lorsque ces extinctions se reproduisent en nombre, de façon brutale, et sur plusieurs aires géographiques éloignées, on peut alors parler de crise d'extinction. Selon De Weber et al (2015) la disparition d'une espèce est un phénomène biologique naturel, la crise d'extinction en masse représente le moment où les taux de disparition sont très élevés et concordent dans le temps, avec trois critères principaux réunis. Le premier critère concerne le groupe d'individus touchés qui doit être supérieur à un, et donc doit sortir d'un contexte singulier. Le deuxième est le critère géographique. Ce phénomène doit toucher une étendue relativement vaste et ne doit donc pas être limité à une région. Le troisième est le critère temporel, l'événement doit être brutal et non progressif. Ainsi « *la phase d'extinction a provoqué l'équivalent d'une réinitialisation du système à partir de laquelle une biodiversité différente de celle qui peuplait la Terre avant la crise va se déployer.* » (De Weber, et al., 2015). Celle-ci n'est donc pas réellement perçue comme une catastrophe pour les biologistes, mais comme une phase de changement permettant le renouvellement des biocénoses de notre planète.

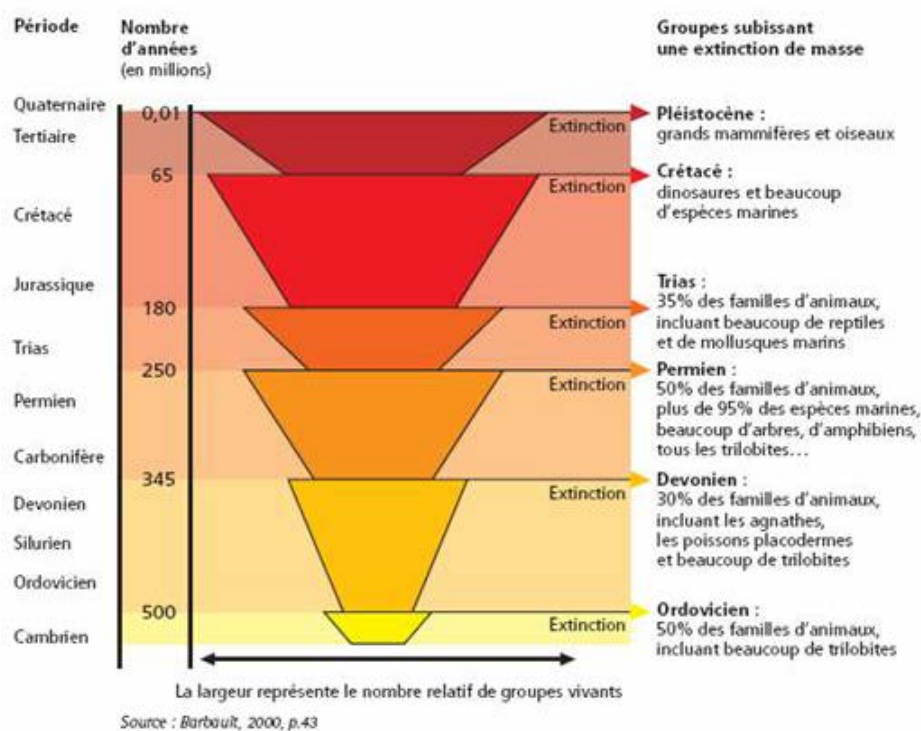


Figure 2 Les extinctions naturelles des différentes périodes géologiques (Barbault, 2000)

Comme le présente la figure ci-dessus de Barbault (2000), six grandes crises d'extinction se sont succédées. La plus importante fut celle du Permien qui vit disparaître la quasi-totalité des espèces marines. Celle de la fin du Crétacé marque la fin des dinosaures, il y a environ 65 millions d'années (Aufray, et al., 2008). La sixième, débutant dans le Quaternaire, revêt une forme particulière puisqu'elle apparaît dans une période marquée par l'émergence d'*Homo sapiens*.

2.2.2.2. *L'apparition de la « crise » dans le monde scientifique*

Pour tenter de dater l'émergence de cette sixième crise d'extinction, et surtout son analyse par le monde scientifique, nous avons mené une rapide recherche sur le portail internet « *Science direct* » avec les termes « *biodiversity and crisis* » pour analyser leur apparition dans la littérature scientifique et le nombre de publications par années pour évaluer les tendances.

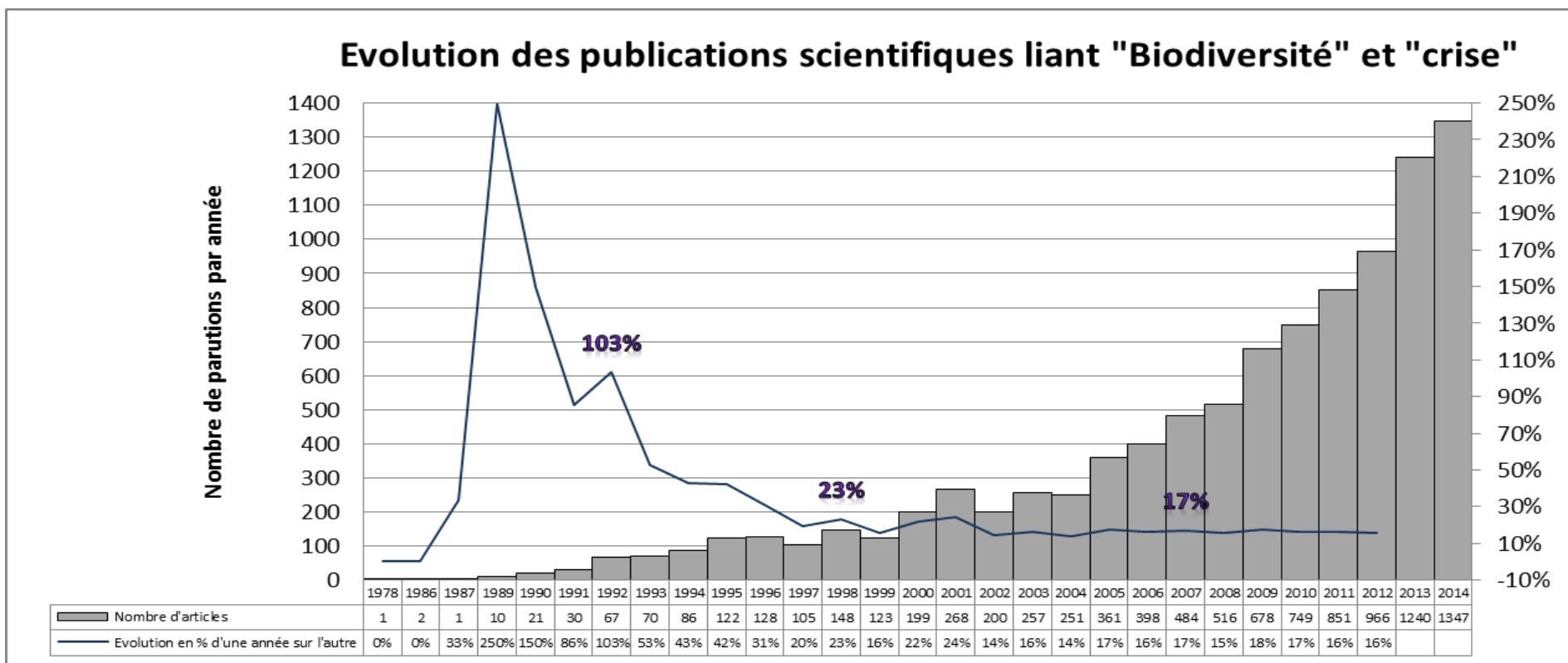


Figure 3 Evolution des publications entre 1978 et 2014 (C. Dunesme, 2015)

Ce graphique montre que les publications liant les thématiques de la biodiversité et de la crise n'ont cessé d'augmenter, passant de 1 publication en 1978²³, à 1347 en 2014. La courbe d'évolution²⁴ permet d'évaluer cette progression d'une année sur l'autre. On reste sur un nombre de publications toujours plus important, puisque les parutions d'articles à partir de 2002 se stabilisent autour de 17 % d'articles supplémentaires par an. Des pics de parutions sont visibles entre 1989-90, en 1992, et en 1998, laissant à penser que des événements importants ont dû avoir lieu à ces mêmes périodes (nous y reviendrons au chapitre 2).

Il nous permet d'analyser la propagation de cette thématique dans la littérature scientifique, et donc quelque part son intégration comme sujet majeur dans la recherche. On peut ainsi estimer qu'avant les années 1990 lier « biodiversité » et « crise » concernait qu'une minorité de scientifiques, que l'on peut juger comme précurseurs ou « poseurs d'alarme ».

La communauté scientifique a commencé à s'intéresser à la crise de la Biodiversité dans les années 1980. En 1985, Edward O. Wilson parle ainsi de « crise » de la diversité biologique dans son article « The biological diversity crisis ». En 1986, deux articles de Lewin R. sont publiés dans *Science* : « A mass extinction without asteroids » et « Damage to tropical forests, or why were there so many kinds of animals ? ». Dans son premier article, l'auteur traite de l'impact de la déforestation sur l'extinction possible de nombreuses espèces, mettant en avant l'urgence d'une connaissance des processus de diversification biologique et de la nécessité de réunir les scientifiques autour de cette problématique de la déforestation. Son deuxième article pointe du doigt les choix politiques et économiques et leurs effets néfastes sur la biodiversité « *the possible collapse of biodiversity alarms biologists who believe the problem is one resulting from economics and politics ignorance.* ». En 1988, Wilson publie un article dans lequel il fait part de l'urgence d'une conservation de la Biodiversité « *much of the diversity is being irreversibly lost through extinction caused by the destruction of natural habitats, again especially in the tropics* » (Wilson, 1988) précisant ainsi la nécessité d'acquérir une connaissance suffisante pour adopter une politique de conservation et de développement « sage ». Cet enjeu est notamment relayé dans la création d'un programme international de recherche lancé en 1991 appelé « Diversitas », par trois organisations internationales que sont l'UNESCO, le SCOPE ou « scientific committee on problems of the environment » et l'IUBS « International Union of Biological Science ».

²³ L'article de 1978 écrit par Olsson et Lang ne concerne pas directement la biodiversité, mais s'intéresse à de l'analyse moléculaire. Nous comptons donc cet article comme une « erreur » de filtre de la base de données ScienceDirect.

²⁴ Nous avons calculé cette courbe en fonction des effectifs cumulés d'articles

L'objectif de ce programme est de comprendre les effets de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes, d'identifier les facteurs à l'origine de son maintien ou de sa dégradation, et de l'inventorier puis la classer²⁵. La question de la biodiversité, et surtout de la biodiversité menacée, devient notoire et soulève un intérêt majeur dans la communauté scientifique.

Comme le dit Blandin (2007), le concept de biodiversité n'est que l'aboutissement des évolutions théoriques du regard que portent les sociétés sur la nature. Elles conduisent le terme « nature » à s'estomper progressivement des textes internationaux au profit de « ressources vivantes » (exemple de la Stratégie mondiale pour la conservation de 1980 de l'UICN, WWF et PNUE). Si l'expression « protection de la nature » continue encore d'être aujourd'hui utilisée, c'est à la biodiversité qu'on fait désormais appel dans son application, en protégeant tel ou tel aspect de cette nature (Marty, et al., 2005). La mise en valeur de ce concept a aussi mis l'accent sur la crise du vivant, dont sa traduction en sixième crise d'extinction prend sa source dès les premières relations de nos sociétés à leur milieu, et trouve son apogée dans la période de l'anthropocène. Cette crise, documentée par le monde scientifique depuis les années 1970, est notamment étudiée à travers l'un des éléments de la biodiversité le plus anciennement étudié et visible, le plus médiatique aussi, l'espèce.

3. Le rôle de l'espèce dans la protection de la Biodiversité

Pourquoi s'intéresser de nouveau aux espèces après avoir montré qu'elles n'ont de sens que comprises dans des écosystèmes, et ne sont par ailleurs qu'une des trois formes de diversité qui organisent la nature? Les raisons en sont multiples. La première réside dans le fait que c'est à travers leur étude que l'on accède aux deux autres formes de cette biodiversité. Les espèces sont en effet les porteuses des gènes et de leur diversité tandis que les écosystèmes ne sont que difficilement concevables sans un cortège d'espèces en interrelations entre elles et avec leur milieu. La seconde tient au fait que la mesure de la crise de la biodiversité est plus facilement réalisable par le décompte des pertes en espèces, que par la mesure de la dégradation des écosystèmes ou de celle des gènes. La troisième tient au fait que

²⁵ Programme Diversitas, Histoire et Mission : <http://www.diversitas-international.org/about/mission-and-history> consulté le 19/03/2015

ces espèces remplissent des fonctions, ou sont les porteuses de valeurs, qui rendent leur étude indispensable. Nous utiliserons l'objet « espèce » comme un outil permettant d'évaluer la sixième crise d'extinction, puis nous examinerons la valeur du concept pour la biologie de la conservation. A travers les travaux relevant de l'Animal Geography ou de la Zoogéographie, nous étudierons l'intérêt que les sociétés ont porté aux espèces, à travers « l'animal ». Mais s'intéresser à ces objets exige de poser d'abord une définition claire de ce qu'ils représentent. Nous commencerons donc par définir ce que l'on entend par « espèce » et « animal ».

3.1. Les définitions de l'espèce et de l'animal

3.1.1. *Les concepts associés à l'espèce biologique*

L'espèce constitue actuellement l'unité fondamentale de la classification naturelle (Gayon, 2015), et fait l'objet de protections depuis des siècles. Pourtant un problème majeur questionne son actuelle utilisation dans la mesure où elle représente à la fois une unité de classification et une unité d'évolution, comme le souligne Reydon en 1961 dans son article « On the nature of species problem and the four meaning of 'species' » (ibid). Plusieurs approches existent actuellement pour définir ce qu'est une espèce. Elles se basent sur sa biologie (faculté de reproduction), son phénotype (caractère observable chez un individu, et repris par tous les membres de l'espèce), son évolution (trait commun à la lignée) ou son écologie (Ridley, 1997). Ces différentes approches proposent souvent deux types de regards sur cet objet. Le premier de type « horizontal » considère l'espèce à un instant donné. Tous les individus de la lignée sont alors considérés comme une seule entité génétique, écologique et reproductive, en comparaison d'autres espèces. Le second est de type « vertical » et considère l'espèce dans sa lignée, émettant donc l'hypothèse que des individus aient pu varier, de façon morphologique et donc bien souvent reproductive, avant d'aboutir à l'espèce actuelle (ibid).

John Ray (1627-1705) est l'un des premiers à utiliser le concept d'espèce pour définir des unités ayant des caractères invariables qui se transmettent de génération en génération, et qui ne peuvent être le résultat que du croisement de deux parents appartenant à cette même espèce (Gayon, 2015). Buffon (1707-1788) introduit trois critères indispensables à l'espèce que sont la ressemblance, la descendance commune et l'interfécondité (ibid). La définition qui semble majoritairement retenue actuellement repose sur le concept d'espèce « biologique »,

avancé par Mayr (1940). Celle-ci combine la définition de Poulton (1904) et Dobzhansky (1937) sur la reproduction entre individus d'une même espèce, et celle de la taxonomie mettant en lumière l'existence de races et sous-espèces, distinctes mais interfécondes, proposée par Jordan et Hartert entre 1910 et 1920 (Mallet, 1995). Ainsi pour Mayr, l'isolement reproductif est le moteur de la différenciation des espèces.

Deux problèmes se posent alors dans cette définition de l'espèce biologique. Le premier concerne les espèces ayant un type de reproduction non sexué. Comment les considérer si aucun n'échange entre individus n'est nécessaire ? Le deuxième repose sur la notion de temps. En effet cette définition considère l'espèce à un temps t sans considération pour ses évolutions passées (Gayon, 2015). Face à cela Van Valen propose en 1976 le concept écologique de l'espèce, qui considère l'isolement écologique, et non reproductif, comme moteur de distinction (ibid). Ces définitions se sont progressivement enrichies et diversifiées avec l'arrivée de la génétique, qui devient un nouveau critère de distinction. Cependant elles peuvent présenter les mêmes limites, concernant cette fois-ci les espèces allopatriques²⁶, celles-ci sont alors définies par arbitrage comme des populations distinctes de deux espèces différentes ou d'une même espèce. La définition phylogénique proposée par Cracraft (1989) repose quant à elle sur des critères apomorphiques, c'est-à-dire sur des caractères de l'individu ayant évolué à partir de son état ancestral. Elle s'appuie en quelque sorte sur les indices de ressemblance entre un individu actuel et passé, et intègre donc les caractères évolutifs chers à Darwin. De nombreuses autres définitions sont notamment décrites dans l'article de Queiroz (1998) « The General lineage concept of species, species criteria, and the process of speciation ».

Tableau 1 Les concepts de l'espèce d'après Ridley (1997) :

Concept de l'espèce	Base	Limite	Chronologie
Phénotype/Phénétique	Caractères communs à l'ensemble des membres de l'espèce	Certains caractères varient d'un individu à l'autre (variabilité géographique)	Immédiat
Biologique	Interfécondité	Reproduction non sexuée	Immédiat
Reconnaissance mutuelle	Système de reconnaissance du partenaire sexuel, associé à un outil de communication approprié	Proche de la définition biologique en considérant la communauté de procréation	Immédiat
Ecologique	La niche écologique (ressources et habitats) et processus d'adaptation	Difficulté de séparer ce concept de l'espèce « biologique »	Immédiat

²⁶ Des espèces allopatriques sont issues d'une même population, séparée dans l'espace, et qui évoluent par spéciation. Chacune des deux populations isolées présentent un matériel génétique distinct, a priori susceptible de connaître une différenciation toujours accrue, qui peut à terme compromettre leur reproduction conjointe.

Cladistique/Evolutive	Organisme d'une phylogénèse compris entre deux bifurcations	Découpage arbitraire des lignées évolutives	Temps long
-----------------------	---	---	------------

Dans le domaine de la conservation, de nombreuses questions ont été soulevées par les scientifiques sur la légitimité d'une protection au niveau de l'espèce, sans considération pour les races, les sous-espèces ou les hybrides. Elles représentent chacune un enjeu génétique, et évolutif indéniable, source de diversité. Les populations d'une même espèce peuvent en effet présenter des patrimoines génétiques singuliers, qui peuvent à la fois les conduire à être des « sous-espèces », dont la reproduction est compatible avec d'autres populations de la même espèce, ou des unités évolutives singulières (« Evolutionarily significant unit » ESU) dont la reproduction avec d'autres populations de la même espèce peut être impossible (Crandall, et al., 2000). Leur identification est cependant délicate, en raison notamment de leur distribution géographique (comment savoir si deux populations peuvent se reproduire si elles n'ont naturellement aucune possibilité de se rencontrer ?), et de l'analyse de leur éloignement génétique aux autres populations (à partir de quel seuil peut-on considérer qu'une population est trop génétiquement éloignée des autres pour être considérée comme une espèce à part entière ?) (Ryder, 1986).

Mallet (1995) soulève ainsi les problèmes actuels des sciences de la conservation qui semblent se concentrer sur des définitions morphologiques, génétiques et écologiques de l'espèce sans considérer les limites qu'elles ont soulevées. Ainsi face à cette complexité de l'approche taxonomique, certaines propositions ont émergé pour la protection des sous-espèces. Aux USA, *"l'Endangered Species Act (ESA) considère que le concept d'espèce recouvre, outre les sous-espèces, les populations géographiquement séparées. Sont ainsi différenciées au sein d'une même espèce et indépendamment des difficultés liées à leur distinction ou à leur détermination taxinomiques, des populations dont l'isolement géographique rend impossible tout échange entre les individus les composant"* (Delfour, 1998). L'ESA intègre donc la notion d'allopatricité, en protégeant des populations séparées géographiquement, et présentant donc, si aucun échange entre individu n'est possible, un matériel génétique différencié (les ESU). A travers la protection de la diversité des "sous-ensembles" constituant l'espèce, c'est donc ici la diversité au niveau des gènes sur laquelle on agit. Leur état de conservation est dès lors apprécié régionalement et non plus au regard de leur aire de répartition nationale. Chaque population d'une même espèce peut donc avoir un statut de conservation qui lui est propre. Cette intégration des sous-espèces et populations

(ESU) dans les programmes de conservation classe ainsi l'Amérique du Nord en tête des régions mondiales présentant le plus de sous-espèces répertoriées (179). Ceci conduit ainsi, pour le cas des Rodentia (rongeurs), à ce que 92% des sous-espèces connues de l'ordre soient présentes dans cette région (Gippoliti, et al., 2007), donnant l'impression d'une importante richesse naturelle de ce continent, alors qu'elle résulte d'une simple prise en compte, ici plus qu'ailleurs, des niveaux taxonomiques inférieurs à celui de l'espèce, dans un souci de protection de la biodiversité génétique.

L'espèce, dans sa complexité, représente le niveau taxonomique sur lequel s'appuient les politiques de conservation. Elle présente une approche « comptable » (recensement du vivant, catégorie taxonomique etc.) qui est au cœur du projet porté par les sciences de la conservation. Mais ce concept n'a que peu ou pas de sens "concret", dans la mesure où c'est l'« individu » que repère le naturaliste, ou qu'appriivoise la société.

3.1.2. *L'animal, un lien direct entre l'homme et la nature*

Selon Chansigaud (2015), la définition de l'animal²⁷ est tout aussi complexe que celle de l'espèce, malgré une base scientifique définissant l'animal comme un métazoaire hétérotrophe. Il s'oppose ainsi au protozoaire, organisme unicellulaire comme les bactéries. Les métazoaires regroupent plus de 35 embranchements et ainsi plusieurs millions d'espèces²⁸. Dès la Renaissance, le terme « animal » est souvent associé aux seules classes des mammifères ou des oiseaux. A partir du XVI^{ème} siècle, l'apport des sciences naturalistes permet de définir les critères biologiques et écologiques de l'animal. Il s'insère dans une classification (le règne dit « animal »), dans lequel on trouve différentes espèces de métazoaires hétérotrophes. Il est défini en opposition à l'inanimé, et il est mobile contrairement à la matière inerte (minéraux) et végétale. Or si les définitions premières découlaient d'une analyse strictement biologique de ces objets d'étude, l'évolution des sciences, étudiant notamment leur mobilité, leur système nerveux, leur comportement, ont conduit certains auteurs à développer des questionnements plus sensibles et éthiques à leur

²⁷ Comme nous l'avons présenté brièvement en introduction, notre étude porte sur les espèces animales, nous ne décrivons donc pas les rapports qui lient l'homme au monde végétal.

²⁸ Site internet Futurascience : <http://www.futura-sciences.com/magazines/nature/infos/dico/d/classification-vivant-metazoaire-402/> consulté le 17/06/2015

sujet. Les animaux ressentent-ils la douleur ? Sont-ils doués d'intelligence ? Ont-ils une culture (Van de Waal, et al., 2013)? La place de l'animal dans les sociétés devient ainsi un sujet porté par la géographie animale (*Animal geography*). S'y questionnent le rôle de l'animal comme symbole des faits religieux (l'animal « sacré »), comme outil économique (l'animal dans une chaîne de production), comme des individus sociaux quand ils sont domestiqués et qu'ils sont porteurs de valeurs sociales et culturelles (l'animal de « compagnie ») (Wilbert, 2009). Ainsi, « *les animaux ont pendant longtemps été considérés dans le cadre de pratiques et de représentations sociales comme des révélateurs symboliques ou comme des indicateurs statistiques. En géographie, on les pense comme des variables localisables ou quantifiables, des indicateurs de biodiversité, des vecteurs de requalification des espaces (classement en zone de protection), des objets de conflits avant tout humains, des symboles du pouvoir ou des images de la société et sa façon de penser. Sans qu'il ne soit jamais questions d'eux, ni des relations qui les unissent aux humains, les animaux servent alors de miroir dans lesquels la société se reflète* » (Estebanez, et al., 2013).

« L'espèce animale » est donc un objet complexe, support de définitions biologiques et écologiques, mais aussi des regards socio-culturels qui révèlent la diversité temporelle et spatiale des représentations qu'elle a suscitées au sein des sociétés. Si l'espèce semble apporter une dimension « quantitative » à l'approche de la biodiversité, l'animal apporte une dimension beaucoup plus « qualitative ». Ces deux définitions traduisent bien l'actuelle problématique de la conservation, une ambivalence entre l'approche distanciée qu'implique la comptabilité de la dégradation de la diversité biologique, et l'approche sensible qu'induit le rapport à l'être vivant. La première recense des effectifs d'espèces à protéger, tandis que la seconde voit derrière chaque espèce un animal, autour duquel se sont développées des représentations et des pratiques.

3.2. L'espèce comme un indicateur du déclin de la biodiversité

L'intérêt suscité par les espèces dans le monde naturaliste a conduit au foisonnement d'une littérature scientifique. D'abord consacrée à l'étude de leurs « origines » (Darwin, 1859), elle s'est ensuite focalisée sur leurs évolutions au contact des sociétés humaines. Certains travaux se sont ainsi concentrés sur les variations morphologiques, écologiques ou

comportementales de ces espèces lorsqu'elles se trouvent en lien avec les pratiques humaines. Par exemple, certaines études ont étudié les effets des activités de pêche sur les processus de croissance affectant la taille de certaines espèces (la taille des tortues à dos de diamants, *Malaclemys terrapin*, et la pêche aux crabes en casiers, Dorcas et al 2007). D'autres se sont intéressées aux effets de la dégradation de l'environnement (la pollution industrielle sur la variation de couleur de la Phalène du bouleau, *Biston betularia*, Bishop 1972), ou encore aux changements de comportements de certaines espèces, comme la « synurbization »²⁹ (Andrzejewski, et al., 1978; Luniak, 2004). Si certaines espèces évoluent avec les pratiques d'origine anthropique, d'autres n'ont pu s'adapter. Or celles-ci représentent une part beaucoup trop importante pour estimer que toutes les espèces s'adapteront à notre contact.

Les taux d'extinction des espèces ont ainsi été les premiers indicateurs de la crise du vivant. Les travaux de Wilson (1988) visaient notamment à produire une estimation de la perte d'espèces en fonction de la destruction de leurs habitats (Devictor, 2015). Ce principe de mesure est encore d'usage aujourd'hui et sert de comparaison temporelle. Ainsi si les taux d'extinctions passés ont été fixés par les paléontologues à une moyenne de 75% d'espèces disparaissant en 1 million d'années, les taux mesurés actuellement seraient de l'ordre de 100 à 1000 fois supérieurs, divisant ainsi par 100 la durée moyenne de la vie des espèces (Billé, et al., 2014).

Identifier les groupes et les classes les plus touchés par les extinctions permet également de fournir des indications sur les menaces qui pèsent sur le vivant, en donnant des informations sur le type de milieu principalement touché (terrestre ou marin), d'habitat (zones humides par exemple avec la disparition de papillons), ou sur le type de pression humaine et de comportement à risque pour la faune (la chasse pour les grands mammifère).

²⁹ Ce terme traduit selon Luniak (2004) un ajustement de la faune sauvage aux conditions de l'environnement urbain, par des modifications comportementales ou écologiques, comme par exemple la diminution des comportements migrateurs ou le prolongement de la saison de reproduction. La synurbization concerne ainsi des espèces comme le Merle noir (*Turdus merula*) ou l'Ecureuil roux (*Sciurus vulgaris*).

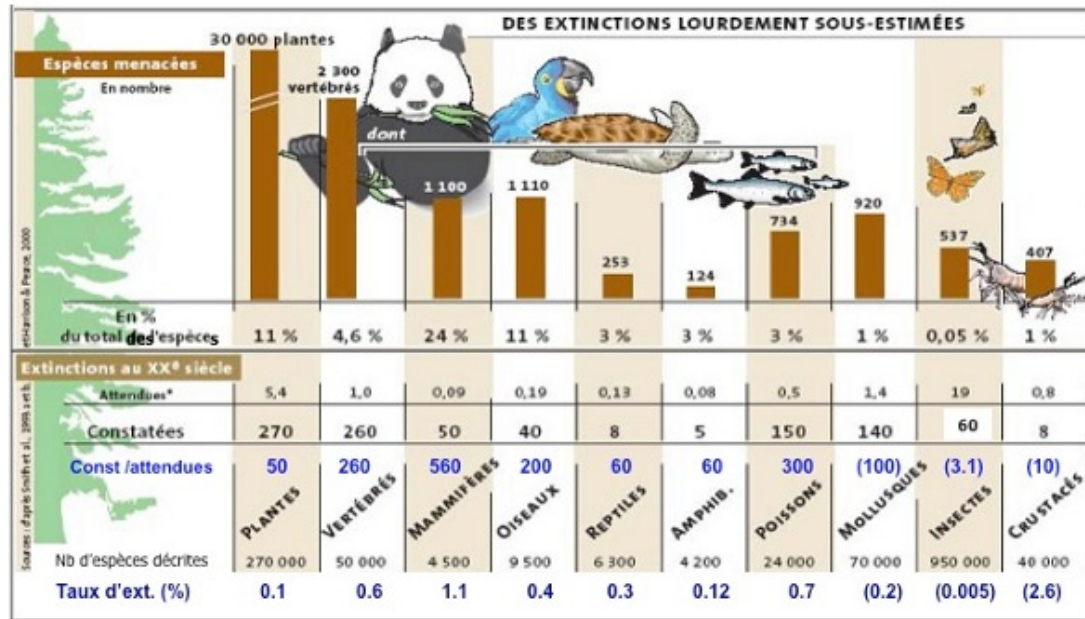


Figure 4 La comparaison des taux d'extinctions estimés et effectifs par groupe faunistique (Teysnière, 2015)

Pour tenter de limiter ces extinctions, des efforts ont porté sur la protection des zones du globe présentant par exemple les plus forts taux d'endémisme spécifique, et qui sont confrontées à une forte dégradation des habitats naturels. Ce sont les « hotspots », concept fourni par Norman Myers en 1988, qu'il utilise dans son article de 1999 pour mettre en lumière les zones géographiques présentant le plus fort degré d'endémisme (Myers, et al., 1999). D'autres types de « hotspot » peuvent également se concentrer sur le nombre d'espèces rares, ou sur la diversité spécifique (Williams, et al., 1996). Les espèces, dans leur nombre et leur diversité, deviennent des outils de priorisation des mesures de conservation très utilisés (Soulé, 1991).

La mesure des extinctions à travers la « comptabilité » du nombre d'espèces disparues ou menacées présente donc l'avantage de fournir des chiffres, par échelles et dans le temps, illustrant la dégradation de la Biodiversité. La concentration des efforts sur des zones géographiques concentrant le plus grand nombre d'espèces est une stratégie de conservation fondée sur une lecture quantitative du problème qui peut donc se justifier.

3.3. L'espèce : un support de la variabilité génétique et un sujet des variations écosystémiques

Le concept d'écosystème propose une vision en système des fonctionnements naturels, liant les biotopes et leurs biocénoses. Mais leur dégradation ne reste cependant visible que difficilement, car l'essence même de l'écosystème, fondée sur des processus naturels, est le changement. Le mesurer, d'un état initial à un état d'arrivé, nécessite de connaître cet état zéro, de donner la composition de ce changement, et de pouvoir indiquer si celui-ci est réellement négatif. Pour l'évaluer, se concentrer sur un des objets constituant le système naturel reste une solution. Le recensement du nombre d'espèces disparues et non remplacées représente ainsi, actuellement, une façon d'évaluer la perte en biodiversité d'un écosystème, et donc d'anticiper son changement.

Certaines espèces remplissent un rôle particulier dans l'écosystème, c'est ce qu'on peut appeler les « life support system », comme les espèces pollinisatrices (De Groot, et al., 2002; Bahuchet, et al., 2005). Leur disparition pouvant engendrer une forte perturbation des écosystèmes, leur conservation peut donc permettre de maintenir un assemblage d'espèces et un fonctionnement écosystémique (Soulé, 1991). Cette identification du rôle ou de la fonction exercés par une espèce s'inscrit dans une démarche scientifique nouvelle, qui a émergé depuis la fin des années 1970 (Simberloff, 1998). Cette approche fonctionnaliste³⁰ et dynamique considérant la complexité de l'objet « biodiversité », permet de réduire l'étude de l'objet à certains de ses éléments constitutifs dont on a identifié le rôle « clef » (Lewandowski, et al., 2010). Plusieurs types d'espèces à forts enjeux ont ainsi été mises en évidence : elles peuvent être « indicatrices », « clés de voûte » ou encore « parapluies ».

3.3.1. Les espèces bioindicatrices

La fonction d'indicatrice ou de « bioindicateur » est liée à une espèce ou un groupe d'espèces qui caractérisent l'état d'une communauté ou d'un environnement plus général (biotique et abiotique), dont la présence est souvent récurrente et abondante par rapport à d'autres types d'organismes (Dufrene, et al., 1997), et qui permettent également l'évaluation

³⁰ Par approche fonctionnaliste, nous faisons référence à la fonctionnalité définie par Valentin-Smith et al (1988) comme « l'ensemble des fonctions écologiques nécessaires à la permanence d'un écosystème ou d'un habitat, qu'elles soient abiotiques ou biotiques » (Lecomte, 2001) qui seraient alors portées par une ou plusieurs espèces.

de l'état du milieu, dans lequel elles évoluent, face à des pressions d'origine anthropique. McGeoch (1998) distingue trois types de bioindicateur : les espèces dites « indicatrices environnementales », les espèces dites « indicatrices écologiques », et les espèces dites « indicatrices de biodiversité ». Les premières sont identifiées par leur capacité à répondre à un changement de leur environnement, on les appelle donc espèces « sentinelles » ou encore « accumulatrices » (Jenkins, 1971; Spellerberg, 1991). Les deuxièmes, dites « indicatrices écologiques », sont reconnues pour leur sensibilité à des modifications écologiques comme la fragmentation, ou la pollution³¹. Meffe & Carroll (1994) les définissent ainsi comme des « jauges » pour évaluer les conditions particulières d'un habitat, d'une communauté ou d'un écosystème, dont elles sont caractéristiques (par exemple les insectes saproxyliques). Le troisième type, le plus discuté, représente les espèces dites caractéristiques de la biodiversité d'un habitat, dont la présence est censée représenter la richesse du milieu, évaluée en fonction du nombre d'organisations des gènes jusqu'à l'écosystème en passant par le niveau « espèce » (Noss, 1990). McGeoch (1998) propose une définition de l'espèce bioindicatrice comme une espèce ou un groupe d'espèces qui reflète l'état biotique et abiotique d'un environnement, dont la présence traduit un changement environnemental d'un habitat, ou qui est indicatrice de la diversité des niveaux de taxons présents, ou de la diversité plus globale dans une aire. Ces espèces permettent donc de suivre l'état de conservation d'un milieu, d'une communauté, d'un écosystème.

Leur identification reste cependant délicate, comme le soulignent Landres et al (1998) en détaillant quatre limites principales à l'usage de cette typologie (manque de connaissance écologique, coût des études, valeurs socioéconomiques associées à certaines espèces, et problème de délimitation des écosystèmes).

3.3.2. Les espèces parapluies

Les espèces dites « parapluies » sont des espèces dont la protection permet celle de plusieurs autres espèces partageant le même type d'habitat, parce que leurs exigences écologiques sont suffisamment élevées pour englober celles de leurs congénères « *a species*

³¹ On peut ainsi citer les travaux de Péres et Picard (1958), de Bellan (1964), Citarella (1965) étudiant les espèces indicatrices de milieux pollués.

with such demanding habitat requirements and large area requirements that saving it will automatically save many other species » (Simberloff, 1998).

Pour Fleishman et al (2001) trois critères devraient guider la sélection des espèces « parapluies ». Le premier repose sur des fonctions de cooccurrence au sein d'un même groupe taxonomique. Elle est définie par les auteurs comme « *the number of species in the same taxonomic group that are present at locations where a species occurs* », autrement dit la protection de l'espèce parapluie dans un groupe taxonomique doit assurer la protection du maximum d'espèces de ce même groupe. Ce critère repose principalement sur la prise en compte des habitats de l'espèce parapluie dans lesquels la diversité spécifique est la plus forte. Le deuxième critère prend en compte le degré d'ubiquité de l'espèce, celle-ci ne doit être ni trop rare ni trop ubiquiste. Enfin le dernier critère comprend l'impact des activités humaines sur le maintien des populations de l'espèce, en s'intéressant à sa sensibilité aux pressions anthropiques. Si les auteurs précisent que peu d'espèces peuvent remplir de façon simultanée ces trois critères, il devient intéressant pour les acteurs de la conservation de sélectionner plusieurs espèces parapluies répondant de façon distincte à ces fonctions. Les mammifères ont cependant été longtemps privilégiés pour l'approche spatiale (large domaine vital), tandis que les insectes et les oiseaux pour leur exigence en matière de site (Franklin, 1994; Roberge, et al., 2004).



Figure 5 le taupin violacé (source : INPN)



Figure 6 Le Grand tétras (source : oiseaux-birds.com)

Les limites soulevées, entre autres par ces études (lacunes concernant la protection entière d'un écosystème par le biais d'une seule espèce occupant une seule niche), ont conduit certains auteurs à proposer des groupes d'espèces parapluies, ou appelés « focal species » (Lambeck, 1997), pour rendre compte des différents habitats au sein d'un écosystème ou d'une mosaïque d'habitats. Leur identification³² repose alors dans un premier temps sur celle des facteurs de déclin des espèces du milieu en question, et l'espèce parapluie devient d'autant plus pertinente si elle est même menacée par la modification de son habitat (Lambeck, 1997). Plusieurs espèces forestières sont ainsi considérées comme des « espèces parapluie», par exemple le Taupin violacé (*Limoniscus violaceus*) (Gouix, 2011), le Grand Tétra (*Tetrao urogallus*) ou encore les Pics, dont le Pic noir (*Dryocopus martius*) (Suter, et al., 2002) (voir photos ci-dessus).



Figure 7 Le Pic noir (C.Dunesme, 2015)

3.3.3. Les espèces « clés de voûte »

Une espèce « clé de voûte » est définie par Bioret et al (2009) comme « une espèce influençant positivement l'ensemble de l'écosystème auquel elle appartient, par la nature des interactions qu'elle entretient avec les autres espèces de cet écosystème. La disparition d'une espèce clé de voûte entraîne des modifications importantes de la structure ou du fonctionnement de l'écosystème considéré. » Ce concept, introduit par Paine en 1969, identifie ainsi certains grands prédateurs dans leur fonction de limitation de l'accroissement d'une population d'une espèce d'herbivores, et certains mutualistes comme les pollinisateurs. « L'écologie de la peur » a ainsi mis en évidence les conséquences sur les milieux de la présence de grand prédateurs, comme le démontrent les évolutions liées à la réintroduction du loup dans le Parc du Yellowstone en 1995 (Ripple, et al., 2004). Mais leur disparition peut également entraîner une altération des chaînes trophiques jusqu'à la disparition de certaines

³² Lambeck (1997) distingue quatre catégories de "focal species", celles qui ont une exigence en habitat limitée "area-limited", celles qui ont besoin de ressources suffisantes "resource-limited", celles qui ont des capacités de dispersion faible et qui souffrent de fragmentation "dispersal-limited" et celles qui sont vite affaiblies par des processus naturels comme des incendies ou de la prédation « process-limited ».

espèces de l'écosystème³³. Les prédateurs ont souvent été identifiés comme « clé de voûte » en raison également de leur large domaine vital, qui permet la protection de beaucoup d'autres espèces partageant ce même espace (Mills, et al., 1993). Leur protection peut cependant poser des problèmes face aux activités productives comme l'élevage. De plus la complexité des interactions écologiques rend difficile l'utilisation de cette typologie pour l'action, notamment parce que les rôles exercés par des espèces clé de voûte peuvent varier d'un écosystème à l'autre, et les fonctions peuvent être partagées au sein d'un même écosystème (ce sont des « guildes », tel les rats-kangourous) (Brown, et al., 1990; Lecomte, 2001) rendant ainsi la hiérarchie difficile.

Si l'écologie propose un lot de concepts illustrant les différentes fonctions développées par certaines espèces dans un écosystème, les critiques sont nombreuses quant à l'applicabilité de ceux-ci. Pour des raisons budgétaires ou politiques, le choix des politiques de conservation se portent alors bien souvent sur des espèces remarquables, bien connues, ou charismatique (Landres, et al., 1988; Simberloff, 1998), démontrant l'existence de valeurs culturelles et sociales données à la biodiversité (valeur intrinsèque attribuée à une espèce par exemple, Devictor, 2015).

3.4. Quels sont les différentes valeurs que l'on peut attribuer à une espèce animale ?

✓ *Les valeurs associées aux espèces*

Selon la FRB³⁴, la biodiversité aurait trois types de valeurs : intrinsèque, instrumentale et patrimoniale.

La première valeur identifiée relève du grand paradigme actuel de l'éthique environnementale écocentrée et biocentrée. Chaque espèce possède une valeur intrinsèque, et cette valeur justifie donc sa conservation.

³³ Article en ligne de FRASER C. « The crucial role of predators : a new perspective on ecology », 15 septembre 2011 http://e360.yale.edu/feature/the_crucial_role_of_predators_a_new_perspective_on_ecology/2442/ consulté le 25/02/2015

³⁴ La Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité a été créée en France à la suite du Grenelle de l'environnement. C'est une plate-forme coopérative entre 8 établissements publics de recherche et de nombreuses structures associatives, entreprises et collectivités, dont l'objectif est de promouvoir et de renforcer la recherche sur la biodiversité. Site internet : <http://www.fondationbiodiversite.fr/> consulté le 26/02/2015

La deuxième valeur décrit la biodiversité comme « *pourvoyeuse de ressources et de services utiles, voire indispensables au fonctionnement des sociétés humaines* » (Guiral, 2013). Une espèce peut donc être « l'instrument » d'une pratique économique ou récréative par exemple, qui fournit à la société qui l'utilise un moyen de subsistance, un moteur de développement. Cet « instrument » qu'est l'espèce peut avoir une valeur d'usage directe. Elle participe dans ce cas, par le prélèvement d'une partie de ses populations, à nourrir un groupe humain. Elle a une valeur de consommation, comme les espèces de gibier (Primack, et al., 2012). Elle peut avoir également une valeur de production, comme les Limules (*Limulus polyphemus*) dont le sang est recueilli pour la réalisation de produits chimiques (voir photo ci-dessous). La régression puis disparition d'espèces de valeur instrumentale va donc impacter directement les activités humaines qui gravitent autour. Certaines appartenant à la catégorie « viande de brousse » représentent dans de nombreuses régions africaines la première source d'apport en protéines, avec 40% des apports individuels au Botswana et 75% au Libéria (ibid). Pour ces populations humaines, protéger ces espèces constitue donc un enjeu prioritaire.



Figure 8 Une limule, sous différents angles (source : Didier Descouens — Travail personnel, CC BY-SA 4.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=8394621>)

La troisième valeur est celle de l'espèce en tant que « patrimoine ». Les interactions entre les sociétés et les organismes non-humains, perpétuées ou non dans le temps, sont à l'origine de représentations du monde animal. Si certains rapports s'établissent entre un groupe humain et une espèce en particulier, c'est le regard porté par ce groupe sur l'animal qui donne la valeur à celui-ci. C'est par le récit que la rencontre se formalise, témoignant du contact entre deux individus, l'un humain et l'autre non-humain. Ces rencontres s'inscrivent dans les histoires de certaines communautés humaines, et l'espèce peut ainsi devenir

« sacrée »³⁵. Elle revêt alors une valeur patrimoniale³⁶, reprenant valeur culturelle, identitaire et historique (Guiral, 2013).

✓ *Les espèces patrimoniales*

Ces espèces « patrimoniales » constituent ainsi parfois un reflet des pratiques et des représentations de nos sociétés. Comme le montre ainsi Mauz (2012) à propos de la patrimonialisation du bouquetin des Alpes (*Capra ibex*) dans le Parc national de la Vanoise, si elle repose initialement sur la mobilisation de critères biologiques et écologiques (faibles effectifs, milieu de haute montagne typique etc.), elle s'adosse ensuite à des critères d'origine sociale, lorsque les précédents ne peuvent plus être appliqués. Cette patrimonialisation résulte alors bien plus des efforts fournis par les acteurs sociaux au fil du long processus de conservation de l'espèce, que de son risque d'extinction. Finalement ce qui semble justifier les actions sur cette espèce c'est l'énergie et la résistance d'un mouvement dans le temps de patrimonialisation, bien plus que la protection d'une espèce menacée.

✓ *Les espèces « populaires » : les charismatiques, emblématiques et flagship*

A ces espèces patrimoniales on peut associer les espèces dites charismatiques, emblématiques ou « flagship », qui mobilisent à elles seules de nombreuses actions de conservation, font l'objet des campagnes d'associations de protection de la nature, et soulèvent des enjeux médiatiques importants. Souvent « emblèmes » d'un mouvement de lutte pour la conservation (exemple des mammifères marins et de l'association Sea Sheperd), ou « figures » d'une association de protection de la nature (le panda de WWF), ces espèces « charismatiques » représentent une nouvelle classe reconnue dans la biologie de la conservation qui complète celles de « clé de voûte », « d'indicateur » ou d'espèce « parapluie ». Selon Heywood (1995), les espèces charismatiques sont des « *popular charismatic species that serve as symbols and rallying points to stimulate conservation awareness and action* ». Cette définition soulève un enjeu social puisque l'espèce doit

³⁵ « À qui l'on doit un respect absolu, qui s'impose par sa haute valeur » (Larousse)

³⁶ Le patrimoine est une notion que nous ne développerons pas, nous conseillons la lecture de Choay (1992), ou encore Babelon et Chastel (2012). Nous reprenons dans cette thèse sa définition classique autour de l'idée d'une transmission de biens matériels ou immatériels, inscrite dans un processus historique (Bouisset et Degremont, 2013) visant la « survie » d'une tradition, d'un objet, d'une pratique etc.

pouvoir constituer un symbole et un « point de ralliement » pour les acteurs privés ou publics, et pour le grand public, en étant suffisamment « populaire ». Elle introduit une nouvelle classification dans la faune, substituant à des critères biologiques et écologiques, ou à certaines valeurs (instrumentales par exemple), des valeurs symboliques puisque « *a flagship species, normally a charismatic large vertebrate, is one that can be used to anchor a conservation campaign because it arouses public interest and sympathy, but a flagship need not to be a good indicator or umbrella* » (Simberloff, 1998). Beaucoup de ces espèces « charismatiques » sont en effet des mammifères, souvent de grande taille, attirant la sympathie du public, comme le panda, les éléphants ou certains grands prédateurs comme les tigres. Les primates ont ainsi été utilisés pour valoriser les programmes de conservation des forêts tropicales (Leader-Williams, et al., 2000).

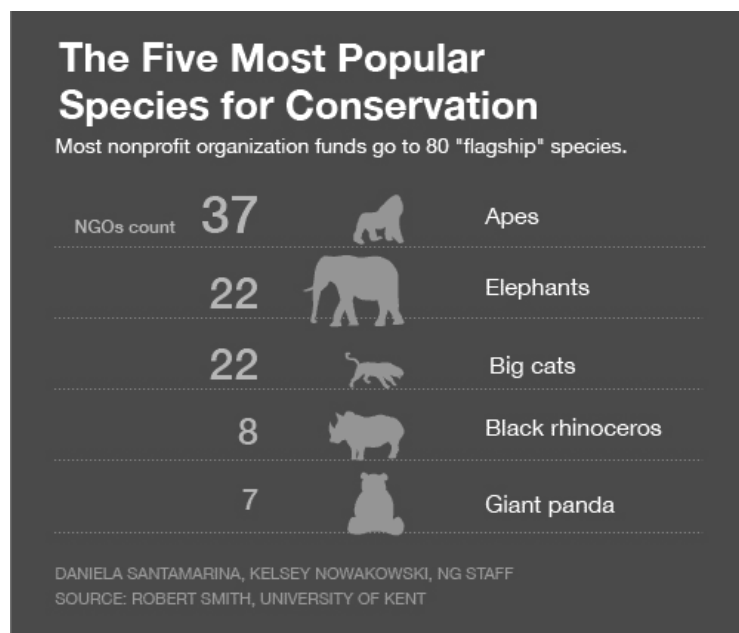


Figure 9 Les "big five" de la conservation (source : Dell'Amore C. " 20 000 species are near extinction : is it time we decide which to save?", National Geographic, le 15 décembre 2013)

Selon Ducarme et al (2013), ces espèces charismatiques peuvent être utilisées comme « flagship species »³⁷ pour trois raisons principales. La première repose sur la « sympathie » suscitée par ces espèces, en raison souvent de leur association à des coutumes locales. Elles

³⁷ Selon Walpole et Leader-Williams (2002) la notion de « flagship » intègre « purely strategic objectives, namely raising public awareness or financial support for conservation », pour qu'une espèce soit jugée "flagship" elle doit avoir une place déjà existante dans la sphère publique.

peuvent être vues comme sacrées et symboliques, et mobilisent donc les populations, d'autant moins réticentes aux mesures de restriction de leurs usages que leurs coutumes, dans lesquelles s'inscrivent ces espèces, en viennent à être menacées par leur disparition (Garibaldi, et al., 2004). La deuxième concerne le rôle des prédateurs tels les félins ou canidés (loup), bénéficiant d'un statut de charismatiques mais également d'un rôle prépondérant dans les écosystèmes (clé de voûte, indicatrice etc). La troisième raison se rapporte à l'idée de l'espèce « flagship », construction symbolique, produit d'une campagne de conservation, qui n'aborde donc pas des dimensions écologiques et s'appuie sur la seule dimension « charismatique », l'espèce est alors « mascotte » du projet de conservation, elle doit maximiser les donations (Walpole, et al., 2002).

✓ *Les limites à ces valeurs d'origine sociale et culturelle*

Selon Ducarme et al (2013), cette utilisation de l'espèce charismatique peut présenter des limites. En effet, elle conduit à une focalisation des travaux scientifiques et des efforts de conservation sur les mammifères, au détriment peut être du reste de la faune. Ceci n'est pas sans impact sur l'imaginaire de nos sociétés européennes sur la faune continentale puisque selon Ballouard et al (2011), les enfants français connaissent mieux la faune africaine que la faune européenne. Cet attrait pour les mammifères peut également conduire à un biais dans les programmes de conservation engagés, en surreprésentant ces espèces charismatiques « menacées » face à des espèces tout aussi menacées mais moins visibles du grand public. De plus, ces espèces jugées charismatiques par les uns, donateurs, ne le sont pas forcément pour les autres, habitants côtoyant ces espèces. Si les grands prédateurs représentent des espèces charismatiques, les prédateurs qu'elles conduisent sur des troupeaux nuisent à leur image, perçues d'avantage comme des « menaces » que comme des « menacées », comme c'est ainsi le cas de l'ours (*Ursus arctos*) dans les Pyrénées françaises (voir encadré ci-dessous).

Cette approche par le « charisme » d'une espèce présente le risque d'écarter des démarches de conservation certaines espèces, jugées importantes pour les écosystèmes, comme les espèces « ingénieurs » (corail, ver de terre etc.) au profit d'autres espèces d'un intérêt écologique moindre (Ducarme, et al., 2013).

Encadré 1L'ours brun dans les Pyrénées : menaçant ou menacé?

Dans les Pyrénées, l'Ours fait l'objet d'une culture ancestrale, objet de « déférence » entre « respect et crainte », ce seigneur des montagnes est perçu comme un ancêtre ou un descendant de l'homme. Ses traces, rappelant celles d'un homme, lui valent le surnom de « pé descaou » ou « va-nu-pieds ». Mais cette inscription de l'espèce dans la culture pyrénéenne ne semble pas pour autant assurer sa survie. Les effectifs actuels témoignent d'une forte dégradation de la population pyrénéenne, puisqu'on compte deux ours en Pyrénées-Occidentales et 23 dans les Pyrénées Centrales, ainsi qu'une répartition très inégale des individus, puisque les deux individus dans les PO sont des mâles et ne permettent donc pas la reproduction de l'espèce dans cette partie de l'aire géographique (ONCFS, 2013).

Cet état de la population le classe en « danger critique d'extinction » sur la liste rouge des mammifères de France. Pourtant si un suivi régulier est mené sur les populations de l'espèce par le réseau Ours, les mesures pour sa conservation sont tributaires des relations conflictuelles entre les éleveurs, les associations de protection de la nature, et l'Etat. Les actions de l'Etat pour sa conservation ont été à la fois critiquées par les éleveurs, lors de la réintroduction d'individus slovènes², et par les défenseurs de la nature dans son incapacité à réintroduire durablement des femelles dans l'ouest des Pyrénées³. Si l'ancien ministre de l'écologie, Philippe Martin, avait promis un plan pour 2014, la nouvelle ministre Ségolène Royal semble marquer son hostilité à toute réintroduction d'ours dans les Pyrénées⁴.

Espèce rare, emblématique des Pyrénées, menacée, propre à une histoire culturelle locale, sa valeur patrimoniale est indéniable, mais elle ne semble pas suffire à justifier les actions de conservation sur cette espèce. D'autres critères entrent en jeu, d'origine économique (remise en cause du modèle agro-pastoral) et sociale.

Notes :

¹ Dirigé par l'ONCFS, réseau de correspondants d'agents d'établissements publics, de fédération départementale de chasse, d'associations de protection de la nature et d'accompagnateurs en montagne. Site de l'ONCFS [2http://www.oncfs.gouv.fr/Le-Reseau-Ours-Brun-ROB-ru102/Les-acteurs-du-Reseau-Ours-ar1274](http://www.oncfs.gouv.fr/Le-Reseau-Ours-Brun-ROB-ru102/Les-acteurs-du-Reseau-Ours-ar1274) consulté le 26/02/2015

² Plusieurs lâchers ont été menés en 1996 puis 2006, mais les intempéries de 1999 ont exacerbé les tensions autour de l'ours qui n'ont cessé de prendre de l'ampleur avec l'apparition d'un mouvement anti-ours.

³ Rapport de FERUS sur la restauration de l'ours brun faisant l'état d'une infraction de la France soulevée par la Commission européenne, et d'une urgence de restauration validée par le MNHN, au lien suivant : <http://www.ferus.fr/ours/l-ours-conservation-et-presence-en-france> consulté le 26/02/2015

⁴ Article « La réintroduction de l'ours dans les Pyrénées jugée non prioritaire par Ségolène Royal », par F.Valéry, publié le 16/12/2014, consulté le 26/02/2015 <http://france3-regions.francetvinfo.fr/midi-pyrenees/2014/12/16/la-reintroduction-d-ours-dans-les-pyrenees-jugee-non-prioritaire-par-segolene-royal-614198.html>

Si le « charisme » de ces espèces peut jouer sur les mobilisations en faveur de leur conservation, la forme, la couleur vive, l'attrait, dont elles sont dotés peut accroître les menaces qui pèsent sur elles. C'est en partie ce que décrit Courchamp et al (2006) à travers son terme de AAE ou « effet allee anthropogénique », expliquant que plus une espèce est rare plus les pressions sur elle augmentent (Billé, et al., 2014) et d'autant plus si cette espèce est charismatique et renvoie une image « sympathique », comme les dauphins souffrant parfois des dérangements occasionnés par les touristes (Ducarme, et al., 2013).

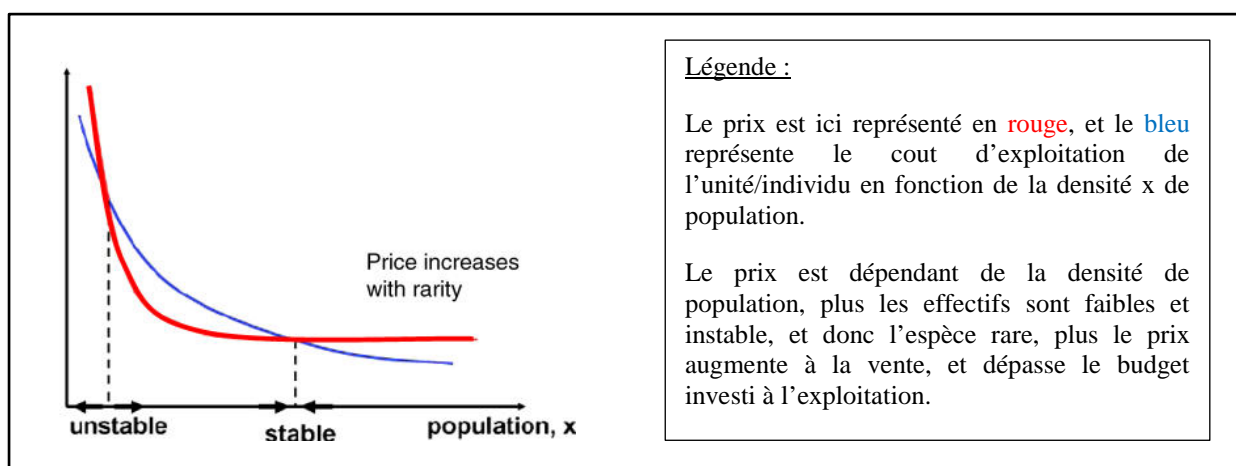


Figure 10 Représentation de l'effet Allee anthropogénique (Courchamp et al 2006)

Comme le montre la figure ci-dessus, la rareté³⁸, comprise ici comme la réduction de la population de l'espèce, accroît la valeur de chaque individu de cette population. Le point de stabilité est représenté par l'état normal d'une population dans des conditions environnementales homogènes. Or cet équilibre est soumis à des aléas naturels ou anthropiques, qui sous forme de perturbations réduisent ou augmentent la population de l'espèce. Cette instabilité d'effectifs fait varier la valeur de chaque individu : plus l'espèce sera rare (population de faible effectif), plus sa valeur augmente, plus elle sera commune (population avec de gros effectif), plus sa valeur diminue.

Comme le précise ainsi Lecomte (2001), aucune solution de hiérarchisation des espèces menacées proposée par l'utilisation des critères précédant n'est réellement satisfaisante. Cette hiérarchie doit être adaptée aux situations locales, en prenant en considération les différentes valeurs disponibles et leur propre hiérarchie pour les acteurs

³⁸ Nous reviendrons sur sa définition dans le chapitre suivant.

concernés. Si l'approche écosystémique, privilégiée dans la science de la conservation ces quelques dernières années, pourrait éviter cette nécessité de hiérarchiser les valeurs attribuées aux espèces, les textes de la législation actuelle font reposer leurs dispositifs d'action en grande partie sur celles-ci. Suivant en cela la vision de Von Bertalanffy (1973), l'écosystème apparaît avant tout comme une construction intellectuelle, qui permet d'appréhender le fonctionnement et la complexité des systèmes écologiques, mais qui reste peu applicable dans les sciences de la conservation. Analyser l'état de conservation d'un écosystème exige donc l'analyse de l'état de conservation de ses éléments, en l'occurrence les espèces. En tant que support de la diversité génétique, objet fonctionnel des écosystèmes, porteuses de valeurs, les espèces représentent donc des outils indispensables aux réussites des actions de conservation actuellement.

Conclusion du chapitre 1:

La progressive domination de l'Homme sur la nature, a débuté par une reconnaissance et un apprentissage des lieux de richesses naturelles (parcours des chasseurs-cueilleurs), accompagné d'une sélection d'espèces qui seront ensuite domestiquées, élevées ou cultivées. La maîtrise accrue des productions a permis la sédentarisation des hommes et le développement des premières cités. La croissance démographique, puis la recherche de la croissance économique, se sont traduites par une accapuration des richesses naturelles, dans les territoires déjà occupés (la vieille Europe) et dans ceux colonisés (le Nouveau monde, les colonies). La vision utilitariste de la Nature, initialement dominante, s'est vue complétée, voire parfois remplacée, par celle des sciences naturelles. L'écologie est notamment venue enrichir le regard porté par les sociétés sur la Nature, désormais considérée comme un environnement, un ensemble d'espèces en interaction (écosystème), porteur de valeurs. La dégradation progressive des ressources naturelles considérées comme inépuisables, celles des écosystèmes, et les catastrophes qui en découlent (déforestation et inondation, introduction d'espèce et maladies etc.), mettent en question la posture de domination qu'exerce actuellement l'Homme sur la Nature. L'imbrication des mondes naturel et anthropique est en effet telle, que la disparition de l'un entravera de manière rédhibitoire le fonctionnement de l'autre. L'apparition de la notion de Biodiversité dans les années 80, qui a depuis « envahi le domaine public » (Escobar, 1998), résulte bien de la naissance d'une nouvelle approche et conception de la Nature, fruit d'un profond changement du rapport des sociétés à leur milieu. Comme le souligne Micoud (2005) « *la biodiversité est moins à considérer comme l'énoncé d'une chose qui existe (à preuve la difficulté pour la définir), mais bien plutôt comme l'indice de l'émergence d'un problème, ou de sa prise de conscience* ». Cette dernière repose sur la reconnaissance du fait que notre monde n'est pas immuable, comme le souligne les scientifiques en annonçant une sixième crise d'extinction des espèces, mais que nous avons encore les moyens de changer le cours des événements, comme le montre la mise en place des premières actions de gestion ou la création des ENP. Les démarches pour leur conservation illustrent un mouvement de prise de conscience des impacts négatifs que les sociétés humaines peuvent avoir sur le fonctionnement des écosystèmes. Elles s'intègrent plus largement dans un ensemble d'actions mises en place par les sociétés pour protéger la Nature et ses éléments, qui n'ont cessé de se renforcer conjointement à l'enrichissement des concepts scientifiques qui permettent de les décrire, et qui sont illustrées dans la frise chronologique ci-dessous.

Notre chapitre 2 visera à décrire l'objet de ces démarches de conservation, l'espèce animale menacée, en analysant les critères permettant de déterminer leur statut. Puis nous dresserons un état des lieux des politiques visant la conservation de ces espèces, aux différents échelons, avant d'examiner les limites de certains des outils réglementaires utilisés.

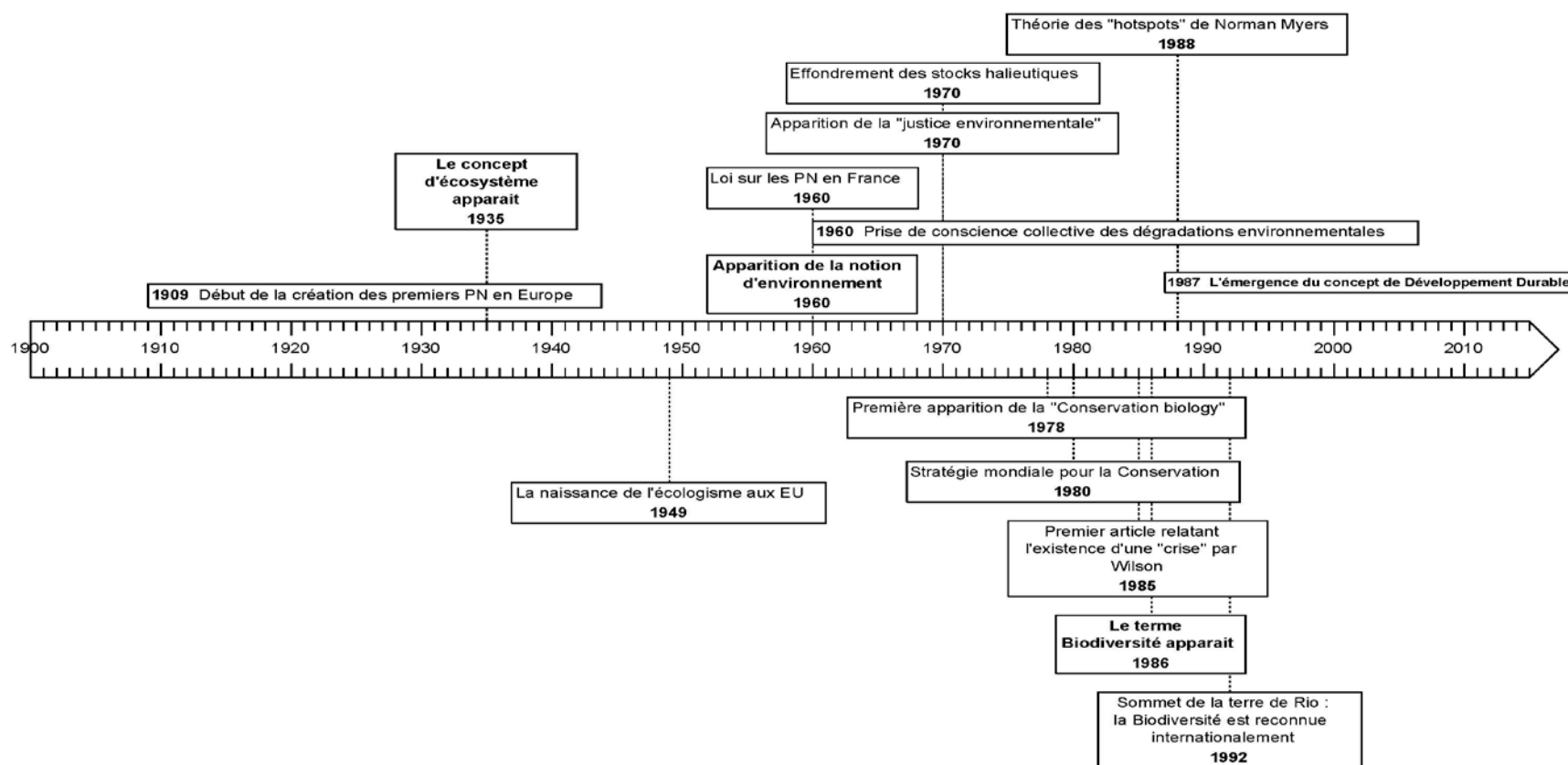


Figure 11 Frise chronologique des événements cités dans ce chapitre (C. Dunesme, 2015)

Chapitre 2 : Agir pour limiter les extinctions : connaître et identifier les espèces les plus menacées

Introduction du chapitre 2

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, le regard que les sociétés portent sur la Nature a largement évolué dans le temps. Les démarches de conservation de la Biodiversité s'attèlent à protéger plusieurs dimensions de celle-ci, la diversité génétique, à l'échelle micro, la diversité spécifique, échelle courante et récurrente des actions de protection, et la diversité écologique ou écosystémique, qui vise la protection de grands ensembles naturels et systémiques, échelle macro applicable seulement sur certaines parties du globe, où la faible densité des hommes permet la protection de larges superficies de Nature sauvage. L'échelle privilégiée est bien souvent celle de l'espèce, qui se justifie comme nous l'avons vu, en raison de son rôle en tant que porteur de gène, en tant qu'objet fonctionnel de l'écosystème, et en tant qu'entité sociale et culturelle. Dans ce cadre, déterminer les priorités d'action exige de pouvoir définir le risque d'extinction encourue par une espèce. Sa vulnérabilité est ainsi mesurée par des critères biologiques, écologiques et chorologiques. Mais cette vulnérabilité ne devient « menace » que lorsque certains facteurs de pressions surviennent. Pour agir face à ces extinctions, un organisme international, l'UICN a mis au point une liste visant à recenser et hiérarchiser le vivant en crise, en combinant facteurs de vulnérabilité et facteurs de pression. L'objectif de celle-ci est de guider les actions de conservation dans l'urgence, en identifiant les espèces les plus menacées d'extinction sur le court terme. Cette liste a ainsi été reprise par les politiques internationales, à tous les échelons. De nombreux outils ont été développés aux différentes échelles pour tenter d'apporter une réponse à la disparition des espèces. Des conventions internationales aux réglementations nationales, des critères sont fournis pour identifier les espèces les plus menacées d'extinction. Mais établir des priorités de conservation nécessite des justifications qui reposent bien souvent sur l'acquisition de connaissance sur les répartitions animales et leurs évolutions.

1. Identifier les espèces menacées d'extinction

Les espèces menacées d'extinction mobilisent l'attention des acteurs de la conservation. Leur identification repose sur un ensemble de critères, permettant d'évaluer leur vulnérabilité et l'importance des menaces qui pèsent sur elles. Certains outils de la conservation, comme les listes rouges de l'UICN, utilisent des critères permettant de classer les espèces, des plus menacées au moins menacées, afin de faciliter l'orientation par le politique, des actions de conservation.

1.1. L'espèce animale menacée : vulnérabilité et facteur de pression anthropique

1.1.1. *Quels sont les facteurs biologiques et écologiques participant à la vulnérabilité d'une espèce ?*

Tout organisme remplit un rôle dans l'écosystème. Eprouvée dans la durée, et dans l'espace, la fonction biologique reste immuable contrairement à l'espèce qui remplit un rôle. L'organisme qui assure une fonction particulière varie au cours du temps au sein d'un écosystème. La succession des grandes crises biologiques en est la preuve. Que ce soit au niveau de l'espèce, de la famille ou de l'ordre, chaque organisme ou groupe d'organismes est susceptible de disparaître plus ou moins subitement, « *que ce soit en temps de crise ou dans des conditions écologiques normales, la durée de vie des espèces est limitée : toute espèce qui apparait est vouée à disparaître* » (Teyssède, 2005). En dehors des crises subites de grande ampleur, certains organismes rassemblent des caractéristiques qui les rendent plus exposés que d'autres aux pressions naturelles.

Nous partirons du schéma ci-dessous présenté par Davidson et al (2009), dans une étude sur les mammifères, pour montrer les risques d'extinctions en fonction de plusieurs critères relevant de la chorologie (étude de la répartition géographique des espèces), de la biocénologie (étude des biocénoses) et de la synécologie (étude des rapports entre communautés).

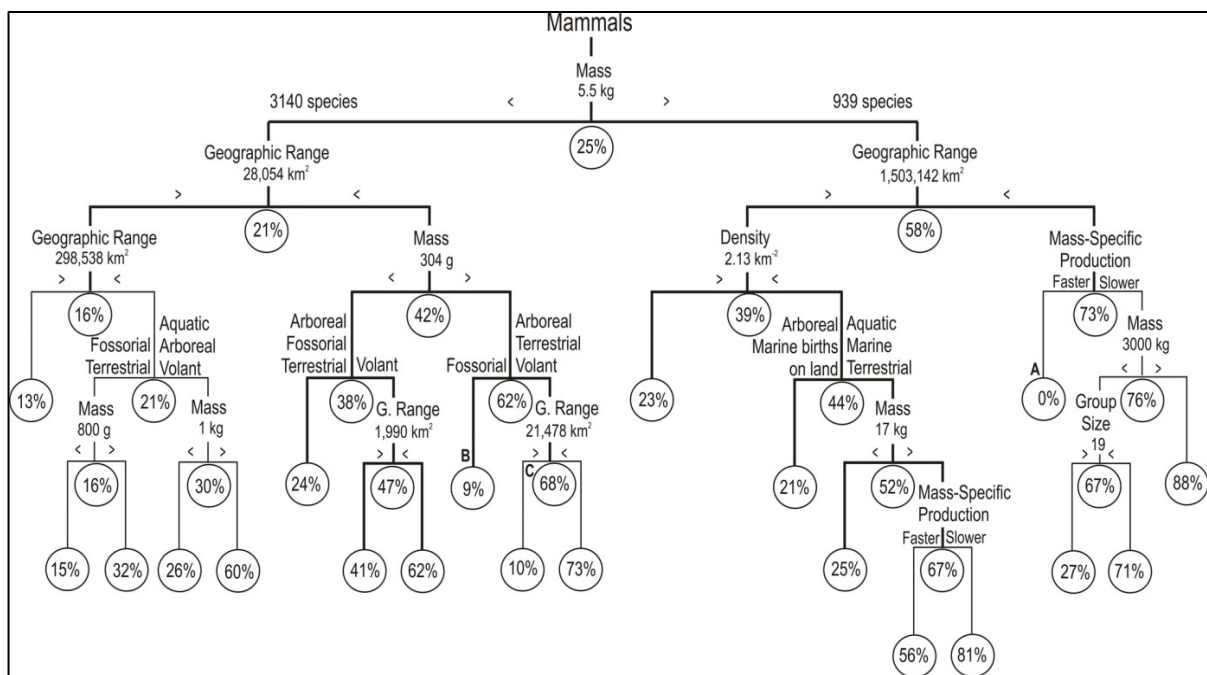


Figure 12 Arbres des risques d'extinction en fonction des traits écologiques chez les mammifères (Davidson et al., 2009)

Le premier facteur jouant sur la vulnérabilité d'une espèce est celui de sa **répartition** (Lacoste, et al., 1999). Plus la répartition de l'espèce sera vaste (une espèce cosmopolite), plus les chances d'extinction seront faibles. Comme on peut le voir sur le schéma, les espèces ayant une aire de répartition en moyenne de 1 503 142 km² ont 58 % de chances de survie, contrairement à celles qui ont une aire inférieure, et n'ont que 21 % de chances. En effet, une espèce endémique³⁹ à l'aire de répartition très restreinte est d'avantage exposée aux facteurs de pression localisés (exemple un incendie, une inondation etc). Cette diversité dimensionnelle des aires de répartition dépend de facteurs propres à l'espèce, tels que sa capacité de propagation (reproduction et dissémination), son amplitude écologique (valence écologique et niche écologique potentielle), son potentiel évolutif (plasticité intraspécifique et sélection adaptative), sa spéciation et son écotypification (variation génétique, sélection qui formeront les écotypes) (Lacoste, et al., 1999). Ces facteurs internes varient en fonction de facteurs externes liés aux conditions géographiques, climatiques, géologiques dans lesquelles se trouvent l'espèce.

³⁹ Sur le globe, les espèces dites « endémiques », représentent les taxons présents sur une aire strictement inféodées à un territoire d'étendu variable. Les endémismes d'espèces étant généralement localisés sur des aires très restreintes, tel un massif ou une île, tandis que les endémismes de genre ou de famille peuvent être étendus à l'ensemble d'un continent (Lacoste, et al., 1999)

A ces facteurs géographiques, il faut ajouter les **traits biologiques** propres à chaque espèce. La vulnérabilité d'une espèce peut dépendre de sa biologie même, en fonction de critères physiologiques tels que le type biologique défini par Raunkiaer (1904-1905), conditionnant l'adaptation plus ou moins forte d'une espèce végétale à un type de milieu par la position des organes. Elle impacte directement la stratégie adaptative d'une espèce, et donc sa résistance à certaines pressions. Par exemple une plante de type héliophyte (enracinement aquatique et appareil reproducteur aérien) sera à la fois sensible aux submersions prolongées en eau, et aux sécheresses de longues durées⁴⁰. La Figure 12 montre ainsi que les espèces de mammifères ayant une forte masse corporelle ont d'avantage de chances de disparaître (76 % de chances pour les espèces supérieures à 3000kg ayant de larges aires de répartition) que les espèces à faible masse corporelle. Elles semblent en effet plus exposées à la prédation (pour les herbivores) car plus visibles, et ont également besoin de grandes quantités de nourriture (en moyenne, les espèces herbivores type « mégafaune » comme les éléphants passent 50 à 75 % de leur temps à se nourrir, de jour comme de nuit) (Owen-Smith, 1992).

Entre les facteurs propres au milieu et ceux internes relevant de leur biologie, les espèces se régulent également entre elles. Les **facteurs de synécologie**, tels que la compétition interspécifique, sont des facteurs de vulnérabilité importants notamment lorsqu'ils s'appliquent à un cadre insulaire. Ces facteurs ne sont pas isolés, ils se combinent et font évoluer les communautés biotiques sur lesquels ils s'appliquent. Ainsi la théorie de MacArthur et Wilson (1963) combine plusieurs facteurs de type chorologique, biocénologique et synécologique, en expliquant que la distance d'une île de grande taille au continent se traduit par une quantité moindre en espèces (les chances d'atteindre l'île s'amenuisant avec la distance au continent). Les espèces colonisant progressivement l'île comblent alors des niches écologiques vides ou disparaissent en entrant en concurrence avec les espèces présentes dans l'île (ou inversement si les espèces envahissantes sont plus compétitives) (Mac Arthur, et al., 1963).

Or si la vulnérabilité d'une espèce dépend de facteurs d'origine naturelle, l'action anthropique exacerbe, et parfois crée de nouvelles formes de pressions.

⁴⁰ <http://www.genie-vegetal.eu/page/63/5-1--duree-maximale-de-submersion.htm> consulté le 24/02/2015

1.1.2. Les facteurs de pression d'origine anthropique

Depuis le Pléistocène, l'action de l'homme sur son environnement et sur les espèces n'a cessé de se renforcer (Barnosky, et al., 2004) jusqu'à bouleverser les climats (Turner, et al., 1990). Elle n'a fait qu'accroître la vulnérabilité de certaines espèces et en déclencher de nouvelles chez des espèces possédant pourtant des caractéristiques les éloignant de la vulnérabilité (forte capacité de reproduction, effectif de population élevé, densité forte, large aire de répartition etc) (Purvis, et al., 2000). Plusieurs actions peuvent être discutées, mais nous en présenterons ici trois : la modification des habitats par le feu, la modification des écosystèmes par l'introduction d'espèces exogènes, et l'atteinte directe aux populations par la chasse.

Les premières actions humaines ont conduit à la **modification des habitats** de nombreuses espèces. En Australie, les premiers hommes ont augmenté la fréquence et la durée des incendies, modifiant les paysages et leur végétation. Les pratiques autour du feu ont conduit à l'apparition d'une mosaïque nouvelle d'habitats (altération de la composition des sols et des successions végétales), modifiant les régimes alimentaires de nombreuses espèces, et causant la disparition de celles qui étaient les plus spécialisées, telles les espèces du genre *Genyornis* (voir photo) (Miller, et al., 2005).

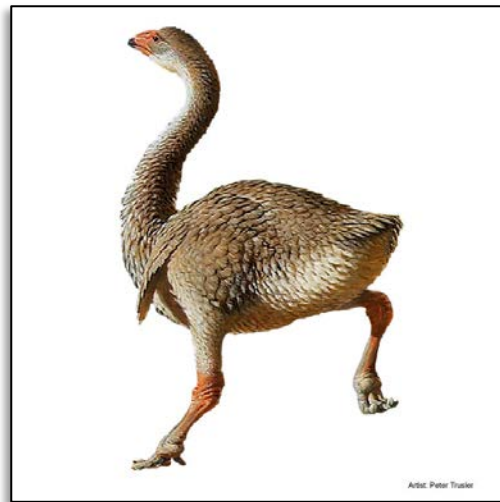


Figure 13 Genre *Genyornis* (source : Museum de Melbourne)

Dans cette modification des écosystèmes, vient s'insérer le **problème de l'introduction d'espèces exogènes**. Les phases de colonisation des nouveaux territoires se sont souvent accompagnées de propagation d'espèces allochtones, tel le rat, introduit dans plus de 80 % des îles du monde, d'espèces gibiers comme le Cerf russa (*Rusa timorensis*) ou le Lapin de Garenne (*Oryctolagus cuniculus*) en Nouvelle-Calédonie par exemple, qui ont conduit à la disparition d'un arbre endémique le *Pittosporum taniaum* (Pascal, et al., 2006). Le développement des moyens de transports et de communication actuels contribuent à la réduction de l'isolement des écosystèmes insulaires, « ces réseaux mettent en communication rapide et régulière des espaces et des espèces auparavant séparés. » (Grenier, 2000),

favorisant ainsi l'essor des espèces opportunistes s'adaptant rapidement à une grande variété de biotopes. C'est ainsi le cas de l'Australie, continent possédant une forte proportion d'espèces endémiques⁴¹, qui depuis 1788 a perdu plus de 28 espèces endémiques de mammifères, tandis que 21 % des mammifères existant sur son territoire sont jugés actuellement menacés.

Si certaines catégories d'espèces sont plus vulnérables aux actions anthropiques, telles les espèces aux aires géographiques très restreintes ou avec un nombre réduit de populations ou bien encore avec une faible capacité de dispersion (Primack, et al., 2012), des espèces semblant peu vulnérables biologiquement ont également disparu sous l'action anthropique. Ce fut le cas du pigeon migrateur ou Tourte voyageuse (*Ectopistes migratorius*), qui vit ses effectifs diminuer dangereusement au XIXème siècle pour s'éteindre en 1914. Cette disparition s'explique par la combinaison des facteurs anthropiques de prélèvements directs sur l'espèce, et de destruction progressive de ses milieux qui ont entraîné une chute des effectifs au deçà du seuil de tolérance de l'espèce (Dubois, et al., 2004). L'espèce était pourtant très commune, et ses effectifs se comptaient en centaines de millions⁴².



Figure 14 La Tourte voyageuse (source : Wikipedia)

⁴¹ Celle-ci possède un taux de 87 % d'espèces de mammifères terrestres endémiques (Woinarski, et al., 2015), tandis qu'un continent comme l'Europe ne possède un taux d'endémisme des mammifères que de 26.9 % (Temple, et al., 2007)

⁴² Aucune donnée officielle ne recense la population totale de l'espèce, mais des observations ponctuelles font références à 136 000 000 individus sur un site de reproduction de 850 m². Source The Smithsonian : http://www.si.edu/encyclopedia_si/nmnh/passpig.htm consulté le 01/06/2015

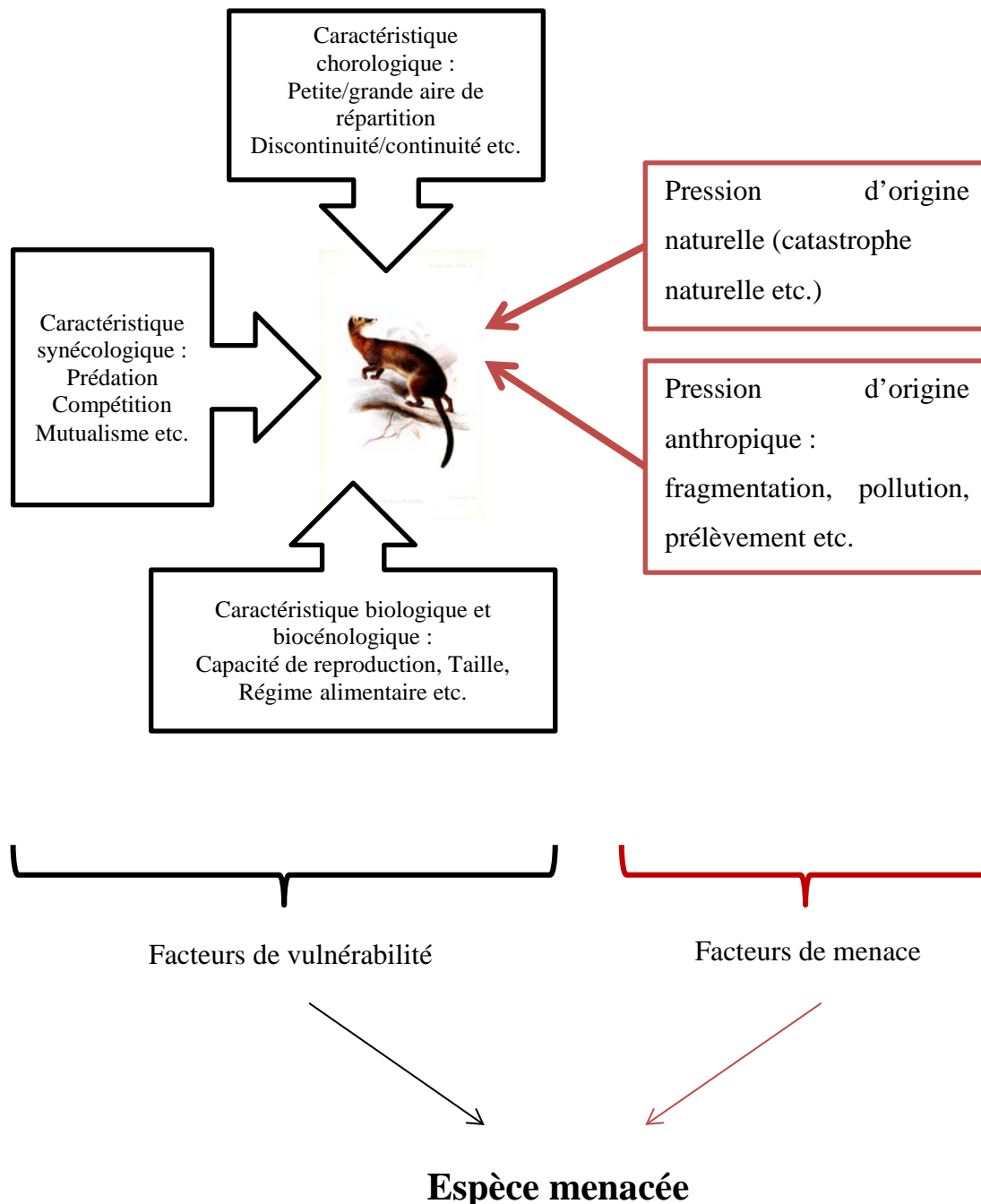


Figure 15 L'espèce menacée : des facteurs de vulnérabilité combinés à des facteurs de menace (C.Dunesme, 2015)

1.1.3. La rareté : une catégorie à part ?

De nombreuses confusions dans les démarches de conservation ont souvent porté sur la distinction entre l'espèce rare et l'espèce menacée. Les définitions de l'espèce rare sont nombreuses, et les critères permettant de définir la rareté le sont tout autant.

Rabinowitz (1981) distingue trois aspects essentiels dans la définition de celle-ci : l'aire de répartition, la spécificité de l'habitat et la taille de la population. Ces trois aspects, et la variation de leurs caractéristiques (large ou petite aire, population éparse ou abondante etc.), permettent de déterminer sept formes de rareté.

GEOGRAPHIC RANGE		Large		Small	
		Wide	Narrow	Wide	Narrow
LOCAL POPULATION SIZE	Large, dominant somewhere	Locally abundant over a large range in several habitats	Locally abundant over a large range in a specific habitat	Locally abundant in several habitats but restricted geographically	Locally abundant in a specific habitat but restricted geographically
	Small, non-dominant	Constantly sparse over a large range and in several habitats	Constantly sparse in a specific habitat but over a large range	Constantly sparse and geographically restricted in several habitats	Constantly sparse and geographically restricted in a specific habitat

Figure 16 Typologie définie par Rabinowitz (1981) sur les formes de rareté

Une espèce peut ainsi être rare parce que son aire de répartition est large mais que ses populations sont localement très éparées et localisées dans des habitats très particuliers, alors qu'une autre sera également rare avec une aire de répartition de petite taille mais dans laquelle ses populations seront abondantes. Seule la case située en haut à gauche du schéma, représentant les espèces réparties de façon large, dans des habitats très diversifiés, avec une population abondante, correspond aux espèces dites « communes ».

D'autres auteurs ont proposé des critères complémentaires, intégrant par exemple la longévité de l'espèce ou sa fréquence d'apparition (Hartley, et al., 2003). Mais la taille de l'aire de répartition, et celle de la population de l'espèce, sont présentes dans de nombreuses études, pouvant en partie expliquer leur utilisation dans les outils de la conservation, comme la Liste rouge de l'UICN (Hartley, et al., 2003; Cerqueira, et al., 2013). Yu et Dobson (2000) montrent ainsi que dans les Listes rouges, la détermination des espèces menacées repose principalement sur la notion de rareté associée au critère populationnel.

Des confusions entre la notion de rareté et de « menacé » peuvent apparaître, notamment lorsque l'originalité de la présence d'un taxon prend le pas sur les critères de vulnérabilité de celui-ci. Larrère (2005) explique ainsi « *quand on repère les notions auxquelles la valeur patrimoniale est associée, il apparaît que, si les définitions varient d'une recherche à l'autre, sont généralement supposées avoir une valeur patrimoniale les espèces dont la présence n'est pas banale (et, par voie de conséquence, les milieux qui leur servent*

*d'habitat). Cette originalité est donc souvent synonyme de rareté (une rareté qui peut être appréciée au niveau local, à celui de la région biogéographique, à celui d'un continent ou de la biosphère – la valeur accordée allant alors par ordre croissant). La question est de savoir quel est le sens écologique de cette rareté : si une espèce rare, dans une aire donnée, excite la curiosité, elle n'est pas nécessairement fragile et menacée. » (Marty, et al., 2005). McDonald (2013) rajoute que l'impression de rareté peut-être trompeuse, en étant liée aux comportements de l'espèce considérée comme rare « *However, even large populations can appear to be rare either because the species practices elusive behaviour or because the population is sparsely distributed over large ranges.* », voire à l'efficacité des suivis de l'espèce « *Population also may appear to be rare because of ineffective survey procedures.* »*

Selon Yu et al (2000), une espèce devient rare avant de disparaître « *examination of the type of rarity might indicate processes that predispose mammals to be threatened* ». L'espèce « rare » serait donc l'étape précédant l'apparition du statut d'espèce « menacée », suggérant une attention accrue des acteurs de la conservation aux espèces répondant aux critères de la rareté (Dobson, et al., 1995).

La vulnérabilité de certaines espèces étant un fait en partie mesurable, des facteurs synécologiques, chorologiques et biocénologiques permettent de la comprendre et de l'identifier (Figure 15, page 74). Mais l'ajout du facteur anthropique rend plus complexe l'approche de cette vulnérabilité, les facteurs naturels étant accrus ou modifiés par l'action humaine directe (prélèvement) ou indirecte (modification des milieux, invasion). La compréhension de ce « système de pression » nécessite une connaissance approfondie des espèces et des écosystèmes dans lesquels elles évoluent, et de la synergie potentielle entre facteurs de pression naturelle et anthropique. La complexité de cet état de « vulnérabilité » peut expliquer l'approche adoptée en partie par les organisations gouvernementales et non gouvernementales dans la conservation de la Biodiversité, et qui est notamment illustrée dans l'outil Liste rouge, et qui s'intéresse à l'état « futur » de l'espèce rare, qui serait l'état d'espèce « menacée ».

1.2. L'identification des espèces menacées : la constitution des Listes rouges de l'UICN

Protéger la biodiversité, conserver les espèces et leurs habitats, nécessite de déterminer combien d'espèces sont menacées de disparition, et celles qui disparaîtront les plus rapidement afin d'alerter les acteurs de la conservation. L'utilisation de classement des statuts de conservation apparaît comme une solution proposée par les taxonomistes et naturalistes, comme les Listes rouges de l'UICN.

1.2.1. L'outil Liste rouge de l'UICN : classer les espèces menacées d'extinction

Avant de s'intéresser aux espèces menacées d'extinction, les premières études et recensements se sont attachés à faire l'inventaire d'observation d'espèces inédites ou rares (Munton, 1987). Il faut attendre le travail du taxidermiste William T. Hornaday avec « Our vanishing wildlife » en 1913 pour qu'une liste d'espèces classées en fonction de leur potentialité⁴³ de disparition apparaisse, et qu'une réelle réflexion sur la définition de la menace d'extinction se fasse. L'auteur la qualifie lui-même d' « *alarm call* »⁴⁴ sur l'état de la faune américaine. En Europe, Gams (1949) publie un article reprenant en partie ces catégories pour recenser les espèces végétales et animales éteintes ou en voie de disparition (Munton, 1987). Cette logique de recensement du « menacé » va se prolonger jusqu'aux années 60, et l'UICN (anciennement UIPN) va s'appuyer sur cette méthode des listes pour identifier les espèces les plus menacées et les classer en fonction de leur potentialité de disparition.

✓ *La nécessité d'une classification du vivant*

La classification est une étape indispensable pour toute action d'urgence. Pour Possingham et al (2002), les gouvernements et ONG utilisent les listes d'espèces menacées pour trois raisons principales: l'identification des effets négatifs de certaines activités sur les

⁴³ Trois catégories sont définies : « practical extermination » (les individus sont si peu nombreux qu'une recherche spécifique doit être organisée pour pouvoir les contacter), « absolute extermination » (disparue depuis au moins 5 ans), et « extermination in a wild » (les derniers représentants de l'espèce vivent en captivité) (Munton, 1987)

⁴⁴ L'ouvrage est disponible en ligne au lien suivant : <http://www.gutenberg.org/files/13249/13249-h/13249-h.htm> consulté le 26/02/2015

espèces, l'identification des priorités de la conservation et l'ajustement des outils de celle-ci (réserves), et l'évaluation de l'état de l'environnement. Ces listes sont ainsi largement utilisées dans la législation, à tous les échelons.

La création des Listes rouges visant à recenser le vivant en crise a été l'une des premières actions. Sir Peter Scott⁴⁵ a été à l'initiative de la création des listes rouges, avec l'aide du SSC (*Survival Service Commission*) sous la direction successive de Hal Coolidge, Leofric Boyle, et Gren Lucas (Scott, et al., 1987). C'est en 1963 qu'apparaît le concept de « liste rouge », et en 1964⁴⁶ que les deux premiers volumes sont publiés, bien que peu documentés. En 1966, un premier volume du Livre rouge sur les mammifères et les oiseaux recense principalement les espèces menacées et rares relativement bien connues (Munton, 1987). L'enrichissement progressif des connaissances s'accompagne de celles des catégories de la liste rouge, qui se diversifient progressivement (voir Figure 17 page 79 pour les catégories actuellement en vigueur). Les versions successives voient ainsi apparaître de nouvelles catégories comme les « indéterminées » (en 1969), ou les « vulnérables » (1972), alors que les premières versions ne traitaient que de la rareté (exprimée par exemple en 1964 en fonction des effectifs ou des variations démographiques) (ibid).

En 1994, la Liste rouge subit une réévaluation complète, grâce aux apports de 800 membres de groupes de spécialistes de l'IUCN, et de nouveaux critères sont établis. L'objectif est alors de classer précisément l'état de conservation de chaque espèce, et même de sous-espèces, afin de mettre en lumière celles qui sont confrontées à un plus haut risque d'extinction⁴⁷. Peu à peu, les listes rouges et leur méthodologie de classement deviennent ainsi des outils indispensables aux politiques de conservation des espèces «*The IUCN (1994) defined a set of categories for conservation status supported by decision rules based on thresholds of parameters such as distributional range, population size, and population history, as well as risk of extinction. The IUCN (1994) rules have received international acceptance and have become one of the most important decision tools in conservation biology. Decision rules are attractive because of their wide applicability, objectivity, and simplicity of use (Mace & Lande 1991). By necessity, the choices of thresholds that delimit*

⁴⁵ Ornithologiste britannique, né en 1909, il a créé le WWF ainsi que de nombreux sanctuaires ornithologiques en Grande-Bretagne

⁴⁶ Site de l'IUCN http://cms.iucn.org/about/work/programmes/species/our_work/the_iucn_red_list/ consulté le 25/02/2015

⁴⁷ Site de l'IUCN Red List of threatened species <http://www.iucnredlist.org/about/introduction> consulté le 25/02/2015

categories of risk are somewhat arbitrary (Regan et al. 2000).” (Akçakaya, et al., 2000). Les listes rouges ont donc l’avantage de proposer des catégories facilement applicables, mais en contrepartie celles-ci souffrent parfois de critères et de seuils relativement arbitraires. Selon Vié et al (2008) la Liste rouge sert de référence pour les accords multilatéraux, et constitue un outil d’orientation pour réviser les annexes de certains accords.

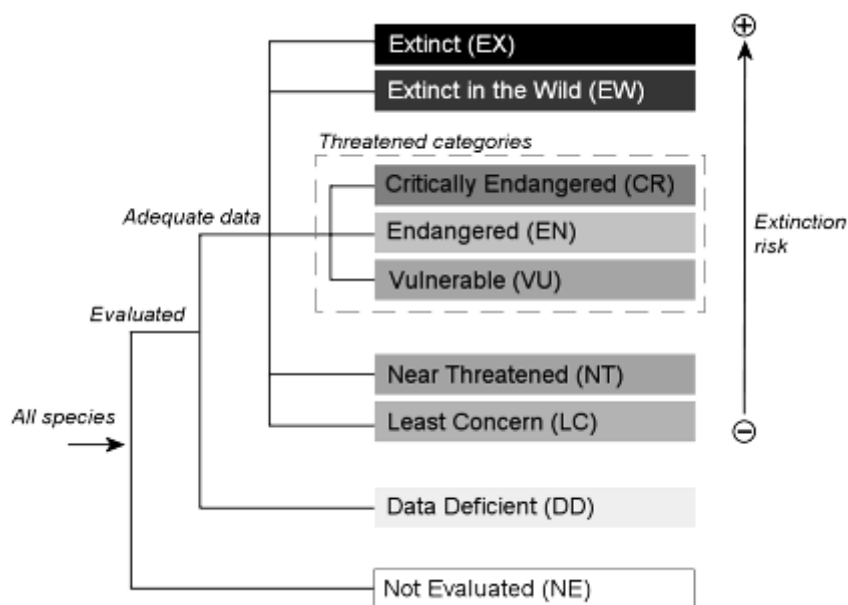


Figure 17 Catégories des Listes rouges selon l’IUCN, version 3.1 (source : site IUCN Red List, 2000)

Le schéma ci-dessus présente ainsi les différentes catégories de risque d’extinction adoptées actuellement au niveau mondial, et présente la catégorie des espèces menacées qui regroupe les « *critically endangered* » ou CR, « *endangered* » EN et « *vulnerable* » VU. Même si certains groupes taxonomiques demeurent peu renseignés, cette liste fournit des estimations sur 25% des groupes de vertébrés menacés (Devictor, 2015). Elle permet d’apporter par échelle géographique, du continent aux pays, des informations et d’indiquer les espèces qui nécessitent une surveillance des Etats.

1.2.2. Un outil fondé sur la connaissance des répartitions animales et de leurs évolutions

Les critères qui ont été utilisés dans les Listes rouges, de façon historique, doivent répondre à la question du risque d’extinction, c’est-à-dire : à partir de combien d’individus

une population a-t-elle une chance de disparaître ? À partir de quel moment le taux de mortalité devient-il supérieur au taux de natalité ? Quelles sont les informations permettant de déterminer qu'une espèce va s'éteindre ? Le processus d'extinction étant fondamentalement démographique (De la Mare, 1987), les critères des listes rouges reposent donc avant tout sur des données relatives aux effectifs de population. Des informations définissant des seuils liés à la dynamique des populations ont donc été utilisées, et prennent en compte des données relatives à la taille de la population comme à l'évolution des effectifs (déclin). Ainsi, actuellement, sur les critères utilisés par l'UICN, 67 % sont fondés seulement sur des données d'effectifs, 20 % sur des données relatives à l'aire de répartition, et 27 % en combinent deux (calculs de l'auteur). Ceux de 2001 prennent ainsi en compte et mélangent des données sur le déclin des populations sur une période (le A et C), l'aire de répartition (le B), et la taille de la population (le C, D et E) (Annexe 1).

Pour être classées dans une catégorie, les données collectées sur une espèce doivent permettre de valider l'un des sous-critères rassemblés dans la Figure 18 (ci-dessous). Par exemple une espèce jugée « en danger critique d'extinction » est définie selon un des cinq critères possibles, constitués de plusieurs sous-critères. Par exemple le critère A repose sur quatre sous critères, le A1, A2, A3 et A4. Ainsi le sous-critère A3 considère-t-il qu'une espèce est « en danger critique » si la réduction de ses populations prévue ou supposée dans le futur (100 ans), est supérieure à 80 %, si cette réduction sur la même période n'est que de 30 %, elle sera jugée « vulnérable ». Cette information est fondée sur des observations, qui sont soit directes (a) (en l'occurrence ne fonctionne pas sur le A3), soient liées à l'utilisation d'indicateurs comme l'indice d'abondance (b), à des informations sur la réduction de l'aire de répartition ou la dégradation de l'habitat (c), sur les pressions directes sur les populations (d) ou sur l'impact d'espèces introduites ou concurrentes (e).

A. Réduction de la taille de la population. Réduction (mesurée sur la plus longue des deux durées : 10 ans ou 3 générations) sur la base d'un ou plusieurs des critères A1 à A4			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 & A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A1 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction sont clairement réversibles ET comprises ET ont cessé.	<i>en se basant sur l'un des éléments suivants :</i>	(a) l'observation directe [excepté A3]	
A2 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.		(b) un indice d'abondance adapté au taxon	
A3 Réduction de la population prévue, déduite ou supposée dans le futur (sur un maximum de 100 ans) [(a) ne peut pas être utilisé pour A3].		(c) la réduction de la zone d'occupation (AOO), de la zone d'occurrence (EOO) et/ou de la qualité de l'habitat	
A4 Réduction de la population constatée, estimée, déduite, prévue ou supposée, sur une période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir (sur un maximum de 100 ans dans le futur), lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.		(d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels	
		(e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites	

Figure 18 Résumé du critère A et de ses sous-critères (UICN, 2012)

Cette multiplication des critères et des sous-critères laisse aux spécialistes une grande palette de choix de classement, puisqu'il y a ainsi 32 possibilités différentes pour qu'une espèce soit classée dans une de ces catégories.

L'UICN n'étant pas un organisme de terrain, il collecte auprès des spécialistes des espèces, ainsi que des organismes gouvernementaux et non gouvernementaux, les données nécessaires. Celles-ci concernent bien souvent des estimations de densité en fonction du nombre d'individus que l'on trouve dans un type d'habitat, faisant ainsi appel aux études d'écologie. Certains des critères proposés dans la grille de l'UICN sont par contre très peu utilisés, comme le critère E qui nécessite une analyse quantitative dans le temps fondée sur des effectifs de population précis et suivis (com. pers. F. Kirchner⁴⁸). Leur utilisation dépend fortement du nombre et de la qualité des données disponibles, mais aussi de la volonté des experts et organismes de les transférer ou non à l'UICN.

De la création de ces critères à la variabilité de l'information disponible, les limites formulées au sujet de ces Listes rouges ont été nombreuses. Nous en examinerons quelques-unes dans la sous-partie suivante, qui ont été pointées du doigt par les scientifiques mais également reconnues par l'UICN.

⁴⁸ Lors de nos entretiens, nous avons rencontré un salarié de l'UICN France en 2012, Florian Kirchner, qui nous a expliqué le fonctionnement des Listes rouges internationales, et en France. Cette phase d'entretien sera présentée en détail dans la deuxième partie de cette thèse, lors de la description de la méthodologie (chapitre 5).

1.2.3. Les limites des Listes rouges UICN : un travail de « longue haleine » souvent critiqué

L'UICN a un objectif colossal, celui d'évaluer l'état de conservation de l'ensemble des espèces du globe. Pour y parvenir cet organisme s'est appuyé sur le travail déjà effectué par certaines organisations, comme le Birdlife International⁴⁹. Si le travail actuel de l'UICN vise à compléter les Listes rouges internationales sur les différents groupes taxonomiques, puis à les réactualiser régulièrement, l'organisation se heurte à plusieurs problèmes.

✓ Les limites de l'outil Liste rouge

Le premier réside dans sa dépendance aux organisations spécialisées dans le recensement et le suivi des espèces, qui conduit à ce que la précision des informations disponibles résulte de choix effectués par celles-ci à l'amont. Les espèces évaluées sont ainsi souvent les plus connues, comme les espèces d'oiseaux. L'implication des politiques publiques dans le financement de certaines listes participe aussi à la création de déséquilibres. La liste rouge européenne qui vise à mesurer le risque d'extinction en Europe, est ainsi financée par la Commission Européenne qui a d'abord donné la priorité aux mammifères, oiseaux et poissons avant de s'intéresser aux papillons et gastéropodes (com. pers. F. Kirchner). Si l'UICN tente d'effectuer un inventaire au niveau mondial le plus homogène possible, ce sont souvent les financeurs qui orientent indirectement les choix au niveau régional. Cette inégale inscription des groupes taxonomiques dans les Listes n'est pas sans influence sur la représentation du public et des politiques de ce qui est « menacé », puisque actuellement les espèces menacées déjà classées en voie d'extinction sont finalement celles qui sont les mieux connues par la littérature scientifique.

La deuxième limite concerne les critères de la liste rouge. Certains auteurs ont ainsi critiqué la définition des critères proposés (Akçakaya, et al., 2000). L'UICN a pourtant tenté de fixer des seuils, et la multiplication des sous-critères doit permettre l'adaptation aux différentes espèces. Ainsi pour Florian Kirchner (com. pers. F. Kirchner) le seuil fixé à 50 individus matures pour le critère D des espèces jugées « CR » semble fonctionner pour l'ensemble des groupes taxonomiques car on n'y associe pas le critère géographique (Annexe

⁴⁹ Le Birdlife international est une coopérative de 119 partenaires (ONG), reconnue pour leurs actions en faveur de la conservation des oiseaux dans le monde. Site internet du Birdlife : <http://www.birdlife.org/worldwide/partnership/about-birdlife> consulté le 29/08/2016

1). Selon lui une population de 800 lynx a autant de chance de disparaître qu'une population de 800 libellules car on ne raisonne pas sur les mêmes superficies. Les autres critères fonctionnent souvent en combinant critères géographiques et populationnels, cela permet de relativiser l'importance des espèces ayant une très petite aire de répartition, mais cela ne limite pas toujours l'inscription systématique de ce type d'espèces, qui lorsqu'elles sont cavernicoles ou souterraines, voient souvent leur statut de menace s'aggraver, comme c'est le cas des gastéropodes et crustacés classés Vulnérables en France (com. pers F. Kirchner).

Une troisième limite concerne l'inscription des sous-espèces. Si la Liste Rouge a choisi le niveau taxonomique de « l'espèce » pour son classement, certaines sous-espèces semblent avoir leur propre statut de conservation. Ces inscriptions sont effectuées sur « dire d'expert », et concernent généralement des sous-espèces dont les dynamiques semblent différer sensiblement de celles de l'espèce nominale. Au niveau mondial la Baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*) a ainsi été évaluée par sous-espèces, en raison de certains isolats géographiques de ses populations, ou parce que certaines d'entre elles ont connu une forte progression (com. pers. F. Kirchner). Mais bien souvent les sous-espèces ou races ne sont pas prises en compte dans les listes rouges. Certains spécialistes peuvent ainsi affirmer pour certains taxons la nécessité d'un passage du rang de « sous-espèce » à « espèce » pour permettre une meilleure prise en compte de l'unité, « *It is probable that the revision of geographic forms upward to the level of species is being driven not only by theoretical considerations, but also by existing legislation, which proposes that "endangered species" are the valuable units to be conserved. If a reserve contains a taxon recognized as a species rather than just as a local race, it may be seen as more valuable for conservation purposes* » (Mallet, 2007).

Lorsque l'unité « sous-espèce » est prise en compte comme une « espèce » dans l'évaluation des statuts de conservation, des phénomènes d'inflation taxonomique apparaissent (Isaac, et al., 2004). Ils peuvent perturber l'interprétation des chiffres d'effectifs des espèces menacées. Ainsi lors de la révision de 2004 des listes tenues à jour par l'UICN, 787 nouvelles espèces sont apparues comme menacées, alors qu'en réalité, 527 d'entre elles étaient d'anciennes sous-espèces, élevées au rang d'espèces (Gippoliti, et al., 2007). Ce mouvement conduit à accroître le nombre des espèces menacées, puisque des populations d'effectifs et d'aires de répartition toujours plus réduites accèdent au rang d'espèces, présentant dès leur apparition un degré de menace supérieur à celui affectant l'espèce « englobante » dont elles sont issues. Ainsi l'espèce de primate *Tarsius tumpura*, reconnue en 2008 (Shekelle,

et al., 2008), s'est vu affectée du statut de CR (« danger critique d'extinction »), alors que l'espèce *Tarsius sangirensis*⁵⁰ dont elle est issue n'est affectée que du statut de EN (« en danger »).

Cette situation trouve en partie son écho dans la prise en compte des échelles dans l'évaluation des statuts de conservation des espèces. Une démarche Liste rouge a ainsi été encouragée au niveau régional, afin d'adapter les évaluations mondiales aux échelles plus réduites.

✓ *Les listes rouges régionales*

L'UICN a ainsi fourni des guides d'application des critères « listes rouges » aux échelles régionales⁵¹, les Etats demeurant cependant libres d'adhérer ou non à la démarche, et de proposer de nouveaux critères. De nombreuses listes rouges à ces échelles ont ainsi vu le jour, dont le contenu peut faire apparaître des décalages entre les statuts de conservation aux échelles globales et régionales. Le phénomène s'explique soit par des variations de critères utilisés, de terminologie, ou tout simplement par l'existence de critères géographiques prenant en compte la « responsabilité » des Etats dans la conservation de l'espèce. Par exemple, dans le guide UICN régional, la population d'une espèce est d'abord évaluée dans l'enceinte du pays, puis réévaluée au regard des populations voisines, qui peuvent venir l'alimenter en individus, et donc intervenir dans la dynamique démographique locale (IUCN, 2003).

Une étude de Miller et al (2007) montre que sur un panel de 47 pays interrogés, 67 % n'ont pas utilisé le guide de l'UICN malgré une utilisation des critères développés par l'organisme pour 78 % d'entre eux. 15 % de ceux qui utilisent le guide ont modifié, les critères régionaux ou en ont rajouté. Les auteurs notent notamment l'apparition de critères relatifs aux notions de « responsabilité » ou de « valeur ». Ils soulignent également l'incompatibilité de certains critères avec la superficie du pays, qui serait l'une des raisons pour laquelle certains d'entre eux n'ont pas adopté de listes régionales. En effet, l'utilisation

⁵⁰ Un individu avait été collecté sur l'île de Siau, et présenté au Musée de Dresde par Meyer (1897) comme un individu appartenant à l'espèce *Tarsius sangirensis* (Shekelle et al, 2008).

⁵¹ Deux guides sont sortis en 2003 et 2012. Site de l'UICN : http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/our_work/the_iucn_red_list/resources/guidelines_applications/ consulté le 01/06/2015

des critères « aire de répartition » et « population » dans les petits pays accroît le nombre d'espèces menacées. S'ajoute à ce phénomène le fait que les échanges d'informations entre pays sont souvent limités voire mauvais. Nombre de pays ne recevant pas les données des pays voisins, ils ne peuvent que difficilement évaluer l'importance de leur population par rapport aux populations des pays limitrophes, ainsi que les transferts d'individus (Miller, et al., 2007).

Si les critiques et limites à ces listes sont nombreuses (Akçakaya, et al., 2000; Regan, et al., 2000; Brito, et al., 2010), l'un des problèmes majoritairement soulevé, outre l'imprécision de certains critères, reste le manque de prise en compte des fonctions écologiques de l'espèce menacée (Possingham, et al., 2002). Ceci s'explique en partie par l'histoire même de cet outil, mis au point à une période où les notions de Biodiversité et d'écosystème n'existaient pas, ou n'était pas utilisées. L'émergence de la Biologie de la conservation, dans les années 1980, a notamment mis au jour de nouvelles interrogations liées aux fonctions des espèces dans un écosystème (chap 1, 3.3). Malgré ces considérations écologiques, l'approche par les Listes rouges, ou par le principe du classement des espèces, a été largement mobilisée par les politiques internationales. Elle offre une vision d'ensemble des espèces les plus menacées et permet d'agir en priorité sur celles qui vont disparaître sur le court terme. La base des critères des Listes rouges, reposant sur des données d'effectif et d'aire de répartition, a ainsi été reprise dans la constitution des listes en annexes des conventions pour classer les espèces à protéger en priorité.

2. Agir sur les espèces animales menacées : des mesures par échelles d'intervention

Protéger l'ensemble de la biodiversité menacée est une utopie, compte tenu de l'inégale répartition de la richesse biologique (les Hotspots de Norman Myers, 1988), de celle de l'avancement des politiques de conservation, tout comme celle du développement économique et humain entre pays (voir même continent). Une logique d'urgence (de priorité), portée par un jeu de compromis, a donc accompagné la conservation de la biodiversité (Devictor, 2015). Dans l'optique d'une protection de la diversité spécifique, une sélection de critères scientifiques solides (représentatifs des études fournies sur le sujet ou faisant l'objet

d'un certain consensus dans la communauté) et pertinents (adaptés aux particularités des espèces, aux échelles etc.) doit être menée sur la base d'une connaissance complète et homogène des répartitions animales et de leur évolution, afin d'évaluer leur statut de conservation. Cette ambition se confronte à deux problèmes. Le premier tient à la variabilité de la connaissance en fonction des lieux et des espèces, et le second aux impératifs d'action dans l'urgence, qui nécessite l'usage de critères suffisamment simples et « souples » pour pouvoir agir partout, à n'importe quel moment et sur l'ensemble de la diversité spécifique.

Dans ce cadre, trois étapes ont marqué l'histoire de la protection de la biodiversité. D'abord focalisées sur la protection stricte des espèces, les mesures de protection d'origine internationale ou nationale se sont ensuite concentrées sur la protection de l'habitat de ces espèces, avant de s'intéresser aux dimensions écosystémiques du fonctionnement de la nature, idée introduite par Tansley en 1935, mais seulement intégrée par l'ONU lors de la création du Millenium Ecosystems Assessment (MEA) en 2000⁵². Ce changement de regard se traduit notamment dans l'évolution des espèces choisies pour la protection, passant d'une préférence pour les espèces charismatiques à une préférence pour le rôle fonctionnel exercé par celles-ci au sein d'un écosystème.

Nous parcourrons l'ensemble de ces étapes en insistant sur les textes où l'appellation « espèce menacée » figure. Notre approche est ici chronologique, s'appuyant sur le cadre juridique et son évolution pour tenter de cerner l'objet « espèce animale menacée », et surtout les différents critères qui ont été utilisés progressivement pour affiner la sélection de celles qui seront protégées juridiquement, et susciteront des actions de conservation. Elle est complétée par une approche scalaire, de l'échelle internationale, à européenne puis nationale, afin d'évaluer la variabilité des critères utilisés. Nous ne rentrerons pas dans la critique de ces outils législatifs et dans le questionnement de leur efficacité. La complexité juridique de cette question, et les difficultés rencontrées dans l'élaboration de ces textes internationaux, sont notamment traitées dans les travaux de Kiss (1989), Delfour (1998), De Klemm (1998), Maljean-Dubois (2002), Romi (2012).

⁵² L'importance de l'intégration des processus écologiques dans le droit international public a cependant émergé dès 1980 avec la Convention de Canberra du 20 mai, sur les mers de l'Antarctique prévoyant le maintien notamment des rapports écologiques entre populations exploitées (Kiss, 1989)

2.1. Les actions internationales : agir dans le compromis

Depuis les années 1970 la communauté internationale (notamment à travers l'ONU) se mobilise pour la protection de la nature, comme en témoigne l'augmentation de 330 % des accords multilatéraux autour de l'environnement entre 1992 et 2010⁵³, démontrant la naissance d'une écologie politique à l'échelle mondiale (De Redon, 2012). Si le sommet de la Terre de Stockholm en 1972 donne naissance au Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), principale autorité d'ampleur mondiale visant à répondre aux problèmes environnementaux⁵⁴, il faut attendre le sommet de la Terre de Rio en 1992, et la ratification de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) pour que des mesures internationales soient prises en faveur de la « biodiversité ». Notre cadre d'étude étant européen, nous nous intéresserons ici qu'aux textes s'appliquant à ce territoire, et à ceux ayant directement trait aux espèces menacées, dont les plus pertinents seront analysés à partir des travaux de Kiss (1980, 1989), Delfour (1998) et Lanfranchi (2014).

2.1.1. Les premiers efforts relatifs à la protection de la faune menacée

Quatre⁵⁵ conventions internationales concernent la protection de la faune menacée : la Convention de Londres, celle de Washington ou CITES, celle de Bonn ou CMS et celle de Berne. Si leurs objectifs varient largement, leur méthodologie est identique, reposant toujours sur l'utilisation de critères déterminant les espèces qui seront protégées en priorité. Pour éviter une description redondante de celles-ci, nous présenterons leur modalité dans le tableau ci-dessous :

Tableau 2 Présentation des principales conventions internationales sur la conservation de la faune sauvage :

Nom	Année	Objectif	Critère de sélection
Convention de Londres	1933	Protection de la faune et de la flore dans les territoires africains	Pression de la chasse, qualité de « gibier » (McNeely, et al., 2003).
Convention de Washington (CITES)	1973	Contrôle du commerce de la faune sauvage	Dynamique de population, caractéristique biologique

⁵³ Information du site de l'UNEP « Keeping track of our changing environment, from Rio to Rio +20 », http://na.unep.net/geas/getUNEPPageWithArticleIDScript.php?article_id=82 consulté le 24/06/2015

⁵⁴ Site du PNUE ou UNEP : <http://www.unep.org/about/>

⁵⁵ On peut en citer cinq avec la convention de Ramsar du 2 février 1971 sur la protection des zones humides prévoyant de façon indirecte la protection des espèces à travers celles des habitats.

			et aire de répartition, effet du commerce
Convention de Bonn (CMS)	1979	Protection des espèces migratrices	Etat de conservation : dynamique de population, aire de répartition, qualité de l'habitat et fonctions écosystémiques
Convention de Berne	1979	Protection de la faune/flore sauvage et de ses habitats	Dynamique de population, qualité de l'habitat et aire de répartition

Ce tableau permet d'identifier rapidement les critères récurrents, notamment dans les trois dernières conventions, que sont les critères populationnels, géographiques et écologique (qualité de l'habitat). Si ces conventions s'appuient sur des critères scientifiques proches de ceux que l'on a pu observer dans la Liste Rouge UICN, peu d'entre elles définissent explicitement ces critères, et leurs seuils. Des catégories sont également utilisées dans ces conventions, et reprennent la terminologie des statuts de conservation proposées par l'UICN comme les catégories « vulnérable » ou « en danger ».

L'apport progressif de connaissances a notamment permis un enrichissement des espèces listées, et donc protégées. La convention de Londres en 1933 n'avait identifié par exemple que 42 espèces menacées, reconnues avant tout pour leur qualité de gibier (McNeely, et al., 2003). Quant à la convention CITES à son origine, elle s'intéressait principalement à la protection rapide de la « mégafaune charismatique », souvent viande de brousse pour les populations rurales, mais assez médiatiquement identifiée pour mobiliser l'opinion. Reposant sur une définition de l'espèce menacée nécessitant une connaissance pointue des dynamiques de répartition, il a fallu attendre l'avancée des connaissances sur de nombreuses espèces pour que celles-ci soient prises en compte dans les listes (McNeely, et al., 2003).

Selon Lanfranchi (2014) la question de l'accès aux données pour l'évaluation des espèces qui vont être protégées est ainsi d'une importance cruciale. Or les conventions proposent souvent des textes peu explicites sur les termes qu'ils utilisent. A cela, les données fournies le sont principalement par les pays signataires des conventions. Celles-ci peuvent donc manquer de fiabilité selon l'efficacité des institutions nationales, ou les moyens débloqués pour l'amélioration de la connaissance.

L'auteur prend ainsi comme exemple la convention CITES, pour laquelle elle note quatre limites à son efficacité : les efforts de coordination entre pays signataires, la

politisation des comités d'expertise, l'accès à l'information scientifique, et l'aspect financier des modalités de fonctionnements des comités. Ainsi pour Lanfranchi (2014) « *le fondement et la crédibilité scientifique des mesures de gestion CITES demeurent un enjeu fondamental* », dans ce cadre-là, l'amélioration de l'accès à la connaissance produite par les Etats, mais également à l'intérieur de ceux-ci (pas des organismes non publiques par exemple), devient un enjeu majeur, pas seulement pour la CITES mais pour l'ensemble des conventions internationales.

Nous poursuivrons cette analyse à l'échelle globale des mesures de protection et de conservation des espèces par la Convention sur la Diversité Biologique, et la Stratégie mondiale pour la biodiversité qui l'accompagne, proposée en 1992 lors du Sommet de la Terre de Rio.

2.1.2. La Convention sur la Diversité Biologique et la mise en place d'une stratégie mondiale pour la biodiversité

2.1.2.1. La Convention sur la diversité biologique ou CDB

La nécessité d'une action conjointe a été soulevée par la définition nouvelle donnée à la diversité biologique dans la CDB, signée lors du sommet de la Terre de Rio en 1992. Celle-ci n'y est pas considérée comme un « patrimoine commun » mais au contraire comme une « préoccupation commune de l'humanité » dans laquelle chaque Etat est souverain sur ses ressources biologiques mais également « responsable » de leur protection (préambule de la constitution, p.12)⁵⁶. Cette Convention s'inscrit dans une nouvelle approche de protection de la Nature. S'intéressant à la Biodiversité à travers la diversité génétique et écosystémique, elle diffère profondément des mesures de protection antérieures, seulement préoccupées d'une protection de la diversité spécifique. Deux types d'actions essentielles et complémentaires y sont préconisées : la conservation in situ, grâce à des actions de gestion et de restauration des écosystèmes notamment, et la création de zones protégées. La diversité biologique doit ainsi être conservée « *là où elle se trouve et où elle peut continuer à évoluer* » (p.13) et des plans ou stratégies de gestion sont ainsi prévus pour la reconstitution des populations d'une espèce

⁵⁶ Document à télécharger à l'adresse suivante : <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>

jugée menacée. Cependant pour garantir l'implication du plus grand nombre de pays, aucune liste d'espèces menacées n'est proposée dans la convention. Elle laisse les pays libres d'établir leurs propres listes nationales⁵⁷ et de prendre des mesures jugées appropriées pour la conservation de ces espèces (Glowka, et al., 1996).

La convention comprend deux annexes, qui contrairement aux conventions précédentes, ne proposent pas de listes d'espèces mais des clarifications sur les termes utilisés. Ainsi dans l'annexe I, une identification et une surveillance par les Etats est prévue sur les « *espèces et communautés qui sont : menacées ; des espèces sauvages apparentées à des espèces domestiques ou cultivées ; d'intérêt médicinal, agricole ou économique ; d'importance sociale, scientifique ou culturelle ; ou d'un intérêt pour la recherche sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique, telles que les espèces témoins* ». A la catégorie du « menacé » viennent s'en ajouter de nouvelles qui ne reposent plus sur des critères d'ordre écologique comme dans les conventions précédentes, mais d'avantage sur des critères de « valeur », comme le soulève largement le Guide de la convention sur la diversité biologique proposé par l'UICN (Glowka, et al., 1996).

Cette liberté accordée aux Etats, à la fois dans l'identification, la surveillance, et la conservation des espèces, s'appuie sur un besoin de connaissance important. La mise en place d'aires protégées peut ainsi se trouver confrontée à des carences de connaissances sur les degrés de menace et les aires de répartition de certaines espèces, comme le souligne le rapport français de 2007 sur l'application de la CDB, pointant notamment la nécessité de la création d'un système d'information sur la Nature pour pallier à ces manques (Martinez, 2007).

En 2003, la CDB sera complétée par le Protocole de Cartagena sur les risques biotechnologiques puis en 2010 par le Protocole de Nagoya.

⁵⁷ Un document « Lignes directrices concernant les études nationales sur la diversité biologique » a été publié par le PNUE pour guider la démarche des états signataires. Le PNUE s'est fondé sur dix études déjà réalisées notamment en Allemagne, Canada etc

2.1.2.2. *La Stratégie mondiale pour la biodiversité*

Réalisée en parallèle de la signature de la CDB, la Stratégie mondiale pour la biodiversité réunit trois grandes organisations que sont le PNUE, le World Resources Institute et l'Union Mondiale pour la Nature (Anonyme, 1994) (voir encadré ci-dessous). L'objectif de cette stratégie est surtout de remobiliser la communauté internationale, face à des conventions efficaces sur le papier mais très inégalement appliquées par les Etats membres.

Encadré 2 Les organisations internationales à l'origine de la Stratégie mondiale pour la Biodiversité et l'approche "espèce menacée"

- ❖ **Le World Resources Institute (WRI)** est une organisation de plus de 50 pays, composée d'experts, travaillant autour de 6 sujets, dont le climat et la forêt. Cette organisation ne s'intéresse pas directement aux espèces menacées, mais elle aborde ce sujet par l'entrée ressources, ou par celles des habitats naturels etc.
- ❖ **L'Union Mondiale pour la Nature**, actuellement Union Internationale de Conservation de la Nature est devenu l'organisation de référence en termes de conservation de la nature. Cette association de 1948 est constituée par un réseau de professionnels, de 140 pays différents, auquel certaines organisations gouvernementales prennent part. Ses fonctions sont avant tout la connaissance des espèces et des écosystèmes, elle agit également à travers certains projets, et influence les prises de décisions internationales en matière de protection du vivant. Elle a ainsi été à l'initiative de la création de la CITES, en proposant notamment en 1969 une liste d'espèces pour la future convention (McNeely, et al., 2003). Elle propose notamment l'un des outils les plus populaires dans le domaine de la conservation, la Liste rouge UICN, qui référence l'ensemble des espèces connues menacées ou non, dans le monde entier.
- ❖ **Le PNUE** est une entité de l'ONU travaillant sur la question des problèmes environnementaux et sur notamment le changement climatique ou encore la gestion des écosystèmes. Son travail consiste à évaluer l'état de l'environnement aux différentes échelles, à développer des instruments environnementaux et à renforcer les institutions. Lien internet : <http://www.unep.org/french/About/>

Cette Stratégie, présentée sous la forme d'un ouvrage traduit en français par le comité de l'UICN (Anonyme, 1994), énonce une érosion de la biodiversité, celle des espèces mais également celle de leurs habitats qui disparaissent. Les auteurs citent par exemple la disparition des loutres dans les années 1990 aux Pays-Bas, ou encore la disparition de certaines zones humides. Au niveau de l'action, la Stratégie encourage les Etats à adopter des

politiques nationales pour la conservation de la biodiversité, à conserver les espèces ou encore à renforcer les zones protégées.

En ce qui concerne l'objet des protections et plus particulièrement l'approche des espèces menacées, celles-ci sont désignées en fonction de leur statut sur la Liste de l'UICN ou selon l'Annexe I de la convention CITES. La Stratégie encourage l'évaluation de ces espèces par les pays, en fonction des Listes internationales ou nationales si elles ont été réalisées. Elle souligne également l'importance des espèces endémiques pour guider les actions gouvernementales. Mais elle ne donne pas non plus de définition précise de l'espèce animale « menacée ». C'est en 2010 que la communauté internationale ayant participé à la conférence de Nagoya adopte le Plan stratégique global pour la biodiversité pour la période 2011-2020 ainsi que les objectifs d'Aïchi⁵⁸, qui prolongent la stratégie mondiale déjà entamée. Il énonce cinq stratégies, dont le but C prévoyant que « *d'ici à 2020, l'extinction d'espèces menacées connues est évitée et leur état de conservation, en particulier de celles qui tombent le plus en déclin est amélioré et maintenu* », et dans le but E que « *d'ici à 2015, toutes les parties ont élaboré et adopté en tant qu'instrument de politique générale, et commencé à mettre en œuvre une stratégie et un plan d'action nationaux efficaces, participatifs et actualisés pour la diversité biologique* ». Cette stratégie mondiale doit être déclinée au niveau communautaire puis national, dans laquelle la conservation des espèces passe principalement par la mise en place de plans nationaux d'actions (PNA).

2.1.3. L'efficacité des mesures internationales face au droit interne

Comme nous venons de le voir le dispositif actuel de protection des espèces animales au niveau international s'est constitué par étapes. D'une protection stricte des espèces lors de la Convention de CITES dès 1973 réglementant le commerce internationale, le dispositif devient plus global avec la Convention de Berne de 1979 visant à la fois la protection des espèces et celle de leurs habitats. La dynamique instaurée lors de la Convention sur la diversité biologique de 1992 marque un tournant dans la mobilisation internationale. Elle s'appuie sur les principes de la Biologie de la conservation qui vise à protéger la Biodiversité à travers les espèces et les écosystèmes. Elle s'appuie également sur l'engagement des Etats

⁵⁸Site de la CDB : <https://www.cbd.int/sp/targets/> consulté le 25/05/2015

signataires à agir à l'échelle de leur territoire (constitution de listes), mais également à coopérer pour conserver les espèces menacées. Leur conservation passe par la nécessaire connaissance de leur distribution, comme l'introduit largement la Stratégie internationale pour la biodiversité. Une grande liberté est cependant accordée aux pays dans l'utilisation de différents critères pour sélectionner les espèces menacées à conserver.

Cette liberté s'explique en partie par la constitution même du droit international où « *la souveraineté de l'Etat est pleine et entière sur le sol, les eaux continentales, les eaux de mer considérées comme relevant de sa compétence exclusive, ainsi que sur la faune et la flore se trouvant à l'intérieur des limites de sa juridiction* » (Kiss, 1989), ainsi comme l'exprime l'auteur « *la création des règles juridiques internationales suppose le consentement des Etats exprimé par la signature et la ratification ou l'approbation des règles conventionnelles. Les nouvelles techniques de conclusion des traités permettent la signature différée et depuis toujours les délais dans les ratifications ont pu causer des retards parfois considérables dans l'entrée en vigueur de traités* ». Cette citation met en exergue les difficultés de l'action juridique à l'échelle internationale face au droit défini à l'échelle des Etats. Pour qu'une convention soit ainsi vite mise en application, elle ne peut proposer aux Etats des outils trop contraignants. Ainsi ces différentes conventions internationales se traduisent par une protection très relative des espèces menacées, en raison des contraintes juridiques propres au droit international, mais également des critères de sélection suffisamment imprécis pour laisser les Etats libres dans l'application d'action de conservation. Delfour (1998) explique ainsi que le choix des espèces protégées varie en fonction de critères d'ordre culturel, socio-économique ou administratif. Elle présente ainsi le cas de la Norvège et de l'Islande qui pour des raisons de manque de données scientifiques ont refusé le classement de certaines espèces de baleine chassées dans l'annexe II de la Convention de Berne.

Or si le droit international se confronte pour l'application des conventions à la prééminence des Etats dans la fabrication du droit, au niveau européen on peut s'attendre à une plus grande efficacité des politiques de protection et de conservation des espèces. En effet, dans sa politique, l'Union européenne favorise déjà depuis l'après-guerre la coopération entre Etats, et depuis le Traité de Rome de 1972, un développement harmonieux des activités économiques et une « *lutte efficace contre les pollutions et nuisances (...) et de la protection des milieux* » (Kromarek, 1989). Les caractéristiques du droit communautaire, qui

contrairement au droit international, s'impose aux Etats membres (ibid), permettent un "lissage" des différences juridiques entre Etats. L'existence d'une communauté, organisée, politisée et financée, peut en partie pallier au manque de coordination qui a été reprochée aux premières conventions internationales. Mais cette obligation juridique contraint en contrepartie l'UE à fournir des outils solides de sélection des espèces, qui seront protégées et conservées, pour justifier auprès des Etats membres leur engagement.

Nous allons donc examiner comment s'établit ce droit communautaire relatif à la protection des espèces menacées à travers le dispositif Natura2000, reposant sur l'application des Directives Oiseau et Habitat, qui constituent la colonne vertébrale de la politique de l'UE en matière de biodiversité (Anonyme, 2011).

2.1.4. L'Union européenne et la politique Natura2000 : identifier les espèces d'intérêt communautaire

La protection des espèces menacées en Europe repose avant tout sur deux Directives : la directive Oiseaux (79/409/CEE) et la directive Habitats (92/43/CEE), qui vont devenir les bases d'application de la politique Natura2000. Elles s'inscrivent dans la démarche internationale initiée par la Convention de Berne (Baziadoly, et al., 2014). Ce qui nous intéresse particulièrement dans ces deux directives, qui ont guidé la mise en place d'un réseau écologique européen de conservation de la biodiversité, ce sont les définitions et les critères de détermination des espèces menacées des différentes annexes.

✓ La Directive Oiseaux

La Directive Oiseaux du 2 avril 1979 (79/409/CEE) relative à la conservation des oiseaux sauvages a pour objectif la protection, la gestion et la régulation des espèces d'oiseaux sauvages vivant sur le territoire européen⁵⁹. Son existence s'explique par la régression constatée de certaines espèces, qui selon cette Directive semble constituer « *un danger sérieux pour la conservation du milieu naturel, notamment à causes des menaces qu'elle fait peser sur les équilibres biologiques* ». A cela s'ajoute le caractère migrateur des

⁵⁹ CEE, Directive du Conseil concernant la conservation des oiseaux sauvages (79/409/CEE), du 2 avril 1979

oiseaux qui tend à élargir les problèmes de conservation au transfrontalier, impliquant des « *responsabilités communes* » et donnant ainsi à l'Union européenne toute sa légitimité dans l'action entreprise. La Directive propose ainsi deux modes d'actions fondées sur la protection directe de l'espèce (interdiction de ramasser les œufs par exemple) et sur la protection des biotopes de celle-ci, prévoyant ainsi la création de zones de protection.

Elle est composée de cinq annexes. Les trois premières regroupent des listes d'espèces protégées plus ou moins fortement, tandis que les deux dernières concernent des interdictions relatives à des moyens ou techniques de capture ou de mise à mort (IV) et les efforts en matière de recherche pour l'annexe V. Les espèces mentionnées en annexe I sont celles qui bénéficient de zones de protection (ZPS). Elles doivent couvrir l'ensemble des territoires d'occupation de ces espèces (article 4). Comme pour la convention de Berne, ces espèces sont regroupées dans plusieurs catégories, justifiant leur classement dans l'annexe. Elles appartiennent soit à la catégorie des « menacées de disparition », des « vulnérables » aux modifications de leur habitat ou spécifiques à celui-ci, et des « rares » par leur localisation ou par leur faible effectif. Les critères retenus sont donc des critères de « population », « d'habitat », et « d'aire de répartition ». Après le classement, des évaluations sont prévues pour analyser la réussite des mesures de conservation. Elles reposent principalement sur un critère de « dynamique de population » puisqu' « *il sera tenu compte, pour procéder aux évaluations, des tendances et des variations des niveaux de population* ». Ce sont ainsi plus de 199 espèces désignées dans cette annexe dont il devient nécessaire de connaître la localisation, la dynamique de population, et l'importance d'un site pour évaluer leur état de conservation. Contrairement aux espèces de l'annexe I, celles de l'annexe II et III peuvent, si leur niveau de population ou distribution le permet, être chassées. On y trouve d'ailleurs la plupart des oiseaux gibiers telle que l'Oie cendrée (*Anser anser*), le Grand tétras (*Tetrao urogallus*) ou la Bécassine des marais (*Gallinago gallinago*).

Les Etats membres sont tenus d'appliquer les dispositifs prévus par la Directive et notamment doivent fournir tous les trois ans un rapport sur l'application des dispositions nationales (article 12).

✓ *La Directive Habitats*

La Directive concernant directement les espèces, ici les oiseaux⁶⁰, a été complétée en 1992 par la Directive Habitats 92/43/CEE⁶¹ relative à la protection des milieux naturels abritant certaines espèces jugées menacées. Elle s'insère dans une logique de maintien de la biodiversité, en tenant à la fois compte des habitats dégradés et menacés, tout comme des espèces les utilisant. Pour atteindre ses objectifs, elle s'appuie sur deux instruments que sont le réseau Natura 2000 de sites protégés, et les dispositions relatives à la protection stricte des espèces⁶². Comme pour la Directive Oiseaux, elle participe à la mise en place du réseau Natura2000 par la création de Zones de conservation spéciale (ZSC) visant à protéger milieux et espèces, en coordination notamment avec les ZPS déjà créées (article 3). Les Etats membres proposent les sites susceptibles d'être désignés, mais la CEE peut également désigner des sites non proposés par les Etats « *sur la base d'informations scientifiques pertinentes et fiables* » (article 5).

La Directive comprend six annexes. Les deux premières impliquent la création de zones de conservation ou ZSC (Annexe I pour l'habitat, Annexe II pour les espèces). L'annexe III présente les critères de sélection des sites d'importance communautaire (SIC) et des ZSC. L'annexe IV dresse la liste des espèces animales et végétales qui seront strictement protégées. La cinquième comprend les espèces qui feront l'objet de mesure de gestion car soumises à des prélèvements ou à une exploitation dans la nature. La dernière présente enfin une liste de méthodes et de moyens de capture ou de mise à mort interdits.

Les actions de conservation et de protection ne concernent que les espèces dites « d'intérêt communautaire ». Quatre catégories sont utilisées pour les décrire: elles doivent être soit « en danger », « vulnérables », « rares » ou « endémiques ». La catégorie « en danger » ne comprend pas de définition, alors que la catégorie « vulnérable » représente les espèces qui deviendront « en danger » dans un avenir proche (article premier B iii). Les

⁶⁰ Les traités concernant l'avifaune sont les plus nombreux, avec la Convention Benelux en matière de chasse et de protection des oiseaux du 10 juin 1970, des traités bilatéraux entre les Etats-Unis et la Grande-Bretagne du 16 août 1916, ou encore entre le Japon et l'URSS du 10 octobre 1973. D'ailleurs la première convention internationale a concerné la protection des oiseaux utiles pour l'agriculture (convention du 19 mars 1902) (Kiss, 1980); lien vers la convention de 1902: <http://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/19020002/190612060000/0.922.71.pdf> consulté le 14/11/2014

⁶¹ Site de l'Agence européenne, Directive Habitats : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:31992L0043> consulté le 01/06/2015

⁶² Document d'orientation sur la protection stricte des espèces animales d'intérêt communautaire en vertu de la directive « Habitats » 92/43/CEE, rapport de février 2007, disponible au lien suivant : http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/index_en.htm

espèces « rares » sont définies en fonction de la taille de leur population et de leur aire de répartition, et sont donc susceptibles de rentrer dans les deux catégories précédentes. Quant à la catégorie « endémique », le critère utilisé est celui de l'habitat. A ces quatre catégories se rajoute une cinquième, propre à cette Directive, qui est celle des espèces dites « prioritaires ». Les espèces jugées prioritaires rentrent dans l'une des catégories précédemment décrites mais se distinguent des autres par le fait que « *la communauté porte une responsabilité particulière compte tenu de l'importance de la part de leur aire de répartition naturelle comprise dans le territoire visé à l'article 2⁶³* » (article premier B h). 50 espèces prioritaires sont ainsi inscrites dans l'annexe II, et nécessitent donc la création de ZSC.

La mise en place de ces mesures vise le maintien ou le rétablissement de l'état de conservation favorable des espèces. La définition donnée⁶⁴ se rapproche de celle de la convention de Bonn, en utilisant des données relatives à la dynamique de population de l'espèce, l'aire de répartition et ajoute le critère « habitat » propre à la thématique même de la Directive. Elle implique à la fois un élément de diagnostic fondé sur l'état actuel de conservation, et un élément de pronostic prenant en compte les mesures de conservation. Les Etats doivent ainsi assurer la surveillance de l'état de conservation des espèces et habitats naturels visés à l'article 2, et principalement les espèces prioritaires (article 11). Mais comme le rappelle le Document d'orientation sur la protection stricte des espèces animales d'intérêt communautaire de 2007, l'objectif de la Directive étant de maintenir ou d'atteindre une « situation favorable » de l'état de la biodiversité en Europe, ses mesures vont bien au-delà de la prévention de l'extinction, et s'intéressent donc à l'ensemble des espèces. En effet, « *le fait qu'un habitat ou une espèce ne soit pas menacé (c'est-à-dire ne soit pas confronté à un risque d'extinction directe) ne signifie pas nécessairement qu'il soit dans un état de conservation favorable* » (article 14). Un autre élément à noter concernant cette notion « d'état de conservation » est que ce sont les Etats membres qui définissent « les valeurs de références favorables » utilisées comme critères dans la procédure d'évaluation des mesures de conservation (Anonyme, 2007). A la suite de la mise en place des zones de conservation, les Etats membres doivent proposer des plans de gestion concernant les habitats (à l'annexe I) et espèces (à l'annexe II) présents sur le site.

⁶³ Dans l'article 2 le territoire visé est celui des Etats membres où le traité s'applique

⁶⁴ Le document d'orientation sur la protection stricte des espèces animales d'intérêt communautaire de 2007 présente ainsi l'état de conservation favorable comme « une situation dans laquelle un type d'habitat ou une espèce se porte suffisamment bien en termes qualitatifs et quantitatifs »

Cette Directive Habitat propose donc un mode de protection avant tout fondé sur l'utilisation de dispositifs spatiaux pour protéger les espèces menacées. Elle s'appuie également sur la définition de l'état de conservation pour mettre en place puis évaluer sa politique et les mesures déployées. Elle ne propose pas non plus de définition précise de l'espèce « en danger ».

Ces deux directives manifestent l'existence d'une politique forte de l'UE, et sont intégrées notamment dans le Plan d'action communautaire en faveur de la biodiversité créé en 2006. Il s'inscrit dans l'objectif mondial d'enrayer la perte de biodiversité à l'horizon 2010 puis 2020 annoncé lors de conférence de Nagoya. Dans les objectifs fixés par ce plan, l'évaluation de l'état de conservation des espèces représente un enjeu de taille. En effet dans son objectif 1, le plan prévoit de freiner la détérioration de l'état des espèces de telle manière que pour 2020, 50 % des espèces bénéficient d'un état de conservation stabilisé ou amélioré par rapport à leur statut actuel⁶⁵. Or en fondant leur stratégie sur une approche « spatiale », ces deux directives peuvent se confronter à la difficulté d'obtenir une connaissance complète des espèces annexées. Comme Delfour (1998) le précise « *dans la mesure où la protection d'un biotope rend compte de la volonté de sauvegarder une espèce en voie d'extinction, il est logique que la présence de celle-ci soit un élément déterminant dans le choix de ce dernier* ». Cette difficulté a notamment été illustrée lors de la constitution des premières listes d'espèces recensées dans les annexes. En effet, comme le souligne Cardoso (2012), les listes des invertébrés protégés dans ces annexes sont révélatrices des disparités de connaissances sur les espèces. Il a observé de nombreux biais liés notamment à la taxonomie (part plus importante d'odonates par exemple) ou à la répartition géographique des taxons sélectionnés (provenant plus du nord de l'Europe que du bassin Méditerranéen). La part des vertébrés dans ces annexes est ainsi très forte, 122 espèces d'arthropodes ont été ajoutées par la suite. Van Helsdingen et al (1996) expliquent également que certaines espèces de Lépidoptères (papillons) ne sont pas mentionnées, notamment tout un ensemble d'espèces rattaché à la famille des Hesperidae (Van Helsdingen, et al., 1996). L'évaluation de la « menace » ne s'effectue donc que sur les bases d'une connaissance suffisante, garantie par la littérature scientifique et par les sources détenues par les Etats européens. Or si la mise en place de protection stricte ne nécessite pas de connaissance précise sur la répartition de l'espèce pour

⁶⁵ Site de la CDB et programme européen : <https://www.cbd.int/nbsap/about/targets/eu/> consulté le 25/05/2015

être mise en application, les mesures de conservation, adossées à la gestion des populations et de leurs milieux, en ont besoin. Or bien souvent la protection stricte des espèces ne suffit pas à garantir leur survie sur le long terme si leurs habitats continuent de disparaître.

Les dispositifs internationaux et européens reposant principalement sur la remontée d'informations de la part des Etats, et sur leur capacité à évaluer l'évolution des statuts de conservation des espèces inscrites dans les différentes directives, peut-on s'attendre dans ces pays européens à la mise en place de dispositifs fiables permettant de fournir ces informations ? Les particularités du droit communautaire, se traduisent-elles dans les territoires des pays de l'Union européenne, par une adaptation des dispositifs aux attentes supranationales ? Nous poursuivrons cette descente scalaire par le niveau national et le cas de la France pour tenter de compléter cet examen de la diversité des définitions de l'espèce menacée, et l'analyse des dispositifs de conservation et de connaissance associés.

2.2. La législation en faveur de la protection et les dispositifs de conservation de la biodiversité : le cas français

Les politiques de protection de la nature en France sont déterminées par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE), et relayées à ses services déconcentrés (DREAL etc.) ainsi que ses établissements publics (ONCFS, etc.). Elles s'appliquent au territoire national, mais peuvent également introduire des considérations bien plus larges, car le droit national s'insère dans le droit international et communautaire à travers notamment les ratifications des différentes conventions (CITES en 1978, la CDB en 1994, Berne en 1982 et Bonn en 1990) et les directives européennes (Oiseaux et Habitats), qui peuvent influencer sur les politiques mises en place⁶⁶.

2.2.1. La législation relative à la protection des espèces menacées en France

Plusieurs textes juridiques ont marqué l'histoire des politiques françaises sur la Nature, nous examinerons ici la Loi de 1976 sur la protection de la Nature, le Code de l'environnement de 2000, et les lois dites « Grenelle » de 2009 et 2010.

⁶⁶ La France accorde une place prépondérante au droit international dans son droit juridique interne, à la fois dans sa constitution de 1946 puis dans la Constitution de la Vème République en lui accordant une valeur supérieure à la loi nationale (De Redon, 2012)

✓ *La loi de 1976*

Un bref historique de la protection des espèces animales nous ramène au début du XIX^{ème} siècle avec, entre autre, les lois de police sur la pêche fluviale du 15 avril 1829 et sur la chasse du 3 mai 1844⁶⁷ (Fromageau, 2006). L'animal sera partiellement protégé par la loi Grammont du 2 juillet 1850, mais il faudra attendre la loi de juillet 1960 sur la création des premiers parcs nationaux pour que la faune soit protégée de façon totale par le territoire. Selon Fromageau (2006) « *l'aménagement du territoire est alors inséparable d'une politique de l'environnement* », et la protection des espèces passe donc par celle du territoire qu'elles occupent. La loi n°76-629 du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature marque un tournant dans cette politique, notamment en sortant du cadre « ENP » pour protéger la faune. Elle consacre un système général de protection⁶⁸ à la fois de façon stricte (liste d'espèces), en les considérant notamment comme des « êtres sensibles » (article 9), et par l'habitat (arrêté de biotope). Elle met en place un mécanisme de contrôle de l'aménagement du territoire (les études d'impact deviennent obligatoires), et accorde des droits aux associations agréées (Fromageau, 2006; Untermaier, 2006). Elle crée un concept nouveau en France, celui « d'espèce protégée » (Billet, 2006), qui seront recensées et listées à travers les arrêtés ministériels déclinés à l'échelle nationale puis régionale.

Cette loi, envisagée dans son contexte, se révèle être le témoin d'un « *moment dans l'histoire de la conservation* » (Letourneux, 2006). En effet à cette époque certains concepts, comme « l'écosystème », ne sont pas encore intégrés aux politiques de protection de la nature. Il faut attendre la fin des années 80 pour que la dynamique écosystémique apparaisse comme cruciale (Abbadie, 2015), et soit donc intégrée au Code de l'environnement en 2000 (Redon de, 2012). Ainsi lorsque dans son article 3, la loi parle de la conservation des espèces animales, celle-ci se justifie selon « l'intérêt scientifique » qu'elles suscitent ou selon « les nécessités de la préservation du patrimoine biologique national ». Cet intérêt scientifique est en réalité encadré par le mouvement associatif naturaliste, l'un des principaux acteurs participant à l'élaboration des listes. Les premières espèces inscrites le sont en effet sur propositions de spécialistes et sur délibération du Conseil national de protection de la Nature (Larrère, 2000). Dans ces listes, de nombreuses espèces « phares », remarquables, ou rares

⁶⁷ On peut également citer le décret-loi du 9 janvier 1852 sur l'exercice de la pêche maritime sur lequel vont se fonder certains arrêtés protégeant phoques et dauphins (Billet, 2006).

⁶⁸ Ce système général est porté par des principes fondamentaux comme la notion de patrimoine naturel et d'intérêt général (Durousseau, et al., 2006)

sont ainsi retenues, comme les grands prédateurs (loup, lynx, ours) ou des rapaces, s'expliquant en partie par la dimension médiatique de la protection de la nature mais également par le travail des systématiciens et naturalistes⁶⁹. De plus les connaissances sur le patrimoine biologique français demeurant limitées et peu organisées⁷⁰, il est délicat d'évaluer l'importance d'une espèce dans ce patrimoine national. Ainsi dans un premier temps, seules les espèces remarquables, ou dont les facteurs menaces étaient bien connus, ont été protégées.

Pour tenter de réduire cette méconnaissance de son patrimoine naturel, le Ministère de l'environnement en partenariat avec le MNHN, lance en 1982 un programme d'inventaires pour identifier les zones présentant un intérêt écologique particulier. Ces zones sont baptisées « ZNIEFF » ou « Zone naturelle d'intérêt faunistique ou floristique ». Cet inventaire doit devenir un outil d'aide à la décision. Il délimite des zones de « savoir » qui seront destinées à devenir des espaces de gestion contractuelle de la nature (Couderchet, et al., 2010). Pour les désigner, des espèces ZNIEFF sont sélectionnées sur des critères relatifs à leur vulnérabilité ou à leur statut légal (espèce protégée au titre des conventions par exemple) (voir Tableau 5 page 115).

L'ensemble des articles de cette loi et les arrêtés ministériels qui l'ont suivi ont été compilés dans le Code de l'environnement de 2000.

✓ *Le Code de l'environnement*

Il a été publié par une ordonnance du 18 septembre 2000, et est devenu « *le réceptacle de l'actuel dispositif répressif de la nature* » (Jaworski, 2006). Il ne modifie donc pas les textes déjà appliqués, et conserve ainsi le système de double protection accordé aux espèces (à la fois partielle et intégrale, et stricte ou par l'habitat) énumérée dans les différents arrêtés

⁶⁹ Larrère (2000) explique ainsi que les insectes ont été les grands absents de ces listes en raison de la pratique entomologiste, qu'il qualifie de « prédatrice », qui consiste à capturer et disséquer l'individu afin d'en identifier l'espèce. De telles pratiques sont donc mises en "porte-à-faux" par l'objectif même de cette loi visant l'interdiction des pratiques de capture et de mise à mort.

⁷⁰ Pour exemple, le premier inventaire des mammifères de France métropolitaine n'a débuté qu'en 1978, l'objectif était de récolter et compiler une information très disparate résultant de la bibliographie naturaliste. Source INPN : <http://inpn.mnhn.fr/espece/inventaire/1002> consulté le 27/05/2015

ministériels. Le Code de l'environnement⁷¹ présente ainsi dans son article L411-1, reprenant la loi de 1976, que les espèces conservées le seront en raison d'intérêt scientifique ou en raison de « la nécessité de préservation du patrimoine naturel ». Il regroupe les arrêtés ministériels publiés depuis la loi de 1976, et ceux incluant les attentes des Directives européennes, protégeant ainsi les espèces jugées menacées d'un point de vue national mais également européen. Les listes d'espèces protégées proposées dans ces arrêtés peuvent cependant être réactualisées⁷² sur la base des connaissances disponibles ou nouvelles, alimentées principalement par le MNHN (article L411-5) au niveau national, et par les Conseils scientifiques du patrimoine naturel (CSRPN) au niveau régional.

Environ 121 arrêtés ministériels, interministériels et préfectoraux, ont ainsi été pris depuis 1979. Ils concernent une large palette de groupes taxonomiques allant des escargots (arrêté du 24 avril 1979), à l'ensemble des vertébrés (9 juillet 1999) (Gargominy, et al., 2013). Ils portent sur un groupe taxonomique ou sur une espèce en particulier (arrêté du 12 décembre 2005 sur le gypaète). Ils peuvent également avoir une portée scalaire variant de l'échelle d'une région, à celle d'un département ou d'une municipalité. A ce dernier niveau, ils concernent alors souvent des classements relatifs aux espèces nuisibles ou aux pratiques de chasses.

Dans ces arrêtés on retrouve une large proportion d'oiseaux (Billet, 2006), ce qui s'explique par des facteurs politiques mais également « socio-scientifiques ». D'un point de vue politique, l'inscription de la France dans les dispositifs européen (ici Directive Oiseau) l'oblige à fournir une liste d'espèces protégées au regard de celle-ci. D'un point de vue sociologique, la « culture » ornithologique est très forte au sein du mouvement associatif, qui a longtemps contribué à façonner les lois de protection de la nature. On peut par exemple citer la mobilisation de la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) dès 1928 pour la protection des Vautours fauves (*Gyps fulvus*) dans les départements des hautes et basses Pyrénées (Gargominy, et al., 2013).

En ce qui concerne plus particulièrement l'arrêté ministériel du 9 juillet 1999, il fixe officiellement la liste des espèces de vertébrés protégées jugées « menacés d'extinction en

⁷¹ Code de l'environnement en ligne : http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?jsessionid=711F4914FE7C98160561D7616D42D53B.tpdila21v_3?cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20150527

⁷² Depuis 2007 cinq arrêtés ministériels sont venus enrichir les listes d'espèces protégées, ils ont concerné de nombreux groupes taxonomiques (Chiroptères, carnivores, rongeurs etc.), et permettent notamment de protéger des espèces non désignées dans la Directive Habitat (comme le Hérisson d'Europe ou le Campagnol amphibie).

France », et semble afficher une priorité pour la politique française. Cet arrêté fait apparaître une liste des « espèces à compétence ministérielle ». Elles sont celles pour lesquelles l'action passera avant tout par l'Etat, et par une échelle nationale. Ces espèces sont désignées en fonction de deux critères, d'ordre géographique et d'ordre populationnel. Le premier dépend de l'aire de répartition de l'espèce dans le territoire. L'arrêté précise que ces espèces ont une aire de répartition excédant le territoire d'un département. Il ne devrait donc pas inclure les espèces strictement localisées à un site ou sur une aire de répartition très restreinte. L'article 1 se réfère également au critère de la population, puisque ces espèces sont jugées menacées d'extinction « *en raison de la faiblesse observée ou prévisible de leurs effectifs* ». On trouve ainsi dans cette liste le Loup (*Canis lupus*), l'Ours (*Ursus arctos*) ou encore le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*). Une lecture géographique des espèces présentes dans cet arrêté semble indiquer qu'il concerne de fait surtout des espèces à l'aire de répartition ni trop vaste (aucune ne possède une aire couvrant la France entière, elle est souvent morcelée ou localisée à quelques départements), ni trop restreinte.

En résumé, la France protège, à travers son Code de l'environnement, les espèces remarquables énoncées dans la loi de 1976 et les arrêtés ministériels qui l'ont suivi. Ceux-ci protègent les espèces les plus menacées, identifiées selon des critères géographiques (aire de répartition) et populationnels (diminution des effectifs), pour lesquelles des actions de conservation doivent être prises à l'échelle nationale (arrêté de 1999 puis 2009), ou régionale, voire locale. La réactualisation de ces listes peut démontrer à la fois l'amélioration des connaissances sur certaines espèces nouvellement classées, ou la mobilisation d'acteurs en faveur de leur inscription (des associations notamment).

✓ *Le Grenelle de l'environnement*

Selon Halpenr et Lascoumes (2012), le Grenelle de l'environnement est « *un cas d'école tant sa forme, sa réalisation et ses effets sont atypiques* ». Il a en effet débuté en 2007 par une phase de dialogue et d'élaboration de propositions d'actions sur la problématique du développement durable, reposant sur un processus de concertation (réunion, table-ronde) des différents acteurs travaillant sur la biodiversité, que sont l'Etat, les collectivités territoriales, les syndicats, les entreprises, les associations, et le grand public.

Le Grenelle a abouti au vote de deux lois, la loi dite Grenelle 1 du 23 juillet 2009, relative à la programmation des actions à mener, et la loi dite Grenelle 2 du 29 juin 2010, qui renforce les actions déjà menées en matière de conservation de la Biodiversité. Celle-ci instaure dans la loi, les plans nationaux d'action sur les espèces menacées (PNA), modifiant ainsi une partie du Code l'environnement en lui ajoutant un nouvel article (L414-9), et transférant à ces plans une fonction première de lutte contre la perte de biodiversité (CERTU, 2010), ils deviennent ainsi les outils privilégiés de cette loi pour la protection des espèces menacées.

Plusieurs objectifs sont énoncés dans la loi du 3 août 2009 qui accompagne la mise en œuvre du Grenelle. Ils reposent notamment sur la mise en place d'ici 2012 d'une trame verte et bleue (TVB)⁷³, reliant les grands ensembles du territoire, sur une stratégie nationale en faveur de la biodiversité (SNB), et également sur la mise en place des plans de conservation ou de restauration (PNA), qui viseront à protéger les 131 espèces végétales et animales en danger critique d'extinction identifiées en France (Anonyme, 2009). Ces espèces sont sélectionnées selon différents critères, présentés dans le Tableau 5 (p115). Sur les 43 espèces⁷⁴ jugées en danger critique d'extinction au niveau mondial (« CR »), seulement 15 espèces ont été retenues par le MEEDDM pour bénéficier rapidement de plans nationaux d'action.

Le choix de ces espèces, fondé sur leur statut de menace défini à l'échelle mondiale, démontre le souci de l'Etat français d'inscrire son action non pas dans une perspective étroitement nationale mais sur des enjeux de conservation de la biodiversité à l'échelle globale. Il s'appuie pour cela sur les dispositifs d'espaces protégés déjà mis en place sur son territoire, mais sollicite aussi l'outil PNA. Or dans sa conception même, celui-ci semble plutôt s'inscrire dans une démarche de valorisation de la biodiversité nationale. Nous allons donc voir comment se sont mis en place ces plans nationaux d'actions, quelles espèces sont concernées, et les critères qui ont déterminé leur sélection.

⁷³ La TVB «est une démarche qui vise à maintenir et à reconstituer un réseau d'échanges sur le territoire national pour que les espèces animales et végétales puissent, comme l'homme, communiquer, circuler, s'alimenter, se reproduire, se reposer... c'est-à-dire assurer leur survie, en facilitant leur adaptation au changement climatique ! », elle se traduit par une articulation des différents outils de protection spatiale de la biodiversité. Site de la TVB : <http://www.trameverteetbleue.fr/> consultée le 30/05/16

⁷⁴ Circulaire DEB/PEVM n°09-04 du 08/09/2009

2.2.2. La démarche SNB en France et les plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées

2.2.2.1. La Stratégie nationale Biodiversité en France (SNB)

Intégrée dans une approche internationale en relation avec la Convention sur la Diversité Biologique, et au niveau européen avec le Plan d'action biodiversité de 2006, la Stratégie Nationale de la Biodiversité (SNB) française de 2004-2010, puis de 2011-2020, se structure selon quatre orientations : la sensibilisation (mobiliser l'ensemble des acteurs), la reconnaissance (reconnaître la valeur du vivant), l'intégration (améliorer la prise en compte par les politiques publiques), et la connaissance (développer la connaissance scientifique et l'observation). Elle s'appuie sur les missions des établissements publics, sur les collectivités territoriales à travers une déclinaison régionale de la Stratégie, sur des projets tels que la Trame Verte et Bleue (TVB) sur les acteurs économiques par des plans d'action notamment autour de la Responsabilité Sociale des Entreprises (RSE), et sur une démarche volontaire des autres acteurs du territoire dans leur liberté d'adhésion et de proposition de projets en accord avec les principes de la SNB. Pour remplir ses objectifs, la SNB prévoit notamment le renforcement et l'optimisation du réseau d'espaces naturels protégés, à travers la SCAP ou « Stratégie de création des aires protégées », qui s'appuie notamment sur l'évaluation d'espèces nécessitant une protection spatiale (voir Tableau 5 p115), ainsi que sur la sauvegarde des espèces les plus menacées désignées par les PNA (MEEDDM, 2010).

Intégré dans la SNB, renforcé par le Grenelle de l'environnement, l'outil PNA devient à la fois essentiel dans l'application des directives européennes (Habitats et Oiseau), dans la conservation des espèces les plus menacées du territoire français et la justification des actions mises en place. Il vise à sélectionner les espèces les plus menacées, et à agir rapidement pour leur conservation. Nous nous attarderons donc sur cet outil pour analyser les critères utilisés pour déterminer les espèces les « plus menacées » qui feront l'objet de mesures de conservation.

2.2.2.2. Les Plans nationaux d'action (PNA)

Selon le site du Ministère de l'écologie, les plans nationaux d'action « visent à définir les actions nécessaires à la conservation et à la restauration des espèces les plus menacées »⁷⁵, et à assurer « le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable d'espèces menacées ou faisant l'objet d'intérêt particulier » (MEDDE, 2012). L'élaboration des PNA repose sur de nombreux acteurs, mais c'est le Museum national d'histoire naturelle (MNHN) qui propose à l'Etat et aux DREAL, la liste des espèces nécessitant un PNA, souvent fondée sur des critères proposés par le Service du Patrimoine naturel⁷⁶. Ces plans permettent de compléter les lacunes de protections que peuvent avoir laisser subsister les autres dispositifs réglementaires, et sélectionnent les espèces sur la base des listes proposées par cinq sources différentes : les annexes des conventions internationales ratifiées (Berne), les directives (Habitats et Oiseaux), l'arrêté ministériel de 1999, la liste des espèces Grenelle ou la liste des espèces prioritaires de la liste rouge française (travail du MNHN de 2008 puis de 2013 et 2015). Une fois sélectionnées, ces espèces bénéficient de la procédure PNA, qui entraîne souvent des actions lourdes, à la fois sur les mesures visant à améliorer les connaissances (comme la mise en place d'un recensement et d'un suivi des populations par des protocoles standardisés) ou sur des mesures de gestion, comme l'adaptation des pratiques culturales (retard de fauche par exemple) ou la modification de la localisation de certains aménagement prévus (MEDDE, 2012). Une certaine légitimité des choix d'espèces PNA est donc attendue, même si cet outil est fondé sur le volontariat des acteurs publics ou privés.

⁷⁵ Site du MEDDE, <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Especes-menacees-les-plans-.html> consulté le 04/05/2015

⁷⁶ C'est un service du Museum national d'histoire naturelle en charge de l'expertise pour la connaissance de la nature, subventionné par le MEDDE

En juillet 2012, on comptait donc en France 25 PNA mis en œuvre, 6 en état d'évaluation, 37 en écriture et validation, et 4 en projet. Ils concernent un total de 236 espèces, nombre d'entre elles étant regroupées par ordres, comme les chiroptères, ou par groupes taxonomiques, comme certaines espèces du genre *Maculinea* (type de papillons) (Savouré-Soubelet, 2012). Cela se traduit par deux types de catégories de PNA : les plans monospécifiques, qui ne concernent donc qu'une seule espèce, et les plans plurispécifiques qui concernent souvent plusieurs espèces d'un même groupe taxonomique (exemple pour les Chiroptères ou les Odonates). La majorité des PNA restent cependant des dispositifs à dominante monospécifique (Savouré-Soubelet, 2013).

Encadré 3 Qu'est-ce qu'un PNA? (MEDDE, 2012)

1. **Historique et objectif** : Anciennement appelés plans de restauration, les PNA ont été mis en œuvre dès 1996 avec pour objectif la conservation favorable des espèces les plus menacées ou faisant l'objet d'un intérêt particulier en France. Ils sont généralement mis en place lorsque les outils réglementaires sont jugés insatisfaisants pour rétablir une espèce, et la maintenir dans un état de conservation favorable. Utilisés dans la SNB ils sont également valorisés dans le Grenelle de l'environnement de 2007.

Ces PNA comprennent quatre domaines d'actions que sont :

- ❖ Le développement des connaissances
 - ❖ Les actions de gestion et de restauration
 - ❖ Les actions de protection
 - ❖ L'information et la formation
2. **Types** : plan de conservation (concilier la présence d'espèce avec les activités humaines) et plan de rétablissement (rétablir une population sur le long terme)
3. **Financement** :
- ❖ L'Union européenne : programme Natura2000, les programmes LIFE+ ou les FEDER,
 - ❖ Les fonds publics : l'Etat, les DREAL, les collectivités territoriales
 - ❖ Les entreprises ou fondations privées.
4. **Mise en œuvre** : élaboration à l'initiative du MEDDE, pilotage donné à une DREAL désignée coordinatrice, qui désigne ensuite un opérateur national et préside le comité de pilotage.
5. **Durée** : 5 ans, possibilité de reconduction
6. **Acteurs impliqués** : les partenaires internationaux (UE, autres Etats), les services déconcentrés de l'Etat (DREAL, DDT, DDTM), les établissements publics (ONCFS, ONEMA etc.), les collectivités territoriales, les associations de protection de la nature, les scientifiques et les socio-professionnels.

✓ La méthodologie de sélection des espèces PNA

La méthodologie de sélection des espèces PNA relève d'un long processus. Dès 1988, de nombreuses espèces concernées par cet outil sont proposées à l'initiative du milieu

associatif. Celui-ci s'appuie notamment sur des études⁷⁷ déjà menées pour soulever l'intérêt d'une conservation de certaines espèces comme le Vison d'Europe (*Mustela lutreola*) ou le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*). Elles fournissent les bases d'une connaissance sur lesquelles s'appuieront les futurs PNA. Des années 1980 au milieu des années 2000, les plans n'ont alors concerné qu'un nombre limité de groupes taxonomiques, principalement les mammifères et les oiseaux (Challeat, et al., 2014). Ceci s'explique en partie par le rôle donné aux associations de protection de la nature dans la collecte de données mais également dans la programmation des mesures de protection de la nature. Ce n'est qu'en 2005, avec le Grenelle de l'environnement, que la nécessité d'une refonte des plans s'impose (ibid). L'intégration dans le cadre communautaire impose en effet une sélection d'espèces fondée sur des critères précis, tel que l'état de conservation, mais elle oblige surtout les pays européens à répondre rapidement aux attentes de conservation fixées par les directives communautaires. Ainsi la plupart des espèces sélectionnées à partir de cette date relèvent des directives Habitats et Oiseaux. La circulaire DEB/PEVM n°09/04 du 08/09/2009 présente les critères qui doivent permettre de déterminer un état de conservation. Ils prennent principalement en compte l'aire de répartition de l'espèce (surface, tendance etc.), la taille de population (estimation, tendance, etc.), et l'habitat (surface disponible et évolution, et qualité). Pour être en conformité avec les exigences européennes, la France fait donc évoluer l'utilisation de ses PNA pour faire bénéficier d'un état de conservation favorable avant tout les espèces jugées menacées par les Directives.

Si les considérations communautaires pèsent dans la sélection des espèces PNA, les méthodologies de sélection sont affinées progressivement pour intégrer les nouvelles connaissances mais également les groupes taxonomiques encore peu intégrés dans les dispositifs européens. Le SPN présente ainsi une nouvelle méthode dans un rapport de 2013, s'appuyant sur l'évolution de la pensée écologique. Celle-ci privilégie notamment l'approche plurispécifique⁷⁸, soulignant l'intérêt des « cortèges » faunistiques.

⁷⁷ Ainsi dès la fin des années 1980 des études sont par exemple menées sur le Vison d'Europe sur la vallée de la Leyre, ou d'autres encore sont menées en 1992 lors d'un programme LIFE sur le gypaète (Challeat, et al., 2014).

⁷⁸ Les plans plurispécifiques ont ainsi l'avantage d'englober un ensemble assez large d'espèces au sein d'un groupe taxonomique tel les Odonates, ou fonctionnel tel les Insectes saproxyliques, réduisant la nécessité d'une connaissance fine de chaque espèce. Ils permettent « une vision plus synthétique des problèmes de conservation, des interactions et du traitement des causes » (Savouré-Soubelet, 2013)

Encadré 4 Méthodologie et évolution des nouvelles listes d'espèces PNA selon le SPN

La réalisation de la liste des espèces PNA a été réalisée en deux phases. La première repose sur la constitution d'une liste d'espèces « prioritaires pour la conservation », et la deuxième sur la constitution d'une liste d'espèces « prioritaires pour le PNA ».

La figure ci-dessus présente ces deux phases. La première phase repose sur des critères UICN (statut), et sur la responsabilité patrimoniale qui « correspond en théorie à la proportion de l'effectif de l'espèce hébergée par la France », et qui repose sur la méthode proposée par Schmeller et al (2008). Elle débouche ensuite sur une nouvelle sélection reposant sur le critère « originalité taxonomique », intégrant la phylogénie, elle met en exergue le caractère « irremplaçable » de l'espèce (Savouré-Soubelet, 2013). La deuxième phase (étape 2) repose sur l'évaluation des outils déjà existants pour cette espèce sélectionnée dans la phase 1, si les mesures réglementaires déjà présentes ne suffisent pas alors l'espèce sera désignée.

Un tableau des résultats de cette hiérarchisation est ainsi proposé, il classe en tête de liste l'Esturgeon européen (*Acipenser sturio*) et deux autres espèces de poissons, l'Apron du Rhone (*Zingel asper*) et le Chabot du Lez (*Cottus petiti*), qui possèdent une aire de répartition très limitée en France. Le premier mammifère à entrer dans la liste est l'Ours brun (*Ursus arctos*) à la quatorzième place, le premier oiseau est la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) à la cinquième place, le premier reptile est le Lézard du Val d'Aran (*Iberolacerta aranica*) à la quatrième place et le premier amphibien est le Discoglosse corse (*Discoglossus montalentii*) à la sixième place.

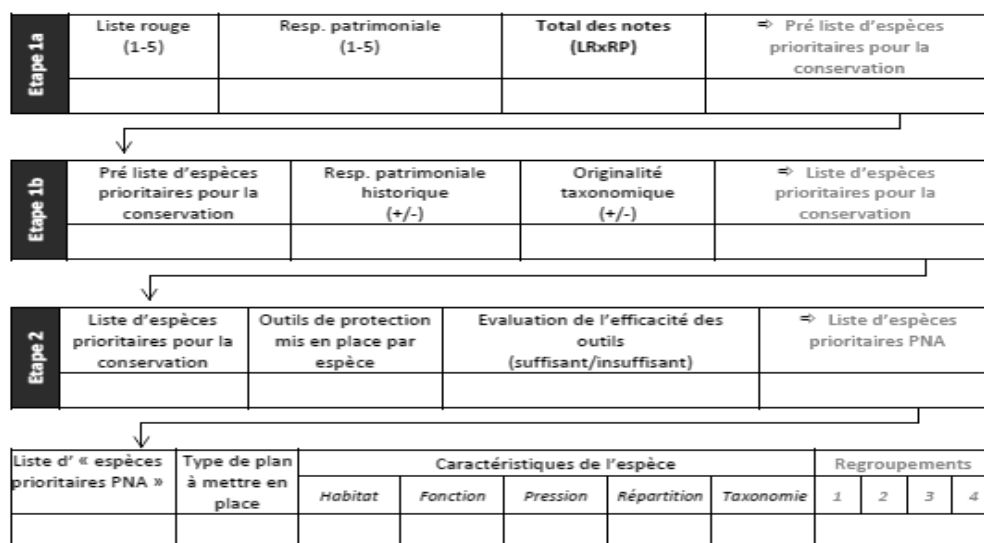


Figure 19 Résumé des différentes étapes de la méthode de priorisation des espèces PNA (Savouré-Soubelet, 2013)

La nouvelle liste d'espèces proposée par le SPN, suite à l'application de ces principes méthodologiques souligne l'écart entre les espèces sélectionnées dans les PNA existants et celles mises en avant par cette nouvelle sélection. Selon les critères appliqués, et notamment l'aspect géographique, tel l'endémisme ou l'aire de répartition dans l'approche responsabilité,

les espèces menacées ne sont pas hiérarchisées⁷⁹ de la même façon. Ainsi des espèces comme le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), qui fait actuellement l'objet d'un PNA sur la période 2010-2020, se trouve en queue de liste, comme l'Outarde canepetière (*Tetrax tetrax*) avec deux plans de 2002-2006 et 2011-2015. En effet l'introduction de ce critère « responsabilité » permet de relativiser la menace d'une espèce en fonction de son aire de répartition dans et en dehors du territoire français. Ce critère favorise donc les espèces endémiques, ou présentes en France mais dans très peu d'autres pays. Si celui-ci est finalement peu novateur dans son principe (les endémiques ont toujours suscité un vif intérêt dans les mesures de protection), l'ajout des critères phylogénétique (originalité du taxon), et tendance des populations historiques, permet de compenser l'importance de ce critère. En effet si une espèce endémique au territoire français n'a jamais connu de variation de son aire de répartition, et de chute importante des effectifs de ses populations, elle ne sera pas considérée comme prioritaire. La définition de l'espèce menacée à protéger en priorité dépend donc de son aire de répartition en France, et sa situation par rapport à l'aire mondiale, son originalité taxonomique (faisant écho aux réflexions relatives à la définition de l'espèce, voir chapitre 1), et enfin ses tendances démographiques au sein du territoire nationale.

L'évolution des principes de priorisation débouche donc sur un bouleversement profond des priorités autrefois établies, où des choix sociologiques, proches de l'affectif, cèdent le pas à des choix plus « cartésiens », fondés sur des méthodologies utilisant des critères écologiques.

- ✓ *Une sélection sur critères qui fait question : analyse des espèces PNA et de leur conformité aux critères*

L'analyse des listes fournies par le SPN laisse penser que la sélection des espèces faisant actuellement l'objet d'un PNA s'effectue sur de nombreux critères, qui sont soit différents de ceux proposés par la méthodologie du SPN soit répondant à d'autres méthodologies de sélection. Nous avons vu précédemment l'importance des Directives européennes sur les dispositifs de protection déclinés aux échelles nationales, la méthodologie du SPN suggère quant à elle de sélectionner les espèces PNA sur des critères relevant de l'écologie. Pour mesurer la part des critères d'origine socio-politique ou écologique jouant sur

⁷⁹ Par hiérarchie nous n'entendons pas ici un ordre de priorité, mais un classement par cumul de point. Les espèces les mieux classées étant celles ayant collecté le maximum de points en réponse aux critères fournis.

les sélections des espèces PNA, nous avons comparé pour chacune d'entre elles la pertinence de leur sélection par rapport à un critère. L'objectif étant d'obtenir une idée sur la distance possible entre « espèce menacée prioritaire » et « espèce PNA », et d'analyser pour les espèces bénéficiant d'un PNA, mais ne répondant pas à tous les critères, ceux qui font légitimité ou effet de « justification ». Nous avons réalisé un décompte des critères, selon les modalités suivantes : être inscrit à l'Annexe II de la Convention de Berne (seule annexe prévoyant des plans de gestion), être inscrit dans le décret français de 1999-2009, être inscrite dans l'Annexe II de la Directive Habitat et l'Annexe I et II de la Directive Oiseau, avoir des statuts de menace d'extinction « CR », ou « EN » ou « VU » au niveau mondial, puis français, être espèce Grenelle, et enfin être espèce prioritaire pour les PNA selon la méthode de 2013 du SPN.

Encadré 5 Explication de notre méthodologie d'analyse des critères de sélection des espèces PNA et des résultats obtenus

Présentation de notre méthodologie :

Pour un critère rempli nous attribuons la note de 1, si le critère n'est pas rempli le score est de 0. Le score total représente la somme des scores récoltés pour chaque critère. Le tableau des résultats sera présenté en Annexe.

12 espèces (hors invertébrés) ont des scores supérieurs à 5, et donc répondent à au moins 5 critères. Elles représentent moins de 14% des espèces PNA. Toutes, sauf la Sittelle corse (Sitta whiteheadi) ont des statuts de menacé d'extinction. Elles représentent donc des espèces menacées à l'échelle mondiale. Toutes sont inscrites à l'annexe II de la convention de Berne, aux directives, et au décret de 1999. Une espèce n'est pas désignée comme prioritaire par le SPN, c'est le faucon crécerellette (Falco naumanni). Seulement deux d'entre elles sont espèces Grenelles, l'Esturgeon européen (Acipenser sturio) et l'Apron du Rhône (Zingel asper). 45 espèces au contraire ont des scores inférieurs à 2 (52%), et ne répondent donc qu'à deux critères. Dans celles-ci 3 sont désignées Grenelle (dont deux oiseaux), 14 sont inscrites dans les Directives, 5 ont un statut de menacé en France, 6 dans le monde, une seule est inscrite à l'arrêté de 1999, et le plus gros des effectifs, soit 35, sont inscrites à la convention de Berne.

Tableau 3 Part de chaque critère dans l'inscription des espèces aux PNA

Score	Berne All	Arrêté de 1999/2009	Statut CR mondial	Statut français (métropole)	DHAB/DO	SPN 2013 (≥5)	Espèce "Grenelle"	Total des critères remplis
≤2	35	1	4	5	14	0	2	61
%	57,38	1,64	6,56	8,20	22,95	0,00	3,28	100
3-4	16	10	10	25	21	15	4	101
%	15,84	9,90	9,90	24,75	20,79	14,85	3,96	100
≥5	12	12	7	11	12	11	2	66
%	18,18	18,18	10,61	16,67	18,18	16,67	3,03	100

Suite de l'encadré 5

Ci-dessus le calcul de la part de chaque critère dans le total des scores nous permet de dégager de grande tendance. Il semble cohérent d'observer sur les scores totaux supérieurs à 5, une part équivalente de chaque critère (environ 16%), démontrant bien que les espèces aux plus hauts scores semblent légitimes dans leur sélection pour les PNA, et cette légitimité se justifie par une adéquation à chaque outil qu'il soit issue de contexte politique (Convention etc.) ou scientifique (SPN). Au contraire sur les scores plus faibles, entre 3-4, et inférieur à 2, on observe quelques disproportions, avec des critères affectant d'avantage la sélection, comme l'inscription dans la convention de Berne pour les espèces avec des scores inférieurs à 2 (57.38%), ou le statut UICN français pour les espèces entre 3-4, avec 24.75% d'influence.

Or comme nous l'avons précédemment démontré les politiques de protection et de conservation de la biodiversité ont longtemps souffert d'inégalité concernant les classes du vivant, pesant sur l'exhaustivité des espèces choisies. Regardons donc au niveau des classes, observe-t-on cette même logique ?

Tableau 4 Le poids des groupes taxonomiques dans les PNA et les critères de sélection

Oiseaux	Berne All	Arrêté de 1999/2009	Statut CR mondial	Statut français (métropole)	DHAB/DO	SPN 2013 (≥5)	Espèce "Grenelle"	Total des critères remplis
≤2	2	0	1	3	4	0	2	12
%	16,67	0,00	8,33	25,00	33,33	0,00	16,67	100
3-4	3	5	2	11	9	7	0	37
%	8,11	13,51	5,41	29,73	24,32	18,92	0,00	100
≥5	6	6	2	5	6	5	0	30
%	20,00	20,00	6,67	16,67	20,00	16,67	0,00	100
Mammifère								
≤2	29	0	0	1	9	0	0	39
%	74,36	0,00	0,00	2,56	23,08	0,00	0,00	100
3-4	7	3	1	4	6	1	0	22
%	31,82	13,64	4,55	18,18	27,27	4,55	0,00	100
≥5	3	3	2	3	3	3	0	17
%	17,65	17,65	11,76	17,65	17,65	17,65	0,00	100
Amp-Rep								
≤2	4	1	3	1	1	0	0	10
%	40	10	30	10	10	0	0	100
3-4	5	2	4	7	5	7	2	32
%	15,63	6,25	12,50	21,88	15,63	21,88	6,25	100
≥5	3	3	3	3	3	3	2	19
%	15,79	15,79	15,79	15,79	15,79	15,79	10,53	100

bis

Comme le démontre la figure ci-dessus, si les espèces aux scores supérieurs à 5 gardent une logique d'équivalence entre critères (sauf pour les oiseaux avec le critère Statut UICN mondial), on aperçoit des variations au niveau des scores inférieurs. Pour les oiseaux se sont surtout les critères « statut français » et « directives » qui font peser la balance pour leur inscription en PNA. Pour les mammifères se sont les critères « convention de Berne » et « directives ». Et pour les amphibiens et reptiles, se sont à la fois les critères « convention de Berne » et « statut mondial » pour les espèces aux scores inférieurs à 2, et les critères « statut français » et « espèce SPN » pour les espèces aux scores entre 3-4.

Notre analyse des espèces bénéficiant d'un PNA démontre en partie une valorisation des situations nationales et communautaires pour les oiseaux, tandis que les mammifères semblent plutôt valorisés par une approche à l'échelle globale. Le statut de l'UICN au niveau mondial semble finalement peu déterminant, sur l'ensemble des critères il ne représente qu'une part d'environ 9%. La question se pose cependant sur le nombre important d'espèces aux scores faibles (inférieur à 2) et bénéficiant d'un PNA. En effet la Convention de Berne regroupe une large partie de la faune européenne, et ne semble pas constituer une raison suffisante à la mise en place de PNA pour certaines espèces. Celles-ci ne répondent donc pas toutes aux exigences de chacun des dispositifs d'évaluation ou de protection cités, pourtant les variables sur lesquelles reposent les critères permettant la réalisation des listes d'espèces, sont souvent identiques (aire de répartition, dynamique de population, qualité de l'habitat). Ceci démontre certainement une différence méthodologique d'évaluation des critères de détermination des espèces menacées selon les dispositifs, alors qu'ils semblent fondés sur les mêmes variables. Ces dispositifs n'étant pas synchrones, le degré de connaissance acquise sur chacune des espèces peut également agir sur l'évaluation.

✓ *Les enjeux du classement PNA*

Cette brève présentation de l'outil PNA en France met en lumière plusieurs éléments. Le **premier** réside dans l'indispensable utilisation de critères pour identifier les espèces menacées qui nécessitent une protection et des actions de conservation urgentes. L'enjeu réside dans le choix de ces critères, sachant que suivant les décisions que l'on prend, la liste d'espèces proposées peut varier considérablement (notamment avec le critère de responsabilité).

Le **deuxième** concerne les connaissances disponibles sur les espèces ciblées. Ainsi, si la liste de 2015 proposée par le SPN met en avant la nécessaire conservation des crustacés, les trois premières espèces de cette classe, *Echinogammarus zebrinus*, *Chirocephalus spinicaudatus*, *Gammarus monspeliensis*, dont l'apparence se rapproche fortement des crevettes, de quelques millimètres de longueur⁸⁰ (voir les photos ci-dessous), sont très peu connues. Aucune donnée de répartition n'est ainsi disponible sur l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN), censé regrouper l'ensemble des informations disponibles sur la biodiversité française. Comment élaborer un plan national d'action sur des espèces dont on ne connaît pas la répartition ? Comment désigner une DREAL porteuse de projet dans cette situation ? Si un guide national⁸¹ d'acquisition de connaissances pourrait être réalisé sur ce type d'organismes, l'ampleur de la tâche consistant à prospecter l'ensemble des cours d'eau douce français, semble expliquer l'absence de tout plan sur ce type d'organisme. Cette question des « connaissances disponibles » peut également concerner les espèces bénéficiant d'un PNA et pour lesquelles des actions sont prévues. Certains d'entre eux pêchent ainsi par leur connaissance insuffisante des interactions entre les menaces et pressions identifiées, et les mesures proposées pour améliorer l'état de conservation de l'espèce. Les actions envisagées sont ainsi souvent très nombreuses et peu hiérarchisées. On recense ainsi 65 actions sur le plan Grand tétras (Challeat, et al., 2014), cette quantité attestant à la fois d'une évaluation insuffisante des actions prioritaires, souvent par méconnaissance des facteurs premiers agissant dans la disparition de l'espèce, et d'un manque d'efficacité des mesures, dont les coûts de mise en œuvre sont souvent mal estimés.



Figure 20 Photo de *Chirocephalus spinicaudatus*



Figure 21 Photo du genre *Gammarus*

⁸⁰ Site internet Freshwater Amphipods : <http://wbd.etibioinformatics.nl/bis/amphipoda.php?selected=beschrijving&menuentry=soorten&id=7> consulté le 05/05/2015

⁸¹ Les PNA peuvent en effet avoir pour priorité l'acquisition de données, avant toutes actions de gestions

Le **troisième** élément concerne le choix des espèces PNA, qui bien que se diversifiant, reste limité à certains groupes taxonomiques. On ne compte par exemple que deux espèces de poisson bénéficiant d'un PNA contre 22 espèces d'oiseaux, et aucune espèce de crustacés. De plus les critères de sélection de ces espèces semblent poser questions, notamment lorsque celles-ci ne sont pas désignées comme prioritaires ou menacées dans d'autres dispositifs, nationaux ou européens. Si le Loup gris (*Canis lupus*) sert souvent d'exemple (ibid), la Chouette Chevêche (*Athene noctua*) a par exemple bénéficié d'un plan entre 2001 et 2007, porté par la LPO, alors que l'espèce ne répond qu'à un seul des critères que nous avons présenté précédemment (en l'occurrence elle est inscrite à la Convention de Berne). Dans la méthodologie proposée par le SPN (Savouré-Soubelet, 2013) celle-ci n'est même pas inscrite dans la liste des espèces évaluées.

L'utilisation de critères précis présente à la fois l'avantage de cadrer la sélection des espèces qui bénéficieront d'une protection renforcée, et l'inconvénient de devoir reposer sur une information fiable et complète pour l'ensemble des espèces menacées susceptibles d'être concernées par ces dispositifs de protection. Une circulaire⁸² récente, du 6 février 2015, présente les évolutions attendues pour les futurs PNA. Les problèmes soulevés concernant ce dispositif ont été traduits dans cette circulaire notamment par une amélioration des méthodologies permettant la sélection des espèces qui en bénéficieront. En effet, les critères de sélection ont été repensés pour être plus faciles à utiliser pour les acteurs non experts, et leur construction doit intégrer l'utilisation de données plus facilement actualisables.

Tableau 5 Synthèse des éléments permettant la sélection des espèces bénéficiant des dispositifs de conservation français :

DISPOSITIF	Critère	Définition	Explication	Leur utilisation
Espèce déterminante au titre ZNIEFF (CSRPN) (Ellisalde-Videment, et al., 2004)	Degré de menace, raréfaction/effondrement	Espèce en danger, vulnérable, rare ou remarquable	Liste rouge mondiale et nationale	Caractérise et détermine une ZNIEFF (périmètre)
	Statut de protection, Représentativité	Espèce protégé nationalement ou régionalement, faisant l'objet de réglementation	Espèce protégée au titre des conventions (Berne), Directive, lois et décret	Elaboration de zonages environnementaux (TVB, Natura 2000 etc.)
	Rareté, Aire de	Espèce à intérêt	Limite d'aire, aire	Recentre les

⁸² MEDDE (2015), Réforme de l'outil PNA, et Annexe « Stratégie pour une refondation de l'outil PNA », 6 février 2015, La Défense, Paris,

	répartition, endémisme	patrimonial moindre mais se trouvant dans des conditions écologiques ou biogéographiques particulières, en limite d'aire ou dont la population est particulièrement exceptionnelle par son effectif, sa qualité	disjointe, endémisme, raréfaction/effondrement, représentativité de la zone géographique	actions de connaissance (inventaire, suivis)
Liste espèces de la SCAP (Coste, et al., 2010)	Espèce patrimoniale (éligible)	Eligible 1	Inscription aux Directives (annexe II et IV habitat, et annexe I Oiseaux)	Détermine la responsabilité patrimoniale de la France
	Proportion d'ENP par départements	Eligible 2	Espèce menacée cad inscrite aux listes rouges mondiales ou nationales en VU, EN ou CR	Orienté la mise en place d'ENP
		Eligible 3 pour vertébré	Endémique	Identifier des noyaux de conservation
		Eligible 4.1 pour vertébré	Déterminante ZNIEFF et quasi-menacée	
		Eligible 4.2 pour invertébré	Deux au choix : endémique, quasi-menacée et déterminante ZNIEFF	
		Eligible 5	Avis d'expert : menacé par CC ou outil « aire protégée » pertinent cad si OUI1 une AP semble pertinente (espèce peu abondante, localisée, menacée, forte responsabilité, très sensible au dérangement), OUI2 (combinaison de OUI1 et NON), NON (espèce dispersée, non menacée, abondante, marginale)	
Liste d'espèce TVB (vertébré)	Responsabilité nationale des régions	Liste rouge nationale		Déterminer la localisation des trames en fonction entre régions
	Besoin de l'espèce en continuité	Espèce endémique, connue et reproductrice	Existante avant 1500, avec suffisamment de données, et sédentaires ou nicheuses	
		Filtre quantitatif (F1)	Atlas et inventaires => commun/rare en fonction de l'étendue de l'aire ou de	

			l'abondance (quand elle existe)	
		Filtre qualitatif (F2)	Evaluer les besoins en matière de continuités écologiques + évaluation pragmatique (connaissance nécessaire)	
		Avis experts régionaux	Consultation des CSRPN et ajustement des listes	
Plan National d'Action		Risque d'extinction	Source UICN red list	Conserver et restaurer les populations des espèces les plus menacées du territoire
			Liste rouge mondiale Liste rouge nationale	
		Déterminé par MNHN	Engagement internationaux Engagement européen (directive) Responsabilité patrimoniale et environnementale de la France	
		Critères supplémentaires	Intérêt économique Intérêt culturel/social	
		Grenelle de l'environnement	Espèce comprise dans le Grenelle et faisant l'objet de plan de restauration	

Conclusion du Chapitre 2

Si certaines caractéristiques naturelles des espèces les rendent en apparence plus vulnérables que d'autres aux pressions naturelles, l'inscription des pratiques humaines dans les écosystèmes perturbe considérablement les équilibres originels, en introduisant de nouvelles formes de pression. Pour prévenir l'extinction, des organismes comme l'UICN s'appuient sur les Listes rouges pour recenser les espèces menacées. Or la tâche de l'inventaire intégrale de la biodiversité, et des menaces qui pèsent sur elle, relève en partie de l'impossible ou du moins engage des temporalités de long terme, relevant presque d'une incertitude de finalité (est-ce qu'on arrivera un jour à établir le statut de conservation de toutes les espèces animales vivantes ? et surtout avant qu'elles ne s'éteignent ?). Ces démarches de classement intègrent des incertitudes qui doivent être maîtrisées, en amont en assurant une collecte par les acteurs du territoire de données de qualité, et en aval en fournissant des outils permettant de les limiter. Les critères des listes rouges font ainsi partie de ces outils, en étant multiples ils permettent de pallier aux manques d'informations écologiques sur une espèce étudiée, et en intégrant des mesures en pourcentage sur plusieurs années ils permettent de relativiser l'imprécision de celles-ci. Quant à l'incertitude concernant la donnée récoltée en amont de ce processus de classement, elle dépend en grande partie des acteurs du territoire qui la collecte. Ceci peut donc en partie expliquer le recentrage de plus en plus important des échelles d'intervention, de l'Europe vers les régions. Que cette action passe par le développement des listes rouges régionales, ou par la mobilisation des DREAL dans les PNA, la protection de la biodiversité ne peut se faire désormais sans la mobilisation de ses échelons du « local ». L'utilisation des critères de « responsabilité », « patrimoniale » et « historique », en est une illustration. La nouvelle circulaire de 2015 concernant les PNA introduit ainsi de façon explicite la participation des régions aux processus de sélection, puis de protection des espèces. Elle passe par une amélioration de la gouvernance locale, en permettant une participation active de celles-ci dans la protection de leur biodiversité, tout comme la prise de conscience de leur responsabilité dans cette démarche. Cette circulaire pose également la redéfinition des rôles attribués aux acteurs de la connaissance. Elle questionne la mainmise des scientifiques dans l'élaboration des plans qui « *conçus par des chercheurs présentent toujours le risque de n'aboutir qu'à enfourcher un dada* » (MEDDE, 2015), mais soulève de façon indirecte leur intervention nécessaire dans la réalisation de diagnostic préalable à la mise en place d'un PNA, ou encore la réalisation de travaux méthodologiques portés par le MNHN. L'ensemble des acteurs du territoire doit être mobilisé, autant les acteurs publics

(établissement public, collectivité territoriale etc.) que les acteurs économiques (agriculteurs, forestiers etc.). Cette évolution souhaitée de la construction des outils de la conservation des espèces menacées pose donc des questions sur les choix futurs qui guideront les listes des espèces PNA, et l'efficacité de la coopération entre acteurs, notamment entre le mouvement associatif et les acteurs économiques au sein des nouveaux échelons d'intervention (la Région).

Conclusion de la première partie

Le cadre international relatif à la protection des espèces animales menacées demeure suffisamment large pour permettre aux Etats de fournir leurs propres outils de conservation. Les pays européens doivent cependant intégrer les engagements liés aux Directives Oiseaux et Habitats, qui dans certains pays, comme la France, en arrivent à contraindre l'orientation des dispositifs de conservation comme les PNA. Les critères permettant de définir ce qu'est une « espèce menacée » sont variés, et leur utilisation très diverse, en fonction des échelles d'analyse et des outils. Selon Delfour (1998), « *l'absence de réelle adéquation entre le concept scientifique « d'espèce menacée » et celui, juridique, « d'espèce protégée » est révélatrice des tensions que génère le choix des espèces qui seront conservées* ». Le phénomène est notamment illustré dans les sélections de certaines espèces inscrites dans les conventions, et notamment dans le choix des espèces PNA. L'utilisation de critères que l'on voudrait scientifiquement incontestables se heurte à la réalité des connaissances disponibles sur chaque espèce, dont l'inégale disponibilité creuse un fossé entre les espèces connues et reconnues par les acteurs du territoire, et celles restées dans l'ombre. Aux enjeux associés au géoréférencement des données sur les espèces, base des connaissances sur les répartitions, et à celles des dynamiques de population, s'ajoutent d'autres facteurs susceptibles de peser sur les classements, comme la valeur patrimoniale accordée à certaines espèces (Guiral, 2013). Elle soulève des enjeux relatifs aux représentations sociales (chapitre 1), notamment lorsque ces valeurs ne sont pas partagées par l'ensemble des acteurs participant à leur conservation.

La construction de la connaissance sur les espèces jugées menacées est donc un enjeu de taille, qui questionne à la fois les modalités de collecte de l'information à l'échelle des pays, et leur restitution aux échelles plus larges, en réponse aux dispositifs européens et internationaux. La partie suivante sera donc consacrée à l'étude de la construction de cette connaissance et les facteurs qui peuvent la limiter.

**Deuxième partie : De la méconnaissance à l'incertitude, la
construction d'une connaissance des répartitions animales
fiabilisée**

Présentation de la deuxième partie :

Cette deuxième partie a pour objectif de décrire la construction de la connaissance des répartitions animales, et la naissance de l'incertitude.

Le chapitre 3 présentera, à travers l'utilisation des outils conceptuels du DAC et PAC, l'organisation des réseaux d'acteurs des territoires qui récoltent, traitent et ensuite interprètent les informations de répartition. Nous prendrons ponctuellement appui sur un exemple concret d'étude d'une espèce animale, à travers le PNA de la Loutre, pour montrer la diversité des acteurs mobilisés, et leur organisation dans le DAC, et leurs conséquences sur la circulation de l'information.

Puis le chapitre 4 viendra poser les jalons de l'étude de l'incertitude, en interrogeant dans un premier temps les problèmes inhérents à la construction de la connaissance (méconnaissance, doute ...). Dans un second temps nous décrirons les différentes formes que peut prendre l'incertitude, et notamment celles qui peuvent facilement apparaître dans un dispositif visant la connaissance des répartitions animales. Nous mettrons en avant ses facteurs d'apparition, d'origine technique et sociale, puis nous illustrerons sa gestion par un cas concret sur un DAC conduit par les acteurs publics, sur le Hamster d'Alsace

Deuxième partie : De la méconnaissance à l'incertitude, la construction d'une connaissance des répartitions animales **fiabilisée**

Chapitre 3 : La construction d'une connaissance des répartitions animales par les acteurs : le développement des DAC et la mise en place de PAC

Introduction du chapitre 3

Pour la définition du statut de conservation d'une espèce, l'importance des connaissances des répartitions animales et des dynamiques de leurs populations, impose de prêter une attention particulière au dispositif de collecte et de traitement de l'information, et donc au DAC. Il correspond à l'ensemble des démarches de connaissance d'une espèce à l'échelle d'un pays, et donc à l'ensemble des groupes d'acteurs susceptibles de participer à ces démarches. Il constitue l'armature (en réseaux d'acteurs, et leur organisation potentielle) à partir de laquelle les PAC vont émerger. Ils représentent la mise en action des DAC. Un processus d'acquisition de connaissance repose sur la mobilisation d'un ou de plusieurs acteurs des DAC qui prennent en charge cette récolte de l'information, en utilisant une méthode et un protocole adaptés aux particularités de l'espèce, et qui permettent de répondre à l'objectif de connaissance fixé dans leur méthodologie d'enquête. Il représente donc une collaboration d'acteurs, parfois ponctuelle dans le temps et dans un lieu, en raison de l'implantation même de ces acteurs et leur organisation.

Nous analyserons donc en première partie le type de données recherchées et l'organisation de cette recherche à travers l'utilisation de méthodes et de protocoles scientifiques (1). Mais si un processus « idéal » d'acquisition de connaissance peut être imaginé, sa mise en œuvre se confronte à la réalité des organisations territoriales, des intérêts des acteurs publics ou privés, de leurs répartitions, et de leurs compétences. Certaines espèces menacées, rares, peu visibles, nécessitent parfois des méthodes d'études qui exigent des compétences⁸³ particulières des acteurs prospecteurs. Or ceux-ci ne sont pas toujours disponibles dans le territoire d'étude, ou n'ont pas forcément d'intérêt à participer au PAC (2). Les modalités d'exécution du PAC ou de constitution de ses éléments (Acteur et Méthode) vont donc varier en fonction de la localisation de celui-ci, des acteurs participants, et de leur comportement. La méthodologie devra donc s'adapter à l'espèce étudiée mais également aux acteurs mobilisés. La collaboration réussie entre plusieurs groupes d'acteur sera ainsi plus ou moins lisible dans le nombre de PAC existant. Des modèles de DAC vont

⁸³ Selon Tarondeau (1998) les compétences sont des « capacités particulières de mise en œuvre d'actifs de façon organisée dans le but d'atteindre des objectifs. Les compétences sont exploitées dans des actions intentionnelles et finalisées où elles se construisent et s'enrichissent par apprentissage »

ainsi être définis en fonction des types d'acteurs mobilisés, de leur organisation et de leurs relations (3).

1. Acquérir des connaissances sur la répartition d'une espèce animale menacée : utiliser les « bonnes » méthodes et mobiliser les acteurs des territoires concernés

Le Chapitre 2 a présenté l'importance de la définition de l'aire de répartition, et de son évolution, dans l'évaluation du statut de conservation d'une espèce. Ensuite pour agir pour sa protection et mettre en place des actions de conservation, les acteurs politiques ont besoin d'informations précises sur les localisations des populations de l'espèce (pour la mise en place des ZPS par exemple) au sein de l'aire de répartition connue. Les démarches de conservation exigent donc la connaissance des contours de cette aire, tout comme celle de leur « contenu » (localisation des populations voire des individus, zone de concentration de ceux-ci etc.) (Manel, et al., 2001). Selon Fischesser et Dupuis-Tate (1996) « *l'aire de répartition peut être définie comme la zone géographique à l'intérieur de laquelle une espèce peut être rencontrée* ». L'établissement précis des caractéristiques de l'aire exige donc à la fois des informations relatives à la présence ou l'absence des populations de l'espèce, mais aussi sur leur abondance (densité), leurs effectifs et leurs évolutions. Ces données collectées sur le terrain sont ensuite traitées pour pouvoir donner naissance à des cartes des répartitions. Or leur degré de conformité aux répartitions réelles dépend largement de l'efficacité du PAC.

1.1. Récupérer l'information : les méthodes et les protocoles

La détermination des répartitions et leurs évolutions reposent sur l'acquisition de données de présence, d'absence, d'abondance ou de densité, et d'effectifs. L'écologie a développé des protocoles permettant de déterminer les modalités de mises en œuvre de certaines méthodes pour obtenir ce type d'informations. L'utilisation de ces méthodes et protocoles comporte cependant leur part de difficulté, d'erreur ou de biais, qui peuvent faire varier la qualité de l'information récoltée.

1.1.1. Les différents types de données

Plusieurs types d'informations peuvent être collectés concernant les espèces animales. On peut les rassembler en trois types principaux : les données de présence/absence, celles d'abondance et effectif, et celles concernant l'évolution des répartitions des populations.

Dans les démarches de conservation, les informations sur la présence ou l'absence d'une espèce dans une aire géographique constituent souvent le premier degré de connaissance de sa répartition. Si déterminer la présence d'une espèce en un lieu est assez facile (il suffit d'observer au moins une fois un indice de sa présence), déterminer son absence exige paradoxalement un effort supplémentaire. La méthode de validation de l'absence repose sur la récurrence des visites dans le temps sur un même secteur. Elle seule permet ainsi de déterminer parmi les données récoltées lors du premier inventaire, lesquelles étaient des « vraies » absences (l'espèce n'a jamais été présente dans ce secteur) et lesquelles étaient des « fausses » absences (la détectabilité très faible de l'espèce et les prospections insuffisantes n'ont pas permis de la recenser). Ces données de présence et d'absence permettent de fournir une première représentation de l'aire de répartition d'une espèce à un temps t , mais elles ne permettent pas de déterminer si cette espèce est présente en grand nombre dans son aire ou au contraire en très faible effectif. La détermination de la rareté d'une espèce nécessite donc d'obtenir des informations complémentaires sur son abondance dans un périmètre donné.

Pour estimer une abondance ou une densité, c'est-à-dire répondre aux questions « ses populations sont-elles nombreuses dans l'aire ? » et donc « l'espèce est-elle commune ou rare ? », il faut effectuer un recensement de l'ensemble des individus dans l'aire ou l'estimer en fonction de la fréquence d'observation des individus de l'espèce, ou des indices qu'ils laissent de leur présence. Le recours à des études écologiques est souvent nécessaire, en amont, pour permettre de donner des informations sur l'état moyen des densités observées ailleurs pour la même espèce, mais aussi en aval pour traiter l'information récoltée et lui donner un « sens ».

Enfin le dernier type d'information récoltée concerne l'évolution de ces données de présence ou de densité. La connaissance de ces évolutions permet de déterminer si l'espèce progresse ou régresse en un lieu, et d'en déterminer, dans le meilleur des cas, les causes.

La collecte de chacune de ces informations nécessite une méthodologie appropriée.

1.1.2. Les méthodes et protocoles : quelques exemples des solutions utilisées en écologie

Obtenir ces informations exige de connaître au préalable les particularités de l'espèce recherchée, son habitat, sa niche écologique, son comportement (nocturne ou diurne,

prédateur ou proie, discrète ou non, etc.), et sa biologie (reproduction, alimentation, etc.). Ces éléments vont en effet déterminer la méthodologie de recherche, composée d'un protocole et de méthodes de collecte de l'information, en indiquant où chercher, et comment chercher. Le protocole d'étude va définir la façon dont la donnée sera collectée, organisée et analysée pour répondre à une question scientifique (Ichter, et al., 2014). Elle comprend donc une question initiale, par exemple « l'espèce est-elle présente ? », la définition d'un ensemble de paramètres pouvant expliquer la variation des données, et une ou des méthodes de collecte.

✓ *Principaux types de protocoles : inventaire et suivi*

Selon Ichter et al (2014), deux grands types de protocoles peuvent être distingués : les suivis et les inventaires. Ces auteurs définissent les suivis comme « *la collection et l'analyse d'observations et de mesures répétées dans le temps dans le but de détecter des tendances d'évolution, généralement pour évaluer les effets d'actions de gestion sur une population, sur la dynamique d'une communauté ou sur des processus écologiques* ». Si la recherche de cause n'est pas intégrée dans la démarche de recherche, le suivi sera qualifié de « surveillance » (Ichter, et al., 2014).

L'inventaire naturaliste représente le « *recensement d'un ensemble de données de distribution le plus exhaustif possible d'un ensemble défini d'espèces ou de taxons avec une délimitation géographique précise et une durée limitée dans le temps* ». Cet inventaire peut se fonder sur un protocole strict, définissant des périodes de prospection et des lieux précis pour le faire, ou se fonder sur de simples contacts ponctuels. La publication d'un inventaire prend souvent la forme d'atlas faunistiques, qui peuvent représenter l'état de la faune à plus ou moins large échelle (nationale ou régionale).

Ces deux types de protocole peuvent également se combiner, les inventaires étant plus faciles à mettre en oeuvre avec peu de moyen que les suivis, ces derniers nécessitant un maintien dans le temps des efforts fournis en matière de surveillance et de recensement.

- ✓ *Exemple de méthodologie appliquée : déterminer la présence de l'Ours brun (*Ursus arctos*) et le suivre*

L'exemple de l'Ours brun (*Ursus arctos*) dans les Pyrénées permet de décrire les modalités d'un inventaire et d'un suivi sur une même espèce, et d'en saisir les variations. Leur objectif est de déterminer son aire de répartition et son évolution dans les Pyrénées, la méthodologie de recherche a donc été adaptée au comportement et à l'écologie de cette espèce très discrète. Son statut de conservation, la désignant comme « en danger critique » en France, a conduit l'Etat à en assurer le suivi. Il en a donc chargé l'ONCFS, qui a mis en place un PAC fondé sur la constitution d'un réseau d'acteurs, le Réseau Ours Brun, regroupant à la fois des professionnels des institutions publiques (exemple des agents du Parc national des Pyrénées ou de l'ONF) et des associations (exemple de Férus). Deux méthodes de suivis d'ichnologie (voir encadré) ont ainsi été mises en place (Camarra, et al., 2013).

Encadré 6 l'ichnologie (Chazel et al. 2011)

L'expression vient du grec ikhnos qui signifie « trace de pas » et logos « discours », cette discipline s'intéresse principalement à la lecture et relevé des traces et indices laissés par la faune (empreintes, excréments et indices sur les végétaux). Elle permet de fournir des informations sur la biologie de l'espèce (déplacements, zone de repos etc.) et sur les dynamiques de population (abondance des indices)

La première dite « opportuniste », se fonde sur l'inventaire des indices de présence découverts par les agents du réseau ours (empreintes, poils, dommage aux troupeaux) au cours de leurs déplacements dans le cadre de leurs activités habituelles, principalement en montagne et dans certains secteurs du piémont reconnus comme abritant ou ayant abrité l'espèce. Cette méthode indiciaire⁸⁴ ne nécessite donc pas l'observation d'individus, trop rares, mais s'appuie sur les traces laissées par ceux-ci.

La deuxième, plus intensive, est qualifiée de « systématique ». Elle s'appuie sur le parcours répété dans l'année d'itinéraires définis, ainsi que de l'utilisation d'outils ou de techniques permettant de récupérer des informations sur l'identité des individus (sexe et âge principalement). On peut citer en exemple de techniques utilisées, celles des revoirs (zone de chemin où la terre sera mise à nue pour permettre une meilleure inscription des empreintes) ou des appâts de térébenthine (l'espèce en s'y frottant laisse des poils, par la suite analysés) (voir photos ci-dessous). Des outils comme les appareils photos ou vidéos sont alors placés

⁸⁴ On pourrait l'opposer aux méthodes d'observation directe, utilisées à la fois dans les inventaires et les suivis scientifiques, et qui reposent donc sur l'observation des individus dans leur milieu naturel.

près de sentes, d'appâts ou de charognes pour capturer des images d'individus. Dans ce cadre méthodologique d'ensemble, des protocoles particuliers viennent ensuite préciser la fréquence et les lieux des visites que doivent effectuer les agents du réseau ours. Un itinéraire de détection est ainsi déterminé pour chaque sous-massif puis parcouru dix fois de début mai à mi-novembre (Camarra, et al., 2013).



Figure 22 Appât de térébenthine (C. Dunesme, 2015)

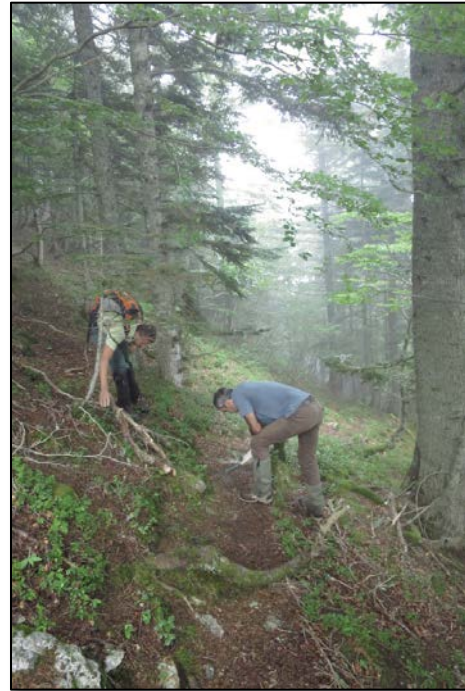


Figure 23 Mise en place d'un revoir par des agents de l'ONF (C. Dunesme, 2015)

Cet exemple permet d'illustrer l'imbrication des protocoles d'inventaires et de suivis sur une espèce animale menacée. Ces démarches sont cependant relativement rares, puisqu'elles concernent des espèces très encadrées par les acteurs publics, et dont les faibles effectifs d'individus, et leur bonne détectabilité relative (un ours passe moins inaperçu qu'un autre animal forestier), permettent la mise en place de tels dispositifs.

À défaut d'un tel suivi, les acteurs de la conservation peuvent utiliser certaines méthodes développées par l'écologie pour déterminer l'abondance de certaines espèces, sans mobiliser des dispositifs aussi « lourd » en termes de temps et de moyens disponibles (réseau d'acteurs mobilisables, outils technique etc.).

✓ *Déterminer l'abondance d'une espèce : présentation de quelques méthodes*

Pour déterminer l'abondance d'une espèce, les protocoles peuvent reposer sur l'utilisation de différentes méthodes. Elles reposent soit sur un dénombrement absolu du nombre d'individus sur un site, soit sur du sondage permettant de renseigner des abondances relatives (Fonderflick, 2006). Elles peuvent utiliser des techniques de parcours, où les individus seront notés en fonction d'observation directe ou indirecte (« line transect » défini par les travaux de Hayne en 1949, Burnham et Anderson 1976), de capture d'individus (« trapping web », Anderson et al 1983) ou de points d'observations (« distance sampling », Buckland et al 1993, 2001).

Pour effectuer un dénombrement complet des oiseaux nicheurs d'une zone par exemple, la méthode dite des plans quadrillés peut être utilisée (Fonderflick, 2006). Elle repose sur le parcours répété d'une zone de quelques dizaines d'hectares, durant la période de reproduction. L'observateur notera l'ensemble des indices (contact avec un oiseau, nids, etc.) permettant de déterminer si l'espèce est nicheuse, selon un degré de certitude allant du « certain » au « possible »⁸⁵. Cette méthode reposant sur un protocole très chronophage, elle ne peut s'appliquer que sur des petites superficies.

Des méthodes permettant d'estimer des abondances relatives ont donc été développées, car elles permettent de dégager des tendances sur de larges superficies. Ainsi celle dite des « IKA » (indice kilométrique d'abondance), suppose le déplacement d'un observateur en ligne (ou transect) sur une distance kilométrique fixée par le protocole. Il notera le nombre d'oiseaux observés ou entendus (Ferry, et al., 1958; Affre, 1976; Fischesser, et al., 1996). Les parcours de ces itinéraires seront ensuite répétés durant la saison de reproduction (souvent au début et à la fin). Un effectif relatif (puisqu'on échantillonne qu'une partie de l'aire ou de l'habitat) est alors déterminé, il permet de définir l'abondance (estimation) de l'espèce sur la zone prospectée.

Si ces méthodes permettent d'obtenir des informations sur l'abondance d'une espèce dans un secteur, elles ne renseignent pas sur les dynamiques démographiques, qui nécessitent une redondance des prospections dans le temps.

⁸⁵ Pour exemple, dans les codes atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine, la nidification certaine repose, entre autre, sur l'identification d'un nid, avec un adulte couvant. Celle de nidification possible repose sur la présence d'un individu, dans un habitat favorable à la nidification durant la période de reproduction. Site : http://www.faune-aquitaine.org/index.php?m_id=41 consulté le 21/12/15

✓ *Déterminer l'évolution des répartitions des populations*

A ces données de présence, absence et abondance, s'ajoutent celles sur l'évolution des répartitions des populations. Pour obtenir ce type d'informations, des méthodes de dénombrement sont utilisées, comme celles vues précédemment des IKA ou encore celle dite des EPS (échantillonnage ponctuel simple), utilisée par le protocole STOC-EPS⁸⁶. Elles reposent sur un échantillonnage aléatoire de mailles territoriales de 4 km², prospectées par un observateur (Fonderflick, 2006). Celui-ci notera les espèces observées, et ceci sur dix points d'observation fixés par le protocole. L'étude répétée dans le temps permettra de déterminer l'évolution des espèces, mais aussi à plus grande échelle leurs répartitions. Cet échantillonnage aléatoire de mailles territoriales, répété à intervalles réguliers, permet de connaître les tendances d'évolution des effectifs ou d'abondance des oiseaux communs sur l'ensemble du territoire français, grâce à la mobilisation d'un réseau important d'observateurs (Jiguet, et al., 2012).

1.1.3. Les limites à ces méthodes et protocoles : biais et erreurs

Ces méthodes comportent toutes une part d'erreur et de biais qu'il importe d'évaluer dans le traitement de la donnée. Si on reprend le cas des IKA, selon les conditions météorologiques, le temps passé à l'observation, ou les capacités visuelles et auditives de l'observateur, le nombre d'espèces identifiées pourra varier. Plus la répétition d'un protocole d'observation est fréquente et régulière au fil du temps, plus les erreurs relatives aux conditions de l'observation seront réduites.

À l'inverse, le biais correspond à une « *deviation of results or inferences from truth or processes leading to such deviation* » (Gail, et al., 2000). En d'autres termes, il représente l'écart à la réalité d'une valeur, ou le processus même qui conduit à cet écart. Les biais dans une étude ne peuvent donc être réduits par une répétition des protocoles de mesures, contrairement aux erreurs. L'un des biais récurrent observé dans les programmes de science participative concerne par exemple la mobilisation des prospecteurs la première année. En effet, les prospecteurs y découvrent leur terrain, et les espèces communes de celui-ci. Plus ils

⁸⁶ Programme du MNHN sur les oiseaux communs, site internet : <http://vigienature.mnhn.fr/page/protocole> consulté le 15/12/2015

passeront d'années à prospector la même maille, plus ils seront efficaces, et auront tendance à recenser plus d'espèces (Jiguet, 2009).

Certains biais, liés par exemple à l'estimation d'une présence ou d'une absence d'une espèce, peuvent conduire à un « parasitage » des paramètres utilisés dans des modèles prédictifs, lorsque des « fausses absences » (espèce non détectée) sont considérées comme de réelles absences de l'espèce dans un habitat (Gu, et al., 2004).

En conclusion, les connaissances des répartitions animales sont constituées de plusieurs types d'informations (Figure 24 Degré de complexité technique dans l'acquisition de connaissance relative à une espèce et ses populations sur une zone géographique (C. Dunesme, 2016)). La plus simple à acquérir est la donnée de présence. Celle-ci ne nécessite pas de récurrence dans le temps du protocole de recherche contrairement aux données d'absence, et d'évolution. Pour déterminer si ces données traduisent ou non une régression, il faut pouvoir les comparer à des données plus anciennes. Or ces données anciennes ne sont pas toujours disponibles ou complètes (certaines zones géographiques peuvent être non informées), ou les mécanismes de contrôle des efforts de prospection, ou d'efficacité des protocoles de recherche, peuvent ne pas avoir été vérifiés (Hernandez, et al., 2006). En ce qui concerne les données d'effectifs, celles-ci nécessitent un suivi intense des populations animales, et sont généralement obtenues que sur très peu d'espèces (quelques espèces très menacées, emblématiques etc.). A une échelle locale, ces informations vont permettre d'orienter les mesures de conservation, en donnant par exemple des indications sur les zones où les populations de l'espèce menacée régressent, à une échelle plus large celles-ci renseignent les caractéristiques de son aire de répartition. En effet si ce constat de raréfaction s'observe sur de nombreuses zones géographiques connexes, il sera peut-être alors le témoin d'une réduction majeure de son aire de répartition.

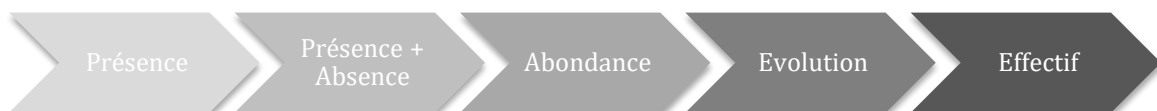


Figure 24 Degré de complexité technique dans l'acquisition de connaissance relative à une espèce et ses populations sur une zone géographique (C. Dunesme, 2016)

1.2. La représentation des aires de répartitions et leurs rôles dans les démarches de conservation

1.2.1. *Des cartes de répartition pour identifier les lieux de « vulnérabilité »*

La structure de l'aire de répartition d'une espèce peut être définie par sa superficie et sa configuration (continue ou en isolat/tâche), mais également, selon Gaston (2003), par des critères d'abondance de population, et de localisation, qui permettront de dessiner les marges ou cœur de cette aire. Cette structure de l'aire est importante à déterminer dans les démarches de conservation d'une espèce, car elle permet d'évaluer la vulnérabilité des populations dans un espace.

✓ *La superficie des aires*

La taille des aires de répartition peut varier entre espèces de quelques centaines de m² à plusieurs millions. Celle-ci est souvent corrélée au domaine vital de l'espèce mais varie également en fonction de la masse corporelle ou selon la latitude (Brown, et al., 1996). Plusieurs types d'aire de répartition, différenciés pour l'essentiel par leur superficie, sont définis entre autre par Lacoste et Salanon (1999). Ce sont les aires dites cosmopolite (étendue à l'ensemble du globe, dans un même milieu), circumterrestre, disjointe et endémique. L'espèce endémique est ainsi strictement localisée à un territoire d'étendue variable (d'une région à quelques dizaines de km²). Cette localisation réduite, associée souvent à des effectifs de population relativement faible, rendra l'espèce plus vulnérable qu'une espèce dite cosmopolite.

✓ *La configuration des aires*

La forme d'une aire de répartition peut être définie en fonction de la distance mesurée entre le Nord et le Sud de l'aire, et l'Est et l'Ouest de celle-ci, permettant de la décrire comme allongée (dimension inégale entre les deux axes formant un « rectangle ») ou concentrée (dimension égale entre les deux axes formant un « carré ») (Brown, et al., 1996).

Ces formes peuvent être ensuite plus ou moins continues ou fragmentées, et présenter donc des isolats géographiques. En général, plus on approche des marges de l'aire, plus celle-ci est discontinue et présente des isolats (ibid). Ils constituent ainsi des zones fragiles en

termes de dynamique de population, notamment lorsque les échanges d'individus entre les différents isolats, inclus dans l'aire de répartition d'une espèce, ne peuvent se faire. Les marges des aires de répartition ou les isolats peuvent ainsi constituer des zones à « risque » (vortex d'extinction⁸⁷).

✓ *Les marges et cœur de l'aire*

Les zones en marge de l'aire de répartition constitueront également des zones « sentinelles » sur la progression ou la régression des populations de l'espèce, comme le précise ainsi Lomolino et al (2005) : « *the boundaries of the range, and the pattern of abundance within these boundaries, constantly shift as local populations grow, decline, colonize, and go extinct in response to changing environmental conditions.* ». Ces marges d'aire sont repérées sur la base de la diminution des densités d'individus et de leurs variations dans le temps (gradients spatio-temporels) qu'on y observe, qui les distinguent des densités et dynamiques du cœur de l'aire, où les concentrations d'individus sont les plus fortes (Gaston, 2003; Lomolino, et al., 2005).

Les données de présence, d'abondance et leurs évolutions permettent donc de dessiner les aires, leurs cœurs et leurs marges, et participent à la construction de la représentation, chez ceux qui les étudient, du degré de vulnérabilité des populations associées à ces espaces.

1.2.2. *Les différentes cartes de répartition*

Les répartitions animales sont représentées sous forme de cartes. Trois types peuvent être distingués selon Lomolino et al (2005). La première carte dite « *outline map* » (Figure 25), reprend les contours des occurrences connues de l'espèce. Sa précision est souvent faible. La deuxième est la carte dite « *dot map* » représentée par points de localisation (qui peuvent également être des mailles kilométriques) les occurrences de l'espèce. Elle n'identifie que les données de présence, et donc qu'une infime partie de l'aire de répartition réelle. Elle peut se

⁸⁷ Les populations de petites tailles et fragmentées sont plus vulnérables face au phénomène du « vortex d'extinction », qui correspond à un accroissement des problèmes démographiques et génétiques d'une population jusqu'à son extinction. Site internet du SFE, article de A. Robert (2011) : <http://www.sfecologie.org/regards/2011/01/10/regards-9-robert/> consulté le 10/06/16

combiner à la « *outline map* », qui reprendra ces occurrences pour dessiner les limites d'un polygone de présence (Figure 26).



Figure 25 Carte "outline map" (C.Dunesme, 2015)

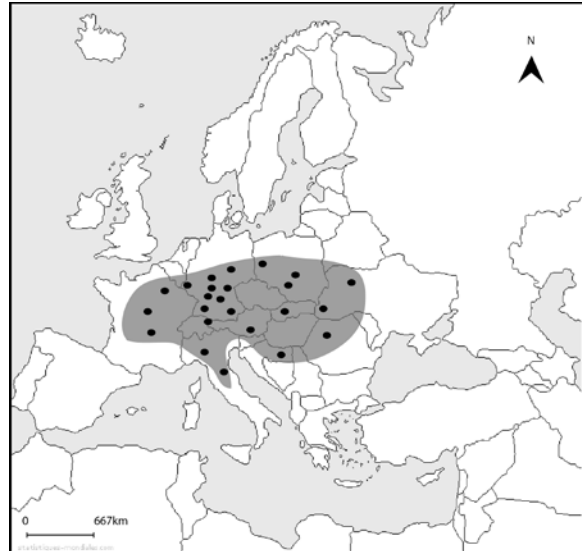


Figure 26 Carte "dot map" et "outline map" (C.Dunesme, 2015)

Ces deux cartes sont souvent utilisées dans les atlas faunistiques. L'une comme l'autre s'appuie sur l'utilisation d'informations anciennes, issues d'inventaires généraux sur la faune (un atlas national des mammifères par exemple), d'études spécifiques à l'espèce, ou de données plus largement détenues par les muséums d'histoire naturelle (Lomolino, et al., 2005). Ces informations sont souvent anciennes, peu nombreuses pour certaines espèces⁸⁸, tributaires des compétences des auteurs de ces études, et ne répondent pas toujours aux exigences des démarches de conservation actuelles (Tingley, et al., 2009). Elles participent pourtant à la définition des aires de répartition de nombreuses espèces, donc l'aire de « référence » ou le temps « zéro » à partir duquel les comparaisons vont se faire. Ces aires de répartition, représentant des situations passées, servent donc de données de références pour toutes les opérations de réactualisations visant à connaître la progression ou la régression des espèces sur le territoire. Ces dernières s'effectuent donc sur la base de comparaison entre des informations d'inégale fiabilité (Shoo, et al., 2006).

⁸⁸ La connaissance des distributions de nombreuses espèces est très souvent incomplète, c'est ce qu'on appelle le « Wallacean shortfall » (Lomolino, et al., 2005; Bini, et al., 2006; Rocchini, et al., 2011).

La troisième est la carte dite du « *contour map* » (Figure 27). Elle intègre une variation d'information de répartition, généralement fournie par un traitement statistique ou par de l'interpolation. Des données d'abondance peuvent être utilisées, par exemple, pour déterminer des degrés de concentration probables, qui dessineront des contours progressifs de répartition. Les zones centrales (en rouge dans le schéma) constitueront les zones où la probabilité de rencontrer l'espèce sera la plus forte, car les concentrations y seront maximales. Cette carte représente une version simplifiée de la complexité des dynamiques des répartitions animales (Lomolino, et al., 2005).

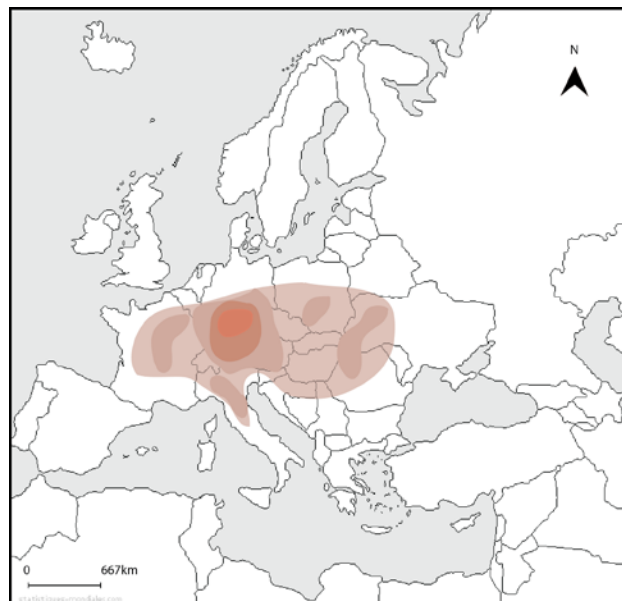


Figure 27 Carte « contour map » selon l'abondance (C. Dunesme, 2015)

Les cartes de répartition des espèces servent d'appui aux acteurs de la conservation car elles représentent la traduction figurée des différentes démarches d'acquisition de connaissance. Cependant ces représentations ne permettent pas toujours d'apprécier la précision de l'information récoltée localement, notamment lorsque les techniques associées au « *outline map* » sont utilisées. Or comme nous l'avons présenté précédemment, garantir la qualité de certaines informations nécessite du temps, des compétences pour l'identification auditive et visuelle des espèces, et de la main-d'œuvre en plus ou moins grand nombre (le protocole STOC repose sur un grand nombre d'observateurs pour couvrir l'ensemble du territoire français), qu'il semble difficile de garantir sur la totalité de l'aire de répartition de l'espèce menacée.

1.3. La mise en place d'un processus d'acquisition de connaissance

Pour décrire la mise en place d'un PAC dans un territoire sur une espèce animale menacée, nous partirons d'un exemple concret qui servira de base à nos réflexions ultérieures. Nous nous appuierons sur le cas de la Loutre d'Europe (*Lutra lutra*), et de son PNA de 2010-2015, que nous considérerons ici comme un archétype de DAC.

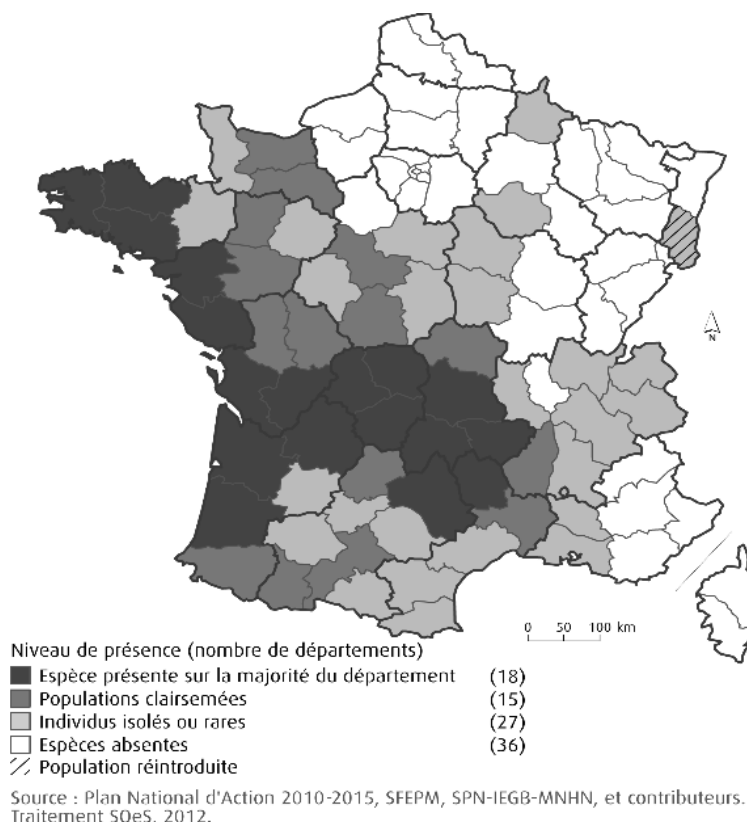


Figure 28 Répartition de la Loutre en 2012 (source : statistiques.developpement-durable.gouv.fr)

1.3.1. Le DAC Loutre et les acteurs mobilisés

Pour pouvoir agir pour la conservation de la Loutre d'Europe, l'Etat, en partenariat avec la Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères (SFEPM)⁸⁹, a développé une stratégie visant l'acquisition de connaissances solides sur sa répartition en France. Elle implique donc la mobilisation des différents acteurs du territoire parmi lesquels on trouve des

⁸⁹ La SFEPM est une association de 1977 qui s'intéresse à la fois à l'étude des mammifères français (elle réalise des atlas faunistiques et des campagnes), et à leur conservation (rédaction de PNA, de rapports Natura2000 etc.). Site de l'association : <http://www.sfepm.org/association.htm>, consulté le 29/05/16

acteurs de l'administration d'Etat comme les DREAL, certains établissements publics comme l'ONCFS, mais aussi des acteurs associatifs, présents pour certains à l'échelle nationale (SFPEM) et pour d'autres à des échelles plus locales (régionale, départementale et infra-départementale) comme le décrit la Figure 29.

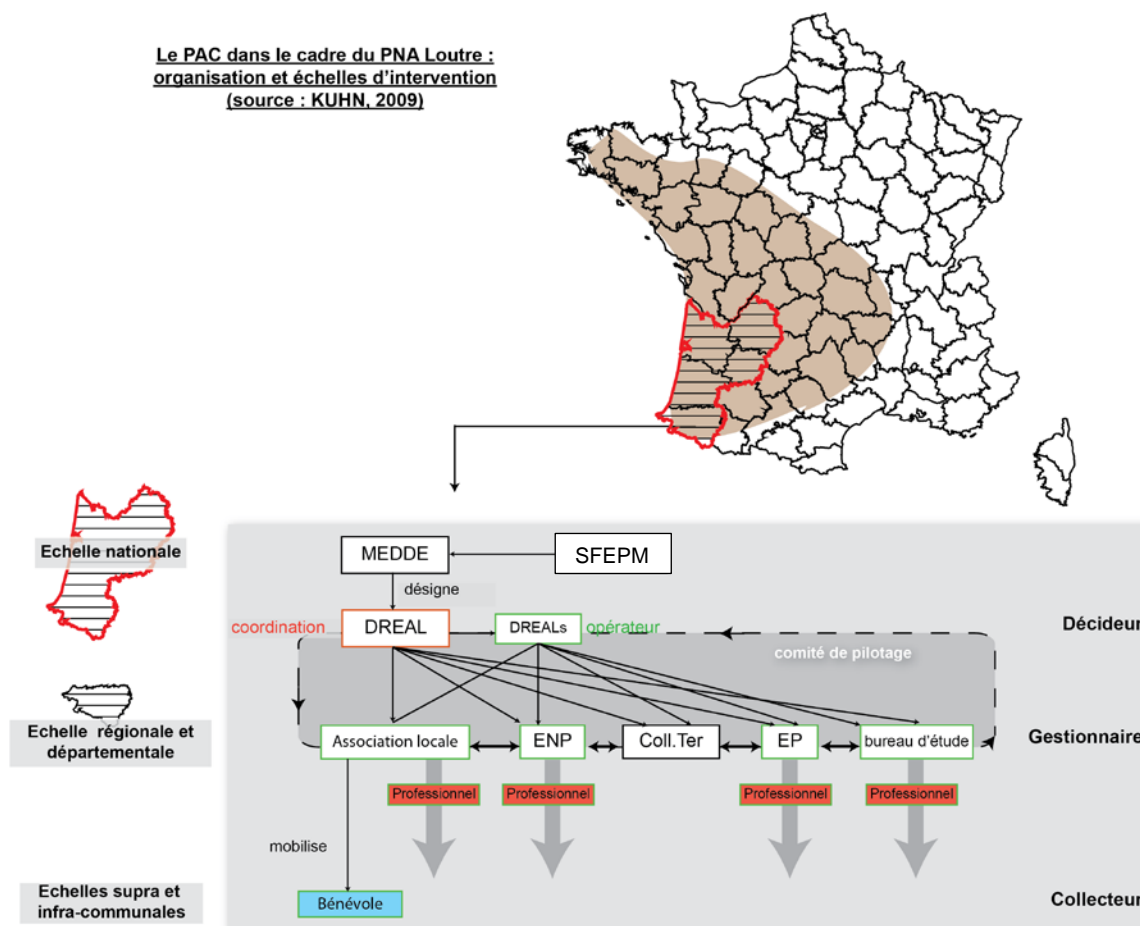


Figure 29 Le PAC sur la Loutrre (C. Dunesme, 2015)

Cette démarche est avant tout portée par le Ministère (MEDDE) et la SFPEM à l'échelle nationale. La SFPEM est chargée de mettre en place le dispositif d'acquisition de connaissance (DAC) qui permettra d'obtenir des données sur la répartition de l'espèce en France. Cette association est donc porteuse de projet, puisqu'elle doit rédiger le PNA concernant l'espèce et mener les actions. Celle-ci est ainsi en charge de coordonner les acteurs du territoire (animation) grâce à sa chargée de mission (Rachel Kuhn), tandis que le pilotage administratif du plan a été confié à la DREAL Limousin. Un comité de pilotage propre au PNA réunit les différents acteurs concernés comme les services de l'Etat, les associations ou encore les professionnels du secteur privé (bureau d'étude).

L'action de collecte d'informations est ensuite déléguée à l'échelon régional. Chaque région participante conduit donc un PAC qui lui est propre. En effet, chaque DREAL est maître de son action, et peut décider de conduire ou non un inventaire, selon le protocole proposé par la SFPEM. Le Ministère a laissé libre les DREAL de mener cette action comme elles le souhaitent. Ainsi l'un des premiers COPIL organisé en décembre 2010⁹⁰ rappelle le nombre importants de PNA par régions, qui impose à celles-ci de définir des priorités selon les espèces. Des déclinaisons aux PNA sont donc proposées aux régions, qui peuvent soit réaliser une déclinaison complète du PNA en Plan régional d'action, soit une déclinaison semi-complète avec des adaptations du PNA au contexte local, soit une déclinaison simple avec mise en application d'une sélection de fiches d'actions du plan, soit pour finir une déclinaison limitée à de simples actions d'opportunité.

Si la DREAL décide de conduire l'inventaire proposé par la SFPEM, elle aura la possibilité de choisir son opérateur de terrain, faisant ainsi appel soit aux associations de son territoire, soit à un bureau d'étude, soit à un établissement public. Des acteurs assez variés sont donc susceptibles de prendre part aux actions visant la connaissance de la répartition de l'espèce. Par exemple dans le Limousin, c'est l'association du Groupe Mammologique et Herpétologique du Limousin (GMHL) qui s'en charge. Elle est donc en partie libre, par la suite, de conduire l'inventaire des données de présence de la Loutre. Elle peut utiliser ou non le protocole proposé par la SFPEM, ou conduire son enquête par le biais d'un autre protocole. Elle mobilisera ses bénévoles et ses salariés pour récolter l'information sur le terrain, qu'ils transmettront ensuite à la structure coordinatrice.

Cette description du réseau d'acteurs participant au PNA sur la Loutre, met en évidence une large palette de profils (public, associatif etc.), un type d'organisation lié à ces mêmes profils (organisation hiérarchique de l'administration par exemple) mais également au processus d'acquisition de l'information (de la collecte vers le traitement), et des modalités d'application très diversifiées (utilisation du protocole, PRA ou actions ciblées etc.).

⁹⁰ Premier comité de pilotage du PNA Loutre d'Europe, compte-rendu de réunion du 9 décembre 2010, à Paris.

1.3.2. L'influence de la configuration de l'aire de répartition sur la mobilisation et la coordination des acteurs du DAC

La recherche de la connaissance des répartitions animales n'intervient jamais dans un espace neutre, c'est-à-dire dénué d'organisations humaines, incluses dans des systèmes socio-politiques et économiques. Or celles-ci influencent considérablement le processus d'acquisition des connaissances, à travers notamment la diversité des acteurs qu'on y rencontre et des relations qu'ils entretiennent, mais aussi le nombre et la complexité des étapes qu'implique son déroulement.

En effet, acquérir des données sur des petites superficies, comme celle d'un vallon ou d'un massif montagneux, n'exige pas les mêmes moyens que sur une superficie aussi large qu'un pays ou même d'un continent. A cette échelle, la multitude des découpages administratifs, des systèmes économiques, politiques et socio-culturels, engendre en effet la mise en place d'une diversité de PAC malgré la continuité de l'aire de répartition animale. Ainsi en Europe⁹¹ aucune obligation n'est donnée aux différents Etats d'organiser des recensements ou des suivis d'espèces de façon conjointe. Chacun est libre des méthodes qu'il juge bonnes d'utiliser pour mieux connaître sa biodiversité. Pour une même espèce, sont donc susceptibles de coexister, au sein du continent, une multitude de démarches d'acquisition de connaissance, variant selon les acteurs mobilisés et selon les méthodes utilisées.

Ce constat peut également être effectué au sein même des pays aux organisations territoriales décentralisées. La délégation de certaines compétences à des échelons politico-administratifs moins élevés (du pays à la région par exemple) a contribué à une fragmentation territoriale des processus de recensement et de suivi des espèces. Les régions françaises ont ainsi acquis le devoir d'organiser des actions en faveur de la connaissance de la biodiversité de leur territoire, mais également de mettre en place des actions de conservation notamment dans le cadre des Schéma Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE).

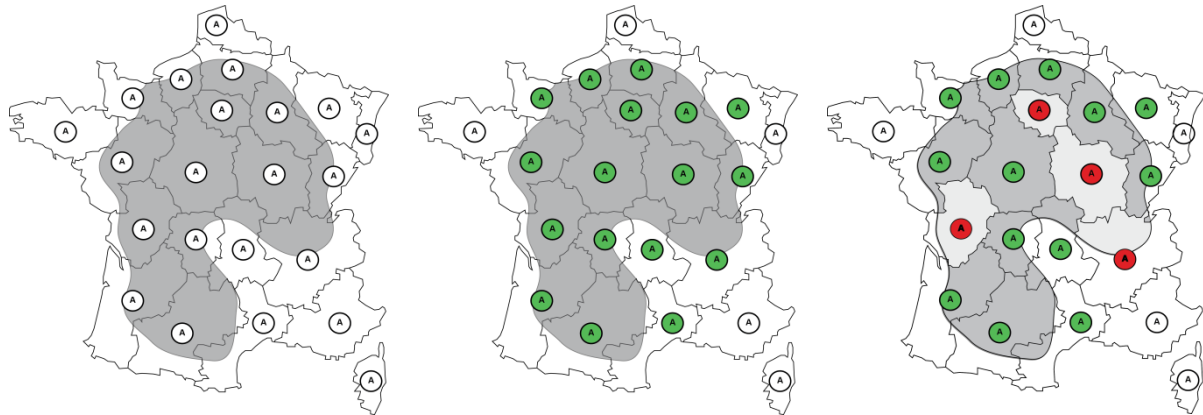
Comme l'a mis en évidence le DAC de la Loutre, l'aire de répartition commande le nombre de régions concernées par le processus. Plus la superficie de l'aire est importante, plus le nombre de régions concernées est élevé, tout comme le nombre d'acteurs mobilisés.

⁹¹ Un programme EuMon a cependant été développé par le Conseil européen pour synthétiser les informations disponibles sur la biodiversité en Europe, et propose également des recommandations aux pays, notamment sur leur méthodologie de recherche (protocole etc.). Site internet du programme : <http://eumon.ckff.si/index1.php> consulté le 10/06/16

La coordination au niveau national joue donc un rôle majeur pour tenter d'harmoniser les PAC, et les informations récoltées.

✓ *Modèle théorique d'application de PAC sur des aires de répartition étendues*

Pour illustrer cette situation, prenons un exemple sur le territoire français, représenté dans la Figure 30, dans le cadre de l'action publique d'un DAC sur une espèce. Chaque région possède une politique environnementale différente et un budget alloué aux démarches de connaissance qui lui est propre, donc par définition différent de celui des régions voisines. Certaines d'entre elles, partagent une partie de l'aire de répartition d'une espèce animale menacée, représentée ici en gris (Modèle 1). Dans le Modèle 2, chaque région a accepté de mener conjointement une étude pour connaître la répartition actualisée de cette espèce (même méthode et mêmes acteurs mobilisés). Les budgets alloués sont identiques, car déterminés dans le cadre d'une action planifiée en amont. Elles partagent donc toutes un même PAC. Ainsi l'aire de répartition de l'espèce a pu être connue sur la base d'un recensement commun effectué à un temps t sur l'ensemble du territoire français. Dans le Modèle 3 par contre, certaines régions ne partagent pas ce même processus (c'est ainsi le cas pour la Loutre), soit parce qu'elles refusent de mener une étude sur cette espèce, soit parce qu'elles ont choisi de mettre en œuvre un processus d'acquisition des connaissances distincts de celui pratiqué par la majorité des autres régions (autres méthodes, autres acteurs). Selon la politique adoptée, une différence spatiale de la connaissance entre régions peut donc apparaître dans l'aire de répartition de l'espèce en fonction du PAC mené. Elle ne permet pas de déterminer l'aire réelle totale de présence de l'espèce à un temps t , mais qu'une fraction de celle-ci. L'information collectée est donc partielle et incomplète. On observe ainsi dans le Modèle 3, que l'aire de répartition de l'espèce sur l'ensemble du territoire reste partiellement méconnue, puisque dans les quatre régions n'ayant pas participé au PAC, les informations collectées sont soit absentes, incomplètes, ou différentes de celles des autres régions (en raison d'une méthodologie utilisée différente par exemple).



Modèle 1

Modèle 2

Modèle 3

Légende : les (A) représentent les différents acteurs du territoire, en l'occurrence dans le cadre d'une politique publique les administrations de l'Etat (DREAL). Lorsqu'ils sont verts cela signifie que le modèle de PAC proposé au niveau national a été adopté, en rouge qu'il a été refusé. La zone grise représente l'aire de répartition de l'espèce étudiée, et donc les potentiels acteurs mobilisables.

Figure 30 Harmonie ou hétérogénéité des engagements dans un DAC fictif (C. Dunesme, 2016)

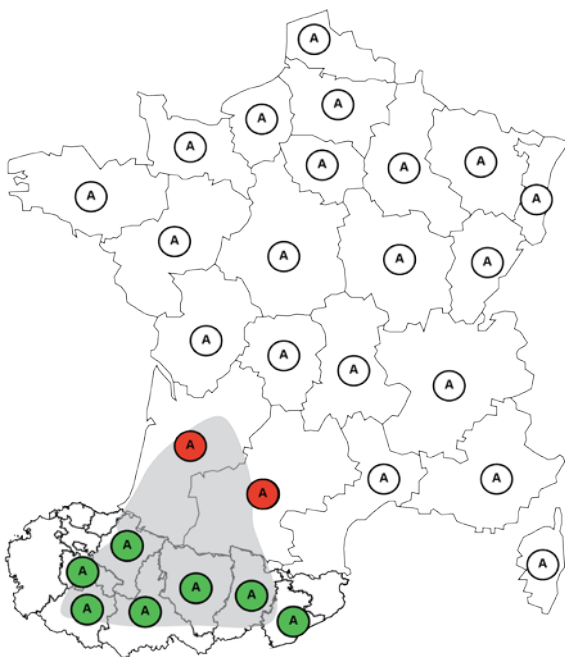


Figure 31 Un DAC sur une marge d'aire de répartition (Légende identique à la figure précédente)

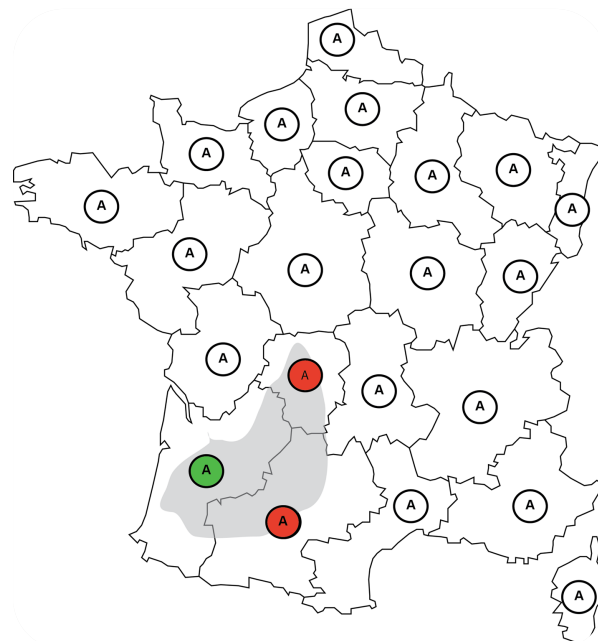


Figure 32 Configuration du DAC sur une aire en isolat

✓ *L'enjeu des PAC aux marges d'une aire*

La configuration de l'aire de répartition et la mise en place de PAC peuvent avoir des répercussions importantes sur les connaissances disponibles et donc sur les démarches pour la conservation d'une espèce menacée, notamment lorsqu'une ou des régions en périphérie de l'aire décident de ne pas participer au DAC. Dans la Figure 31 Un DAC sur une marge d'aire de répartition soulève un enjeu de « responsabilité » de la part des régions. Dans cette situation, toujours en France, mais placée cette fois-ci dans un contexte européen (l'aire déborde en Espagne), l'aire de répartition de l'espèce concerne deux pays. Des informations semblent indiquer que l'espèce serait menacée. Un PAC est alors conduit en Espagne, mais les deux régions françaises ont décidé de ne pas le mettre en place. Il est donc impossible d'obtenir des informations sur la régression ou le maintien des populations françaises dans l'aire de répartition plus générale. L'information est donc « tronquée » au niveau européen, puisque seules les données sur l'Espagne peuvent remonter grâce au PAC instauré. On observe donc dans ce genre de situation, une responsabilité forte des régions en marge pour renseigner les fluctuations des aires de répartitions de populations d'espèce menacées, d'autant plus si ces populations sont petites et isolées.

Dans le cas de la Loutre, les régions situées aux marges de son aire de répartition, comme la région PACA, Basse-Normandie ou Bourgogne (Figure 28) seront les premières concernées par la fluctuation possible de cette aire. Les informations collectées sur ces territoires acquièrent donc une importance stratégique majeure, puisqu'elle permettront de déterminer si l'espèce progresse et s'étend, ou régresse et disparaît de ces régions, comme se fut le cas en Champagne-Ardenne à partir des années 1980 (Kuhn, 2009).

✓ *Les enjeux associés aux aires en isolat*

Ce risque de différenciation des processus d'acquisition des connaissances est donc plus fort lorsque les superficies sont grandes, puisque les entités administratives concernées, et les politiques publiques qu'elles portent, sont plus nombreuses et donc susceptibles d'être différentes. Par contre, sur des aires de répartition en isolats de faible superficie (Figure 32), les régions concernées seraient moins nombreuses. Leur responsabilité dans la connaissance serait donc plus forte, et l'absence de PAC pourrait conduire à des lacunes de connaissance qui pourraient nuire à la conservation de l'espèce à une échelle plus globale.

Ces modèles hypothétiques n'intègrent cependant pas les logiques d'acteurs et leur organisation au sein de chaque territoire.

Si on reprend l'exemple concernant le PNA Loure (Figure 28 et Figure 29, page 141), on observe que l'aire de répartition de l'espèce conditionne largement le nombre de DREALs impliquées, qui pourront ensuite choisir l'opérateur de leur choix. La configuration de l'aire participe donc à déterminer le nombre d'acteurs concernés. Or plus ce nombre sera élevé, et plus la coordination de la collecte d'information sera nécessaire, pour obtenir de façon homogène des données sur l'espèce. Selon l'échelle d'intervention du DAC, commandée par la répartition de l'espèce, la mobilisation des acteurs dépendra de leur degré de responsabilité dans sa connaissance et sa conservation, largement associée à la mobilisation des autres acteurs partageant son aire de répartition. Leur localisation dans l'aire de répartition jouera également sur les possibles pressions dont les régions feront l'objet dans les démarches de connaissance. En effet la légitimité de la mise en place de mesures de conservation d'ampleur nationale repose bien souvent sur l'illustration d'une régression constatée des populations d'une espèce, notamment par la contraction de son aire de répartition. Les régions situées sur les marges de cette aire, seront certainement d'avantage sollicitées pour participer et agir de façon coordonnée à la collecte d'informations permettant de fournir les preuves de ces évolutions.

2. L'acteur dans le processus d'acquisition des connaissances

Le PAC se construit comme un projet des acteurs (en réponse à un appel d'offre, à une adhésion volontaire à une démarche de PNA, etc.). Son analyse ne peut donc pas faire l'économie d'une étude approfondie des acteurs mobilisés, de leur fonction dans le PAC, de leurs caractéristiques, et de leur influence sur l'organisation et le déroulement de celui-ci.

2.1. Fonctions et rôles des acteurs dans le PAC

Nous avons identifié dans le PAC trois étapes essentielles à l'élaboration d'une connaissance des répartitions. Chacune de ces étapes correspond à des fonctions (collecte, traitement, sélection et utilisation), portées par un ou plusieurs acteurs aux rôles bien définis,

que sont le prospecteur, le coordinateur, le gestionnaire des données et le décideur (Figure 33). Selon la théorie des rôles de Mintzberg, l'information aurait une fonction de conducteur du positionnement des acteurs (Chanlat, 1990). L'analyse de cette construction de l'information passerait donc par celles des acteurs occupant une position précise dans ces différentes étapes.

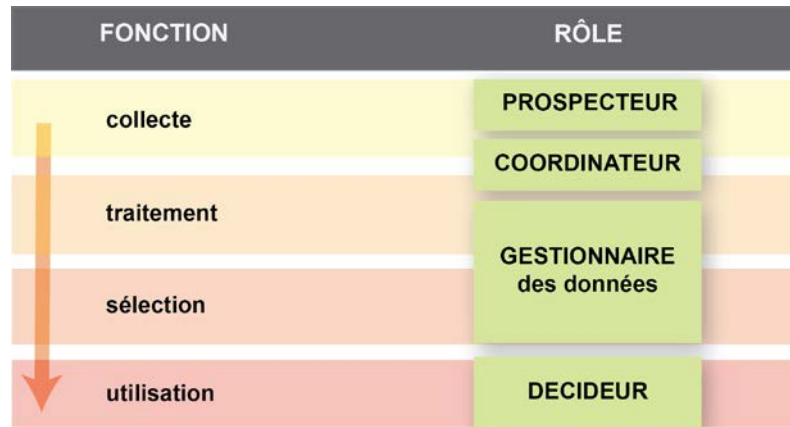


Figure 33 Fonctions et rôles associés aux acteurs du PAC (C. Dunesme, 2015)

✓ *Le rôle du prospecteur dans le PAC*

Le prospecteur est un acteur ayant pour mission de collecter l'information sur le terrain. Cette collecte pouvant être effectuée par observation directe (contact) ou indirecte (recherche d'indice) de l'espèce recherchée. Sa mission de terrain est en général définie par la méthodologie déployée dans le PAC, qui précise le temps passé à l'observation, les déplacements à effectuer, la localisation du lieu d'enquête, et la manière de collecter les informations de présence de l'espèce (prélèvement d'échantillon de poils, comptage visuel, etc.).

Le prospecteur est l'élément indispensable à l'existence d'un PAC, et constitue ainsi le premier échelon de la construction et de la transmission d'information.

✓ *Le rôle de coordinateur*

La fonction de coordination d'un acteur est liée au nombre de prospecteurs mobilisés. Plus celui-ci sera élevé et plus cette fonction sera nécessaire au bon déroulement de l'enquête. Elle permet de répartir les collecteurs de terrain pour éviter la multiplication des mêmes zones

parcourues, ou au contraire l'absence de prospection sur certaines zones. Les effets de densité des populations humaines, notamment dans les agglomérations, pourraient entraîner, sans cet effet de coordination, une suraccumulation de données dans et à proximité de ces zones. Cette situation est ainsi observable dans la carte ci-dessous présentant les pressions d'observations sur le département des Pyrénées-Atlantiques⁹², et qui montre que la proximité aux agglomérations se traduit par des observations plus élevées (en temps).

⁹² Pressions d'observation relevées grâce à la base de données en ligne Faune-Aquitaine concernant l'Atlas des oiseaux nicheurs. Ici les observations sont libres et non cadrées par un protocole d'enquête, ce qui explique en partie cette grande diversité des pressions d'observations.

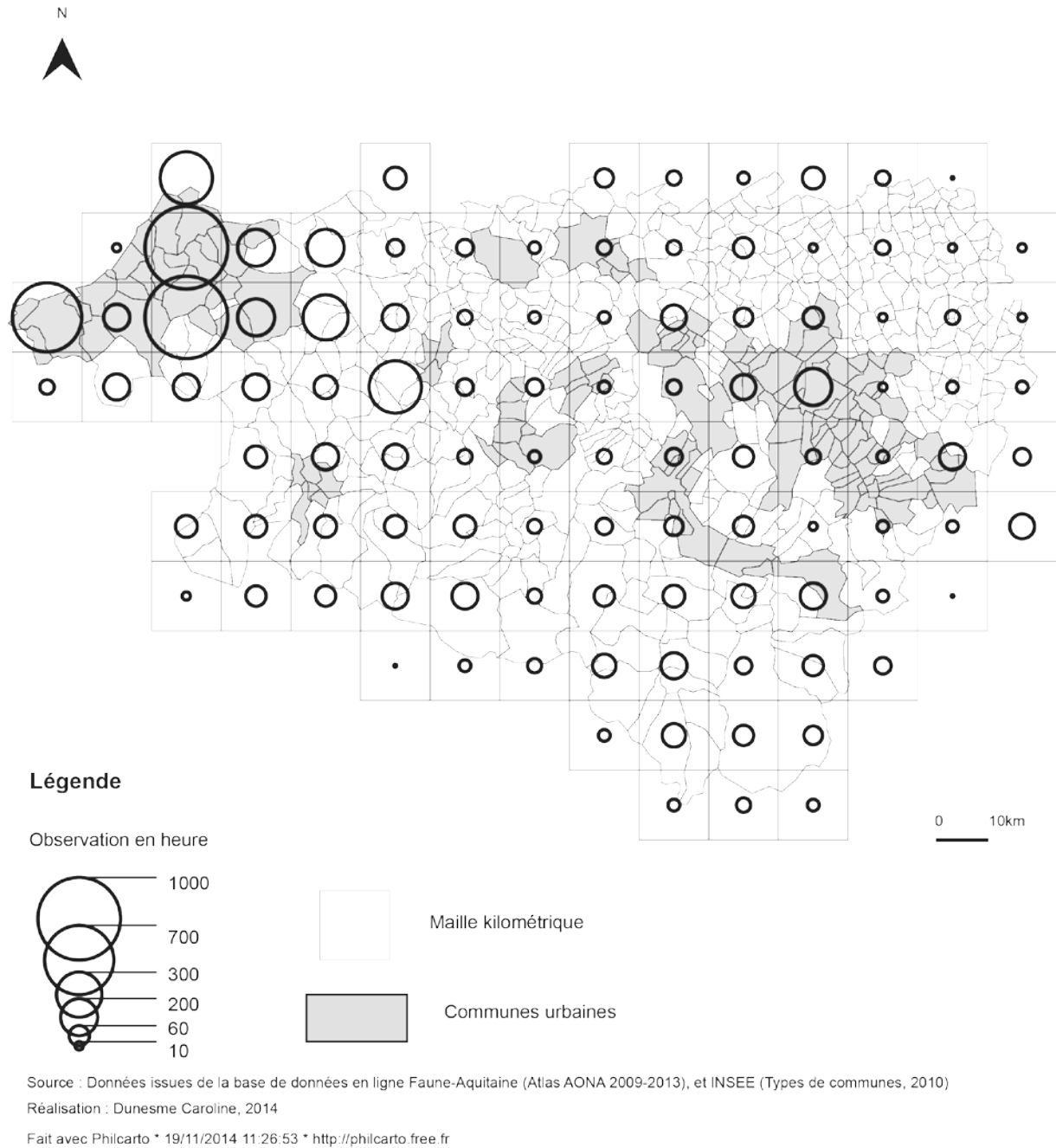


Figure 34 Localisation des pressions d'observation dans le cadre de la réalisation de l'atlas des oiseaux nicheurs, en fonction des unités urbaines des Pyrénées-Atlantiques (C. Dunesme, 2014)

L'acteur coordinateur permet ainsi d'homogénéiser la recherche de données. Il est également celui qui va garantir une mobilisation constante des collecteurs, pour garantir une même pression d'observation dans le temps, en « motivant les troupes ». L'acteur « coordinateur » est donc un gestionnaire du social, il se rapproche ainsi du rôle du

« gestionnaire de données », en contrôlant « *la production du social en milieu organisé* » (Craipeau, et al., 2007).

Dans le cadre du DAC Loutre on peut observer deux types de coordinateurs, la coordinatrice nationale rattachée à la SFEPM, et les coordinateurs locaux des associations régionales mobilisées par les DREAL, comme le présente ainsi le modèle 3 de la Figure 35 (page 154). Dans certains cas le coordinateur régional n'est pas nécessaire, et un coordinateur national assure seul sa fonction (modèle 2).

✓ *Le gestionnaire des données*

Le « gestionnaire des données » est celui qui va traiter les données de terrain (passage de la donnée brute à une donnée relative), les synthétiser et ensuite effectuer une sélection de ces données traitées pour les diffuser auprès des « décideurs ». Reprenons le cas de la Loutre. Le gestionnaire va récupérer auprès du coordinateur, ou des prospecteurs directement, un ensemble de données de présence par mailles kilométriques, souvent transmises sous la forme de fiches de synthèse complétées sur le terrain. Ces fiches contiennent donc, en amont de la collecte, les catégories de données qui intéressent le gestionnaire. Ces données répondent au protocole qui a déterminé la période de collecte, la durée de prospection, la zone d'étude ou encore le type d'habitat. Or dans les fiches récoltées, certaines peuvent être mal remplies (l'observateur s'est trompé sur le type d'habitat où il a découvert l'indice par exemple), remplies insuffisamment (des catégories d'informations manquent), ou bien complétées par le collecteur. Selon les cas, le gestionnaire devra « trier » les données. Il pourra ainsi décider de ne pas garder les données douteuses, ou d'en garder quelques-unes dont le caractère incertain se trouvera ensuite atténué par la masse d'informations récoltées. Les données informeront d'abord de la présence de l'espèce dans la maille prospectée, grâce aux indices récoltés. Elles seront ensuite compilées, pour dessiner l'aire de répartition potentielle de l'espèce. Le gestionnaire pourra également faire appel à des méthodes relevant de l'écologie pour voir si une corrélation existe entre l'abondance de l'espèce et certains types d'habitat par exemple.

✓ *Le rôle du décideur*

Le « décideur » dispose, quant à lui, de la fonction de décision en ce qui concerne l'utilisation de la donnée transformée par le gestionnaire. On peut en distinguer deux

catégories : les acteurs politiques (président, ministres, préfets) qui vont s'appuyer sur les résultats du PAC pour agir, et les porteurs du projet PAC, c'est-à-dire ceux qui en amont ont pris la décision de lancer la démarche. Dans le cas de la Loutre, les décideurs sont ceux qui appartiennent au comité de pilotage, composé à la fois des DREAL et des différents partenaires qui ont pris part au DAC (associations, établissements publics etc.). Quant à la SFPEM, c'est la structure porteuse du projet au niveau national.

✓ *Multiplication des acteurs et de leurs fonctions dans le DAC*

Selon l'échelle d'intervention du DAC, et donc la multiplication des PAC, de nombreux acteurs peuvent se retrouver à partager les mêmes rôles. Par exemple dans le cas du PNA Loutre, chaque région possède son propre PAC. Donc dans chaque région on pourra retrouver un coordinateur régional, un gestionnaire et des prospecteurs.

A cette multiplication des rôles, on peut également retrouver une multiplication des fonctions des acteurs des PAC. Un acteur « coordinateur » pourra ainsi devenir « prospecteur » s'il n'en trouve pas sur sa zone géographique d'étude, ou s'il lui manque des informations que seul lui pourra récupérer. Par exemple, si le coordinateur dans le cadre d'un PAC de la Loutre, ne trouve pas de bénévoles pour aller prospecter une maille, il pourra décider d'aller lui-même sur les lieux pour récupérer l'information. Dans la Figure 35 ci-dessous, les modèles 1 et 3 présentent cette situation, dans laquelle le manque de prospection sur un secteur, faute de prospecteur bénévole, se traduit par une intervention du coordinateur, qui devient alors à son tour un prospecteur.

Dans le cadre des PNA, comme celui de la Loutre, le positionnement des acteurs au sein du PAC est en partie conditionné par le caractère public de l'action. Ce qui se traduit par une présence forte des acteurs publics, notamment en position de « décideur ». Pourtant ceux-ci travaillent également en coopération avec le milieu associatif, mais aussi certains bureaux d'études, pour accomplir certaines tâches. L'acteur associatif est à la fois « prospecteur », lorsqu'il est bénévole, et « décideur », en tant que porteur du projet (SFPEM). Leur positionnement dans le PAC, en lien avec les fonctions exercées, répond, certes, à des logiques d'ordre scalaire (du Ministère déléguant aux régions), mais aussi, et bien plus certainement, à une typologie de ceux-ci, fondée sur leurs catégories d'appartenance (privé, public ou associatif) ou à des degrés de compétences. En effet on peut estimer que le

gestionnaire des données aura des compétences en biostatistique que n'aura pas le prospecteur de terrain ou le décideur, par exemple.

Plusieurs facteurs peuvent donc intervenir dans la multiplication des rôles des acteurs dans le PAC, ils sont liés à l'échelle d'application du DAC, des catégories d'appartenance des acteurs, et leurs compétences.

Le processus d'acquisition de connaissance, bien que partiellement commandé par la nature des espèces étudiées, et les méthodes employées pour le faire, est donc largement conditionné par les systèmes acteurs présents dans les territoires où s'inscrit l'aire de répartition de l'espèce.

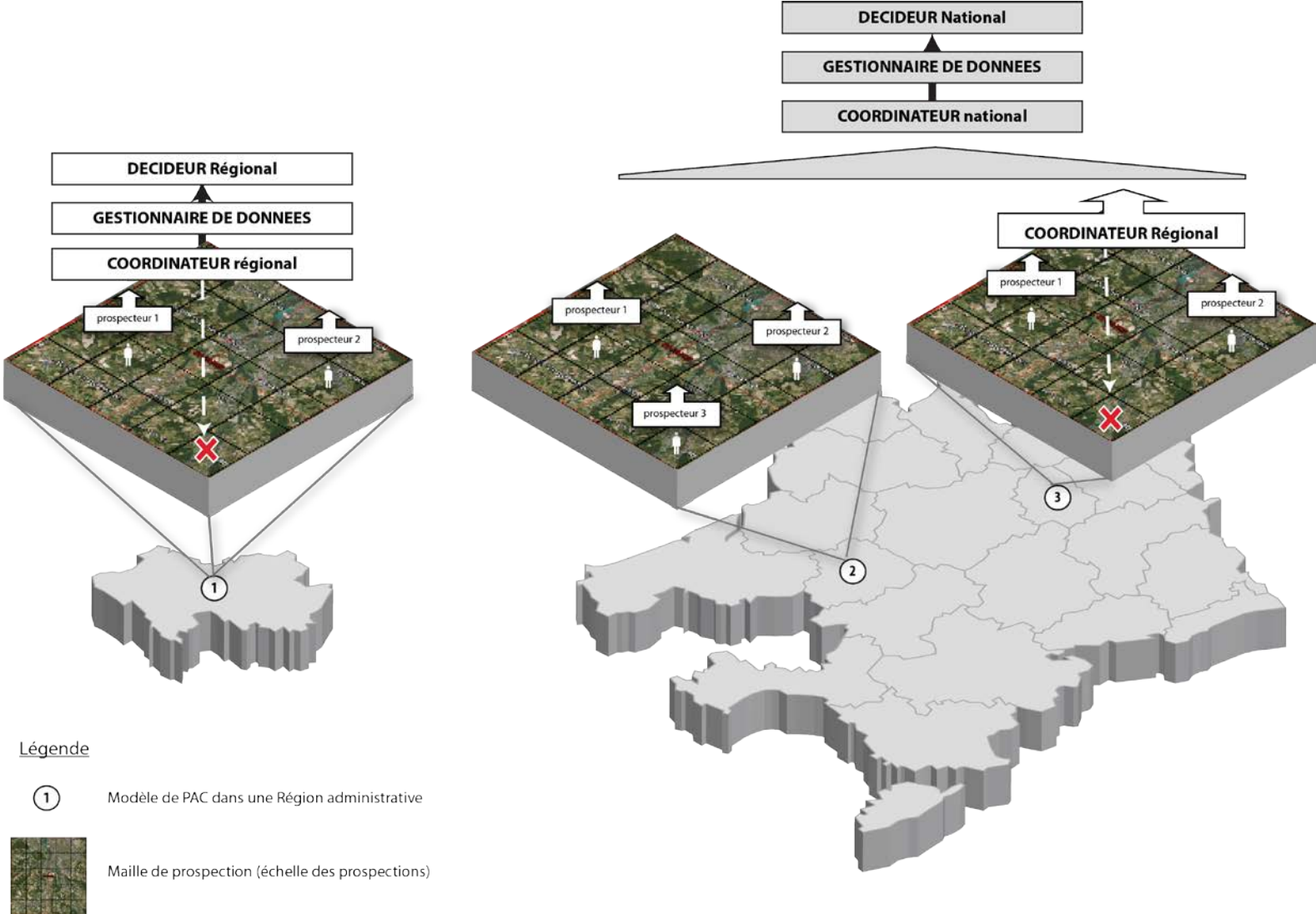


Figure 35 Rôle des acteurs dans les DAC/PAC de portée régionale ou nationale (C. Dunesme, 2016)

2.2. La typologie des acteurs

Le DAC de la Loutre a mis en lumière l'existence de plusieurs types d'acteurs mobilisés, à différentes étapes de l'élaboration de la connaissance. La liberté accordée aux DREALs à la forme de mobilisation par le PAC, laissent sous-entendre que les démarches d'acquisition de connaissance peuvent adopter des modalités inégales entre régions, en raison par exemple des nombreuses contraintes que connaissent certaines d'entre elles (nombreux PNA à gérer) ou en raison des ressources inégalement distribuées entre territoires (financières, techniques ou humaines). Ces différences pourront se traduire dans la mobilisation de certains types d'acteurs et leur organisation. Nous tâcherons donc dans les deux prochaines sous-parties d'analyser à la fois les différentes catégories d'acteurs pouvant intervenir dans un PAC, par exemple s'ils sont rattachés à la sphère publique ou associative, leur type (professionnel ou bénévole), et enfin leur niveau de compétences et de savoir⁹³, qui distingue les amateurs des experts.

2.2.1. Les catégories d'acteurs principaux des DAC et des PAC: le public et l'associatif

2.2.1.1. Les acteurs publics

Les acteurs publics assurent des missions en faveur d'une collectivité publique, de l'international au local (Pech, 2008). Selon les missions, l'Etat et ses administrations peuvent déléguer certaines actions à des entités, comme les établissements publics.

✓ L'Etat et ses administrations publiques

Au sein du gouvernement, le Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la mer, met en place la politique en faveur de l'environnement, dans laquelle s'inscrit la protection de la Biodiversité (Barbara Pompili, secrétaire d'Etat chargée de la biodiversité) et des espèces animales menacées. Par exemple cette politique prend ainsi en charge l'application des

⁹³ Pour la définition de compétence voir l'introduction du chapitre. Selon Boudreault (2002), le savoir représente « l'ensemble des informations (concepts) liées aux pratiques, aux tâches, aux situations, aux circonstances et aux événements d'une profession ». Selon ce même auteur, une personne compétente est une personne sachant mobiliser les ressources nécessaires (son savoir par exemple) dans le but d'adapter ses pratiques dans un contexte singulier.

Directives européennes sur le territoire, donc les Directives Habitat et Oiseaux. Le Ministère est accompagné par le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD) qui le conseille, prépare les audits et inspecte les services placés sous l'autorité des ministres. Le CGEDD représente finalement en France la plus haute autorité d'expertise à visée politique⁹⁴, tandis que le Conseil scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité (CSPNB) représente la plus haute autorité d'expertise scientifique⁹⁵. Au niveau des territoires, l'Etat est présent à travers les services régionaux et interrégionaux (DREAL), qui mettent en œuvre les politiques de développement durable ainsi que les engagements du Grenelle, et par les services départementaux et inter-départementaux (DDT), relais des DREAL.

✓ *Les établissements publics français et leurs rôles dans les démarches de conservation*

Plusieurs établissements publics viennent compléter le potentiel d'actions des services ministériels. Ils ont une mission d'intérêt général et sont sous la tutelle de la collectivité publique dont ils dépendent (Etat, Région etc.). Ils sont soumis à trois principes⁹⁶ : un principe d'autonomie (personnalité morale et budget propre), un rattachement à un niveau d'administration, et une spécialité.

En France certains établissements publics⁹⁷ sont impliqués dans la conservation de la Biodiversité, comme le Museum d'histoire naturelle (MNHN) par une approche liée à la connaissance et à la recherche (cinq missions clés que sont la recherche, les collections, l'enseignement, l'expertise et la diffusion), comme l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) par la gestion de la faune sauvage, comme l'ONEMA par la gestion de l'eau et des milieux aquatiques, comme l'Office national des forêts (ONF) par la gestion

⁹⁴ Il a réalisé en mars 2014 un document concernant les PNA « Les plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées » à la demande du MEDDE

⁹⁵ « Le CSPNB émet des avis scientifiques destinés à éclairer les choix politiques, à la demande du ministre chargé de l'Ecologie » <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Le-conseil-scientifique-du,15002.html> consulté le 27/07/2015

⁹⁶ Site vie publique : <http://www.vie-publique.fr/decouverte-institutions/institutions/administration/organisation/structures-administratives/qu-est-ce-qu-etablissement-public.html> consulté le 27/07/2015

⁹⁷ On peut identifier deux types d'établissements publics : les établissements publics administratifs (EPA) qui relèvent du droit public comme l'ONCFS, et les établissements publics à caractère industriel et commercial (EPIC) qui sont régis par le droit privé, comme l'ONF. D'autres EP existent également, comme les établissements publics à caractère scientifique, culturel et professionnel qui bénéficient d'une grande autonomie et de la personnalité morale, c'est le cas du MNHN, ou encore les établissements publics à caractère scientifique et technologique rattachés soit aux EPA soit aux EPIC comme l'INRA.

des milieux forestiers, ou comme les différents Parc nationaux du territoire par la protection des espaces naturels et de leur faune et flore.

Certaines structures publiques sont ainsi dotées de financements dédiés aux inventaires et suivis de la faune, ou à la gestion de certains sites. Ils emploient plusieurs salariés pour effectuer ces missions. Mais leurs compétences sont souvent limitées à quelques éléments de la Biodiversité, selon les objectifs premiers de l'institution. Ainsi si l'ONCFS se charge de certains suivis faunistiques, notamment à travers ses centres nationaux d'études et de recherche appliquée (CNERA), il se concentre principalement sur la faune gibier, avec des programmes de suivis⁹⁸ sur les ongulés sauvages, l'avifaune migratrice, ou les galliformes de montagnes par exemple. L'ONF est un organisme gestionnaire, qui ne dispose pas de missions de suivis de la faune. La problématique de la biodiversité est donc comprise dans sa mission de gestion des forêts, mais sans qu'aucune tâche explicite d'acquisition de connaissances nouvelles sur le sujet, par des programmes de recherche, ne soit explicitement formulée⁹⁹. Contrairement à l'ONF, l'ONEMA a une mission de connaissance et de surveillance des milieux aquatiques, mais son domaine d'intervention ne concerne que ce seul milieu naturel. Quant au MNHN, il gère l'une des plus grandes bases de données naturalistes en France avec l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN), en regroupant les diverses sources d'informations disponibles sur le territoire. Il propose également des expertises scientifiques, mobilisant les compétences de ses chercheurs, ainsi que des informations ou protocoles d'évaluation. Cependant il n'est pas en charge de la collecte sur le terrain des données sur les espèces ni de leur suivi. Il dépend donc largement des acteurs territoriaux (services de l'Etat, associations naturalistes) pour accomplir sa mission. Malgré la diversité des acteurs institutionnels qui s'en préoccupent, une grande partie de la biodiversité reste « libre » de connaissance. Cet « espace de liberté » explique ainsi l'émergence, et la mobilisation accrue des associations et des amateurs dans l'acquisition d'informations sur la biodiversité, qui viennent finalement « combler les niches vacantes » laissées par l'Etat et ses institutions (Dupre, et al., 2007).

⁹⁸ Cinq CNERA se répartissent les études sur l'avifaune migratrice, les cervidés et sangliers, la faune de montagne, la petite faune sédentaire de plaine et les prédateurs et animaux déprédateurs. Site de l'ONCFS : <http://www.oncfs.gouv.fr/Thematiques-des-etudes-et-recherches-ONCFS-ru446> consulté le 07/07/2015

⁹⁹ On peut cependant noter que certains agents ONF ont la possibilité d'intégrer les réseaux naturalistes ONF comme le réseau avifaune, qui organise des études sur les oiseaux de forêt. Une vingtaine de jours est alors accordée à ces agents pour participer aux études de terrain (com. pers. Acteur B)

2.2.1.2. *Les associations de protection de la Nature*

Les associations, définies par la loi du 1^{er} juillet 1901 comme une « *convention par laquelle deux ou plusieurs personnes mettent en commun, d'une façon permanente, leurs connaissances ou leurs activités dans un but autre que de partager des bénéfices* », présentent des profils très variés. Lascoumes (2012) identifie ainsi en France trois grands courants qui ont influencé le mouvement associatif. Le premier est relatif à l'émergence des sociétés savantes au XIX^{ème} siècle. Le deuxième fait référence aux associations locales visant la protection de sites naturels spectaculaires (ex du Club Alpin Français « CAF »), ou de sites plus « anodins » mais sujets à des projets d'aménagements menaçant le milieu (ex Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature dans le Sud-Ouest, « SEPANSO »). Enfin le troisième, émerge dans les années 70 avec la création d'associations concernées par les risques technologiques et industriels. L'identité de nombreuses associations se sont donc façonnées dans ces courants de pensée et d'actions. La présence de spécialistes « chevronnés », souvent identifiés pour leur savoir (scientifique universitaire par exemple), leur permet de bénéficier d'une aura auprès des bénévoles, mais également d'un respect des autorités publiques (Micoud, 2001). Elle est aussi synonyme, pour certaines de ces associations, de conflits avec les autorités publiques, en raison parfois de la ferveur de leur revendication.

✓ *Les relations entre acteurs publics et associatifs*

Aujourd'hui ces deux types d'acteurs se partagent un même champ d'intervention, celui de l'acquisition des connaissances sur la biodiversité, et viennent à travailler en coopération ou en concurrence. Comme le précise ainsi Bérard et al (2005) « *les associations, très actives sur le terrain, entretiennent des relations parfois difficiles avec le monde institutionnel. Animées par des bénévoles, elles ne disposent pour seuls moyens que des bras et des idées de leurs adhérents, qui regrettent souvent de ne pas être davantage aidés, même si dans certains cas les collectivités locales ou les fondations d'entreprises privées apportent une contribution non négligeable* ». Celles-ci ne disposent donc parfois que de moyens financiers très faibles lorsqu'elles ne sont pas aidées par les collectivités ou entreprises. Elles font donc appel aux réseaux de bénévoles pour accomplir les tâches d'inventaires par exemple, alors que les mêmes fonctions sont rémunérées lorsqu'elles sont remplies par des agents des services publics. Ce réseau de bénévoles souffre cependant d'une répartition très

inégaie des individus (à la fois sur le territoire national, et entre ville et campagne), ainsi que d'un risque permanent de fluctuation des mobilisations dans le temps (motivation et découragement selon les envies, les conditions météorologiques, le charisme des espèces suivies etc.). À cette force mobilisable en nombre mais aléatoire, les associations associent, dès que leurs finances le permettent, des salariés.

✓ *Le salariat associatif*

La professionnalisation des bénévoles associatifs s'est progressivement accrue depuis les années 90 dans la filière environnementale, au point qu'en 2006, les associations bénéficiant du statut d'employeur, donc d'au moins un salarié, représentaient 10% des associations de protection de la nature (Flahaut, et al., 2010; Dussuet, et al., 2010). Une étude réalisée par l'ANACT et les Fédérations nationales des associations de nature et d'environnement (FNE), en 2006, dresse un portrait des salariés dominants dans ces associations (Flahaut, et al., 2010). La mise en place du dispositif « Nouveaux-services emplois jeunes » a favorisé l'embauche des jeunes salariés. 45% d'entre eux ont ainsi moins de 30 ans et sont très qualifiés (50% disposent d'un niveau bac+3 et plus) en comparaison du niveau d'emploi occupé. Dussuet et al (2010) expliquent ainsi que « *Si l'emploi se développe si tardivement dans ce secteur, c'est qu'il ne constitue qu'une conséquence de l'évolution des structures, un moyen rationnel de mener à bien les missions environnementales qu'elles se donnent ; en même temps, l'emploi est une condition de la poursuite du développement de l'activité, face à une population bénévole stabilisée mais ne progressant plus* ».

En effet depuis la loi de 1976, les associations sont fortement impliquées dans les mécanismes de l'action publique (Lascoumes, 1994; Alphandéry, et al., 2011). Les partenariats avec les acteurs institutionnels se multiplient, comme le montre par exemple le nombre de PNA reposant sur l'implication des associations naturalistes¹⁰⁰. Celles-ci peuvent mobiliser leur réseau de bénévoles pour répondre à certaines missions, mais leurs salariés permettent souvent de mener à bien certains projets lorsque les compétences des bénévoles ne suffisent pas, lorsque la réglementation limite leur mobilisation, ou que les conditions de

¹⁰⁰ Par exemple pour le PNA du Rôle des genêts 2013-2018, les travaux de la LPO ont permis de parfaire la connaissance de l'espèce et de fournir les informations qui ont servi de support à la mise en place des actions préconisées. La LPO est ainsi coordinatrice du plan d'actions de 2005 à 2009 (Hennique, et al., 2013). On peut également noter que tous les PNA concernant les reptiles et les amphibiens impliquent l'intervention du monde associatif.

travail ne correspondent pas à la définition de l'action bénévole (charge horaire, déplacement récurrent et éloigné du domicile, etc.) (Dussuet, et al., 2010).

2.2.1.3. *Les autres acteurs des PAC*

Ainsi les acteurs publics et les acteurs associatifs sont de loin les plus représentés dans les PAC sur les espèces animales. Ils sont à la fois présents dans les fonctions de décideur, de gestionnaire et de collecteur, contrairement aux autres types d'acteurs, comme ceux du secteur privé, qui ne participent généralement qu'aux phases de collecte et de traitement de l'information. Ce secteur est avant tout représenté par les bureaux d'études qui répondent aux appels d'offre lancés par les collectivités, ou l'Etat. Dans le rôle des prospecteurs, on peut également trouver des bénévoles indépendants (Dupre, et al., 2007), qui ne sont pas rattachés à des structures de type associative, mais participent quand même aux démarches de connaissance.

La professionnalisation récente des associations naturalistes, a développé une certaine concurrence avec les bureaux d'études (Alphandéry, et al., 2011). Cette concurrence s'est d'autant plus accrue que chacune de ces structures est aujourd'hui capable de proposer une expertise reconnue par les acteurs publics. Or si les bureaux d'études peuvent concurrencer les acteurs associatifs sur les fonctions de prospecteurs ou de gestionnaire des données, ces derniers peuvent intervenir dans la création de projet, et donc occuper des fonctions de décideurs. Leur marge de liberté¹⁰¹ semble donc un peu plus grande que ne le serait celle des bureaux d'étude, en raison de leur capacité à occuper plusieurs rôles dans le PAC (prosecteurs, gestionnaires et décideurs).

La professionnalisation récente des acteurs associatifs entraîne une nouvelle concurrence émergente sur le marché des appels à projets concernant la connaissance des espèces. L'expertise mobilisée par les acteurs associatifs comme celle des bureaux d'étude est équivalente en termes de qualité (on peut aussi bien trouver des acteurs compétents dans les deux milieux). Le problème réside d'avantage pour les associations, dans la garantie d'un

¹⁰¹ Selon Crozier et Friedberg (1977), un acteur évolue dans sa marge de liberté lorsqu'il « se saisit des opportunités qui s'offrent à lui dans le cadre des contraintes qui sont les siennes (...) », et pour notamment sortir de son « rôle » en transformant les fonctions qui lui ont été attribuées.

personnel suffisant en termes d'effectifs pour assurer les missions proposées par les acteurs publics, notamment parce que nombre d'entre elles possède encore une forte proportion de bénévoles, dont il n'est pas toujours facile d'évaluer le niveau de compétences. Ce statut de « non professionnel » éloigne l'individu d'un cadre du travail, valorisant une certaine expérience et garantissant le développement de compétence, autour d'un seuil minimal acceptable et utile. En dehors de ce cadre professionnel, se développe le domaine d'une cognition (compris comme un processus d'acquisition de connaissance), formée et alimentée par l'individu lui-même, dans ses passions, qui y fixera ses propres seuils d'acceptabilité de sa connaissance (« je juge que j'ai acquis suffisamment de connaissance sur telle espèce qui me plaît, pour pouvoir l'observer »).

2.2.2. Le niveau de compétences et de savoir d'un acteur : de l'amateur à l'expert

La notoriété de certaines associations, et leur mobilisation par les autorités publiques, reposent principalement sur les compétences et le savoir détenus par quelques individus de l'association. Selon ce degré de compétences et de savoirs, peuvent être distingués trois types d'individus selon Dupré et Micoud (2007) : les « amateurs du dimanche », les « amateurs éclairés » et les experts. Cette étude, ainsi que les travaux de Matagne (1999), Lascoumes (2002), Charvolin (2009), Lelebina et Sardas (2011) permettent de discuter des fondements de cette distinction.

2.2.2.1. De l'amateur du dimanche à l'amateur éclairé

Si dans le langage courant, le terme « amateur » renvoie à des individus dont l'activité, non rémunérée, est fondée sur la passion plus que sur la compétence (dans le domaine du sport par exemple), dans le champ naturaliste, l'idée « d'amateurisme », signifiant une maîtrise d'un objet imparfaite et incomplète, est aujourd'hui relativement critiquée (Dupre, et al., 2007; Charvolin, 2009). Dans de nombreux écrits, l'amateur et le bénévole sont souvent deux statuts confondus, et le terme « amateur » remplace bien souvent celui de « bénévole » (Rémy, 1995; Matagne, 1999; Dupre, et al., 2007; Charvolin, 2009). L'opposition entre « amateur » et « professionnel » est donc systématique, admettant ainsi que le professionnel dispose de plus de compétences et connaissances. Pourtant ce parallèle apparemment légitime

se révèle souvent trompeur. En effet, l'implication constante des bénévoles dans la science de la conservation, dans la récolte d'information sur le terrain, et l'écriture parfois scientifique de rapports d'observations, rend la frontière entre le bénévole jugé amateur et le professionnel jugé expert, beaucoup plus floue. De plus, les savoirs « profanes », souvent fondés sur des passions, sur l'expérience de terrain, et le sens commun ou l'expérience du quotidien (d'une « grandeur domestique » comme le présente Dupré et Micoud, 2007) viennent concurrencer la place prédominante des savoirs scientifiques et académiques dans l'élaboration d'une connaissance plus vaste sur la nature. Matagne (1999) propose ainsi une définition fondée sur la diffusion de l'information, caractérisant l'amateur comme celui « *qui vulgarise une science qu'il ne pratique pas ou pratique seulement comme un loisir* ». Cette vulgarisation scientifique rendrait la distinction difficile entre l'amateur « classique » et un groupe de « gens éclairés » formant « *le lectorat des journaux, des périodiques et des romans à caractère plus ou moins scientifique, des livres de science vulgarisée (...)* *Vulgariser peut devenir alors une profession* » (Matagne, 1999).

L'évolution de la science participative n'est pas sans impact sur l'hétérogénéisation croissante du niveau de compétences au sein des amateurs. L'appel progressif de la science à la mobilisation des bénévoles pour la connaissance d'une nature « ordinaire », a participé à la modification de la définition actuelle de ce statut. La palette de leur profil s'est ainsi considérablement enrichie. Dupré et Micoud (2007) définissent ainsi l'amateur comme « *un citoyen ordinaire doté de compétences naturalistes qu'il développe et met au service d'une cause publique hors cadre professionnel, le plus souvent au sein d'une association* » (Dupré, et al., 2007). Une distinction, fondée sur le degré de compétence, peut par contre distinguer deux catégories en son sein : « l'amateur éclairé », et « l'amateur du dimanche ».

L'amateur du dimanche se distingue par une expérience limitée, une pratique irrégulière et un savoir contesté par ses pairs. Quant à l'amateur éclairé, il se caractérise par un ancrage territorial marqué, ou une spécialisation pour certaines espèces ou groupes d'espèces (l'ornithologue, le mammologiste, l'entomologiste etc.). Certains « personnages » parmi ces amateurs éclairés, peuvent ainsi ressortir du « lot », par leurs compétences, leur personnalité, leur ancrage territorial, ou dans un mouvement associatif, par l'importance de leur réseau social. Ils sont alors identifiés comme des personnes clés sur le terrain, pour intervenir sur l'identification d'une espèce difficile par exemple, ainsi que dans le domaine de la science, en apportant leur contribution dans certains articles par exemple.

Selon Dupré et Micoud (2007), ces amateurs éclairés constitueraient le plus gros des effectifs des bénévoles des petites associations locales, fondées sur le modèle des anciennes sociétés savantes, apparues majoritairement dans le courant du XIX^{ème} siècle (exemple des Sociétés linnéennes).

Contrairement à Dupré et Micoud (2007) qui définissent l'amateur dans un cadre hors professionnel, nous distinguons dans cette étude les catégories « d'amateur du dimanche » et « d'amateur éclairé » comme des niveaux de savoir et de compétences. Ainsi ces niveaux peuvent s'appliquer dans le cadre du bénévolat, tout comme dans le cadre professionnel, qu'il soit d'ordre public, privé ou associatif. Nous pensons en effet que le statut de professionnel ne garantit que partiellement le niveau de compétences et de savoir d'un acteur, qu'il aura acquis sur un domaine large ou une spécialité, lui fournissant l'aval de son employeur, mais qu'en dehors de ce cadre professionnel, son savoir peut être limité. Un professionnel de l'environnement ne sera donc jamais « amateur du dimanche », en raison d'une base de connaissance suffisante propre à son métier, mais que son « expertise » n'est pas non plus garantie (il peut donc être « amateur éclairé »). Avant de donner un exemple de cette situation, nous présenterons le statut d'expert comme dernier niveaux de connaissance et compétence, pour permettre d'effectuer la comparaison plus aisément.

2.2.2.2. *L'expert*

Les définitions relatives à l'expert et à l'expertise dans la bibliographie sont très nombreuses. Les travaux de Callon et al (1992), de Lascoumes (2002) et de Lelebina et Sardas (2011), et les actes du colloque de 1989 « *Les experts sont formels, controverses scientifiques et décisions politiques dans le domaine de l'environnement* » (Theys, et al., 1992), nous permettent de préciser ce que pourrait être un « expert » dans le cadre des démarches de conservation des espèces.

✓ *Les caractéristiques de l'acteur expert*

Selon Lascoumes (2002), l'expert est avant tout un individu qui détient un savoir particulier dans un milieu professionnel. Ce savoir lui a permis d'être identifié par les autres professionnels comme un « spécialiste » (par exemple un ornithologue ou entomologiste). A

ce savoir s'ajoutent des qualités dites professionnelles, liées à la fois à des traits personnels (passion, motivation, acuité auditive et visuelle etc.), et à son apprentissage d'une pratique nécessitant des compétences particulières (par exemple le baguage des oiseaux).

Son savoir, ses traits personnels et son expérience, font de lui un acteur reconnu par le milieu politique, et jugé légitime dans la résolution de problèmes (Callon, et al., 1992; Lelebina, et al., 2011). Ces caractéristiques lui permettent de proposer les meilleures solutions en réponse aux attentes des acteurs sociopolitiques (il est performant), notamment en réduisant la part d'incertitudes scientifiques (Funtowicz, et al., 1992). Il définit les risques¹⁰² acceptables par la société, et représente ainsi un « capital de confiance » pour l'opinion publique (Funtowicz, et al., 1992; Gambardella, 2014).

✓ *Exemple d'un acteur expert*

Pour illustrer cette reconnaissance de l'acteur expert, nous pouvons prendre l'exemple de Jean-Jacques Camarra, actuellement salarié de l'ONCFS. Celui-ci est un passionné d'ours depuis sa jeunesse. Biologiste de formation, il développe entre 1978 et 1983 un ensemble de méthodes pour suivre l'Ours brun dans les Pyrénées, en se formant notamment à l'étranger (en Amérique du Nord, où les études sur les ours sont les plus avancées), et en travaillant de façon indépendante et en synergie avec les agents du PNP et du FIEP¹⁰³. Intégré à l'ONCFS, il se verra confier en 1983 la coordination du Réseau Ours Brun¹⁰⁴ (Estrosi, et al., 2003). Reconnu pour ses connaissances (plus d'une vingtaine d'écrits scientifiques sur l'espèce), pour ses compétences (il a mis au point les méthodes actuelles de suivis), son expérience de terrain (il a effectué plusieurs séjours, seul, en montagne pour suivre les individus), il est devenu « le spécialiste » des ours dans les Pyrénées. Ci-dessous la Figure 36 reprend ces différents points tirés de la bibliographie.

¹⁰² Selon Agumya et Hunter (1999), « risk is an abstract parameter for representing the impact of adverse events or actions about which there is no certainty (Thomson 1987) »

¹⁰³ Bibliographie synthétique disponible sur le site de Babelio : <http://www.babelio.com/auteur/Jean-Jacques-Camarra/265873> consulté le 22/12/2015

¹⁰⁴ Informations sur le réseau Ours Brun, site de l'ONCFS : <http://www.oncfs.gouv.fr/Le-Reseau-Ours-Brun-ROB-download102> consulté le 22/12/2015

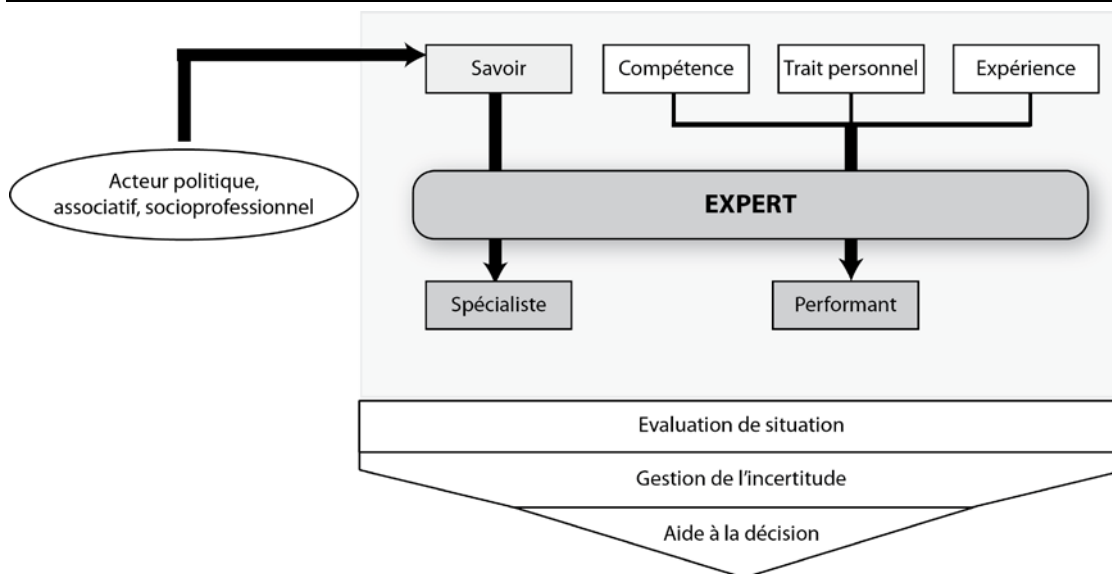


Figure 36 Les caractéristiques de l'expert et ses fonctions selon la bibliographie mentionnée (C. Dunesme, 2015)

✓ *La place de l'expertise : de la structure à l'individu*

Dans le domaine de la conservation des espèces, nous pouvons retrouver ces experts dans plusieurs types de structures. Les établissements publics sont ainsi reconnus comme des organismes détenant un niveau d'expertise élevé par l'Etat et ses administrations, comme l'ONCFS dans la gestion de la faune sauvage (Poly, et al., 2015), ou encore le MNHN dans son expertise scientifique.

Cette expertise peut être le propre d'un organisme, comme l'UICN dans le domaine de la conservation, ou de quelques individus d'un organisme. L'UICN comprend ainsi plusieurs groupes de spécialistes¹⁰⁵, travaillant sur des classes d'espèces (oiseau, mammifère etc.), au sein desquels certains membres sont experts d'un groupe d'espèce (les petits carnivores, les éléphants africains etc.). Quant aux experts du monde associatif, ils viennent compléter le savoir académique, et travaillent en collaboration avec les instances politiques aux différents échelons du territoire (Lochard, et al., 2010).

Si certains organismes sont reconnus dans leur expertise, tous leurs membres ne sont pas forcément experts. Ainsi selon le degré de formation, l'expérience, les goûts de l'individu, des différences seront notables entre certains acteurs d'une même structure. Par exemple entre

¹⁰⁵ Les "specialist groups" permettent d'évaluer le statut de conservation des espèces pour lesquelles ils sont spécialistes. Site de l'UICN : [http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/who we are/ssc specialist groups and red list authorities directory/](http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/who_we_are/ssc_specialist_groups_and_red_list_authorities_directory/) consulté le 22/12/15

agents du secteur public, certains seront jugés experts par leurs collègues ou l'administration, et d'autres agents seront jugés simplement comme des amateurs éclairés. Ainsi dans l'ONCFS, les agents ont de nombreuses missions, liées à des domaines très variés comme la police judiciaire (police de la chasse) ou les suivis faunistiques. Si les formations assurent un niveau de compétences permettant de définir ces agents comme des amateurs éclairés, seules les passions, l'expérience ou les savoirs complémentaires peuvent faire passer ces agents au statut d'expert dans des domaines transversaux rattachés à leur mission.

2.2.3. Les fonctions des acteurs dans un PAC : l'effet des statuts et des niveaux de compétences

Nous distinguons ainsi dans le tableau suivant, les différents statuts associés aux catégories professionnelles ou non professionnelles que nous pouvons rencontrer chez les acteurs des démarches de conservation.

Tableau 6 Relations entre le statut des individus et leur situation professionnelle

Type d'acteur Niveau de compétence	Professionnel	Non professionnel/Bénévole
Compétence -	Amateur éclairé	Amateur du « dimanche »
Compétence +	Expert	Amateur éclairé puis expert

Les experts sont d'autant moins nombreux que leur savoir est difficile à acquérir, tout comme la reconnaissance de leurs pairs et des acteurs socio-politiques. La montée en compétence se traduit donc par une diminution des effectifs, autrement dit les amateurs sont beaucoup plus nombreux que ne le sont les experts.

Si la distinction entre bénévoles et professionnels permet facilement de comprendre leur place respective dans le processus d'acquisition de connaissance, en raison notamment des coûts que représentent la mobilisation de personnels salariés, la place des acteurs déterminée en fonction de leur niveau de compétences est beaucoup plus compliquée. En effet, il est aisé de comprendre qu'un expert devrait posséder plus de responsabilité qu'un amateur dans un PAC, en raison de sa capacité à prendre des décisions éclairées par son

savoir et de son expérience. Il devrait donc occuper principalement des fonctions de gestionnaires ou décideurs (surtout en appui à la décision). L'amateur par ses connaissances plus limitées, son expérience plus faible, serait principalement mobilisé dans des fonctions de collecteur. Or ces niveaux de compétences et de savoir se retrouvent dans différentes catégories institutionnelles d'acteurs d'origine publique, privée ou associative, lesquelles déterminent bien plus souvent leur position dans le PAC que leur niveau de compétences.

La catégorie institutionnelle de l'acteur, tout comme son niveau de compétences et de savoir, peuvent donc influencer les fonctions qu'on lui attribue dans le PAC. Si l'acteur associatif a désormais en main toutes les cartes nécessaires à la réalisation de PAC efficaces, reposant sur la mobilisation de bénévoles collecteurs, contrôlés par les experts associatifs, de nombreuses limites freinent encore ses possibilités d'action. Les associations restent en effet sujettes aux aléas du militantisme et de l'engagement social (Lascoumes, 2012). Le manque de ressources financières, et la faible proportion de salariés par association ne peuvent pour l'instant que difficilement les limiter.

2.3. L'organisation des acteurs en dehors et au sein du PAC

Les acteurs inscrits dans les DAC et participant aux PAC, qu'il s'agisse d'individus ou d'organismes, sont à la fois organisés par échelons territoriaux, notamment lorsqu'ils s'insèrent dans les logiques de l'action publique, mais aussi en fonction des rapports qui les relient, au sein d'une même organisation ou entre plusieurs individus d'organisations différentes¹⁰⁶. Nous nous appuyerons sur les travaux issus de la théorie des organisations, pour étudier à la fois la structure de ces organisations d'acteurs, et les hiérarchies qu'elles impliquent, comme leur fonctionnement dans un PAC. Cette analyse nous permettra de mettre en avant les freins à certaines mobilisations, en relation notamment avec les différences de statuts institutionnels, et de niveaux de compétences des acteurs.

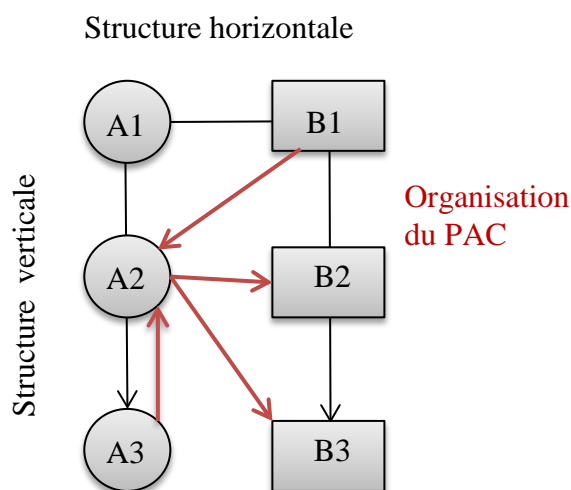
La structure d'une organisation peut être examinée dans deux dimensions : une verticale correspondant à un empilement scalaire ou hiérarchique des acteurs d'un même type,

¹⁰⁶ Selon Desreumaux (2005) une organisation est « tout à la fois une entité créée pour conduire une action collective (par exemple : une entreprise, une association à but non lucratif, un hôpital, un parti politique), la façon selon laquelle cette entité est agencée (notamment : la définition et la répartition des tâches entre les acteurs participant à l'action collective) et les processus qui produisent à la fois l'entité et son agencement »

et une horizontale, qui permet de comparer, par exemple, les performances des acteurs d'entités territoriales de rang similaire ou au même échelon d'une unité administrative. Le PAC fonctionne donc selon une structure de cet ordre, chaque acteur (prospecteur, coordinateur etc.) s'insère dans une structure verticale, engendrée par la circulation de l'information (du prospecteur vers le décideur), et dans une structure horizontale, qui réunit tous les acteurs remplissant un rôle similaire dans le même PAC, voire dans des PAC différents.

Cependant l'inscription d'un individu dans le PAC, peut s'effectuer en marge du fonctionnement de l'organisation dans laquelle il est intégré habituellement, en tant que salarié par exemple. La place qu'il occupe dans la hiérarchie de son organisme (entreprise, association, administration) peut donc être différente de celle qu'il occupera dans le PAC (un responsable de projet dans un bureau d'étude pourra se retrouver simple prospecteur dans le cadre d'un PAC). Ces organisations, verticales et horizontales doivent donc se lire au sein du PAC mais également en dehors de celui-ci.

Dans le cadre d'un DAC, se distingue alors plusieurs hiérarchies, structurelles et fonctionnelles. Ainsi si les acteurs institutionnels sont soumis à une hiérarchie structurelle, tout comme les autres acteurs soumis à l'autorité de l'Etat et de ses administrations, le PAC peut introduire une hiérarchie fonctionnelle qui peut reconfigurer les positions des acteurs soumis à ces hiérarchies structurelles. Si le Ministère de l'environnement délègue par exemple la fonction de coordination d'un PAC à une association, celle-ci sera amenée à occuper une position stratégique et fonctionnelle qui pourra la placer au-dessus de certains organismes de l'administration française. Dans cette partie nous aborderons ces organisations, en développant les rapports et relations établis dans les structures horizontales et verticales qui affectent les acteurs, dans le cadre des PAC et sur le territoire français.



En se basant sur l'exemple du DAC Loutre présenté précédemment, on observe la présence de deux structures verticales et horizontales, organisant le travail des acteurs associatifs et publics dans les PAC régionaux. Or ces acteurs sont eux-mêmes soumis à des organisations. En A sont ainsi représentés les acteurs publics, du Ministère (A1) au DREAL (A2) et DDTM par exemple en A3. En B sont représentées les associations. Organisées pour certaines entre l'échelle nationale et locale. Dans le cas de la Loutre, la SFPEM en B1 s'appuie sur les DREAL en A2 pour mobiliser les acteurs prospecteurs situés sur l'échelon 3. Ils peuvent faire partie des acteurs publics (A) ou associatifs (B).

Figure 37 Logiques d'interaction entre acteurs

2.3.1. L'organisation verticale des acteurs

L'un des exemples les plus simples pour comprendre l'organisation verticale est l'analyse de la structure du réseau des administrations françaises et des établissements publics. La plupart d'entre eux sont répartis par unité administrative (régions, départements, communes), tel l'ONCFS, l'ONEMA, ou l'ONF, comme le présente la Figure 38 ci-dessous. Dans cette organisation, l'échelle administrative la plus fine correspond aux communes où évolueront certains agents des établissements publics. Par exemple l'ONF comprend un conseil d'administration¹⁰⁷, avec à sa tête un président et des membres nommés par décret du gouvernement au niveau national. Ensuite l'office s'organise autour de directions ou délégations « territoriales » (régionales ou suprarégionales), comprenant plusieurs agences localisées par départements ou sur plusieurs départements.

¹⁰⁷ Site de l'ONF : [http://www.onf.fr/onf/sommaire/onf en bref/ONF essentiel/20080924-174602-983430/@@index.html](http://www.onf.fr/onf/sommaire/onf%20en%20bref/ONF%20essentiel/20080924-174602-983430/@@index.html) consulté le 29/08/2016

Ce type d'organisation, notamment lorsqu'elle concerne l'administration, possède une « structuration hiérarchique totale » dans lequel l'acteur à l'échelon national possède le statut de « dominant » en étant connecté à l'ensemble des acteurs territoriaux (Lemieux, et al., 2004) (Encadré 7). Si le PAC rentre dans le cadre d'une politique publique, alors chaque acteur public sera structuré par cette action, puisqu'elle impose « *un ensemble de normes juridiquement formalisées qui désigne les organismes en charge du programme, ses attributs de pouvoir et ses moyens budgétaires* » (Lascoumes, et al., 2007).

Encadré 7 La structure des réseaux d'acteurs, selon Lemieux et Ouimet (2004)

- ❖ *Les relations peuvent avoir un caractère orienté ou non orienté, selon la transmission d'informations ou non*
- ❖ *Ces relations définissent la position de chacun des acteurs dans le réseau:*
 - **Dominante** : *il est le destinataire (émetteur) d'une connexion avec chacun des acteurs du système*
 - **Dominée** : *il n'est le destinataire d'aucune uniconnexion avec un acteur*
 - **Semi-dominante** : *il est le destinataire d'une uniconnexion avec un ou plusieurs acteurs mais aussi le destinataire d'une uniconnexion venant d'un ou de plusieurs acteurs*
 - **Sous-dominante** : *en l'absence d'acteur dominant, il est le destinataire d'une uniconnexion avec un ou plusieurs acteurs*
 - **Sous-dominée** : *absence d'acteur dominant, il n'est le destinataire d'aucune connexion avec un autre acteur, et il est le destinataire d'une uniconnexion venant d'au moins un autre acteur*
 - **Isolé** : *il n'est le destinataire et destinataire d'aucune uniconnexion*

Cette organisation se retrouve également dans certains organismes, notamment associatif (Figure 39 ci-dessous), avec soit des centres nationaux et des délégations par régions et départements (par exemple les relais et antennes de la LPO), soit des associations départementales ou régionales fédérées à une association nationale (exemple des associations locales de la LPO).

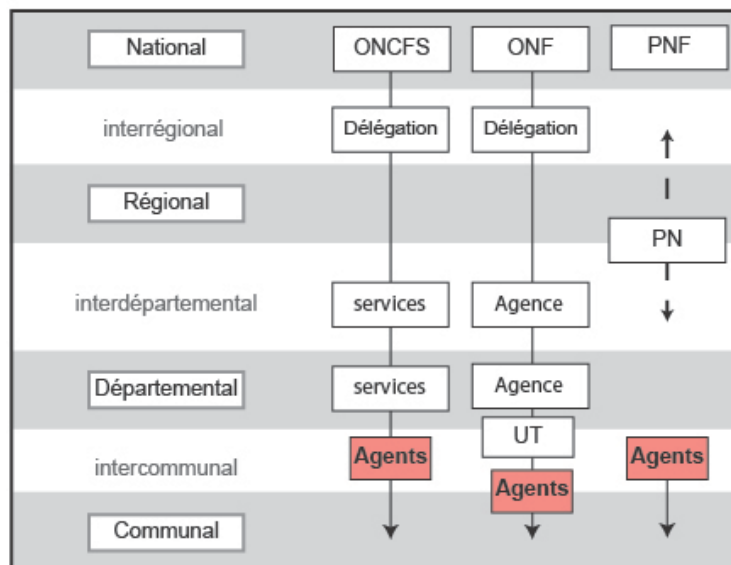


Figure 38 Structure de l'acteur public: quelques exemples d'établissements publics et leur organisation à différentes échelles (C. Dunesme, 2015)

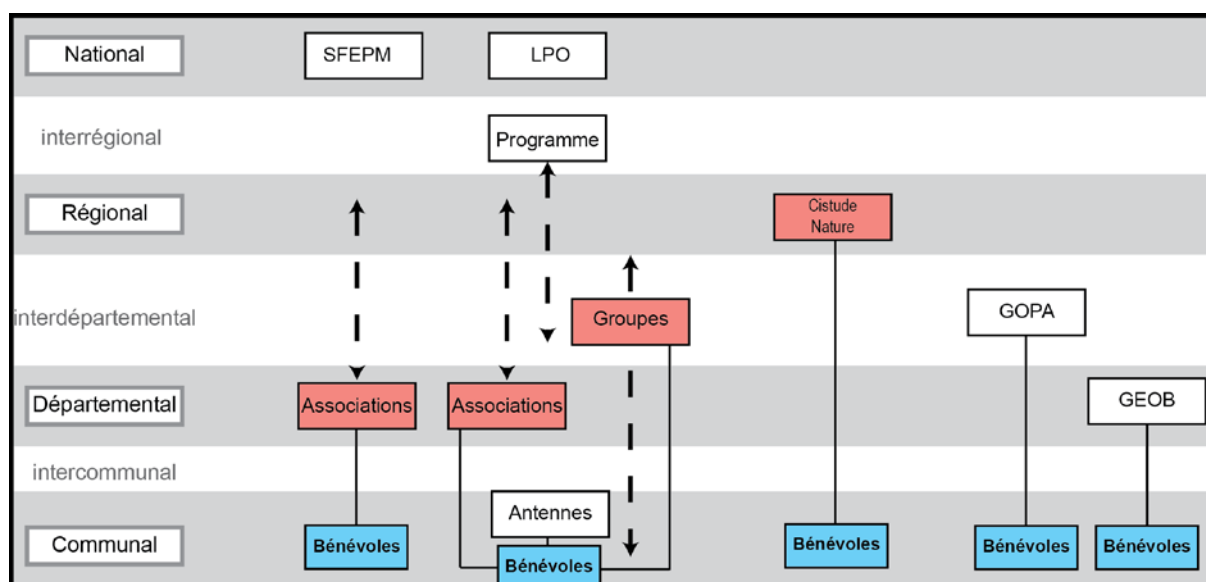


Figure 39 Structure de l'acteur associatif autour de quelques exemples d'acteurs en Aquitaine (GOPA « Groupe Ornithologique des Pays de l'Adour », et GEOB « Groupe d'études ornithologiques béarnais ») (C. Dunesme, 2015)

Le PAC pourra s'adosser à cette organisation par échelle, entre un acteur national porteur de la démarche, et des acteurs collecteurs d'information à l'échelon territorial le plus approprié à l'objectif de celui-ci. Si les acteurs prospecteurs sont multiples, tout comme les acteurs gestionnaires des données récoltées, des sous-systèmes d'acteurs pourront donc voir le jour sur différents territoires à une même échelle. Un même DAC peut donc donner naissance à plusieurs PAC distincts si les types d'acteurs, leurs missions ou leurs modalités de coordination diffèrent par exemple selon les régions.

Pour la Loutre, le DAC du plan national d'action repose en réalité sur une multitude de PAC locaux, portés par les DREAL mobilisées (Figure 40). Une coordination générale est proposée à l'échelle nationale par la Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères (SFEPM), donc dans le cadre du DAC, mais les DREAL, étant finalement libres d'adopter ou non le modèle proposé par l'association nationale, pourront donner naissance à des PAC inédits avec leur propre fonctionnement.

Par exemple en Auvergne, le PNA est décliné sous la forme d'actions (31) coordonnées par la DREAL, Christian Bouchardy (spécialiste de l'espèce, élu régional), et Charles Lemarchand (responsable de la société Catiche Productions). Une convention lie l'ONCFS, Christian Bouchardy, Catiche Productions et le GMA (association) dans la récolte des données sur l'espèce (Lemarchand, et al., 2011). Les prospections ont été menées principalement par Catiche Productions et l'ONCFS, et la coordination et la gestion des données sont effectuées par la société (Chegrani, 2012). L'essentiel des fonctions nécessaires au fonctionnement du PAC en Auvergne est donc assuré par Catiche production, acteur privé, et par l'ONCFS, acteur public. Contrairement à l'Auvergne, le PNA se voit décliné dans le Limousin sous la forme d'un Plan régional d'actions (PRA), assuré principalement par le GMHL qui est un acteur associatif (Anonyme, 2011). Ces PAC se distinguent donc par leur modalité d'application sur le territoire régional (actions ou PRA), et par le profil des acteurs mobilisés et dominants dans la collecte et gestion de l'information.

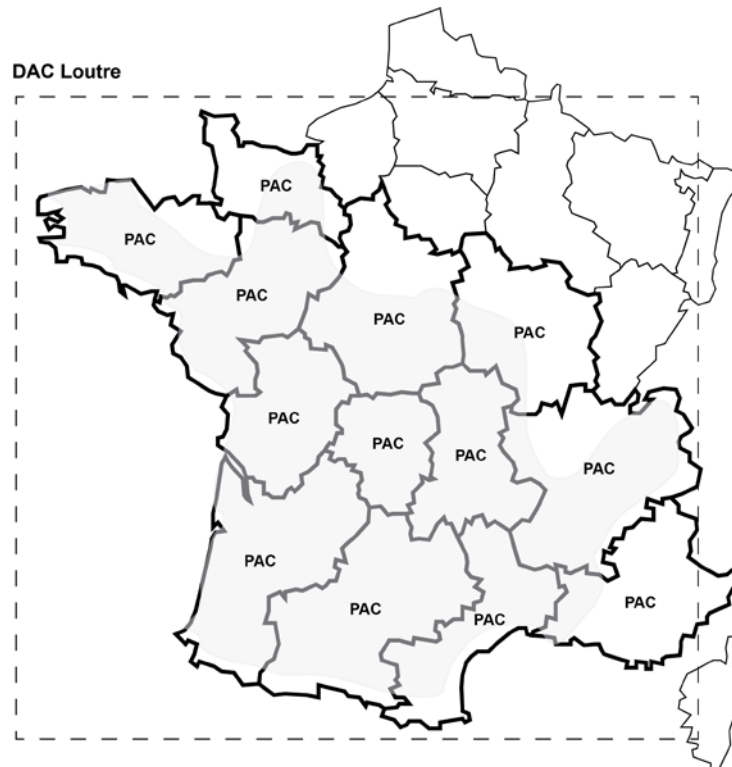


Figure 40 Le DAC et les PAC Loutre (C. Dunesme, 2016)

La cohabitation d'acteurs différents remplissant la même fonction dans le PAC Loutre en Auvergne, par exemple de prospecteur (ONCFS et Catiche Production), impose l'existence d'une organisation horizontale au sein de celui-ci, donc d'une relation de partenariat.

2.3.2. L'organisation horizontale

Comme nous venons de le voir, la mobilisation de plusieurs types d'acteurs au sein d'un PAC peut générer une organisation horizontale fondée sur des relations, en l'occurrence de partenariats dans le cas du PAC Loutre en Auvergne.

Plusieurs comportements peuvent cependant être observables, soit des comportements relevant de la coopération, si chaque acteur apporte au processus une compétence dont sont démunis les autres participants, ou de la concurrence, si plusieurs acteurs présentant les mêmes compétences tentent de faire partie du PAC, mais que celui-ci, faute de budget suffisant par exemple, ne peut garantir la participation rémunérée de tous les acteurs intéressés. Plusieurs éléments, relatif à l'organisation territoriale des acteurs, peuvent

cependant intervenir dans ces relations de concurrences, en les atténuant ou au contraire en les renforçant, comme la répartition des structures associatives, leur aire d'action et d'influence (notoriété).

✓ *Les intérêts des acteurs (individus et organisme) à la participation au PAC*

L'inscription d'un acteur dans la démarche d'acquisition de connaissance peut s'expliquer notamment par un intérêt pour l'acquisition de nouvelles ressources (financières, humaines, matérielles etc.) ou pour une reconnaissance morale des autres acteurs du territoire partagé.

D'un point de vue financier, de nombreuses associations dépendent en effet des dons, des adhésions de leurs membres et des aides de l'Etat pour fonctionner et financer leurs salariés. Si leurs activités économiques doivent être réalisées sous un objectif « désintéressé »¹⁰⁸, nombre d'entre elles se sont insérées dans le marché des appels d'offres, qui montre une adaptation de ces marchés ou de ces structures à l'exigence de leur statut.

La reconnaissance morale et scientifique peut également être perçue comme une ressource recherchée par les associations, dont certaines, n'ayant pas de salariés, assoient exclusivement leur notoriété sur leur qualité scientifique ou activiste reconnue.

Ensuite, dans le cadre d'un PAC conduit par l'acteur public par exemple, des acteurs se proposant comme « opérateurs » (associations, bureaux d'études, collectivités) vont entrer en concurrence entre eux pour accomplir les missions de collecte et de traitement de l'information, comme observé dans le cadre d'appels à projets par exemple. Des stratégies vont être élaborées par chaque acteur pour essayer de se rendre indispensable au processus, en devenant notamment un « point de passage obligé »¹⁰⁹ (Callon, 1986), occupant ainsi dans le PAC une position nodale entre plusieurs acteurs clés (acteur décideur, ou acteur collecteur par exemple). Les associations tendent ainsi souvent à valoriser leur capacité de mobilisation d'un vaste réseau de bénévoles capable de collecter l'information sur un territoire vaste, tandis que les bureaux d'étude valoriseront l'expertise de leurs professionnels. Entre associations, les arguments avancés par certaines porteront sur leur situation de quasi-monopole d'action dans

¹⁰⁸ <https://www.legalstart.fr/fiches-pratiques/association/creer-une-association-ou-une-societe-faites-votre-choix/> consulté le 16/11/2015

¹⁰⁹ L'acteur perçu comme un « point de passage obligé » devient incontournable dans le PAC, en développant des compétences inédites ou uniques ou rares, obligeant ainsi les autres acteurs à se tourner vers lui pour résoudre certains problèmes, ou pour contacter certaines personnes isolées des réseaux etc.

certaines zones géographiques où se situe l'espèce étudiée, tandis que d'autres mettront en avant les compétences de leurs spécialistes (Alphandéry, et al., 2013). Ces effets de concurrence sont d'autant plus accrus que les effectifs des acteurs présents dans une même zone géographique sont élevés, et que ceux-ci présentent les mêmes ressources mobilisables (nombre de bénévoles, compétences, expertise etc.).

✓ *Les effets de la répartition géographique des acteurs*

Ces relations entre acteurs opérant à une échelle géographique semblable sont aussi conditionnée par leur répartition géographique, notamment lorsqu'il s'agit d'associations, de bureaux d'études ou de bénévoles. En effet les acteurs associatifs, par exemple, ne sont pas répartis de façon homogène sur le territoire français. Si l'acteur public bénéficie d'une présence à chaque échelle géographique et dans chaque unité administrative, il n'en va pas de même pour l'acteur associatif, dont les structures se répartissent inégalement entre échelons (certaines associations sont de portée régionale d'autres locales, Figure 39, page 171) et entre régions ou zones géographiques. Matagne (1999) soulignait déjà ainsi l'inégale répartition des anciennes sociétés naturalistes en France, avec des régions très riches en structures comme le Nord, la région côtière du Nord-Ouest de la France (Bretagne, Normandie) ou encore la Méditerranée, qui s'opposaient à d'autres, largement dépourvues en la matière, comme par exemple une grande partie du Nord de la région Midi-Pyrénéenne. L'histoire naturaliste locale peut ainsi expliquer la persistance de certains mouvements associatifs régionaux, comme le montre notamment l'histoire de la Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne (SEPNB, voir Encadré 8), et la vitalité actuelle de ces mouvements en Bretagne.

L'association Bretagne vivante¹¹⁰ compte ainsi plus de 3000 adhérents, une soixantaine de salariés, et gère plus d'une centaine d'espaces naturels protégés dans la région.

¹¹⁰ Site internet de Bretagne Vivante : <http://www.bretagne-vivante.org/content/section/35/130/> consulté le 30/11/15

Encadré 8 La SEPNB

D'après Le Démézet et Maresca (2003), la Bretagne a été pionnière dans les années 50 du mouvement de protection de la nature. La SEPNB ou « Société pour l'étude et la protection de la nature en Bretagne, est ainsi créée en 1953, par deux enseignants Michel-Hervé Julien et Albert Lucas. Le premier, passionné par le chant des oiseaux, est donc venu à la protection de la nature par le biais de l'ornithologie. Ces passionnés seront ainsi les premiers fondateurs de la plupart des associations régionales de protection de la nature en France. En 1998, la SEPNB devient « Bretagne vivante ».
Cette association est ainsi structurée par départements historiques (5) et en structures locales (19). Elle représente l'une des plus grandes associations de protection de la nature au niveau national avec 70 salariés. Ses partenaires sont nombreux, de la DREAL Bretagne, à des organismes scientifiques comme l'IFREMER, privés comme l'UNICEM, et associatifs comme la LPO.

✓ *Répartition et nombre de structures par unité administrative*

Aux effets des inégalités de répartition propre à la structure géographique interne de chacun des acteurs (organismes), s'ajoutent ceux du nombre de ceux-ci dans chaque unité administrative. De leurs effectifs, vont notamment dépendre le nombre des opérateurs possibles et l'intensité des relations de concurrence (ou de coopération) entre eux. La carte¹¹¹ de la Figure 41 révèle que certains départements accueillent très peu de structures associatives naturalistes comme le Cantal ou la Loire-Atlantique, tandis que la Haute-Vienne, le Puy-de-Dôme ou encore la Haute-Garonne présentent des effectifs importants. Ils peuvent traduire deux réalités bien différentes. Le faible nombre de structures dans une région peut signifier que le mouvement associatif n'y est pas très dynamique, mais également qu'un regroupement de structures a peut-être vu le jour, et s'est traduit par la création d'une association de plus grande taille (en nombre d'adhérent, et donc de salariés potentiels). Le nombre de ces structures peut donc jouer sur la concurrence entre associations locales, notamment lorsqu'elles ont le même profil (nombre d'adhérents, de salariés, budgets etc.). La forte concurrence locale pourra à la fois garantir une montée en compétence des acteurs mobilisés dans le cadre d'un PAC, mais aussi accroître la difficulté pour les acteurs porteurs du projet d'identifier les structures susceptibles de répondre aux critères de sélection.

¹¹¹ Les résultats ont été obtenus suite à une recherche sur le site des Annuaire des associations en France, ayant pour thématique « l'étude et la préservation de la faune sauvage » au niveau des départements français, site : <http://www.asso1901.com/>

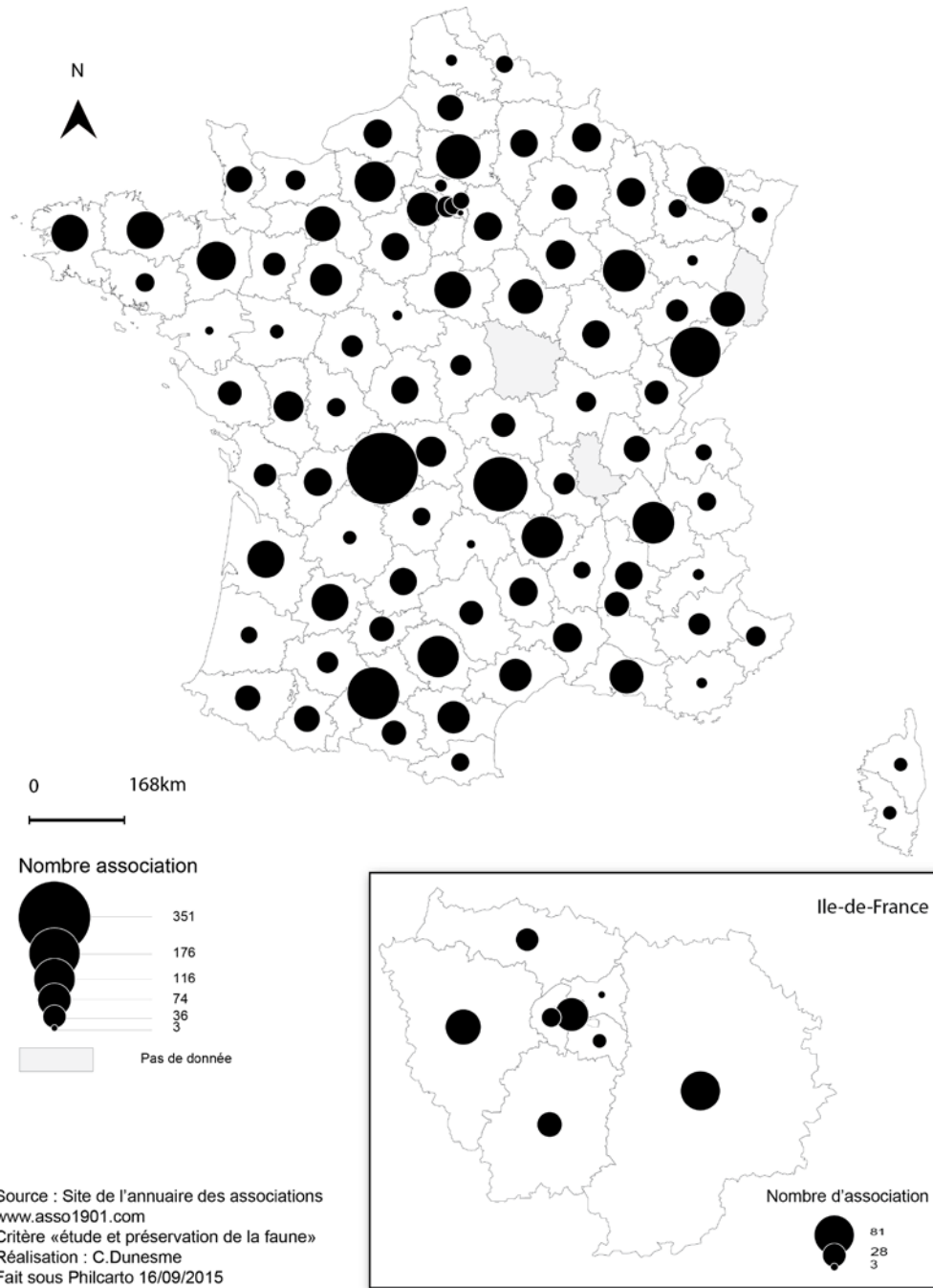


Figure 41 Répartition des associations départementales d'étude et de préservation de la faune en France (C. Dunesme, 2015)

✓ *Le périmètre d'action des acteurs associatifs*

A la question du nombre des acteurs potentiels, s'ajoute celle du périmètre d'action des associations. En effet selon leurs effectifs (en nombre d'adhérents), leur localisation

géographique (métropole¹¹² ou zone rurale) et leur objectif de connaissance (domaine d'intervention scientifique), certaines associations pourtant situées dans la même unité administrative ne vont pas rentrer en concurrence, car n'ayant pas de périmètre d'intervention, géographique ou scientifique, commun. Si l'on reprend les exemples d'associations présentées en 2.3.1, on remarque que chacune d'entre elles a son propre périmètre d'action, comme nous pouvons le voir également dans les trois cartes ci-dessous, elles ne vont pas couvrir le même périmètre géographique (association de portée nationale, régionale, locale).

La Figure 42 présente ainsi les périmètres d'action comparés de trois associations en Aquitaine. Dans le modèle A, le périmètre d'action de l'association Cistude Nature est à l'échelle de la région Aquitaine. Dans le modèle B, le GOPA travaille sur le Bassin de l'Adour, donc dans un périmètre non administratif mais naturel. Quant au GEOB, dans le modèle C, son périmètre d'action correspond au Béarn, donc là aussi dans un périmètre non administratif mais d'avantage culturel et historique. Si les associations comme le GOPA ou le GEOB peuvent difficilement intervenir sur des projets couvrant l'échelle régionale comme Cistude Nature, elles peuvent rentrer en concurrence sur les mêmes aires géographiques (notamment dans les Pyrénées-Atlantiques). Quant au domaine d'intervention scientifique, le GOPA et le GEOB sont principalement des associations ornithologiques, ce qui n'est pas le cas de Cistude Nature orientée vers la protection des mammifères et de l'herpétofaune principalement. Ces structures ne seront donc pas mobilisées dans le même cadre d'étude thématique, mais leurs expertises peuvent se compléter.

¹¹² Micoud (2001) explique ainsi que de nombreux animateurs de ces associations proviennent des espaces péri-urbains, non sans influence sur l'évolution des thématiques des protections portées par ces mêmes associations (protection de l'agriculture respectueuse de l'environnement dans cette campagne proche des villes par exemple).

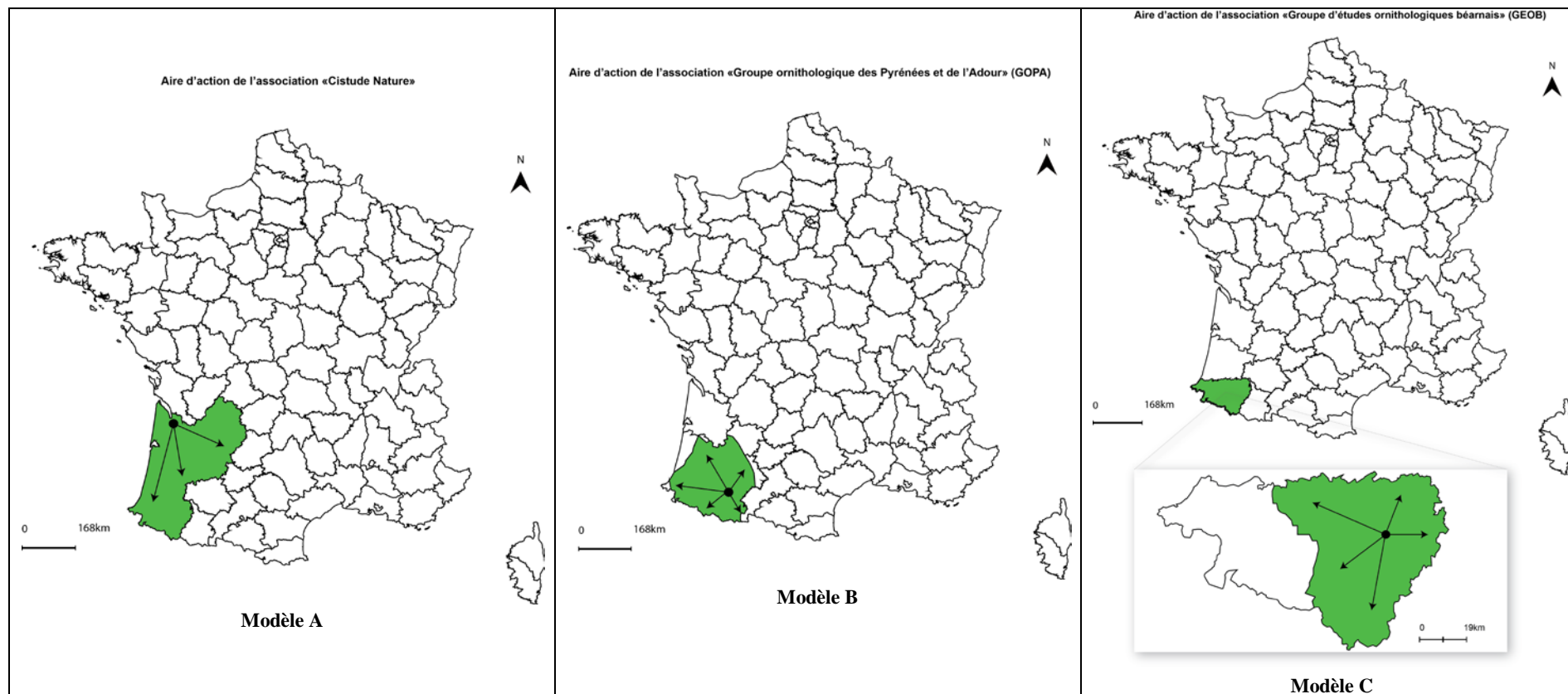


Figure 42 Les périmètres d'action de trois associations en Aquitaine (C. Dunesme, 2015)

✓ *Les effets de notoriété des acteurs*

Au périmètre d'action ou aux domaines d'intervention scientifique des associations, se combine parfois celle de l'aire d'influence ou la notoriété de celles-ci, notamment lorsqu'elles sont de portée nationale ou régionale. En effet comme nous l'avons présenté précédemment, certaines associations possèdent une aura, en partie résultant de leur histoire (comme Bretagne Vivante avec la SEPNB), de leur force mobilisatrice (elles accueillent beaucoup d'adhérents bénévoles), de leurs actions, ou des personnalités de certains de leurs membres (Nicolas Hulot pour la FNH, Pierre Rabhi pour Terre et Humanisme, ou encore Hubert Reeves pour Humanité et Biodiversité). Elles bénéficient donc souvent d'une reconnaissance de la part des acteurs publics, qui fait que les relations de concurrence avec les autres acteurs associatifs situés dans la même proximité géographique sont déséquilibrées en leur faveur.

✓ *Fonctionnement et zone d'implantation des structures*

L'organisation territoriale propre aux plus importants de ces acteurs associatifs joue aussi un rôle important sur la structure horizontale des réseaux d'acteurs. La Figure 39 (p171) révèle ainsi que deux associations naturalistes parmi les plus importantes, la SFEPM et la LPO, ont un périmètre d'intervention potentielle d'envergure nationale. Toutefois, on observe que si la capacité d'intervention de la SFEPM est tributaire de la disponibilité et de la compétence d'associations locales (régionales, départementales, communales) partenaires, donc soumis à leur inégale capacité de mobilisation de leur propre bénévoles, la LPO repose quant à elle sur un réseau d'intervenants, bénévoles et professionnels, hiérarchisé territorialement (voir Encadré 9). Ce réseau propre à la LPO lui permet de couvrir une bonne partie du territoire national, et de disposer d'une force d'intervention dont elle maîtrise tous les paramètres.

Encadré 9 Les structures constitutives de la LPO

Les différents types de structures du réseau LPO :

- ❖ *Associations locales : juridiquement distinctes de la LPO, ayant rejoint le réseau, avec un statut propre (CA, budget), mais partageant les mêmes objectifs que la LPO. Elles sont départementales ou régionales.*
- ❖ *Groupes : réunions des membres de la LPO. Ils n'ont pas de personnalité morale, leurs activités sont intégrées à celles de la LPO France*
- ❖ *Relais : assuré par une à deux personnes assumant une mission de représentation ou d'informations, avec mission temporaire possible*
- ❖ *Antennes : constituées d'une équipe de salariés de la LPO, délocalisée du siège social de Rochefort*
- ❖ *Coordination : elles regroupent au niveau régional les différentes structures départementales ou locales de la LPO*

La Figure 43 révèle toutefois que si une bonne coordination territoriale des actions conduites par la LPO apparaît possible de par sa présence à tous les échelons territoriaux du pays, l'hétérogénéité géographique des moyens d'action, voire des conditions de gouvernance de cette action, est importante.

On observe ainsi qu'elle peut être absente de certains départements (exemple des Côtes d'Armor) ou n'être présente que dans une partie seulement du territoire départemental (lorsqu'elle n'apparaît qu'à travers des « groupes »). Lorsque l'aire d'intervention concerne la totalité d'un département, trois cas de figures peuvent se présenter. Certaines associations membres de la LPO ne possèdent qu'une portée départementale, comme en Corrèze ou en Ile-et-Vilaine. Elles peuvent difficilement devenir les acteurs « leaders » d'un PAC de portée supra départementale. D'autres présentent une aire d'intervention régionale, soit qu'il s'agisse de coordinations d'associations départementales comme en Rhône-Alpes ou Pays de la Loire, ou bien d'associations de portée régionale à statut propre comme en Aquitaine et PACA. Bien que toutes soient donc a priori capables de prendre en charge la coordination de la totalité d'un PAC s'il ne déborde pas du cadre de leur région, la manière dont elles le piloteraient peut présenter des différences.

L'existence de statut propre chez certaines associations LPO régionales, démontre la montée en puissance de ces structures, qui assurent parfois la coordination d'antennes départementales et locales, ou qui ont fédéré un ensemble d'anciennes structures associatives naturalistes.

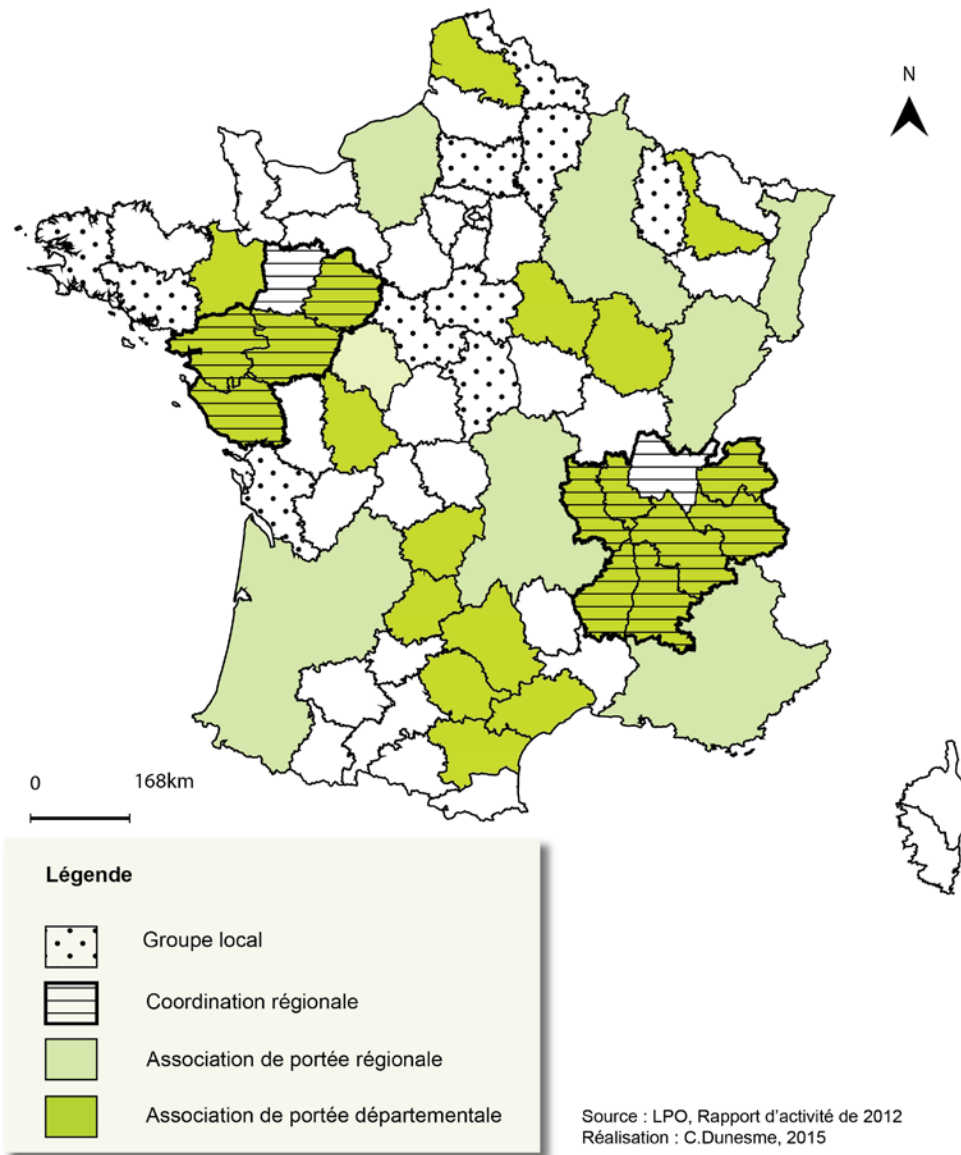


Figure 43 Organisation territoriale du réseau LPO en 2012 (C. Dunesme, 2015)

L'analyse du fonctionnement du PAC passe largement par celles des acteurs qui occupent des rôles de prospecteurs, coordinateurs, gestionnaires ou encore décideurs. Si ces rôles sont les moteurs de son fonctionnement, les qualités variables de ces acteurs, leur catégorie d'appartenance, leur implantation sur le territoire, ou encore leur notoriété, seront des paramètres à prendre en compte dans l'analyse de la réussite ou des échecs de certains PAC. Ces paramètres

peuvent se combiner de façon récurrente et former des modèles de DAC, que nous présenterons dans la partie suivante.

3. Les différents modèles de DAC

La combinaison de certains profils d'acteurs, l'objectif de la démarche et la méthodologie, ou l'ampleur de celle-ci, donne une identité au DAC qui transparaît dans différents modèles que l'on peut retrouver aujourd'hui en France notamment, comme les DAC de science participative ou citoyenne, que nous développerons dans les paragraphes suivants.

3.1. La multiplication des processus d'acquisition de connaissance dans un DAC

Le DAC représente l'ensemble des démarches de connaissances sur une espèce ou un groupe d'espèces dans un pays identifié, il concerne donc une échelle nationale. Cette échelle s'explique notamment par le principe de souveraineté qui guide actuellement la plupart des démarches de connaissance comme nous l'avons vu dans le chapitre 2. Les PAC quant à eux peuvent être appliqués à n'importe quelle échelle, et s'affranchir des périmètres administratifs (notamment lorsque l'action n'est pas conduite par l'acteur public). Un DAC peut donc voir fonctionner en son sein un ou de plusieurs PAC, et ces PAC peuvent être similaires ou différents. Nous pouvons distinguer, selon les différents éléments apportés précédemment, deux types de liens DAC-PAC possibles.

Dans un premier temps des DAC qui seraient caractérisés par une cohérence du PAC ou des PAC qui le composent. Ceux-ci sont organisés autour d'un objectif commun, dont la réussite peut passer par l'utilisation de méthodologies de recherche variées, l'emploi d'acteurs différents dans les phases de collecte ou de gestion des données, mais dirigé par un même acteur décideur. C'est ainsi le cas du PNA Loutre, où chaque PAC répond à une certaine cohérence nationale (connaître la répartition de l'espèce), avec des méthodologies qui peuvent varier, comme les acteurs prospecteurs, mais dont la conduite est cadrée par la DREAL du Limousin et la SFPEM au niveau national.

Dans un second temps des DAC qui seraient constitués d'une multitude de PAC, hétérogènes dans leur échelle d'application, dans le type d'acteurs qu'ils mobilisent, dans l'objectif de connaissance ou encore dans la méthodologie employée. Le DAC est alors hybride, et se caractérise par une absence de coordination nationale, expliquant ainsi que les acteurs locaux prennent l'initiative des démarches d'acquisition de connaissance.

3.2. Les modèles de DAC selon le type d'acteurs dominants dans le (ou les) PAC

Comme nous l'avons vu dans la deuxième partie de ce chapitre (2), les démarches d'acquisition de connaissance reposent à la fois sur l'acteur public, qui encadre notamment les PNA sur les espèces menacées, sur l'acteur d'origine scientifique (MNHN), conduisant des programmes de science participative, ou encore sur l'acteur associatif, porteur des programmes de science citoyenne. Enfin certains DAC combinent une large variété de PAC, portés par des profils d'acteurs très divers, par des méthodologies différentes, et constituent donc des modèles hybrides.

3.2.1. *Le DAC dominé par les acteurs publics institutionnels*

Ce type de DAC est dominé¹¹³ par l'acteur institutionnel qui intervient en situation quasi exclusive dans le cadre d'une action publique. Les actions pour la conservation des espèces menacées, engagées par l'Etat, passent essentiellement par la mise en place de plans nationaux d'action (Figure 44 ci-dessous). Relèvent de cette catégorie des espèces comme le Loup, ou encore le Hamster d'Alsace. Si la structure de leur aire de répartition diffère (plutôt large pour la première avec plusieurs régions concernées, et très restreinte pour la seconde avec une seule région), les acteurs engagés dans le DAC sont tous à dominante institutionnelle, avec des acteurs décideurs d'origine publique (DREAL principalement en réponse aux échelons territoriaux concernés), des acteurs gestionnaires et collecteurs institutionnels, tel l'ONCFS ou l'ONEMA par exemple. Ce modèle de DAC présenterait donc une certaine homogénéité « statutaire » des

¹¹³ Le terme est justifié par le fait que l'acteur public intervient à toutes les étapes du PAC, en tant que prospecteur, gestionnaire et décideur

acteurs engagés, une rigueur méthodologique possible grâce à l'implication d'acteurs publics, salariés, et reconnus pour leurs compétences. Cette homogénéité tendrait certainement à faciliter les échanges et la transmission d'informations dans le ou les PAC.

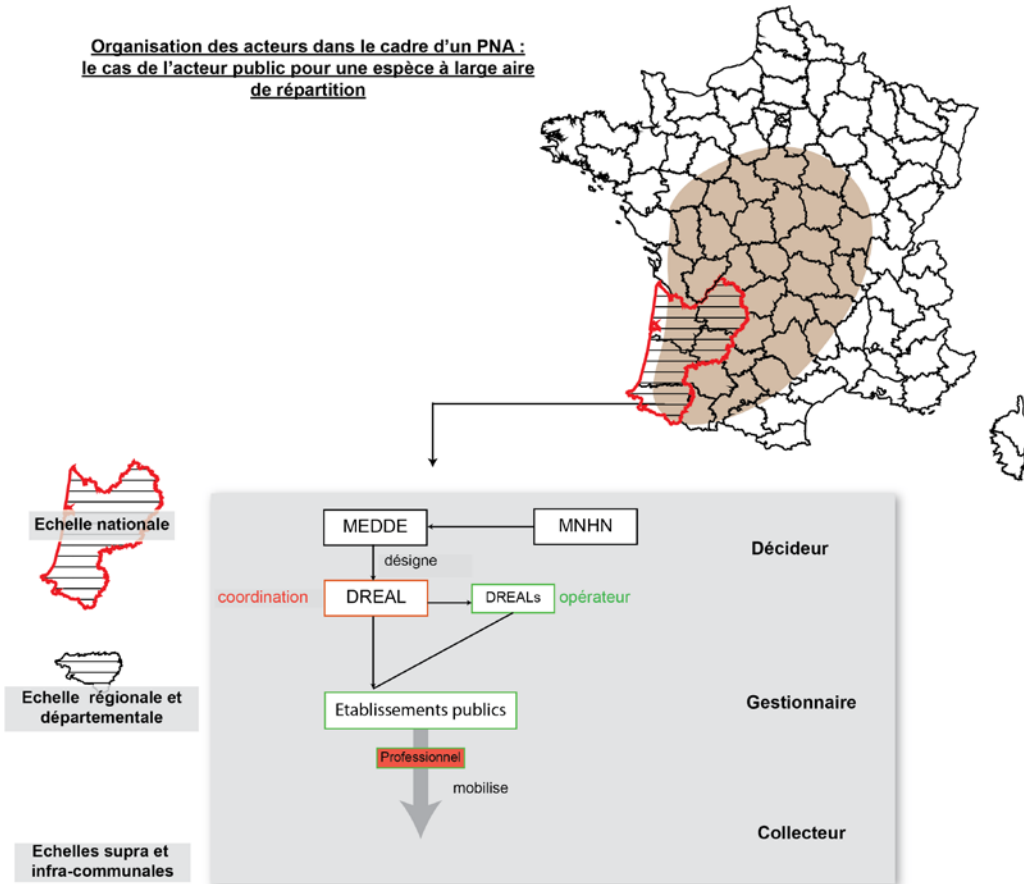


Figure 44 Un PAC dans le cadre d'un DAC de l'action publique (C. Dunesme, 2015)

3.2.2. Le modèle des sciences participatives : la place de l'expert scientifique

Ce type de DAC repose sur des PAC dominés par l'acteur « expert scientifique » en tant que décideur et gestionnaire (Figure 45). Dans le cadre de programme de recherche concernant les phénomènes globaux touchant la biodiversité, des scientifiques professionnels font appel à un réseau de bénévoles amateurs (associatif ou indépendant), qui deviennent collecteurs des données. Ces démarches n'existent donc pas sans qu'un organisme scientifique en prenne

l'initiative (Boeuf, et al., 2012). Ce type de programme a souvent deux objectifs : obtenir un nombre élevé de points d'observation à coût réduit et sensibiliser le grand public aux causes environnementales (Couvét, et al., 2008; Gosselin, et al., 2010; Schmeller, et al., 2009).

Les protocoles sont dès lors adaptés au grand public, et le recours aux traitements statistiques systématique. Il est imposé par le nombre élevé de données récoltées, et permet par le recours massif à la biostatistique, de réduire les biais liés aux observateurs rencontrés. Ce type de DAC concerne généralement un ensemble d'espèces (groupes), souvent communes, et permet d'évaluer les tendances concernant la progression ou la régression de certaines d'entre elles. Si la palette originelle de ces programmes¹¹⁴ en France concernait un nombre limité d'espèces, aisément reconnaissables, comme pour les oiseaux communs avec le programme STOC, elle s'est considérablement enrichie sur de nouveaux groupes taxonomiques (STERF sur les papillons diurnes Rhopalocères, le STELI sur les libellules etc.). Dans le détail certains de ces programmes sont fondés sur la mobilisation de bénévoles amateurs prospecteurs, donc avec peu de compétences et de savoir, comme le programme sur les Oiseaux de jardin, tandis que d'autres font plutôt appel à des bénévoles amateurs de type « éclairés », comme le programme STOC.

L'enjeu pour le fonctionnement de ce type de PAC se situe dans le « dialogue » permis entre les acteurs collecteurs, de type amateurs, et les acteurs gestionnaires de type experts. En effet, la mobilisation des premiers dans la longue durée ne dépendra que de la capacité des acteurs coordinateurs, relais entre les acteurs nationaux et les recenseurs, à créer des réseaux de bénévoles solides dans le temps, et aux compétences stables (Boeuf, et al., 2012). Or ces coordinateurs présentent souvent une organisation territoriale hétérogène et des profils très variés, certains n'apparaissant pas toujours rattachés à des structures associatives, d'autres étant salariés de ces associations. Dans le cadre du STOC (Figure 46, page 188), les coordinateurs du réseau peuvent appartenir à une association LPO, souvent d'ampleur régionale, comme en Aquitaine, et donc prendre en charge cette superficie, mais ils relèvent aussi parfois d'autres associations locales, ou peuvent être des bénévoles indépendants. Ils peuvent alors couvrir des régions entières, comme en Alsace, un département, comme en Corrèze, ou faire partie d'un réseau

¹¹⁴ Le MNHN encadre la majorité de ces programmes de science participative, dont certains sont désignés « pour tous », et d'autres pour « naturaliste confirmé ». Site internet du MNHN : <http://www.mnhn.fr/fr/participez/contribuez-sciences-participatives/observatoires-vigie-nature> consulté le 31/05/16

STOC régional, comme en PACA. Certains départements n'ont tout simplement pas de coordinateur, comme dans les Côtes d'Armor.

Organisation des acteurs lors du Programme STOC : le cas de la science participative

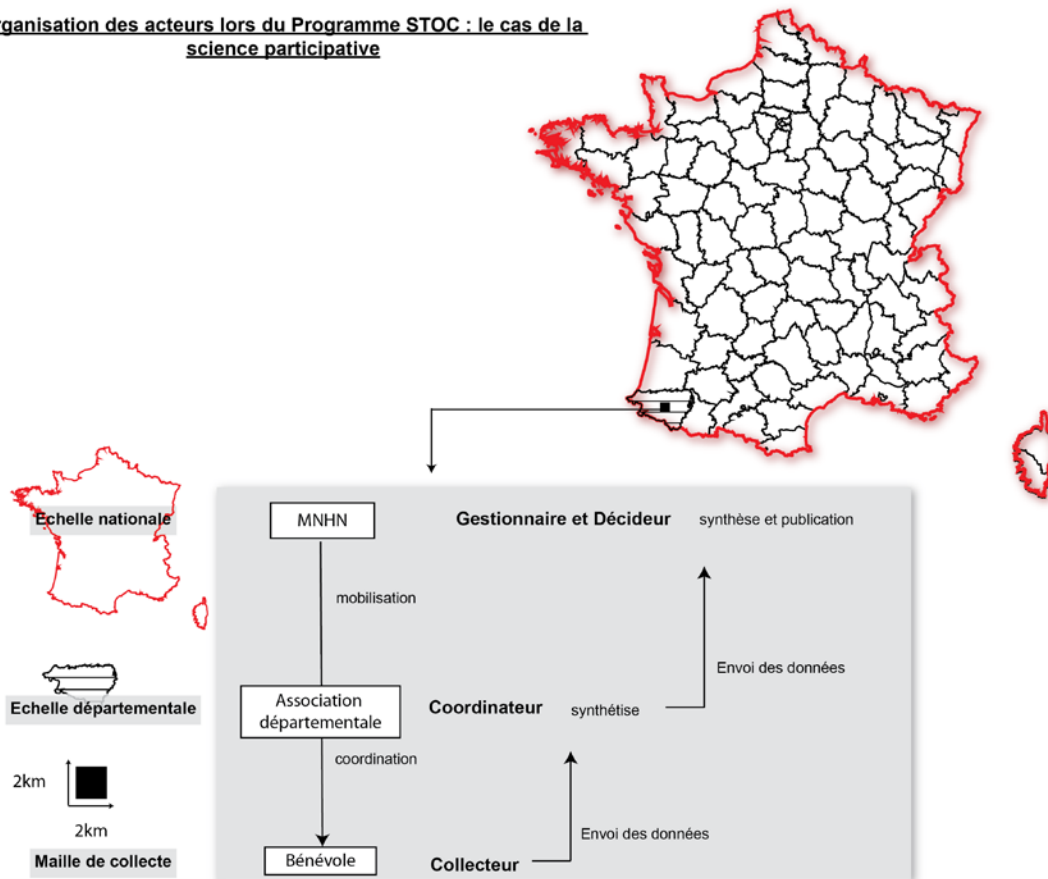


Figure 45 Un modèle de PAC dans un DAC relevant de la science participative (C. Dunesme, 2015)

L'efficacité de la coordination sera donc inégale selon les zones géographiques, en raison notamment du périmètre d'intervention de l'association à laquelle appartient le coordinateur par exemple. En Aquitaine, la coordinatrice du programme STOC est Amandine Theillout, salariée de la LPO, qui s'occupe notamment en parallèle de la coordination des atlas régionaux sur l'avifaune. La zone couverte par la coordinatrice du STOC correspond donc ici à celle de son association, et est d'autant plus facilitée que son travail au sein de la LPO la met directement en contact avec les collaborateurs du STOC, ou inversement.

Dans ce type de DAC, les coordinateurs deviennent donc des éléments clés dans les relations (de circulation de l'information principalement) qui unissent les prospecteurs aux scientifiques.

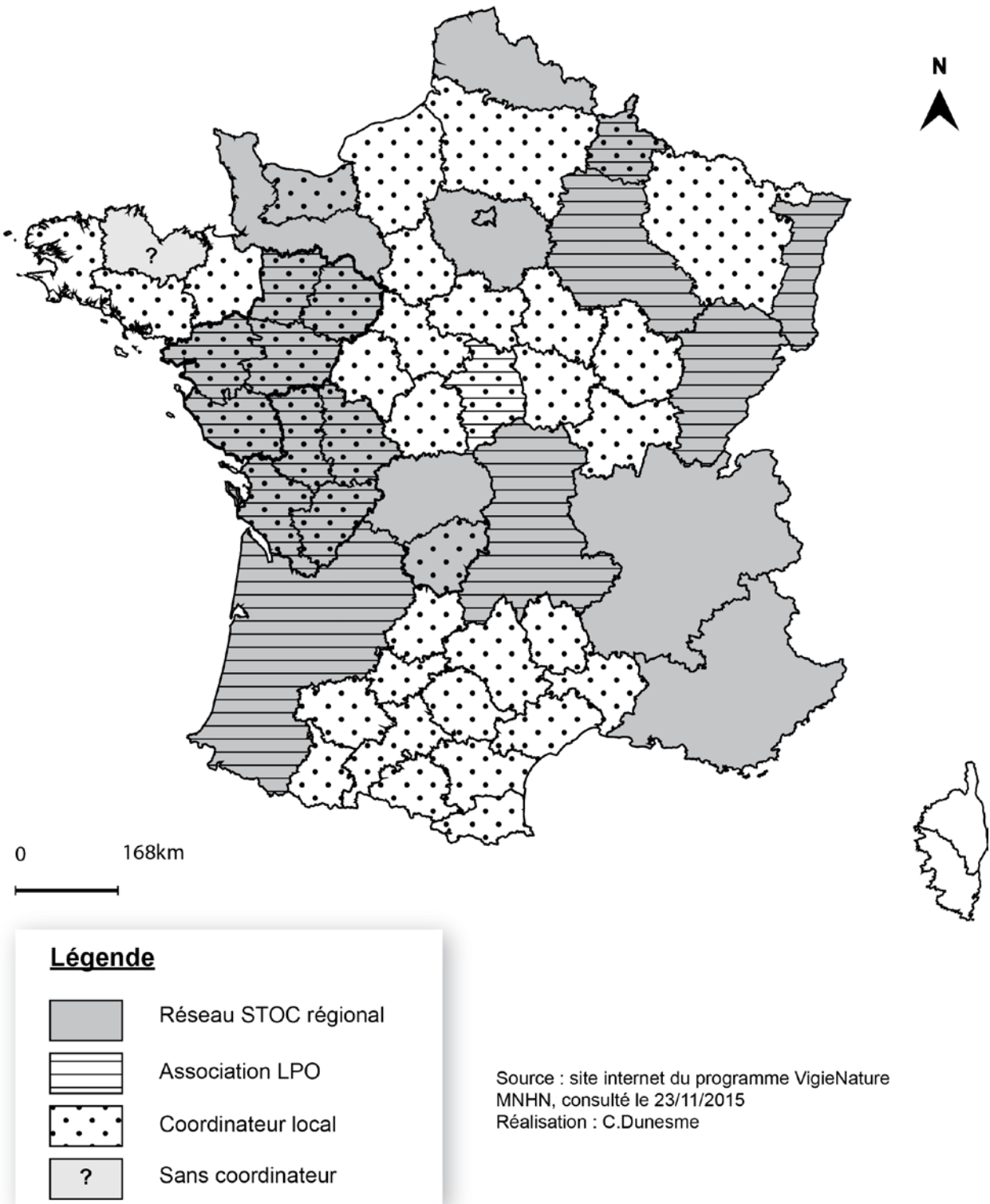


Figure 46 Organisation du réseau de coordinateurs dans le cadre du programme STOC (C. Dunesme, 2015)

3.2.3. *Le modèle de science citoyenne : la domination de l'acteur associatif*

La science citoyenne correspond à une démarche relevant de l'« *initiative individuelle ou collective avec des motivations très diverses et parfois un côté affectif très marqué.* » (Boeuf, et al., 2012). Celle-ci intègre des méthodes scientifiques pour le traitement des données, et repose bien souvent sur la mobilisation, pour la gestion et coordination dans un PAC, des experts associatifs. L'acteur associatif est à la fois porteur du projet, prospecteur et gestionnaire des données récoltées (Figure 47). Proche du modèle de science participative par la place importante qu'y occupent les bénévoles, le PAC reposera sur la mobilisation d'un important réseau de cette main-d'œuvre gratuite pour collecter la donnée sur le terrain, complétée de façon sporadique par les salariés de l'association, souvent coordinateurs des programmes. La différence entre la science participative et citoyenne reposerait selon Boeuf et al (2012) sur l'initiative du programme de connaissance portée ou non par une instance scientifique (le MNHN par exemple).

Ces PAC peuvent à la fois fonctionner sur des échelles spatiales et une période temporelle larges, comme les Atlas nationaux naturalistes, ou sur des échelles spatiales plus fines, et une temporalité plus courte, comme l'Enquête hirondelle en Haute-Normandie (Boeuf, et al., 2012)

Comme pour le PAC précédent, l'enjeu du bon déroulement de la démarche reposera sur l'efficacité du coordinateur, dans sa capacité à mobiliser en nombre et de façon pérenne les bénévoles de son territoire. Ceux-ci peuvent aussi bien être indépendants, ou rattachés à des structures associatives locales. A la complexité de l'organisation d'une démarche nationale, s'ajoute donc celle de son inscription dans une dynamique associative locale (organisation différente) et dans des échelles politico-administratives variées. En effet, si les programmes sont développés au niveau national, l'engagement des structures associatives locales dépend bien souvent des contextes scientifiques et financiers dans lesquels elles se trouvent. Les systèmes d'acteurs associatifs territoriaux peuvent donc largement influencer sur la dynamique de ces DAC de science citoyenne.

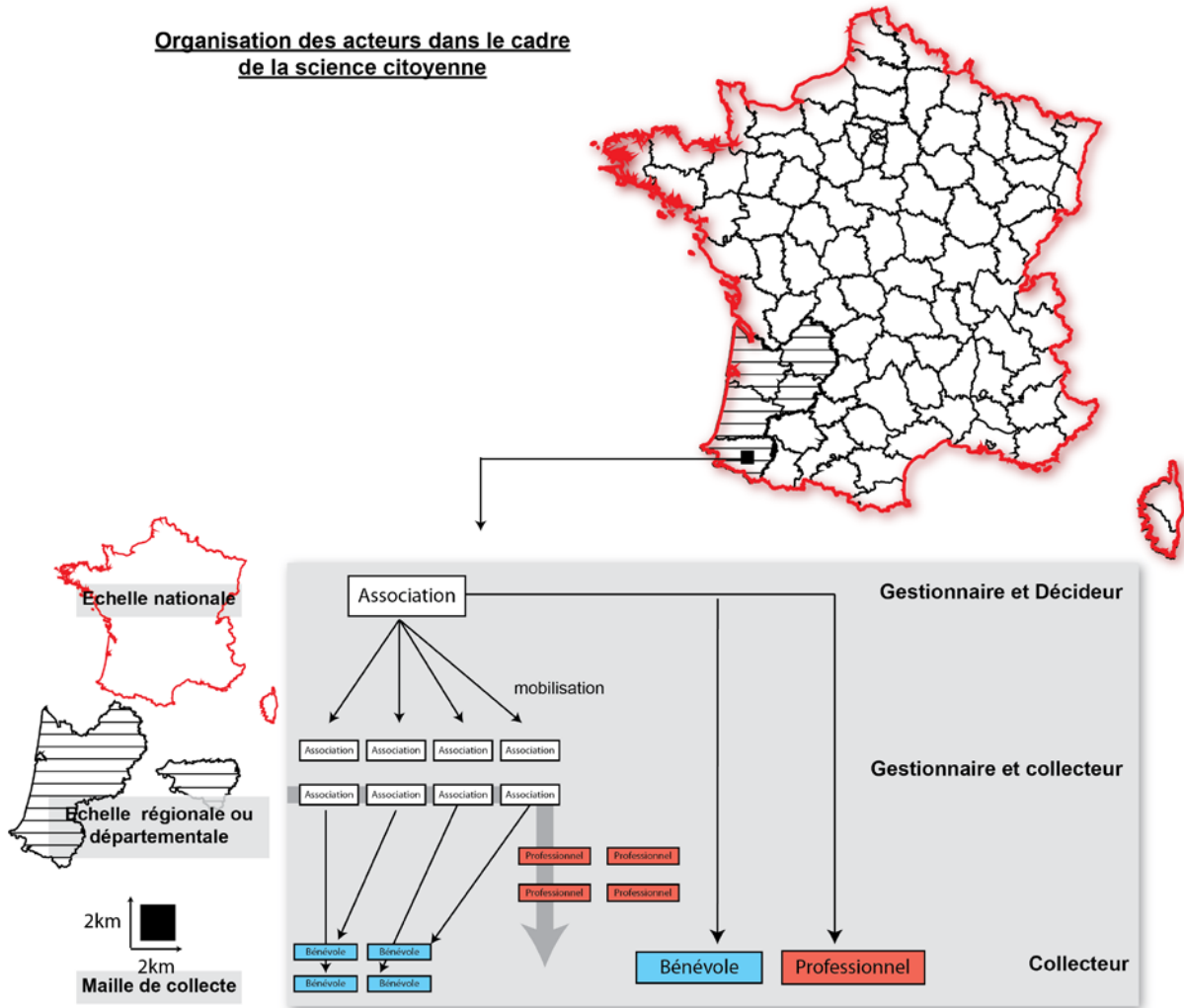


Figure 47 Un modèle de PAC dans un DAC relevant de la science citoyenne (C. Dunesme, 2015)

3.2.4. Les modèles hybrides : plusieurs PAC et plusieurs profils d'acteurs

Les modèles hybrides de DAC doivent leur spécificité à une absence de coordination au niveau national, qui se traduit par la mise en place de divers types de PAC à différentes échelles du territoire, liée à la configuration de l'aire de répartition de l'espèce étudiée. Certains de ces PAC peuvent être portés par des acteurs publics, tandis que d'autres relèvent d'acteurs associatifs, privés ou des bénévoles indépendants. Ainsi des espèces, aux aires de répartitions de faible superficie ou isolées, peuvent bénéficier du suivi de quelques spécialistes chevronnés (comme

l'ont été les rapaces dans les Pyrénées par les frères Terrasse¹¹⁵ par exemple). Ne s'engageant parfois dans aucune démarche scientifique globale, ou relevant de l'action publique, ces passionnés (amateurs éclairés à experts) entretiennent souvent des liens privilégiés aux espèces qu'ils étudient. Dans ce genre de DAC hybride, en dehors du cadre de l'action publique, les effets de concurrence ou de coopération peuvent être très marqués, pour peu que les acteurs associatifs soient plusieurs à s'intéresser aux mêmes espèces, et partagent un même périmètre d'action. Selon la notoriété des individus ou des structures, des stratégies de rétention de l'information pourront voir le jour (Figure 48).

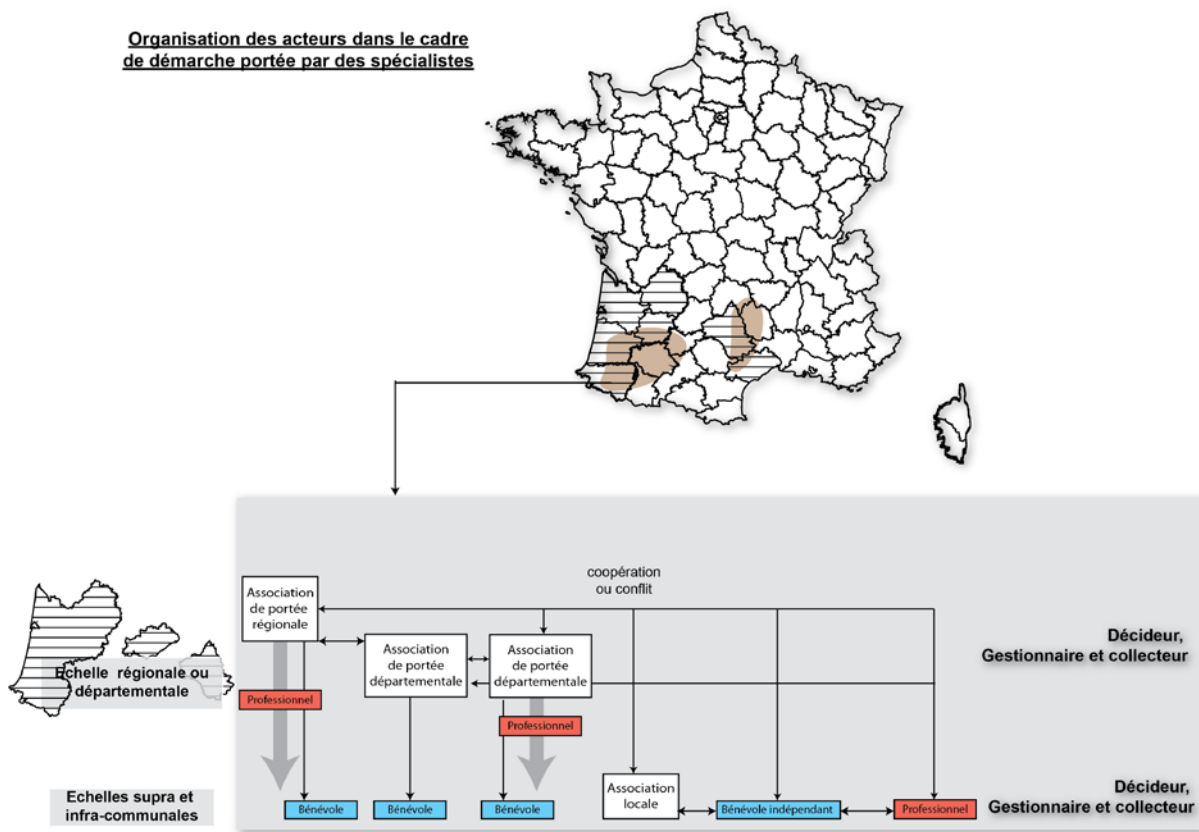


Figure 48 Un modèle de PAC dans un DAC hybride porté par des spécialistes (C. Dunesme, 2015)

¹¹⁵ Avant de fonder le Fonds d'intervention des rapaces (FIR) en 1972, et de rejoindre la « mission rapace » de la LPO, Jean-François Terrasse et son frère Michel se passionnent pour les rapaces des Pyrénées, et publient de nombreux articles reprenant leurs observations et suivis (sur les vautours fauves notamment depuis 1960) (Duchateau, 2011)

Conclusion de chapitre 3

Les démarches d'acquisition des connaissances sur la répartition des espèces animales menacées nécessitent trois éléments : un objet d'étude, ici l'espèce, un moyen de l'étudier, une méthodologie (méthodes et protocoles), et une personne ou un groupe, les acteurs. Chacun de ces éléments ont des caractéristiques qui varient spatialement, d'un territoire d'étude à un autre. La mise en place d'un DAC dans un territoire doit donc intégrer dans son organisation cette hétérogénéité, tout en évitant de s'éloigner trop fortement du modèle idéal. En effet selon cette répartition, les acteurs porteurs du DAC pourront disposer d'une plus ou moins grande palette de profils d'acteurs prospecteurs. La variation des compétences de ceux-ci sera notamment à prendre en compte dans la méthodologie utilisée. Le rôle du coordinateur pourra alors devenir essentiel, notamment si les prospecteurs sont des bénévoles amateurs, répartis de façon très hétérogène sur le territoire d'étude. Le bon fonctionnement du PAC peut donc résulter de cette synergie entre acteurs et méthodologie, de l'efficacité de la coordination ou encore de la bonne circulation de l'information. En effet les défaillances au niveau de la transmission de l'information, ou concernant la qualité des données récoltées, serviront de signes certains à l'existence de problèmes dans le PAC. Pour identifier les facteurs générant ces problèmes, l'étude de différents modèles de DAC, présentés dans la dernière partie de ce chapitre (3), nous permettra de comparer, selon les profils des acteurs, leur organisation ou encore la méthodologie utilisée, les éléments récurrents dans ces défaillances.

Pour éprouver ces modèles, nous devons les confronter à l'analyse de cas concrets et à une comparaison entre territoires, pour étudier les impacts de la variation spatiale des éléments du PAC, et leurs conséquences sur son fonctionnement. Dans le Chapitre suivant nous viendrons interroger le rôle du PAC dans la fabrication de la connaissance, mais aussi comment ses dysfonctionnements peuvent agir sur la qualité de cette connaissance, en faisant émerger des éléments d'incertitude. Nous avons décidé de ne pas traiter du DAC de la science participative, longuement étudié par différents auteurs, qui mettent en lumière les limites des protocoles (Lorimer, 2008), des compétences des acteurs (Charvolin, 2009; Gosselin, et al., 2010) ou qui

proposent des solutions¹¹⁶ pour garantir le succès de ces démarches (Bell, et al., 2007; Boeuf, et al., 2012; Jiguet, et al., 2012; Loos, et al., 2015). Nous nous focaliserons sur les trois autres modèles, dont le DAC reposant sur l'action publique formerait un dispositif idéal, en raison des moyens humains et financiers disponibles, tout comme l'importance de l'expertise technique et scientifique dont bénéficient ces dispositifs. Face à lui, nous analyserons un modèle de science citoyenne (chapitre 6), dont certains éléments feront échos aux études réalisées sur la science participative (l'appel au bénévole étant recherchée), et un modèle hybride (chapitre 7), sur plusieurs espèces et terrains, dont nous détaillerons la méthodologie de sélection dans un chapitre 5.

¹¹⁶ Le programme EuMon a publié ainsi de nombreux rapports, synthèses des différentes études menées sur la participation des bénévoles aux programmes de suivis de la Biodiversité en Europe. Un document pdf regroupe les principales solutions pour améliorer la participation : <http://eumon.ckff.si/policybriefs/policybrief1.pdf>

**Chapitre 4 : L'élaboration progressive d'une Connaissance fiabilisée par
l'utilisation de dispositifs de réduction de l'incertitude**

Introduction du chapitre 4

La mise en action d'un PAC permet aux acteurs de la conservation d'obtenir de meilleures connaissances sur une espèce et sa répartition. Ils passent ainsi d'une « méconnaissance », plus ou moins forte et partielle, à une connaissance, censée être plus fiable et complète, nourrie par l'accumulation des premières données récoltées (compilation d'informations anciennes, premières études de terrains etc.). Mais cette connaissance nouvellement apparue doit immédiatement être mise en question quant à sa qualité, car selon Pauli (1992), « *dès l'instant où la connaissance surgit, cette connaissance, ou est certaine, ou est douteuse* ». Pour les acteurs du PAC, débute dès lors une seconde étape qui doit permettre de définir si les connaissances accumulées sont certaines ou douteuses.

La certitude¹¹⁷, propriété de la connaissance, relève ici du sujet, dans sa capacité à prendre pour définitive la connaissance acquise. La certitude a une dimension subjective, puisqu'elle repose sur l'évaluation du sujet. Cette certitude peut aussi bien se transformer en doute, lorsque l'acteur fera l'acquisition de nouvelles informations venant la contredire. Cet état de doute, et donc d'incertitude, peut déclencher chez les acteurs du PAC plusieurs réactions, allant de la volonté de la réduire à celle de son maintien. L'incertitude est inhérente à tout processus de connaissance, pour une meilleure Connaissance¹¹⁸ (1). Or cette incertitude questionne la légitimité de certaines décisions prises, elle peut affecter le « sérieux » des acteurs, qui vont tenter de la gérer, à travers différents dispositifs de réduction de l'incertitude (2). Cette analyse théorique sera confrontée au réel dans une troisième partie, consacrée à l'étude d'un cas concret au sein d'un DAC.

¹¹⁷ Selon Wittgenstein (1965) la certitude ne constituerait pas un point d'arrivée de la réflexion de l'acteur mais un point de départ, tandis que le doute présupposerait la certitude, fondée sur une base de connaissance plus ou moins solide.

¹¹⁸ Celle-ci est définie comme un rapport de « la pensée à la réalité extérieure et engage la notion de vérité comme adéquation de l'esprit à la chose » (Foessel, et al., 2016), et implique des degrés (accumulation de connaissances), comme il existerait des degrés de réalité.

1. L'élaboration d'une connaissance des répartitions animales face à l'existence d'incertitudes géographiques

L'incertitude est un sujet foisonnant en littérature, elle se questionne dans toutes les disciplines (philosophie, sociologie, économie etc.), et sous plusieurs dimensions (technique, sociale, de sens, de finalité, etc.). Elle a été traitée longuement à partir de thématiques récurrentes comme le risque sanitaire (Barbier, et al., 2005), le changement climatique (Dupuy, 2006) ou encore les risques naturels (Arnaud, et al., 2009). Elle a été étudiée à travers les processus liés à sa fabrication (Rémy, 1995; Goodchild, 2007; Lochard, et al., 2010; Granjou, et al., 2010; Mericskay, et al., 2011), mais également à sa gestion¹¹⁹, sa diffusion, sa reconnaissance ou représentation (Rolland-May, 2000; Roth, 2009), et sa possible utilisation (Mermet, et al., 2005; Maxim, et al., 2008). Ces différents travaux nous permettront de définir, dans les paragraphes suivants, ce qu'est l'incertitude, et les termes qui lui sont souvent associés (certitude, vérité, doute etc.). Nous verrons ensuite dans le domaine de la connaissance des répartitions animales comment l'incertitude apparaît dans le PAC et quelle forme elle revêt.

1.1. Approche théorique de la notion d'incertitude

1.1.1. *La vérité, la certitude et la Connaissance*

Selon Pauli (1992), la certitude « *intéresse le sujet psychique, lequel étant au courant de la relation entre l'information et l'objet, celui-ci étant concerné par l'information, reçoit cette connaissance pour définitive* ». Quatre éléments fondamentaux apparaissent ainsi dans la définition de la certitude. Le premier est le sujet, qui établit une connexion entre l'information et l'objet, et donc fait l'exercice de la connaissance. La certitude est donc subjective¹²⁰, elle représente « *l'état du sujet en relation avec la connaissance* » (Pauli, 1992). Le second est la

¹¹⁹ On peut citer de très nombreux travaux d'écologie se basant notamment sur des analyses quantitatives, associées au traitement statistique pour réduire l'incertitude, mais aussi les biais et erreurs liés aux protocoles d'enquêtes (Rocchini, et al., 2011) ou encore aux facteurs d'incertitude comme la détectabilité des espèces (Lelay, 2002; Kéry, et al., 2004)

¹²⁰ Celle-ci peut également être objective, en étant « établie à l'intérieur de la connaissance même », faisant ainsi référence à des concepts ou principes universels (Pauli, 1992).

vérité ¹²¹, comme but recherché de la connaissance. La vérité représente une « information réussie », la certitude représentant l'adéquation de l'esprit à cette situation. Le troisième est l'évidence, se fondant sur le constat d'une information véridique, démontrée par l'objet lui-même. Le quatrième est le jugement, reposant sur la capacité du sujet à déterminer les éléments qui sont vrais. Par exemple, la certitude d'un acteur se traduirait de la façon suivante « je suis sûr que cette information est vraie, en effet si on regarde cet argument 1, et cet argument 2, ceux-ci confirment mon jugement. »

Comme pour la certitude, la définition de l'incertitude reposerait sur ces quatre éléments, en mobilisant un sujet en quête de vérité, mais qui douterait de la véracité de certains éléments ou de leur évidence, et jugerait donc que certains éléments ne sont qu'en partie vrais ou totalement faux. Si on reprend notre exemple, l'incertitude apparaîtrait donc chez l'acteur de la façon suivante « je ne suis plus sûr que cette information soit vraie, en effet si mon argument 1 était vrai, mon argument 2 est en réalité faux, mon jugement premier est donc erroné. ».

Cette remise en question des certitudes du sujet repose en premier lieu sur le degré de connaissance détenu par celui-ci. L'acquisition de nouvelles connaissances lui révèle ici que son argument 2 est faux. Cette vision considère que l'établissement d'une bonne argumentation dépend au moins en partie, d'un degré de connaissance, donc d'une accumulation d'informations par l'individu. Cet apport de connaissance permet la distinction du vrai et du faux dans l'argumentaire premier, mais tend à installer l'individu dans une situation de doute. Son désir de sortir de cet état de doute, pour rechercher une certitude, sur la base du « vrai », participe en même temps à la construction de la Connaissance (Figure 49).

Si la connaissance et la certitude sont liées, Boudon (1995) développe une autre dimension de la certitude liée au domaine de l'axiologie. Il fonde ainsi une partie de son analyse du « sentiment de certitude » sur la construction de l'argumentation : « *on a la conviction que X est vrai quand on a la certitude qu'aucune argumentation meilleure ne risque d'aboutir à une autre conclusion. La thèse principale de la théorie cognitiviste que je défends ici est qu'il en va de même dans le domaine de l'axiologique : la conviction que X est bon, juste, acceptable etc.*

¹²¹ La vérité représente la relation entre la connaissance et l'objet qu'elle présente (relation information/objet), l'évidence signifie la perceptibilité exhaussé de l'objet présenté (la présence est l'évidence de la connaissance), la certitude concerne quant à elle le sujet psychique en tant que possesseur de la connaissance (Pauli, 1992)

s'établit à partir du moment où, de façon plus ou moins consciente, on a le sentiment qu'il n'existe pas d'argumentation meilleure et comportant une conclusion opposée ». Cette citation questionne la capacité du sujet à remettre en question ses valeurs et ses représentations (dimension axiologique). Dans ce domaine-là, la conviction de l'individu peut se baser, dans son argumentaire, sur des éléments faux, mais dont la certitude s'appuie sur la dimension morale de celui-ci. La valeur de l'argumentaire peut donc parfois l'emporter sur la réalité (Duméry, 2016).

Le sentiment de doute est la prémisse, mais aussi la transcription chez l'individu de l'incertitude. Il apparaît quand le sujet acquiert de nouvelles connaissances (informations) (Figure 49), ou qu'il remet en question son système de représentation et ses valeurs morales (Boudon, 1995).

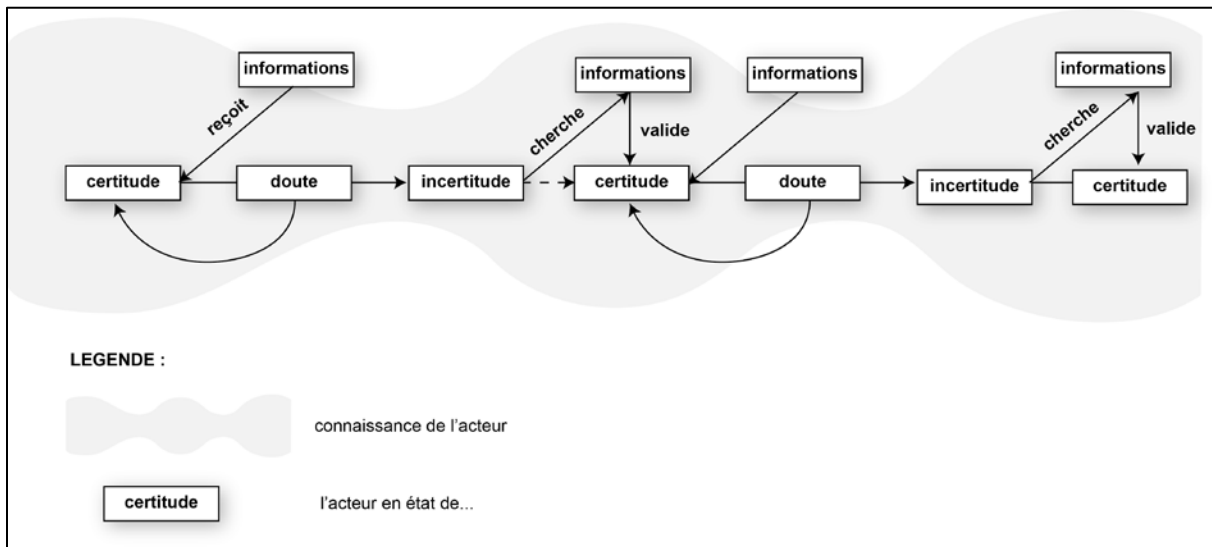


Figure 49 De la certitude à l'incertitude : la construction d'une connaissance (C. Dunesme, 2016)

La remise en cause des représentations de l'individu ou l'amélioration progressive de sa connaissance vont concerner deux formes d'incertitude, dite de sens et de finalité. Leurs caractéristiques peuvent alors reposer sur des dimensions techniques, mais également sur des dimensions sociales qui peuvent par exemple renvoyer au domaine de l'interprétation.

1.1.2. *Incertitude de sens et incertitude de finalité*

Dans sa définition, l'incertitude naît ainsi d'un décalage entre un état réel et la représentation de cet état. Pour la réduire, l'individu confronte donc ses représentations sur le monde à ce qu'il est réellement. Il est ainsi amené à reconsidérer ses connaissances, en évaluant ce qui est juste ou ce qui est faux, totalement ou en partie. Cette vision de l'incertitude conduit à en distinguer deux formes clairement distinctes, l'incertitude de sens et celle de finalité. Bronner (1997) définit la première comme « *l'état que connaît l'individu lorsqu'une partie, ou l'ensemble, de ses systèmes de représentation est altérée ou risque de l'être* ». L'individu se trouve ainsi en état d'incertitude lorsqu'il prend conscience du décalage existant entre son système de représentation et le monde réel. Si on reprend ainsi l'exemple précédent, l'acteur ayant admis que son argument 2 était faux, en vient à douter de la véracité de son argument 1, et de l'évaluation qu'il a tirée de ceux-ci. Son argumentation toute entière s'en trouve mise en question. Cet aspect de l'incertitude questionne donc le bien-fondé des connaissances détenues par l'individu (ici matérialisées par les arguments 1 et 2).

Le degré d'incertitude est ainsi corrélé à l'accumulation de connaissance. Dans l'exemple précédent, pour réduire l'incertitude, il suffirait à l'acteur de trouver d'autres arguments venant conforter son premier jugement, ou au contraire venant nourrir l'émergence d'un nouveau jugement. Comme le définissent ainsi Callon et al (2011), l'incertitude s'étale entre « la sombre ignorance » et « l'impeccable connaissance des états du monde possible. ».

Bronner (1997) définit ensuite la seconde forme d'incertitude, dite de « finalité », comme « *l'état dans lequel se trouve un individu qui, nourrissant un désir, se trouve confronté à son propos au champ ouvert des possibles* ». Si l'accumulation de connaissance peut donc en partie permettre de réduire progressivement ce « champ ouvert de possible », certains éléments interdisant la connaissance complète du réel ne peuvent être soit éliminés, soit totalement connus. Cette deuxième dimension de l'incertitude représente donc ce qui reste à apprendre et à connaître pour l'individu (Figure 50). Elle se rapproche donc en cela de la définition de l'ignorance, comme la limite de la Connaissance : « *c'est un paradoxe ancien : l'étendue de notre ignorance se découvre à mesure que nous en apprenons davantage. Nous avons du reste appris des pensées du soupçon que l'ignorance n'est pas l'Autre du savoir mais sa limite interne, sans cesse*

déplacée, ou alors un point aveugle activement produit par la machine de la connaissance » (Durning, 2013). Ce noyau d'ignorance persistante rend impossible la définition des mondes possibles, et limite ainsi la prise de décision rationnelle. Ainsi « *on sait qu'on ne sait pas, mais c'est à peu près tout ce que l'on sait : il n'y a pas de meilleure définition de l'incertitude* » (Callon, et al., 2001). Cette définition de l'incertitude, par le niveau de connaissance d'un acteur, représente l'incertitude dite épistémique (Dupuy, 2006). La prise de conscience de cette ignorance, en partie liée à des incertitudes irréductibles, comme l'impossible connaissance du futur, peut ainsi expliquer le recours aux démarches prospectives, impliquant la prise en main par les acteurs de cet espace de liberté, de pouvoir et de volonté qu'est l'avenir (De Jouvenel, 1999). L'incertitude n'est dans ce cas pas un frein à l'action et à la prise de décision (utilisation du principe de précaution), mais elle demeure un obstacle dans l'évaluation des « gains » ou « pertes » obtenus à chaque action effectuée par l'acteur, notamment lorsqu'elle se base sur des éléments imprévisibles et imprédictibles. Elle élimine ainsi la possibilité d'évaluer les risques encourus par les acteurs décideurs (Dupuy, 2006; Van der Sluijs, et al., 2008).

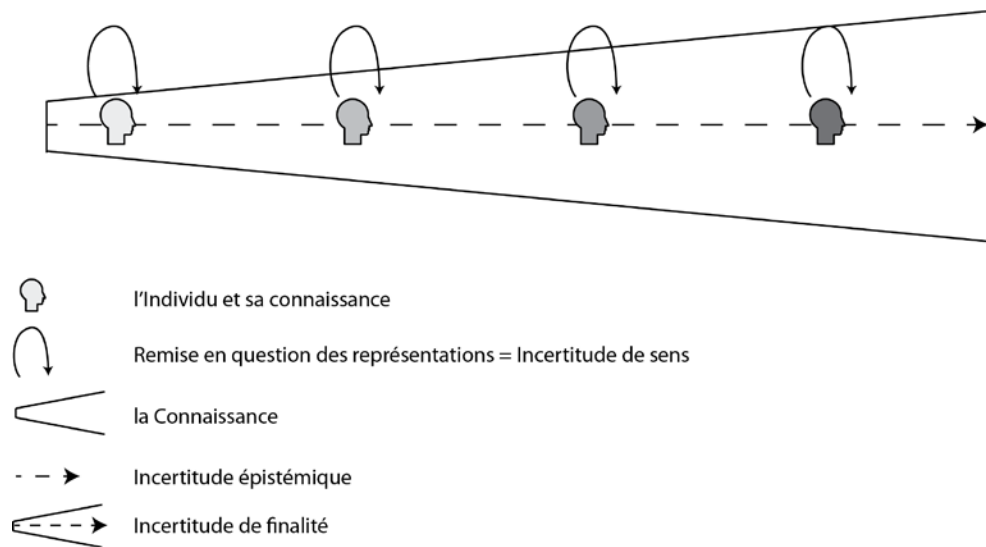


Figure 50 L'incertitude de sens et l'incertitude de finalité (C. Dunesme, 2016)

1.1.3. Incertitude technique et incertitude sociale

Selon Callon et al (2001), deux types d'incertitudes peuvent être distingués, l'incertitude technique ou scientifique, et l'incertitude sociale. Elles constituent pour notre raisonnement les caractéristiques de l'incertitude, qu'elle soit de sens ou de finalité.

Les incertitudes techniques vont ainsi porter sur la fiabilité de l'information, et le processus technique qui a permis sa fabrication. Elles vont apparaître lorsque des « écarts au modèle » seront visibles. Ils vont se traduire par des données incomplètes (informations lacunaires), imprécises (floues), ou encore inexactes (erreurs) (Fusco, et al., 2013). Deux types d'erreurs se retrouvent ainsi dans les modèles utilisés en écologie (Marcot, et al., 2007). La première est une erreur liée à la mesure, qui peut être réduite par l'amélioration des techniques d'enquêtes par exemple (formation des individus, utilisation d'outils comme des clés d'identification etc.) (Norton, 2006; Marcot, et al., 2007). Le deuxième type d'erreur relève de l'aléatoire, de variations propres aux distributions de l'espèce ou des conditions environnementales affectant sa présence, qui peuvent être réduites, mais pas totalement éliminées, par l'utilisation de méthodes d'échantillonnage couvrant, par exemple, de plus larges superficies (Marcot, et al., 2007). La qualité de l'information sera donc variable, et les raisonnements s'y adossant pourront donc être incertains (par exemple les prédictions relatives à la présence d'une espèce dans un habitat) (Akçakaya, et al., 2000; Marcot, et al., 2007). Rocchini et al (2011) proposent ainsi dans leur étude la réalisation de cartes de « l'ignorance », qui prendraient en compte la qualité variable des données, les biais et erreurs de prédiction, et leurs répartitions géographiques. Cette solution « technique » n'appréhende que partiellement le rôle des acteurs dans l'incertitude. Elle ne vient que questionner les tentatives post-collecte de réduction de celle-ci par le traitement de l'information. Cette approche technique est privilégiée dans les études en biostatistique et en écologie (Royle, et al., 2008; Rocchini, et al., 2011; Comte, et al., 2013), qui s'intéressent ainsi à l'intégration des problèmes liés aux erreurs et aux biais dans la donnée récoltée, et aux problèmes de représentativité et de standardisation qui affectent d'avantage les protocoles.

Si les incertitudes techniques relèvent donc de la science et de ses limites, les incertitudes sociales reposent d'avantage sur la capacité de lecture et d'interprétation des individus des

données récoltées, tout comme leur capacité à la modifier.

Ainsi selon Arnaud et Davoine (2009) « *les données peuvent être interprétées selon des facteurs externes à l'objet, mais propres à l'observateur* ». Ils distinguent alors les incertitudes dites sémantiques, liées à la compréhension et interprétation des mots dans la description d'un phénomène (par exemple l'utilisation de mots tels que « beaucoup » ou encore « près », qui relèvent de l'imprécision) ou géométriques, liées au « *report des objets sur une carte qui dépend de l'échelle et des référentiels utilisés* » (les auteurs donnent comme exemple « l'extension d'une espèce » mal connue). Certaines erreurs, peuvent également être liées à l'intervention des acteurs, dans des comportements d'oubli, d'omission, de détérioration ou de sur et sous-estimation (Arnaud, et al., 2009). Dans ce contexte-là, un individu peut par exemple décider de trafiquer sa donnée (détérioration), ou un autre oubliera de noter certaines informations importantes (par exemple une localisation GPS). La qualité de la donnée s'en trouvera modifiée, et l'origine du problème n'est pas d'ordre technique (protocole) mais d'ordre social, en révélant une intentionnalité ou un manque de rigueur de l'individu. L'incertitude est donc dans ce cas socialement construite.

La distinction entre les différentes formes d'incertitude présentées précédemment peut être difficile à effectuer, notamment lorsque l'incertitude épistémique, donc en lien avec l'individu et son degré de connaissance, est rabattue sur le même plan que l'incertitude de finalité, intégrant le caractère aléatoire de certains éléments (incertitude intrinsèque) (Dupuy, 2006). A l'incertitude scientifique, Van der Sluijs (2006) ajoute ainsi l'incertitude socialement construite, à la fois par la qualité de l'expertise fournie et par les « *stratégies discursives des acteurs dans le débat social* » (Maxim, et al., 2008). Si une partie de l'incertitude scientifique ne peut donc pas être réduite (notamment l'incertitude « intrinsèque »), l'incertitude socialement construite est un « levier » qui peut être abaissé pour permettre l'amélioration des connaissances pour l'action.

1.2. L'apparition d'incertitudes au cours du PAC

Notre étude nous amène à nous intéresser aux incertitudes géographiques, c'est-à-dire celles qui concernent la répartition d'une espèce animale menacée dans un territoire. Elle revêt donc une dimension spatiale (« ici on sait, là on ne sait pas »), et incorpore des éléments d'origine sociale (système acteur). Dans le cas du PAC, l'incertitude apparaît sous différentes formes, relevant de causes techniques ou sociales. Le schéma ci-dessous présente les étapes d'apparition potentielle de l'incertitude dans le PAC et les possibles attitudes des acteurs face à celle-ci.

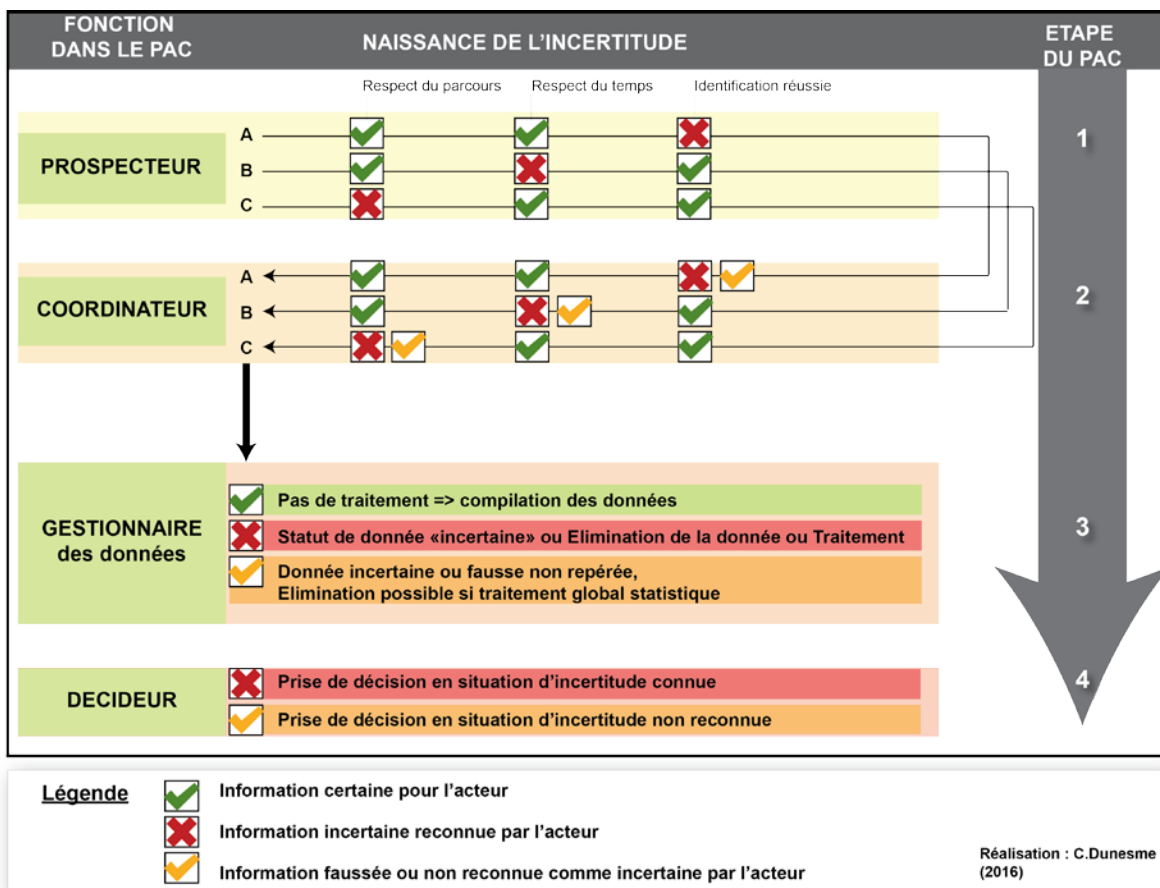


Figure 51 L'apparition de l'incertitude et sa reconnaissance au cours du PAC (C. Dunesme, 2016)

A la lecture de ce schéma, on constate que lors de la première étape du PAC, le prospecteur sur le terrain peut être confronté à trois difficultés. La première concerne le respect du parcours fixé par le protocole de recherche, la deuxième concerne le respect du temps de prospection et la troisième l'identification des indices de présence de l'animal. Dans le cadre d'un

inventaire par mailles kilométriques par exemple, si le protocole fixe 500m de tronçon à parcourir dans un habitat de la maille, l'observateur C confronté à des difficultés de progression sur le terrain peut décider de ne parcourir que 200 m. Sur la base de connaissances acquises par des expériences antérieures, il peut alors estimer cependant que sur les 300 m restant il a peu de chance de trouver des indices. Face à cette situation non prévue dans le protocole, plusieurs possibilités s'offrent à lui. S'il découvre un indice de présence, la liberté prise avec le protocole ne portera pas préjudice à la validation de la maille kilométrique, l'espèce étant reconnue comme présente. Par contre, si sur ces 200m prospectés il ne trouve pas d'indices, il peut soit informer le coordinateur ne pas avoir prospecté la totalité du parcours prévu par le protocole (croix rouge), ou ne rien lui dire (coche orange). L'information transmise comprend donc une incertitude sur la présence potentielle d'une espèce, dont l'observateur sait qu'il n'a pas respecté le protocole. Cette information « faussée » (en orange sur le schéma) est ensuite transmise au coordinateur qui reçoit la donnée de « non présence ». Celui-ci peut alors adopter deux attitudes. S'il estime que cette donnée d'absence n'est pas normale en raison de la qualité de l'habitat ou de l'ancienne répartition connue de l'espèce par exemple, il peut programmer un deuxième passage de vérification sur la maille kilométrique pour obtenir une deuxième donnée, qui confirmera ou non cette absence. S'il estime a contrario que l'observateur a bien fait son travail, il validera cette absence de l'espèce.

Le cheminement de cette information faussée se poursuit ensuite au sein du PAC, et se trouve donc transmise au gestionnaire des données. Celui-ci constate donc sur la maille une absence de l'espèce, alors qu'elle apparaît présente dans les mailles voisines. S'il a fait le choix d'appliquer un traitement biostatistique à la masse des données reçues du coordinateur, il est vraisemblable que cette erreur ponctuelle sera « gommée », en référence à son caractère « anormal » dans une portion de territoire où l'espèce est toujours recensée. Si ces méthodes ne sont pas utilisées, l'information faussée ne sera alors pas « gommée » mais éventuellement « appréciée » par le jugement du gestionnaire. Si les mailles kilométriques contiguës indiquent toutes la présence de l'espèce, il pourra demander une vérification de l'information. Si par contre elle se trouve en marge de l'aire de répartition, elle risque de passer pour une « indentation » de la limite de l'aire, faussant de ce fait la représentation de la dynamique spatiale apparente de l'espèce. L'information faussée sera alors transmise au décideur, sous forme de carte, indiquant à ce dernier une absence de l'espèce sur cette maille kilométrique située en marge de l'aire.

Dans le PAC, certaines informations vont ainsi ressortir imprécises, floues, partielles, révélant l'existence d'incertitudes liées à la « technique » (méthodologie inadaptée à l'espèce ou aux prospecteurs, compétences inappropriées etc.). Au contraire, certaines informations vont paraître complètes et vraies, mais vont reposer en réalité sur une incertitude produite par l'acteur prospecteur, qui n'aura pas respecté le protocole par exemple, sans en informer le coordinateur. La reconnaissance de données fausses ou inexactes ne sera possible que si l'acteur, coordinateur ou gestionnaire des données, met en doute la véracité de l'information qui lui parvient, en s'appuyant sur ces incertitudes de sens révélées (questionnant quelque part sa logique) par lui-même, ou par les acteurs en amont du processus (coordinateur ou prospecteur). Ces incertitudes questionnent donc la capacité des acteurs du PAC à obtenir des informations suffisamment précises et justes, pour agir efficacement pour la conservation d'une espèce. La réduire passe donc par la limitation de ses facteurs d'apparition, mais aussi et avant tout par sa reconnaissance.

2. L'utilisation de dispositifs de réduction de l'incertitude au cours d'un PAC

Dans les premières périodes de mise en place du PAC, l'acteur porteur de la démarche va passer du « je ne sais pas » (méconnaissance) par manque d'information ou « je suis sûr de savoir » (certitude sur la base du vrai ou du faux), au « je ne suis pas sûr de savoir » relevant de l'incertitude dans l'acquisition de connaissance, au « je sais, et j'en suis sûr », assurant la certitude fondée sur l'approche du vrai, censée ensuite légitimer la prise de décision. Cette progression de la certitude dans la connaissance devrait reposer sur l'utilisation de dispositifs permettant la réduction progressive de l'incertitude. Mais cette utilisation n'est possible que si les acteurs du PAC reconnaissent son existence, qu'ils admettent ensuite être capables de réduire les facteurs d'incertitude, ou que leurs stratégies aillent dans le sens de cette réduction (2.3). Les dispositifs pourront alors autant se focaliser sur les méthodes utilisées, que sur les acteurs mobilisés. Les dimensions techniques et sociales, propre aux éléments du PAC, doivent donc être prises en compte par ces dispositifs (2.1). A travers la description d'un cas théorique, nous montrerons comment ce type de dispositif pourrait être mis en place dans un PAC (2.2).

2.1. Les dispositifs de réduction de l'incertitude : approche théorique

La notion de « dispositif » possède une forte dimension technique. Selon Peeters et Charlier (1999), il est « *toujours affaire d'experts et de professionnels techniciens, c'est-à-dire d'agents qui ont la charge de faire fonctionner des ensembles organisés* ». Il représente ainsi « *l'ensemble des moyens mis en œuvre en vue d'une fin* », il doit être efficace, son application doit être optimale, et il rentre donc dans une stratégie des acteurs pour améliorer cet « ensemble organisé » (Peeters, et al., 1999). Dans notre étude, le dispositif représente l'ensemble des moyens mis en œuvre pour réduire l'incertitude dans le PAC. Il passe à la fois par l'utilisation d'objets relevant de la technique, mais également de moyens pédagogiques ou socio-éducatifs, destinés aux acteurs impliqués dans l'opération. Un dispositif doit à la fois se concentrer sur les « *aspects de réception tout autant que sur les aspects de production* » (de matériel, d'information, d'idée etc.) (ibid). Dans le cadre du PAC, il doit donc se concentrer sur la phase de production de l'information, les acteurs prospecteurs et gestionnaires pourront être concernés par ces dispositifs, tout comme sur « l'aspect réception », qui concernera d'avantage le coordinateur ou le décideur. Le dispositif « *n'oriente plus l'individu, c'est l'individu qui s'oriente dans le dispositif* », il devient la figure centrale de celui-ci (ibid).

Ces dispositifs vont donc agir sur les méthodes utilisées pour récolter et traiter l'information, tout comme sur les acteurs ayant ces fonctions. C'est sur la base de ces deux dimensions que nous distinguerons des dispositifs complets, agissant à la fois sur la technique et le social, et des dispositifs incomplets, qui ne prennent que partiellement en compte ces deux dimensions, ou l'une au détriment de l'autre (souvent la technique).

Dans la littérature scientifique, certains auteurs présentent ainsi quelques dispositifs de réduction de l'incertitude, mais la prise en compte de ces deux dimensions reste faible, et les dispositifs proposés sont avant tout centrés sur la dimension technique. Par exemple dans le domaine de l'écologie, Robertson et al (2010) proposent plusieurs solutions pour améliorer la qualité des données collectées dans les atlas naturalistes. Ils proposent entre autre un contrôle en ligne de la donnée d'observation fournie par un prospecteur, ou la mise en place de suivis très intenses, portés par des experts, sur de petites zones, permettant de servir de modèles d'étude à l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce. En géographie, Mericskay et Roche (2011), dans

une étude sur les technologies de l'information géographique, décrivent la mise en place de mécanismes de validation des données, permettant de contrôler sa qualité, par le biais de modalités « *de vérification, de classification et de validation collective* », intégrant le profil des contributeurs, la corrélation avec des observations similaires, un « système de validation par les pairs », ou encore « la traçabilité des actions ». L'individu est alors perçu comme un « objet » producteur de données, mais la dimension intentionnelle de certaines actions n'est pas prise en compte dans ces dispositifs. L'incertitude socialement construite reste une dimension peu problématisée dans ces propositions de dispositifs.

2.2. Description et fonction d'un dispositif de réduction de l'incertitude dans le cas d'un PAC

La mise en place d'un dispositif de réduction de l'incertitude doit prendre en compte les fonctions des différents acteurs. Dans un premier temps, les acteurs porteurs du projet doivent concevoir ces dispositifs, en se fondant notamment sur leurs expériences dans le domaine, sur des anciens PAC ou sur la littérature scientifique. Ensuite à chaque étape du PAC, les acteurs gestionnaires des données ou coordinateurs vont également proposer des moyens pour réduire les incertitudes qui pourraient apparaître. Cette identification première des facteurs d'incertitude, repose donc sur des retours d'expériences ou sur le savoir de l'acteur. Certains dispositifs de réduction de l'incertitude vont donc pouvoir apparaître avant même que soient effectuées les premières collectes.

Ensuite, à mesure du déroulement du PAC, le coordinateur ou le gestionnaire des données vont être confrontés à certaines informations, jugées incertaines (imprécises, incomplètes, etc.), ou à certains blocages de la part des prospecteurs. Des erreurs et des biais, ou des manques d'information, relevant d'incertitude d'origine sociale ou technique, vont apparaître dans la récolte de données, les obligeant à mettre au point des stratégies nouvelles pour les réduire. Les dispositifs prévus au début du projet pourront être améliorés, ou s'ils n'ont pas été prévus, pourront voir le jour durant le PAC. Les paragraphes suivants vont décrire le fonctionnement théorique d'un dispositif de réduction de l'incertitude dans un PAC, en se focalisant notamment sur les interactions entre acteurs, à différentes étapes de celui-ci.

2.2.1. Le fonctionnement d'un dispositif de réduction de l'incertitude au cours d'un PAC

Au cours du PAC, des problèmes d'ordre divers vont apparaître, ils concerneront les caractéristiques de la donnée en elle-même (complétude, précision, etc.), sa localisation (les vides de connaissance apparaissent dans l'aire de répartition), ou bien la mobilisation des acteurs prospecteurs (désengagement progressif).

Placé en situation de contact entre le prospecteur et le gestionnaire, le coordinateur va jouer un rôle essentiel dans la mise en place de dispositif de réduction de l'incertitude ou son amélioration. En étant à l'interface de la transmission d'information entre ces deux types d'acteurs, il aura la possibilité de déceler les éléments porteurs d'incertitude provenant de la collecte, tout comme les doutes apparaissant chez le gestionnaire lors de la phase de traitement de l'information. Ainsi, lorsqu'une incertitude (donnée récoltée imprécise, partielle etc.) lui semble susceptible d'émerger, trois possibilités d'action s'offriront à lui pour tenter de la réduire.

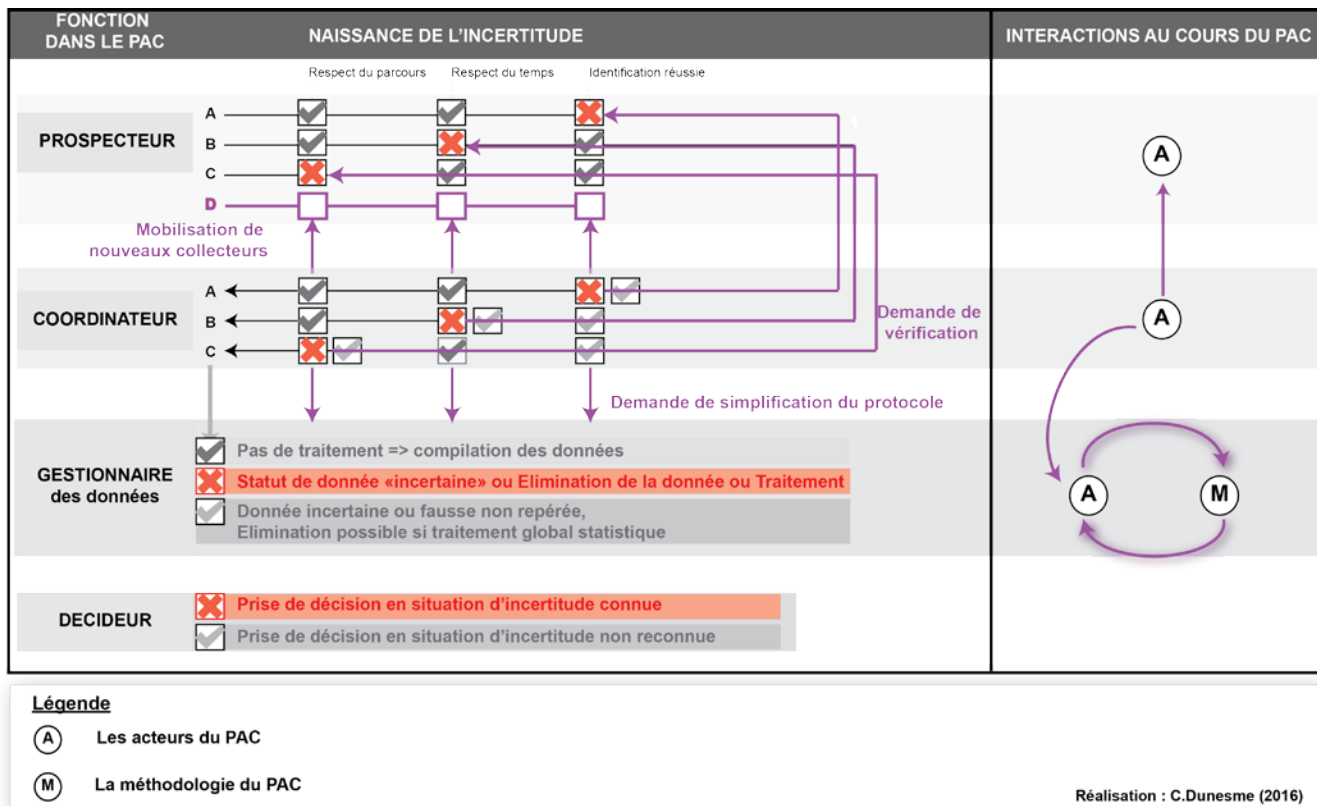


Figure 52 L'utilisation de dispositif de réduction de l'incertitude dans le cadre d'un PAC théorique (C. Dunesme, 2016)

Dans l'exemple de la Figure 52, il pourra dans un premier temps demander aux prospecteurs de vérifier les informations transmises, et de retourner sur le terrain lorsque des erreurs ou manques ont été constatés (mauvaise identification par exemple). Si les données récoltées comportent trop d'erreurs ou de manques, deux hypothèses peuvent être envisagées. Soit il estimera que la compétence des prospecteurs est en cause, et dans ce cas, vérifiera par lui-même ou par le biais d'autres prospecteurs, estimés plus fiables, la validité de l'information sur une partie des sites de collecte douteux. Soit il estimera que la méthodologie utilisée ne convient pas à l'espèce (problème de détectabilité) ou que le protocole est trop compliqué à appliquer, en fonction des compétences des prospecteurs mobilisés. Il pourra alors exiger un réajustement ou une simplification du protocole de recherche, auprès de l'acteur l'ayant conçu (ou choisi). Ce cas de figure conduira, à cette étape du PAC, à accorder une attention particulière à l'ensemble des interactions intervenant entre prospecteurs, coordinateurs et gestionnaires, donc au sein du seul pôle « acteurs » (avec une intervention possible a posteriori sur le pôle méthodologie). Par contre lorsque cette même incertitude sera détectée au cours du traitement des données, donc par leur gestionnaire, les interactions auront lieu entre les pôles acteur et méthodologie, puisque le traitement de l'information passe essentiellement par l'usage des biostatistiques en écologie (lorsque la méthodologie le permet).

2.2.2. Les conditions de son fonctionnement

Au cours du PAC, la mise en place d'un dispositif de réduction de l'incertitude peut donc améliorer à terme les connaissances des acteurs engagés, et la connaissance plus générale de la répartition de l'espèce animale. Mais l'émergence de celui-ci dépend de plusieurs facteurs, parmi lesquels certains acteurs du PAC jouent un rôle déterminant. Les individus occupant les fonctions de gestionnaire du social (coordinateur) et des données sont en effet les mieux placés pour agir, de façon directe (les coordinateurs) ou indirecte (le gestionnaire), sur l'organisation interne des acteurs engagés dans le PAC.

Le premier domaine où leur intervention éventuelle peut être décisive concerne l'apparition de l'incertitude. Ils peuvent en effet se questionner sur la qualité de l'information

récoltée, en se demandant si elle peut être améliorée (la rendre moins imprécise, inexacte, incomplète). Cela implique pour eux de regarder ce qui est possible ou impossible à ajuster, prévoir, améliorer, notamment par la méthodologie employée ou par la réorganisation des réseaux de prospecteurs (effectif, localisation ou compétence).

Le second domaine de leur intervention éventuelle concerne la reconnaissance de cette incertitude. En effet si certaines informations ressortent imprécises ou partielles, seront-ils prêts à remettre en question leur connaissance et celles des autres acteurs du PAC ? Peuvent-ils envisager que le problème provienne du protocole utilisé ? Autrement dit de la technique, mais aussi quelque part de leur connaissance établie (problème de milieu prospecté, d'insuffisance de la pression d'observation etc.). Ou vont-ils porter leur attention sur des problèmes relevant du facteur humain, en mettant en question les prospecteurs et leurs compétences ? Ces incertitudes progressivement identifiées vont-elles ensuite entraîner une remise en question de leur connaissance déjà acquise, fondée sur des informations accumulées depuis longtemps ? De façon plus large, les acteurs du PAC doutent-ils ? Veulent-ils douter ? Et ce doute peut-il également porter sur les données accumulées paraissant fiables et certaines, mais qui peuvent se révéler faussées ?

Le troisième domaine de leur intervention éventuelle concerne la gestion de l'incertitude, et conditionne donc en grande partie les deux domaines précédents. En effet pour gérer l'incertitude, c'est-à-dire s'assurer une certaine maîtrise en l'identifiant, en la contrôlant puis dans le meilleur des cas en la réduisant, les acteurs vont devoir d'abord questionner l'imprévisibilité ou l'imprédictibilité de certains éléments, ayant trait soit à l'espèce, soit au système d'acteurs. Comment peuvent-ils gérer cette imprédictibilité ? Comment feront-ils pour distinguer ce type d'incertitude intrinsèque des incertitudes épistémiques ? Cette distinction permettra par la suite de s'intéresser à l'incertitude épistémique et l'incertitude de sens qu'ils peuvent réduire. Face à ce qu'il est réellement possible de connaître, mettent-ils tout en œuvre pour limiter la méconnaissance et l'incertitude ? (ce qui questionne la méthodologie, l'organisation sociale etc.). Peuvent-ils les réduire ? (ce qui questionne les interactions sociales, tout comme les moyens matériels disponibles). Et finalement, veulent-ils les réduire ? Ou remettre en question leur certitude ?

Le fonctionnement du dispositif dépend donc des trois modalités d'approche de l'incertitude par les acteurs du PAC, la compréhension de son apparition, sa reconnaissance, comme celle des facteurs qui l'ont engendré, et enfin sa gestion, visant à la réduire ou la contrôler pour atteindre une certitude permettant la légitimité de l'action. L'acteur a donc une place prédominante dans ces rapports à l'incertitude. Sa réduction par l'utilisation de techniques et d'outils ne peut donc avoir lieu que si cette incertitude est « démasquée », et que l'ensemble des acteurs du PAC acceptent ce diagnostic et s'engagent dans des opérations visant à la réduire. De nombreux « freins » peuvent ainsi apparaître à l'idée de réduire certaines formes d'incertitude.

2.3. Les stratégies des acteurs face à l'incertitude

La reconnaissance de l'incertitude puis sa gestion, reposent sur l'existence d'une bonne circulation de l'information au sein du PAC. En effet, si celle-ci ne circule pas correctement entre les acteurs, ou si celle-ci est déformée, voire faussée (Figure 51, page 204), la reconnaissance de l'incertitude technique ne pourra avoir lieu, et deviendra dès lors une incertitude socialement construite. Comme le soulève Rémy (1995) au sujet de la connaissance « *nous avons aussi appris que le savoir au cours de sa constitution n'est pas coupé des relations des hommes entre eux et que les aspects sociaux ne sont pas extérieurs à l'objet scientifique* ». Les savoirs ne sont jamais désincarnés, et les incertitudes ont aussi des origines sociales qui relèvent souvent des stratégies personnelles d'acteur (pris ici en tant qu'individu) ou de ceux-ci inclus dans des ensembles plus larges (l'individu dans un organisme) (2.3.1). La circulation de l'information au sein du PAC risque donc de varier en fonction des profils des acteurs, et/ou de leur position dans celui-ci (2.3.2). Elle peut donc évoluer selon l'organisation des systèmes acteurs (2.3.3).

2.3.1. La maîtrise de l'incertitude et le pouvoir

Le « manque de connaissance » peut révéler un choix stratégique des acteurs d'évoluer dans l'incertitude, en restant maître de leur propre méconnaissance, mais surtout en contrôlant la situation d'incertitude dans laquelle se trouvent les autres acteurs du système. Cette maîtrise de l'incertitude détermine selon Crozier et Friedberg (1977) les acteurs détenteurs du pouvoir. Il

serait « *le résultat toujours contingent de la mobilisation par les acteurs des sources d'incertitude pertinentes qu'ils contrôlent dans une structure de jeu donné, pour leurs relations et tractations avec les autres participants du jeu* ». La réduction de cette incertitude serait alors conduite jusqu'à atteindre un seuil, jugé acceptable par l'acteur porteur du projet, à partir duquel les actions pourront être entreprises, bien que certaines inconnues subsistent. C'est ainsi le cas du quota de loups abattus chaque année en France, défini en fonction des effectifs déterminés par l'ONCFS, qui varient quant à eux selon les méthodes d'estimation utilisées (Mauz, et al., 2005). Selon les acteurs, ces incertitudes quant aux effectifs, sont plus ou moins problématiques, mais n'empêchent pas pour autant de procéder à des abattages. Ils sont surtout pour certains agents de l'ONCFS le fondement d'une expertise technique, qui même incertaine et approximative « *constitue un référent technique et neutre susceptible d'apporter un supplément d'objectivité au débat et à la décision politique* » (ibid).

L'incertitude contrôlée peut donc être source de pouvoir lorsqu'elle permet de débloquent des situations favorables aux acteurs. Comme le présente ainsi Norton (2006), l'idéal d'une connaissance totale n'est pas forcément recherché par ceux-ci. Il ne faut pas sous-estimer dans les systèmes acteurs la part d'exagération, de suppression ou de complexification de l'expression de l'incertitude, effectuée de façon intentionnelle ou non, « *indeed, from a social science perspective, the apparently uncontroversial assertion of Walker et al. 'that completely deterministic knowledge of the relevant system' is 'ideal' would discourage consideration of the disposition of people to exaggerate, suppress or complicate expressions of uncertainty, intentionally or unintentionally* » (Norton, 2006).

La réduction de l'incertitude socialement construite passe donc par la compréhension et la mise en lumière dans le PAC de ces jeux de pouvoir potentiels. Ils peuvent être identifiés lors de la phase de transmission de l'information.

2.3.2. La circulation de l'information dans le PAC

Le degré d'exactitude de la donnée transférée, tout comme sa complétude, dépend de l'acteur destinataire (émetteur), qui choisit, ou non, de dévoiler à l'acteur destinataire les caractéristiques réelles de la donnée qu'il a collectée (Lemieux, et al., 2004). Mais l'acteur décideur en bout de chaîne peut ne pas être informé du manque d'exactitude de la donnée récoltée et transformée, notamment lorsque la représentation de l'incertitude n'est pas un paramètre jugé indispensable au PAC « *However, because the decision-making process often is compartmentalized, with one group of individuals creating the geographic information, a second producing the representations, and a third making the decision, it is possible that the end decision-makers is unaware of the limitations of the underlying geographic information if uncertainty representations are not included.* » (Roth, 2009).

✓ *Information complète ou incomplète : l'importance de la reconnaissance*

Selon le degré et la qualité de la connaissance accumulée, mais aussi transmise, les acteurs coordinateurs ou gestionnaires seront en capacité, ou non, d'agir sur l'incertitude technique rencontrée (problème de détection etc). La Figure 52 (page 209) montre ainsi que si le prospecteur transmet à son coordinateur une information incertaine mais reconnue comme telle, celui-ci pourra mettre en œuvre un dispositif permettant d'améliorer la donnée, en demandant une vérification secondaire, ou en mobilisant un autre prospecteur. Si par contre l'information transmise est incomplète, mais que cet état n'est pas précisé par le prospecteur, il sera difficile pour le coordinateur d'agir en conséquence, et de prendre en compte tous les paramètres pouvant affecter la fiabilité de la donnée. Par exemple si le prospecteur transmet une information de non présence de l'espèce sur une maille, parce qu'il n'a pas trouvé d'indices, mais qu'il omet de préciser qu'il n'a pas pu parcourir toute la maille selon le protocole, le coordinateur pourra noter l'information de non présence comme certaine, en occultant la partie de la maille non prospectée qui aurait pu accueillir l'espèce. Ce problème de parcours peut être rare et isolé, mais s'il est récurrent et que les prospecteurs adoptent tous le même comportement, les problèmes d'applicabilité du protocole, ici relatif au parcours, ne pourront émerger dans le PAC.

La pertinence et l'efficacité d'un dispositif de réduction de l'incertitude reposent donc en grande partie sur sa reconnaissance à toutes les étapes du PAC, et donc par chaque acteur mobilisé dans celui-ci.

✓ *Quand l'information est « faussée » : des contrôles différenciés en fonction des statuts ?*

Dans le cadre du PAC, l'information transmise peut-être en partie faussée ou contenir une incertitude cachée, comme nous l'avons présenté en 1.2. Dans cette situation, soit l'acteur est conscient de son incertitude et choisit de la cacher, soit il n'en est pas conscient, dans les deux cas l'information transmise est faussée.

Dans le cas où l'acteur transmet son incertitude (difficulté d'identification de l'espèce par exemple), celui-ci perd une partie de sa « crédibilité » dans le sens où sa capacité à évaluer seul sur le terrain les indices découverts est mise en doute. En effet, alors qu'il se préoccupe pourtant d'assurer une meilleure validité de la donnée en le signalant au coordinateur, généralement plus compétent que lui, il court le risque de se trouver évincé de certains programmes d'études plus exigeants en compétence, notamment si la situation de dévoilement de l'incertitude se répète trop fréquemment. Il peut donc décider de privilégier la sauvegarde de sa notoriété, et donc ne rien dire. Il peut estimer en effet que cette situation de doute est habituellement rare, et il fait donc confiance à son expérience, malgré son absence de certitude. Il expose alors le PAC à un risque de saisie d'une information erronée, en omettant une donnée de présence nouvelle potentielle, ou au contraire en fournissant une information de présence qui ne l'est pas. Plus la notoriété d'un acteur prospecteur augmente (donc plus celui est reconnu comme « éclairé » ou « expert »), et plus il sera certainement difficile pour lui d'avouer ses hésitations (qui a priori seront assez rares), contrairement à un amateur avec très peu d'expérience.

En retour le contrôle de la donnée sera plus ou moins fort selon le statut de l'acteur. En effet la notoriété associée au profil des experts, voire de certains amateurs éclairés, va conditionner le contrôle sur une donnée transmise et jugée douteuse (Rémy, 1995; Alphandéry, et al., 2015). Ce contrôle du coordinateur et du gestionnaire sera d'autant plus marqué que l'acteur prospecteur aura un statut d'amateur (du dimanche), connu donc pour faire quelques erreurs d'identification par exemple.

La circulation dans le PAC peut donc être affectée par ces statuts et le profil de certains acteurs.

✓ *Quand l'information est bloquée : les jeux de concurrence et de conflit « moral »*

Les informations au sein du PAC peuvent être en partie bloquées par certains acteurs, notamment prospecteurs, pour des raisons de concurrence, fondée sur un inégal partage des ressources ou sur des questions de notoriété, ou de conflit « moral », souvent relatif à des divergences d'opinions sur l'utilisation de la donnée collectée.

La concurrence entre acteurs peut naître sur la base d'un partage inégal des ressources, au sein du PAC ou en dehors de celui, mais qui peut affecter la réalisation d'études sur une même espèce. Par exemple si des acteurs publics et associatifs se partagent les fonctions dans un PAC, au niveau de la collecte et transformation de la donnée, mais que l'un bénéficie de moyens financiers importants (l'acteur public), et l'autre de moyens humains importants (l'associatif), on peut supposer que le partage des ressources de chacun sera privilégié par ces deux acteurs. L'acteur public finance une partie des programmes de recherches de l'association, qui lui fournit en échange des données. Cette situation, optimale en apparence, peut cependant créer des déséquilibres, si par exemple l'association n'est pas la seule sur son territoire à travailler sur l'espèce. Thierry (2012) explique ainsi que la mise en concurrence des associations, notamment sur les marchés des appels à projet, conduit certaines d'entre elles à évoluer, non plus vers des projets d'ordre associatif et désintéressés, mais à s'inscrire de façon pérenne dans la politique de la collectivité. Elles en viennent alors à ne présenter que des projets finançables, et donc à anticiper les besoins des collectivités, bien plus que les projets « éthiques » portés par certains de leurs bénévoles. La distance cognitive entre membres de l'association peut alors se renforcer sur la base d'une distinction entre professionnels et bénévoles (Bell, et al., 2007). Par exemple la réponse à de tels appels d'offre conduit la plupart des salariés des associations à y consacrer l'intégralité de leur temps de travail, délaissant parfois les projets associatifs de la structure, pris en charge par les bénévoles les plus motivés ou compétents (ibid). Les ressources financières ou les compétences de certains acteurs seront donc des facteurs de concurrence, au sein ou en dehors de l'association.

Ces concurrences au sein d'acteurs partenaires dans un PAC, ou dans une même structure, peuvent donc se traduire par une transmission inégale de l'information, notamment lorsque l'acteur « défavorisé » se retrouve en position de prospecteur. Par exemple on peut supposer qu'un bénévole très investi dans son association aura plus de mal à transmettre ses données à un coordinateur engagé dans le montage d'appel à projet financé, ayant peu d'échanges avec les bénévoles, et dont l'investissement dans le programme de prospection sera donc largement inférieur à certains bénévoles du projet.

Au-delà de cette question des ressources, la passion ou les convictions de certains naturalistes peuvent également influencer sur le degré de précision de certaines informations transférées, ou sur leur blocage complet. Ces limites concernent principalement l'usage de la donnée naturaliste et l'éthique notamment soulevée par la professionnalisation croissante des associations (voir chap 3, 2.2). Celle-ci se traduit notamment dans le développement d'outils de diffusion de l'information (bases de données en ligne) pour la connaissance mais aussi l'action (collaboration avec les acteurs politiques, parfois perçu comme un « marchandage »¹²² de l'information), qui provoque l'éloignement de certains amateurs, souvent éclairés (Alphandéry, et al., 2011; Alphandéry, et al., 2013). Comme le souligne notamment ces auteurs, la donnée collectée, et transformée dans ces bases de données, est ainsi dépersonnalisée, instrumentalisée et standardisée (ibid). La donnée naturaliste « personnifiée », associée aux passions d'un observateur amateur, devient une donnée « industrielle » (Dupre, et al., 2007; Lorimer, 2008). Certains bénévoles craignent notamment la perte de contrôle de l'information, associée à cette standardisation (Crimmins, et al., 2012). Comme le rappelle ainsi Rémy (1995) « *la crainte de divulguer la localisation des espèces rares est un des traits de la culture naturaliste traditionnelle* ». En effet, si certains prospecteurs participant au PAC peuvent divulguer une grande partie de leurs données récoltées, ils peuvent également décider d'en garder certaines, qu'ils jugent « sensibles »¹²³. Ce blocage peut alors être temporaire (pendant la période de

¹²² Pour réaliser certains aménagements, les acteurs publics ont besoin d'information sur la localisation des espèces protégées. La recherche de ce type d'informations auprès des acteurs associatif est donc très courante, notamment lorsque ces acteurs publiques ne disposent pas de bases de données à leur échelle administrative. En échange les associations peuvent monnayer certaines de leurs données. Ces rapports peuvent donc être assimilables à du « marchandage »

¹²³ On peut ainsi noter sur certaines bases de données naturalistes en ligne la restriction de publication de certaines données jugées sensibles, notamment lors des périodes de reproduction. La publication est ainsi seulement accessible à l'observateur ayant rentré la donnée et à des personnes disposant de droit d'accès. Ces observations sont ensuite

reproduction de l'espèce par exemple) ou pérenne (par exemple la localisation d'un couple reproducteur d'une espèce dans un endroit facile d'accès, et donc exposé aux dégradations).

Si ces blocages sont relativement rares dans les PAC, en raison de l'engagement majoritairement volontaire de l'acteur dans la démarche (notamment dans les DAC de science participative ou citoyenne), ils sont le plus souvent à l'origine de la multiplication des PAC en dehors de l'action publique, et donc à la naissance de DAC hybride. Si le facteur géographique joue sur cette multiplication (voir chapitre 3), le facteur social, donc ici particulièrement les jeux de concurrence ou de conflit, intervient également.

La donnée est perçue dans ce type de démarche de connaissance comme un outil par de nombreux acteurs, un moyen de négocier, d'appartenir à une dynamique, de lier des relations avec les acteurs décideurs politiques (Alphandéry, et al., 2011). Sa construction, sa maîtrise et sa diffusion sont donc autant de façon d'acquérir une forme de pouvoir, et d'affirmer certaines stratégies.

2.3.3. Comment les formes d'organisations jouent sur l'incertitude

Le PAC instaure un ensemble structuré et organisé de relations, autour de la circulation d'informations, entre différents types d'acteurs (public, associatif, expert etc.) remplissant différentes fonctions (prospecteur, coordinateur, gestionnaire, décideur). Cette organisation peut favoriser l'accès au pouvoir de certains acteurs, à travers notamment leur nomination à certaines fonctions prestigieuses, ou d'autorité, dans le PAC. Celle-ci est également à la source des divergences d'objectifs des acteurs, positionnés à différentes étapes de la circulation de l'information. La réduction de l'incertitude, par la mise en place de dispositifs, est donc déterminée par la cohérence de ces objectifs et par les jeux d'acteurs.

✓ *Organisation et pouvoir*

La maîtrise de certaines formes d'incertitude peut être une source de pouvoir pour certains acteurs du PAC (voir 2.3.1), « *car le pouvoir, les capacités d'action des individus ou des groupes au sein d'une organisation dépendent en fin de compte du contrôle qu'ils peuvent exercer sur une source d'incertitude affectant la capacité de l'organisation d'atteindre ses objectifs à elle, et de l'importance comme de la pertinence de cette source d'incertitude par rapport à toutes les autres qui conditionnent également cette capacité. Ainsi, plus la zone d'incertitude contrôlée par un individu ou un groupe sera cruciale pour la réussite de l'organisation, plus celui-ci disposera de pouvoir.* » (Crozier, et al., 1977). Si le décideur dans le PAC dispose a priori du pouvoir de soutenir ou de décourager l'utilisation de certaines méthodes, ou de mettre en place des dispositifs de réduction de l'incertitude, les prospecteurs, coordinateurs et gestionnaire contrôlent eux aussi de vastes zones d'incertitude, car ils fabriquent l'information (en la collectant, en la transformant et en la synthétisant).

✓ *L'organisation favorise les objectifs divergents et les jeux d'acteurs*

Une organisation implique, dans un premier temps, une divergence des objectifs des acteurs. En effet selon Crozier et al (1977), selon leur position ou leur fonction dans le PAC, les acteurs ne peuvent partager un « objectif commun » puisque celui-ci est en réalité très hiérarchisé. Par exemple, si on reprend les problèmes liés à la circulation de l'information, l'acteur prospecteur qui bloquera la remontée de l'information, ne partage pas le même objectif de diffusion de l'information que celui du coordinateur ou gestionnaire des données. Son objectif, en tant que naturaliste, sera par exemple de garder confidentiel certaines données susceptibles de nuire à la survie d'une espèce, et la protéger des prélèvements ou de destruction intentionnelle (Rémy, 1995; Crimmins, et al., 2012). Alors qu'au contraire les acteurs porteurs du projet ont besoin de certaines informations sensibles (lieu de reproduction) pour certifier la présence de l'espèce dans un secteur (« il s'y reproduit, c'est donc un site important »). La réduction de l'incertitude n'est donc pas forcément un objectif partagé par tous les acteurs, mais elle doit le devenir pour qu'un dispositif de réduction de l'incertitude puisse être efficace.

Une organisation permet également la survie des « jeux d'acteurs », qui l'utilisent pour maintenir ou accroître leur marge de liberté (Crozier, et al., 1977). Par exemple, le prospecteur a également intérêt à diffuser certaines données jugées rares pour accroître son autorité scientifique, sa respectabilité et donc maintenir ou acquérir un statut d'expert (Rémy, 1995). La réduction de l'incertitude peut ainsi améliorer leur marge de liberté dans l'organisation (Crozier, et al., 1977). Plus la notoriété d'un acteur dans un PAC sera forte, plus il aura de chance d'être écouté par les autres acteurs du PAC, et de subir moins de contrôles de leur part.

✓ *L'influence des organisations externes au PAC*

L'organisation imposée par le PAC, n'est pas la seule à influencer les relations entre acteurs, puisque ceux-ci sont aussi soumis à leur propre organisation, notamment parce que certains individus appartiennent à une structure, comme un agent dans un établissement public par exemple. Celui-ci peut contraindre la liberté de l'acteur, notamment lorsqu'il est salarié, dont les ressources (financières, matérielles et légales) dépendent alors de son organisme employeur. Par exemple un prospecteur ou coordinateur professionnel ne pourra que difficilement bloquer la circulation de l'information à ses supérieurs (les contrôles seront plus fréquents, la crainte d'être sanctionné pourra prendre le pas sur l'intérêt de cacher la vérité etc.), par contre s'il effectue les prospections dans le cadre de ses loisirs, donc en tant que bénévole, aucune contrainte hiérarchique ne lui imposera la transparence. Les sanctions consisteront simplement à lui accorder moins de « crédit ». Ces organisations doivent permettre d'identifier le rôle de l'acteur, les contraintes influençant son action, ce qui affecte finalement ses choix de transmettre ou non une information de qualité (Crozier, et al., 1977).

La mise en place de dispositifs pour gérer l'incertitude et la réduire peut donc être un « objectif commun » comme une stratégie minoritaire dans le PAC. Leur réussite repose donc sur l'analyse des stratégies potentielles des différents acteurs, aux différentes étapes du PAC. Elles peuvent révéler les raisons de certains blocages, et les échecs, à termes, des actions de conservation mises en place, ou les tentatives d'utilisation de dispositifs de réduction de l'incertitude. Un focus sur la circulation de l'information dans le PAC, et l'organisation des

acteurs dans celui-ci, et en dehors, peut aider le chercheur à identifier ces stratégies. Celles-ci peuvent relever de déterminants extérieurs au fonctionnement du PAC, et pourtant entraîner des problèmes en son sein. Par exemple le calendrier professionnel d'un agent de l'ONCFS, qui est bénévole prospecteur dans un PAC, peut le contraindre à être absent de certaines phases de prospection pourtant majeures pour la connaissance des dynamiques de répartition d'une espèce (lors de la période de nidification d'un oiseau etc.). L'utilisation de tels dispositifs est également déterminée par le degré d'incertitude reconnue, à chaque étape du PAC, et donc en fonction des acteurs engagés dans la démarche et de leur attitude face à celle-ci. Les passages qui précèdent révèlent le fait que l'imbrication d'acteurs bénévoles d'origines variées, et des acteurs professionnels, est susceptible d'engendrer des phénomènes de rivalités, de concurrence, pour la maîtrise des fonctions de collecte de l'information ou de décision. Les études de cas concrets développées dans les chapitres 6 et 7 permettront d'en prendre la mesure. Mais avant de s'engager dans cet examen du réel dans toute sa complexité, il nous semble utile de préciser la manière dont ce processus d'identification puis de réduction de l'incertitude est susceptible de prendre naissance lors du déroulement d'un PAC dans un DAC. Nous nous sommes donc concentrés sur les DAC de l'action publique, les PNA, pour analyser les dispositifs de réduction de l'incertitude utilisés.

2.4. PNA et gestion de l'incertitude

Outil principal dans la conservation des espèces animales menacées, le PNA devrait constituer un modèle de DAC dans lequel l'incertitude est reconnue et maîtrisée. Nous avons donc effectué une recherche sur les différents PNA existants sur les espèces animales menacées, pour identifier dans les rapports écrits la présence de questionnements relatifs à de l'incertitude ou l'utilisation de dispositifs pour la réduire.

Sur les 45 PNA analysés, seulement 11 mentionnent l'incertitude, dont 6 une seule fois. Bien évidemment cette incertitude désigne plusieurs réalités, puisque certains programmes l'utilisent pour préciser l'incertitude de la limite de certaines répartitions (PNA de l'Apron du Rhône 2012-2016), de la présence ou absence de l'espèce (PNA du lézard ocellé 2012-2016) ou du devenir des populations de celle-ci (PNA de la Cistude d'Europe 2011-2015). Le PNA du

Loup gris (2008-2012) mentionne plusieurs fois l'incertitude, et y associe notamment le principe de précaution, qui doit guider la prise de décision dans le cadre d'une gestion adaptative. Parmi tous ces PNA, seul celui du Hamster d'Alsace présente une partie où l'incertitude est clairement identifiée et discutée.

Nous avons donc choisi d'examiner les étapes de réduction de l'incertitude dans un premier cas concret déjà décrit par la littérature scientifique, celui du Hamster commun (*Cricetus cricetus*) et son DAC, organisé autour de trois PNA, donc trois PAC. Mobilisant principalement l'acteur public institutionnel, il permet d'analyser les attitudes des acteurs essentiellement professionnels (donc sans la complexité des phénomènes liés au statut des bénévoles) face à l'apparition de l'incertitude, et les stratégies qu'ils développent pour la réduire.

3. Le DAC du Hamster commun en Alsace : une incertitude reconnue et gérée

Le DAC du Hamster commun (*Cricetus cricetus*) (Figure 53), a fait l'objet de trois plans nationaux d'action (donc trois PAC), en 2000-2004, 2007-2011 et 2012-2016. Seul le troisième concernant la période 2012-2016, propose une description détaillée des incertitudes relatives à la conservation de l'espèce. Cette originalité mérite qu'on s'y attarde dans la mesure où il détaille le type d'incertitude révéler, ce que cette « transparence » a permis, et le rôle des différents acteurs dans cette mise en lumière de l'incertitude. La réalisation de trois PNA depuis 2000 nous permet d'obtenir une vision sur le long terme du processus d'acquisition des connaissances, mais également des dispositifs de réduction de l'incertitude mis en place. Si les PNA de 2000-2004 et 2007-2011 constituent des témoignages de la manière dont se sont construites les premières certitudes, puis de leur progressive remise en question (3.1), le PNA de 2012-2016 met en lumière de manière bien plus précise la manière dont les dispositifs de réduction de l'incertitude ont été mis en place (3.3). Il s'inscrit dans une phase de « maturation » du doute, au cours de laquelle intervient une énonciation explicite des méconnaissances relatives au Hamster, et des interrogations qu'elles suscitent (3.2).

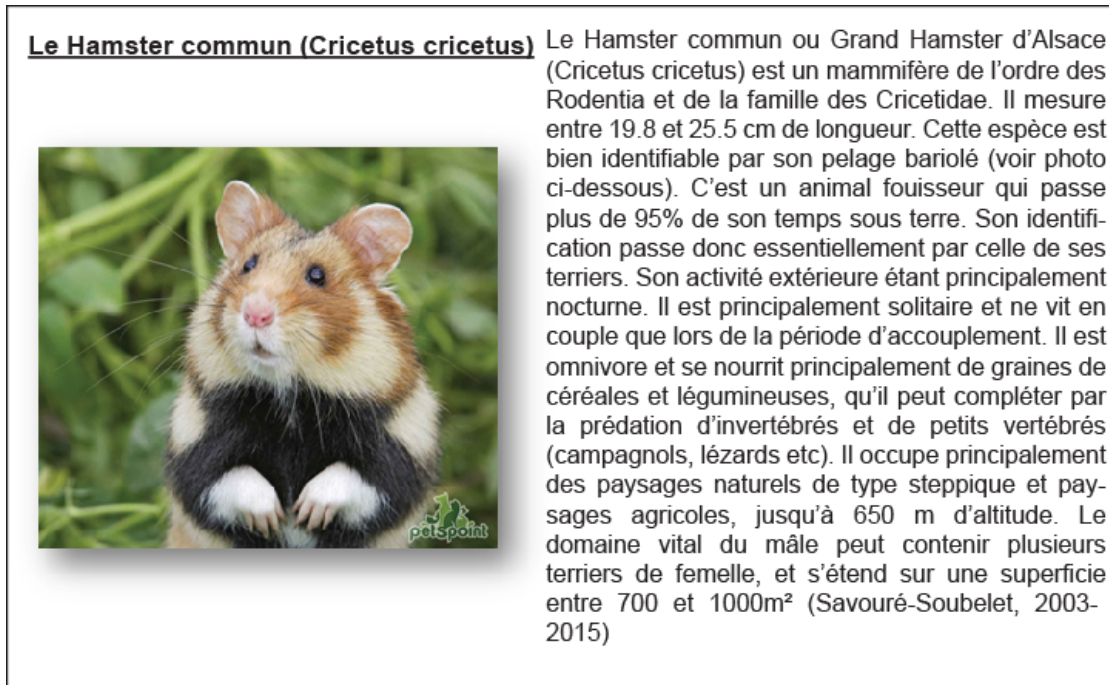


Figure 53 Quelques éléments de description de l'espèce (source : INPN)

3.1. L'évolution du rapport à la connaissance au cours des trois PNA : des certitudes aux premiers doutes

Comme nous l'avons vu précédemment, certaines conditions doivent être remplies pour qu'un dispositif de réduction de l'incertitude soit mis en place avant ou pendant le PAC. Cette évolution progressive du regard des acteurs des PAC, sur la construction de la connaissance du Hamster et de la répartition de ses populations en Alsace, sera analysée dans les prochains paragraphes.

3.1.1. Les principaux acteurs du DAC et des PAC

Actuellement, le DAC du Hamster est organisé principalement sur la base d'acteurs publics institutionnels. Pour la commodité de l'exposé, nous séparons ici l'organisation liée aux PNA de celle propre au PAC de 2012-2016 concernant l'acquisition de connaissance des répartitions. En effet l'objectif des PNA ne concerne pas seulement l'amélioration des

connaissances de la répartition des populations de Hamster, mais englobe tout un ensemble d'actions beaucoup plus large, qui ne rentrent pas dans notre cadre d'étude (objectifs de conservation ex-situ, problématique de la compensation etc.), et qui mobilisent de nombreux acteurs, qui ne participent pas toujours de façon directe à l'amélioration des connaissances des répartitions. Ce troisième PNA de 2012-2016 mobilise un comité de pilotage, un comité scientifique et des groupes de travail. Nous ne présenterons que le comité de pilotage et son organisation pour faciliter la lecture du fonctionnement d'un PAC.

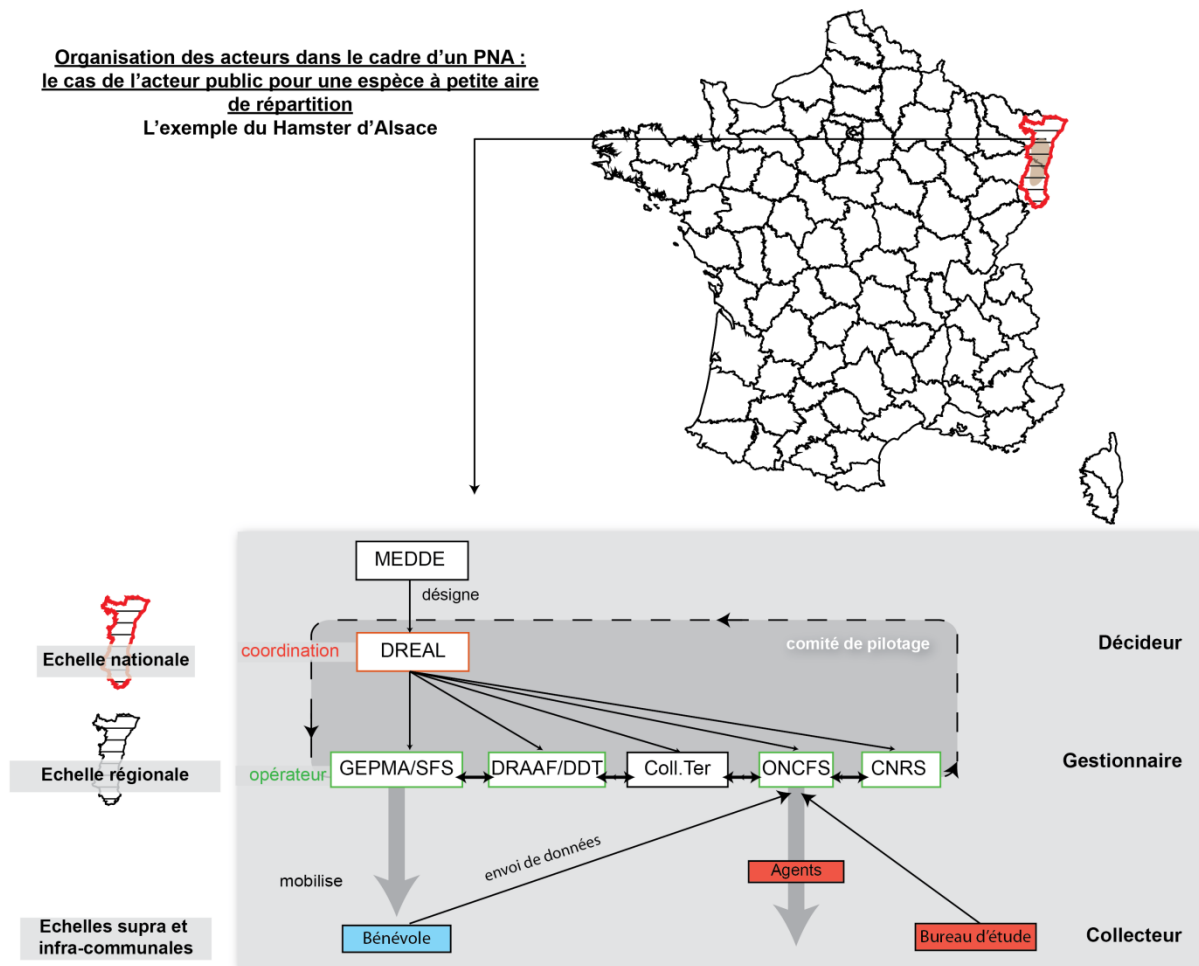


Figure 54 Le PAC du Hamster d'Alsace (C. Dunesme, 2015)

Le DAC du Hamster réunit donc des acteurs décideurs aux profils multiples, un acteur à la fois gestionnaire et coordinateur dominant, la DREAL d'Alsace, et des acteurs prospecteurs. La fonction de « décision » est assurée par le comité de pilotage. Présidé par le Préfet de la région

Alsace, il est composé depuis au moins 2007 des représentants des collectivités territoriales, des établissements publics, ou encore des associations. La fonction de coordination de la collecte puis de gestionnaire des données de répartition, est assurée par l'ONCFS. Désigné comme le maître d'œuvre et gestionnaire du programme d'étude dans le PNA de 2012-2016, il remplit cette fonction depuis 2000. Son rôle dans le traitement des données est cependant partagé, notamment depuis le PNA de 2012, avec le CNRS DEPE¹²⁴ et son équipe de biostatisticiens. A l'ONCFS, trois salariés¹²⁵ à temps plein, ingénieurs des travaux et chargés de mission, sont affectés à cette mission de suivi de l'espèce. Quant aux prospecteurs, si les agents de l'ONCFS sont les principaux collecteurs d'informations sur le terrain dans les zones de présence du Hamster, cette fonction est également occupée par des vacataires (contractuels de l'ONCFS), des salariés de bureaux d'études (pour des études d'aménagements) et des bénévoles d'associations naturalistes (de façon très ponctuelle).

3.1.2. Le degré de connaissance détenu par les acteurs du PAC

Avant les années 1990, les connaissances sur l'espèce, qu'elles concernent sa biologie, son écologie ou ses dynamiques de répartition, étaient relativement faibles en France. Seuls les constats de dégâts¹²⁶ aux cultures fournissaient des informations, souvent éparses et de qualité inégale. La première étude visant à connaître la répartition des populations de hamster dans l'ensemble des communes alsaciennes n'est ainsi réalisée qu'en 1983, à l'initiative de G. Baumgart, actuel président de l'association CERPEA¹²⁷. Elle permet d'évaluer la répartition de l'espèce dans 112 communes (Baumgart, 1996). En 1996, l'auteur réalise un deuxième rapport, à destination cette fois-ci de l'ONC. Il vise d'une part à fournir des connaissances réactualisées sur l'aire de répartition de l'espèce, en utilisant les données anciennes, issues de la bibliographie, et

¹²⁴ Département d'écologie, physiologie et éthologie de l'Institut pluridisciplinaire Hubert Curien (IPHC) de Strasbourg. Site du DEPE : <http://www.iphc.cnrs.fr/-DEPE-.html> consulté le 06/04/16

¹²⁵ Julien Eidenschenk, chef du projet Hamster depuis 2008, Charlotte Kourkgy, chargée de projet Life Alister, et Adrien Chaigne, chargé d'études pour le PNA. Source internet, site de l'ONCFS : <http://www.oncfs.gouv.fr/Plan-de-restauration-du-Grand-Hamster-ru82/Mission-Hamster-a-lONCFS-ar1098> consulté le 22/01/2016

¹²⁶ Jusqu'en 1993, date de sa protection légale en France, l'espèce était considérée comme nuisible, et donc susceptible d'être détruite légalement (Balland, 2007)

¹²⁷ Le Centre d'études de recherche et de protection de l'environnement en Alsace (CERPEA)

des études récentes (enquêtes annuelles du SRPV¹²⁸, enquête de la Chambre d'agriculture du Bas-Rhin de 1995, données occasionnelles de naturalistes) et d'autre part à identifier les causes de régression de l'espèce. Grâce à la compilation des données présentes dans ces différents documents, il dresse une estimation de l'aire de présence de l'espèce sur l'ensemble des communes que compte la région. Les premières connaissances relatives au Hamster sont donc avant tout produites et détenues par le milieu associatif, qui alerte les autorités publiques de la situation dramatique des populations de l'espèce en Alsace (Balland, 2007; Losinger, et al., 2006).

Dès 1995, suite à la création d'un comité de pilotage placé sous la responsabilité du préfet de la Région et celui du Bas-Rhin, et sa désignation par le MEDDE, l'ONCFS mène une opération d'actualisation des données de présence de l'espèce dans la région, dont les premiers résultats ne seront transmis aux associations qu'en 1998 (Baumgart, et al., 1998). Ainsi, en 1999, cette accumulation d'informations, d'origine institutionnelle (ONCFS) ou associative, fournit les bases du premier plan de conservation lancé en 2000. La régression des populations de l'espèce étant confirmée par les différentes sources, l'aire de répartition définie permet de déterminer la localisation des premières mesures, tandis que les cultures concernées par les dégâts sont également identifiées (luzerne et céréales d'hiver principalement) (Losinger, et al., 2006). Les causes de régression sont clairement identifiées par ces acteurs publics et associatifs, comme la destruction volontaire des individus (lutte chimique), la modification des pratiques agricoles (maïsiculture défavorable, disparition des légumineuses etc.) ou encore la fragmentation de l'espace agricole (Baumgart, et al., 1998).

La mise en place du premier plan de conservation dès 2000 permet d'encadrer les démarches de collecte d'informations. Le programme d'étude des populations de hamster est confié à l'ONCFS, qui réalise un protocole permettant de recenser le nombre de terriers de l'espèce par communes, et d'estimer ensuite les effectifs de population potentiels. Les dispositifs de réduction de l'incertitude vont principalement s'intéresser à ce protocole et son amélioration.

¹²⁸ Le Service régional de protection des végétaux fait désormais partie des services de la DRAAF Alsace

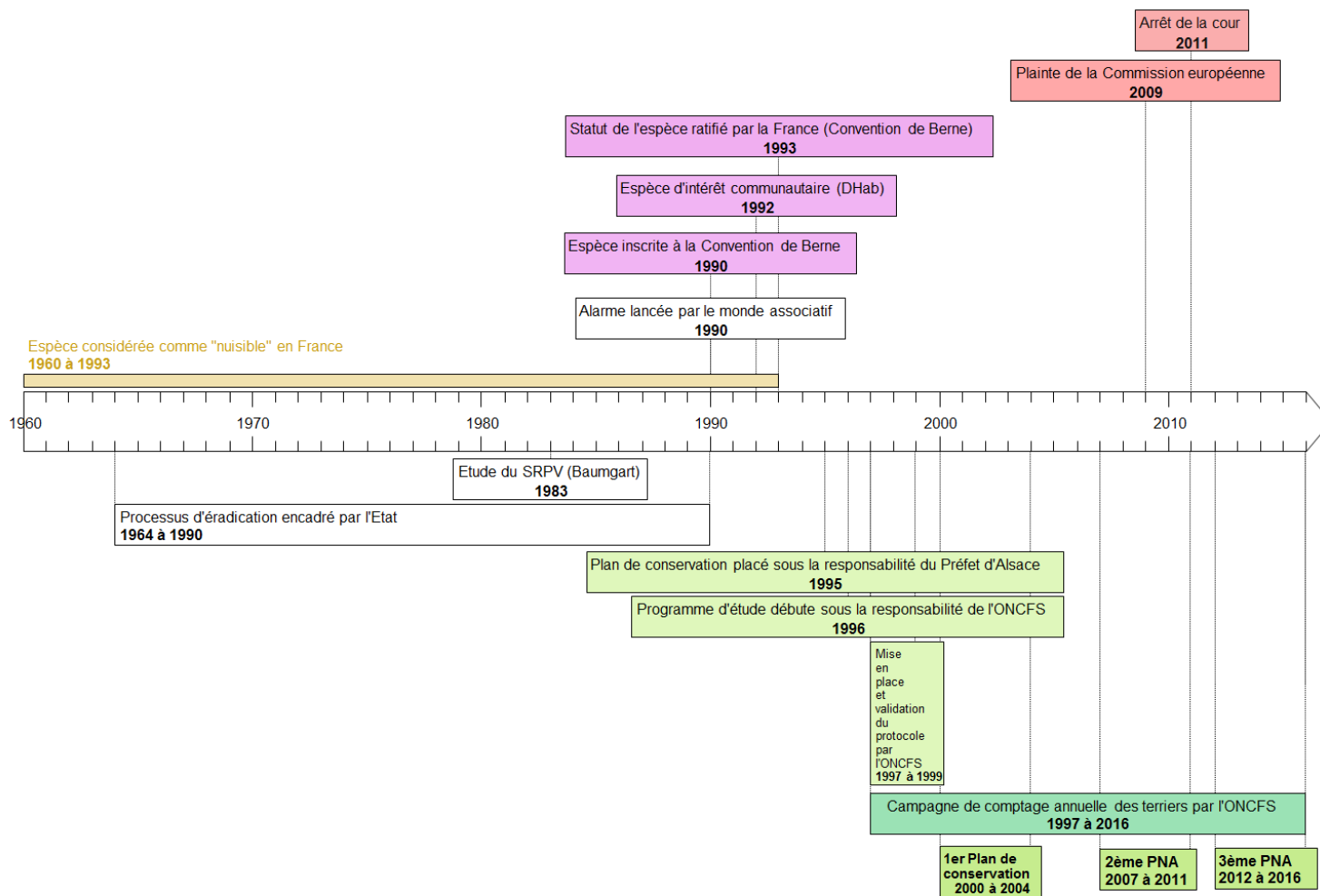


Figure 55 Frise chronologique des actions menées pour le Hamster (C. Dunesme, 2015)

3.1.3. *Les premiers doutes relatifs à la qualité de l'information et la prise de conscience de la nécessité d'un dispositif de réduction de l'incertitude*

Dans les deux premiers plans, les principaux doutes des acteurs décideurs embrassent trois domaines de la connaissance, plus ou moins corrélés. Le premier concerne l'écologie de l'espèce, et principalement l'organisation de son territoire (site de repos, déplacement etc.), le second concerne l'efficacité du protocole de recensement des populations, et le troisième les mesures employées, notamment pour capturer les individus. Ce passage de la certitude initiale au doute est largement facilité par le contexte dans lequel se trouve l'espèce en France. Malgré les actions entreprises depuis 2000, les populations ne cessent de régresser, et la pression politique devient de plus en plus forte¹²⁹.

Améliorer les connaissances relatives à l'écologie de l'espèce devient indispensable face à l'accroissement¹³⁰ des protections législatives dont elle fait l'objet depuis 1992 (inscription à la Directive Habitat) et aux obligations de conservation qui incombent à la France (inscrite à la Convention de Berne par exemple). A travers la Directive Habitat, la conservation de l'espèce passe notamment par celle de ses milieux, sites de reproduction et de repos. Or, à la fin du premier plan, cette connaissance est encore incomplète. On trouve ainsi dans le PNA 2007-2011 plusieurs expressions utilisant le conditionnel. Par exemple, qu'il « *existerait un territoire qui serait régulièrement visité* », mais la dimension du domaine vital qu'on estime corrélée aux ressources alimentaires ne s'adosse à aucune description précise de ces mêmes ressources, ou encore « *il semblerait qu'ils retournent d'une année à l'autre dans les mêmes terriers* ». Certains comportements de l'espèce sont donc encore peu renseignés.

Si la méthode de recensement proposée par l'ONCFS en 2000 est jugée efficace et précise, elle comporte cependant des lacunes, qui laissent planer le doute sur les estimations

¹²⁹ En 2006 l'association « Sauvegarde Faune Sauvage » rédige ainsi une plainte à destination du secrétariat de la Convention de Berne, au sujet des mesures insuffisantes pour garantir la préservation du Hamster. En 2007 la France a dû présenter au comité permanent une synthèse des mesures entreprises et prévues dans le futur PNA. En 2008 un projet intégrant des recommandations pour l'amélioration de la sauvegarde de l'espèce est rédigé par la commission européenne. (Direction de la culture et du patrimoine culturel , 2008)

¹³⁰ On peut citer la directive habitat 92/43/CEE, le code de l'environnement, l'arrêté du 9 juillet 1999, celui du 19 février 2007, puis du 23 avril 2007. Site internet de Legifrance : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000026582080&categorieLien=id> consulté le 20/01/2016

d'effectifs depuis cette période. En effet, sa précision (parcours de 1km pour chaque hectare) et donc sa « lourdeur » (difficile de l'appliquer à grande échelle), font qu'elle a été peu réactualisée dans certaines communes, proposant alors des estimations datées. Le PNA de 2007 explique ainsi que « *la cartographie réalisée actuellement se base donc sur l'hypothèse que les populations sont restées stables depuis l'année de recensement. Ceci peut donc induire des erreurs sur l'estimation du niveau d'abondance du Hamster commun dans certaines communes* ». La recherche d'une nouvelle méthode est donc demandée afin qu'elle s'applique « *mieux à la distribution hétérogène des populations en Alsace* » (DREAL Alsace, 2011).

En parallèle de ces actions visant la connaissance des répartitions de l'espèce, les acteurs du PNA doivent également lutter contre les facteurs de menace qui pèsent sur celle-ci, et qui concernent entre autre la destruction directe des individus présents dans les cultures et causant des dégâts. Deux solutions ont alors été envisagées. Elles reposent soit sur la capture et le déplacement des individus « problématiques », soit sur des compensations financières pour les dégâts causés. Or, l'une comme l'autre nécessitent des connaissances fiables sur l'identification des parcelles les plus vulnérables. Le Ministère peut s'appuyer sur ses établissements publics pour assurer ces suivis, et sur les experts de ces établissements pour s'assurer de la fiabilité des méthodes employées et des données récoltées

3.2. Le rôle de certains acteurs dans la reconnaissance de l'incertitude

L'intervention de l'ONCFS dans le programme d'étude sur le hamster depuis 1995 en fait le principal acteur confronté aux incertitudes des répartitions, et à leur gestion. C'est donc avant tout sous l'impulsion de l'office que les dispositifs de réduction de l'incertitude se sont progressivement mis en place. La gestion de l'incertitude y repose sur deux types d'actions, un contrôle de l'information, créée puis transmise, à toutes les étapes du PAC, et une amélioration constante du protocole d'étude, fondé sur l'identification des terriers de l'animal sur le terrain.

3.2.1. La place de l'ONCFS dans le PAC : l'expertise publique

L'ONCFS occupant une place d'expert au sein du PAC, ses activités peuvent être définies selon trois pôles d'après Callon (1992), à savoir un pôle scientifico-technique, relatif à la construction d'un savoir, un pôle sociopolitique et économique, dans lequel l'acteur expert doté de compétences répond à des attentes et à des projets, et enfin le pôle réglementaire, dans lequel le travail de l'expert est cadré par des « conventions » d'ordre professionnel ou social.

En ce qui concerne le premier pôle relatif à la construction d'un savoir, l'organisme collecte des informations sur la localisation des terriers de l'espèce depuis 1972. Il est donc l'acteur qui possède la connaissance des répartitions du hamster en Alsace depuis plus de trente ans. Le suivi annuel des populations repose ainsi principalement sur l'office, puisque des postes d'agents, commissionnés et assermentés, sont affectés à la collecte des données de terrain. Des postes de technicien sont en outre prévus pour valider ces données et organiser le travail des vacataires (prospecteurs complémentaires). Si la dimension « traitement des données » par la biostatistique est avant tout portée par le CNRS¹³¹, un poste d'ingénieur biostatisticien est prévu dans le PNA de 2012 au sein de l'établissement, pour analyser les données récoltées et les transmettre au comité de pilotage. L'ONCFS remplit donc trois fonctions : celle de « collecteur », de « coordinateur » (vérificateur) et de « gestionnaire » (la cartographie en ligne CARMEN¹³² passe par la validation des données par les agents). Cette importante « quantité » d'informations, collectées puis traitées par l'office, ne souffre a priori d'aucun défaut majeur de « qualité ». Ainsi dans le rapport du PNA de 2012, un passage souligne que les données de l'ONCFS sur les aires de répartition depuis 1972, sont jugées comme les plus fiables au regard des autres sources d'informations (Amand, et al., 2012). Cette qualité s'explique par les compétences techniques dont disposent les agents de l'office. L'ONCFS ayant notamment mis au point depuis 1997 le protocole d'étude et de recensement des terriers de l'espèce, ses agents possèdent ainsi la capacité

¹³¹ Par le laboratoire CEFE. Le CEFE ou « centre d'écologie fonctionnelle et évolutive » est un laboratoire de recherche situé à Montpellier, et une UMR (5175). L'une de ses équipes (le BBP) travaille entièrement sur les biostatistiques et la biologie des populations. On peut également citer l'article de Villemay et al (2013) concernant l'espèce "Testing restocking methods for an endangered species: effects of predator exclusion and vegetation cover on common hamster (*Cricetus cricetus*) survival and reproduction. BIOLOGICAL CONSERVATION,158: 147-154 . Site internet du CEFE : <http://www.cefe.cnrs.fr/fr/> consulté le 14/12/2015

¹³² Cartographie interactive de la DREAL Alsace présentant les informations sur la répartition des populations de hamster : http://carmen.developpement-durable.gouv.fr/5/Carte_Alsace.map consulté le 22/01/16

de former les autres acteurs du PAC au protocole d'identification des indices de l'espèce. Entre 2013 et 2014, ce sont ainsi 20 bureaux d'études qui ont bénéficié de ses formations (ONCFS, 2015). Ces techniciens sont donc des « experts », et à ce titre se trouvent mobilisés lors de chaque comptage pour vérifier et valider ou non les données de présence. Qu'il le soit par un des bureaux d'études formés ou par les associations naturalistes, chaque terrier identifié doit être vérifié par un technicien ONCFS. L'acteur joue ainsi un rôle décisif d'intermédiaire, validant la donnée transmise des collecteurs de terrains vers l'administration. C'est donc sur l'Office que repose la fiabilité du diagnostic des terriers, dont dépendront les contours de l'aire de répartition et la légitimation des actions de gestion prévues. En conséquence, *« toutes les mesures du PNA et des textes de loi prennent alors effet lors de la découverte d'un terrier. Dans ce contexte, la fiabilité du diagnostic des terriers de grands hamsters, socle de cette connaissance, est l'un des enjeux du PNA. C'est à l'ONCFS, organisme de référence en matière de suivi des populations de garantir cette fiabilité. »* (Rey, 2010). Cette « caution scientifique » et son « avis technique » sont ainsi soulignés dans le rapport de Balland¹³³ de 2007.

Mais cet organisme fonctionne aussi sous le joug de procédures et de règles qui cadrent son travail (Callon, et al., 1992). Il doit ainsi rendre compte de ses résultats au comité de pilotage, comme au comité scientifique. Il publie également chaque année un bilan de comptage des terriers de l'espèce. La progression ou la régression des estimations d'abondance des populations qui en découlent, permettent ainsi une évaluation transparente des résultats des actions menées.

3.2.2. L'élaboration et l'ajustement régulier d'un protocole unique de comptage

Le caractère « unique » du protocole et les conditions de sa gestion, relevant d'un seul acteur, l'ONCFS, semblent constituer des facteurs facilitant la mise en place d'un dispositif de réduction de l'incertitude efficace. Examinons donc en premier lieu la méthodologie élaborée par l'office avant d'analyser son évolution face aux problèmes de terrain rencontrés.

¹³³ Il est membre de l'inspection générale de l'environnement, et donc représente le ministère.

✓ *La méthodologie du PAC hamster*

La méthode élaborée par l'ONCFS est indiciaire et repose sur l'identification des terriers. Ainsi, « *Chaque terrier identifié est désormais à l'origine du déclenchement d'actions de préservation mais aussi, depuis 2008, détermine de fortes contraintes vis-à-vis des aménageurs (procédure d'étude d'impact à respecter). Cette situation reconnaît aux terriers de grands hamsters une valeur biologique (connaissance), juridique (protection des habitats) et économique (blocage potentiel de chantiers en cas de découverte d'un terrier à proximité.* » (Rey, 2010).

Le protocole, avant d'être adopté lors du premier plan en 2000, a été testé sur 12 carrés échantillonnés entre 1997 et 1999, dans des secteurs agricoles d'environ 25 ha (Losinger, et al., 2008). La méthode, reprise de cette phase test, repose sur l'identification des terriers ouverts à la saison printanière (fin avril), afin de déterminer si les individus ont survécu à l'hiver. Des transects sont effectués sur les parcelles propices à son installation (luzerne ou parcelle de céréales à paille d'hiver type blé et orge), espacés de 10m dans les zones céréalières et de 3m dans les légumineuses. Ces prospections sont menées par des agents de l'ONCFS (entre 5 et 7 personnes), et des employés vacataires (entre 4 et 6) (Rey, 2010). D'après l'auteure, les biais et erreurs de détection sont considérés comme faibles et stables d'une année sur l'autre, en raison du peu de changement des cultures (l'aspect, la taille de celles-ci varient peu) et des personnes engagées (des formations sont effectuées avant chaque sortie et des professionnels de l'ONCFS sont toujours présents pour encadrer les équipes). Les secteurs géographiques sélectionnés concernent principalement les zones connues ou susceptibles d'accueillir l'espèce, et notamment les zones noyaux (prospectées chaque année depuis 2001) et les zones d'actions prioritaires (constituées des ZAP Nord, Piémont et Sud, prospectées chaque année depuis 2007). La répétition des comptages tous les 5 ans sur l'ensemble des communes, et tous les ans sur les zones « cœur », permet de fournir l'évolution temporelle de la population de l'espèce dans la région.

✓ *Les problèmes rencontrés et l'évolution de la méthodologie*

Les premières difficultés ont émergé face aux terriers de forme suspicieuse, c'est à dire ne pouvant être attribués de manière certaine au hamster (campagnols et rats surmulots pouvant en creuser de formes assez proches), que les premières méthodes développées ne répertoriaient pas. Si lors des premiers PNA, ces cas ambigus ne posaient pas de problèmes majeurs en raison de leur faible proportion sur l'ensemble recensé, le contexte de raréfaction de l'espèce, et le renforcement des mesures de conservation, ont contraint l'ONCFS à engager une étude pour affiner les diagnostics de reconnaissance des terriers. Rey (2010) souligne ainsi plusieurs imperfections dans la méthode utilisée : aucune formation spécifique n'était proposée aux vacataires (ne prenant ainsi pas en compte la variation des compétences entre personnels salariés à temps plein et ceux temporaires), la formation à la reconnaissance des terriers n'était fondée que sur les modèles standards sans présenter les variations possibles de ceux-ci, et enfin le diagnostic des terriers ne remettait pas en cause les terriers jugés « douteux » (les non-calibrés n'étaient pas enregistrés).

Un ajustement progressif de la méthode, et des formations, a donc été mis en place à partir de 2009. Il s'est accompagné de l'utilisation de nouvelles technologies comme le GPS pour la localisation des terriers, de formations proposées aux vacataires, et de l'emploi d'experts (principalement des agents ONCFS) pour contre-évaluer les terriers jugés « douteux ». Deux problèmes ont cependant continué à persister, celui de la reconnaissance des terriers non calibrés, et les critères de l'expertise proposée par les agents de l'ONCFS. En effet selon l'auteure « *la contre-expertise s'appuie sur des dires d'experts naturalistes qui ne sont pas toujours en capacité d'objectiver les fondements d'un diagnostic souvent fondé sur l'expérience et le ressenti* » (Rey, 2010).

Elle propose ainsi plusieurs compléments techniques pour améliorer l'efficacité des identifications sur ces terriers comme des pièges à empreintes (efficace sur la discrimination des campagnols mais non efficace sur celle du rat surmulot), des pièges photographiques, les pièges à poils (efficaces sur les poils bicolores), mais également une prise en compte systématique des traces de fèces près des terriers (et vérification dans l'année que le terrier appartient bien à l'espèce) et une réévaluation du temps de prospection. En effet les agents ont observé un agrandissement des terriers sur une période de deux mois, les mesures des terriers « calibrés » ne

correspondaient donc plus aux terriers identifiés après ce laps de temps. Les prospections devaient donc avoir lieu avant cette période.

Par les traitements statistiques qu'elle conduit, elle permet en outre d'accroître la fiabilité de détermination des terriers occupés, combinant 4 indices principaux de présences fondés sur le diamètre du trou, l'inclinaison du couloir, la profondeur du terrier et le déblai présent à l'entrée du terrier. Le tableau synthétique proposé ci-dessous présente les principales techniques que l'auteur propose en complément, et le degré de certitude que semblent apporter chacune d'entre elles.

Tableau 7 Proposition technique et degré de certitude, fondée sur les solutions proposées par Rey (2010) :

Technique	Degré de certitude	Problème	Solution possible
Piège photographique	Très forte	Si le terrier est visité par une autre espèce	Laisser l'appareil en place plusieurs jours
Piège à empreinte	Forte	Les traces de surmulot sont similaires	Associé la technique au piège photographique ou relevé de traces (poils ou fèces)
Piège à poils	Moyenne	sauf si les poils sont bicolores	Analyse au microscope Complément par autre technique
Calibrage des terriers	Moyenne	Variation selon effet de prédation (agrandie la taille du terrier) Cas atypique de terrier « douteux »	Modèle de prédiction (logiciel R ou Minitab) Contre-expertise

Ces problèmes d'identification des terriers peuvent être une source de biais potentiel dans la détermination de l'aire de répartition de l'espèce dans le PNA de 2012. Ils ont été intégrés dans l'amélioration du protocole de l'ONCFS qui propose désormais deux catégories de désignation des terriers pour la validation de présence, ceux dits « typiques » et les « atypiques » qui nécessitent le passage des experts de l'ONCFS pour valider le diagnostic (ONCFS, 2015). Ainsi si l'auteure juge que cette phase de contre-expertise constitue une limite de la méthode, en raison de l'appel au ressenti et à l'expérience, la conclusion de son article rappelle les limites de ses propres techniques de diagnostic des terriers, qui doivent se combiner et être associées aux observations des agents de terrain « *elle doit faire appel au bon sens naturaliste et intégrer l'observation de l'environnement proche (...)* » (Rey, 2010). L'utilisation de techniques d'identification nouvelles, et le « bon sens naturaliste » doivent donc se combiner pour une meilleure expertise.

La Figure 56 (page 236) met en lumière les éléments du protocole modifiés par la mise en place de dispositif de réduction de l'incertitude, et donc la complexification du PAC qui résulte de la pénétration progressive en son sein du souci de la réduire. On constate ainsi dans la partie gauche les différentes étapes correspondant au PAC, et notamment les procédures d'identification des terriers sur le terrain par le prospecteur, et les contrôles successifs possibles des techniciens (coordinateurs). L'incertitude peut ainsi apparaître à différents moments de ces procédures (phase d'identification des indices de présence, caractéristiques standards ou non du terrier, etc.). Chaque dispositif de réduction de l'incertitude, présenté au centre du graphique en violet, vise donc à contrôler l'information fournie par le prospecteur, puis coordinateur, et à proposer des solutions pour améliorer le diagnostic. La colonne de droite schématise ainsi ces relations en terme d'interactions entre pôles du PAC, en se focalisant sur les boucles de vérification de la certitude, et notamment les allers retours entre les pôles « acteur » (A) et « méthodologie » (M).

Au plan des acteurs permettant le bon fonctionnement de ces dispositifs, on observe que l'expertise des agents ONCFS est toujours souhaitée, la validation des terriers sous leur responsabilité apparaissant comme une compétence gratuite, susceptible d'être mobilisée par tous les prospecteurs extérieurs à l'office, tels que les bureaux d'études ou les associations. La contre-expertise s'accompagne ensuite d'un recours au modèle de prédiction des terriers. Si le résultat ne correspond pas à la fourchette fixée par les biostatisticiens, l'utilisation de dispositifs photographiques ou de pièges à empreinte seront utilisés pour déterminer « l'utilisateur » du terrier douteux (Rey, 2010) (voir figure ci-dessous).

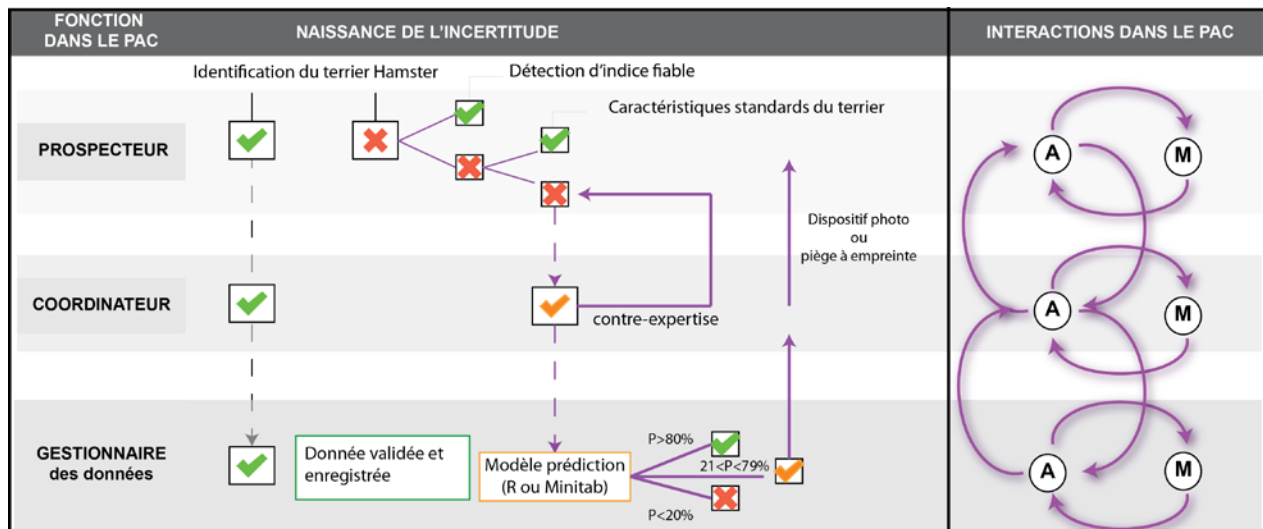


Figure 56 Les dispositifs de réduction de l'incertitude dans la méthodologie de l'ONCFS (C. Dunesme, 2015)

Le fonctionnement des dispositifs représente cependant un coût significatif dans la mesure où ils mobilisent un nombre important d'"heure-agent" (pour les contre-expertises des terriers douteux), et exigent la mise en œuvre de techniques coûteuses, lorsqu'il s'agit d'analyser les échantillons de poils ou d'acheter des appareils photographiques. La mise en œuvre d'un tel dispositif apparaît donc comme un processus efficace dans un contexte stable et pour un DAC doté d'une enveloppe budgétaire conséquente (plusieurs centaines de milliers d'euros pour le Hamster), que le PNA, comme outil de l'Etat, peut garantir.

3.3. La mise en place des dispositifs de réduction de l'incertitude : facteur de réussite et traduction territoriale

La réduction de l'incertitude dans le cadre des différents PNA Hamster a permis la mise en place de nombreuses actions de conservation, plus ou moins efficaces. Cette amélioration des connaissances s'est d'abord traduite par une délimitation de plus en plus précise des secteurs de présence de l'espèce, et des parcelles, selon leur rôle fonctionnel. Si certaines incertitudes persistent encore, la mise en place d'actions de conservation a été possible en raison de l'acceptation par les acteurs productifs du statut de l'espèce, et par leur participation à sa protection.

Depuis les premiers plans de conservation, les méconnaissances sur la répartition de l'espèce semble s'être considérablement réduites. La mobilisation d'un acteur expert, l'ONCFS, inchangé depuis les années 1990, a permis de fournir aux PNA successifs une base solide de connaissance sur la répartition par communes de ses populations. La confrontation aux échecs¹³⁴ des deux premiers plans, a montré la persistance d'une incertitude relative, non plus à la localisation des populations, mais à la biologie de l'espèce et sa relation à l'habitat. On sait où se situe l'espèce, mais on ne sait pas bien comment et pourquoi elle se maintient, ou se déplace de tel point à tel autre. Si la dimension « spatiale » de la répartition est donc bien cernée (espace comme support), c'est désormais la dimension « fonctionnelle » de ces espaces qui est questionnée (espace comme territoire et domaine vital) dans le PNA de 2012.

Ainsi, si les études menées par l'ONCFS, ont permis de définir trois zones de présence des hamsters, sur une superficie de 9300 ha¹³⁵, les principales mesures concernant le maintien ou la réhabilitation des milieux favorables aux hamsters, ont concerné dans le PNA de 2007 les zones d'actions prioritaires (ZAP) sur une superficie de 1800 ha. Les mesures contractuelles proposées aux agriculteurs concernaient donc en priorité ces superficies, sans pour autant exclure les démarches volontaires en dehors de ces périmètres (Balland, 2007). En 2012, l'objectif de 22% de cultures favorables (luzerne, pailles d'hiver principalement) dans ces ZAP est ainsi atteint (soit 864 ha environ), mais la perte de qualité des habitats en dehors de ces périmètres s'est poursuivie. Face à ce constat, le PNA de 2012 a élargi le périmètre d'action aux zones de protection stricte (ZPS), qui servira désormais de base à la déclinaison des actions. Des 1800 ha initiaux concernés par les ZAP, les actions se sont ainsi étendues aux 9300 ha devenus ZPS. Face à cet accroissement des superficies concernées, un affinage scalaire (ou spatial) des zones prioritaires devient nécessaire, pour favoriser une « territorialisation » des actions sur d'aussi grandes superficies. Celle-ci doit à la fois prendre en compte la dimension « fonctionnelle » des parcelles pour le Hamster et les pratiques agricoles associées. Cet affinage reposerait notamment sur « *la combinaison d'analyses spatialisées des habitats et populations de hamster, et de*

¹³⁴ Le constat d'un échec étant souvent relatif, nous l'adossons ici au fait que la régression des populations de l'espèce s'est poursuivie malgré la mise en œuvre des deux premiers PNA. Pourtant, des éléments de réussite y sont identifiables, notamment dans la gouvernance partagée, la mobilisation et la sensibilisation des agriculteurs etc. Ces acquis des deux premiers PNA participent donc à la réussite du 3^e, actuellement mis en œuvre.

¹³⁵ Ces trois zones de présence forment les trois ZPS Nord, Centre et Sud, intégrées dans la ZPS du Hamster à l'échelle régionale.

priorisation des actions, au sein de la conférence territoriale, permettant d'assurer des synergies, une cohérence et une efficacité optimale des actions d'amélioration des habitats, de lâchers et de sensibilisation » (Amand, et al., 2012).

Depuis la mise en place du PNA de 2012, ce « découpage fonctionnel » s'est notamment traduit au niveau parcellaire par l'instauration de surfaces refuges dans des bandes de céréales à pailles d'hiver non récoltées, et situées à proximité des terriers détectés (Amand, et al., 2012; Eidenschenck, 2014). L'une des cartes réalisées par l'ONCFS dans son rapport (voir ci-dessous), distingue trois types de parcelles, celles de luzerne, de paille d'hiver, et de céréales non récoltées. Ces dernières semblent bien faire office de refuges durant la période automnale puis hivernale, puisque la carte y révèle un nombre de terriers détectés en septembre bien supérieurs à ceux qu'on avait recensés en avril de cette même année 2013.

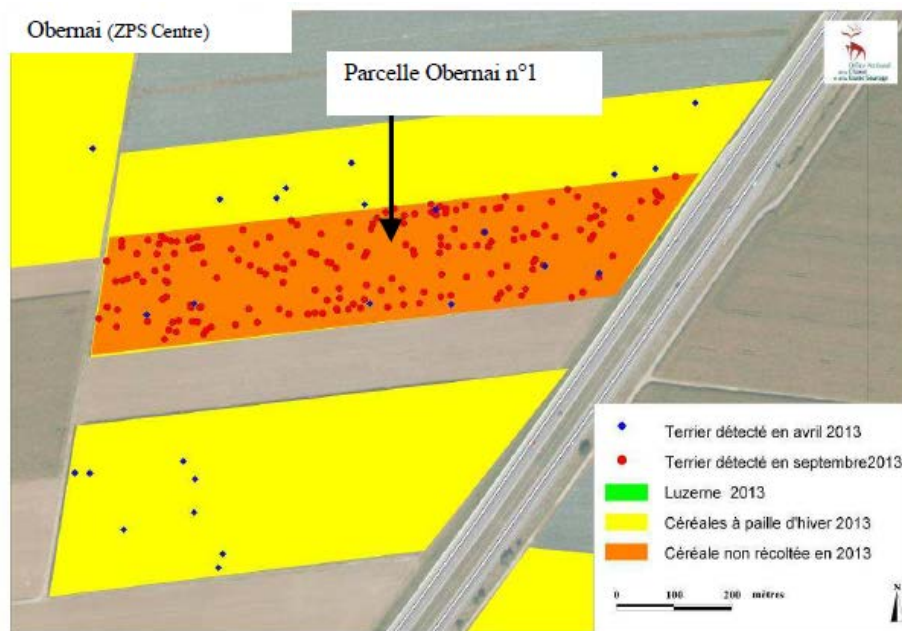


Figure 57 Types de parcelles et répartition des individus (source : Eidenschenck, 2014)

Les pressions sur l'habitat du Hamster étant fortes (agriculture, aménagement routier, urbanisation), ces incertitudes relatives à l'utilisation des parcelles de cultures par l'espèce, doivent être réduites jusqu'à un seuil, non plus d'opérabilité (certaines actions étant déjà en cours), mais d'équilibre entre investissements et « bénéfiques » (Marcot, et al., 2007). Les ZPS couvrant plus de 9300ha, il devient essentiel de « déterminer la nature des cultures optimisant la

survie de l'espèce » (Amand, et al., 2012), et d'obtenir une poursuite de ces cultures par les agriculteurs concernés. La cartographie fournie par l'ONCFS permet ainsi de déterminer les zones de plus fortes densités au sein de ces ZPS, et les nouvelles sessions de dénombrement mises en place depuis 2013, en été et automne, permettent d'affiner encore plus le suivi des densités.

Un assolement agricole favorable à l'espèce se dessine donc progressivement sur les territoires alsaciens. Il est le résultat d'une combinaison de pression, à la fois du monde agricole (garantir les rendements), du monde politique (nécessaire amélioration du statut de l'espèce face aux pressions de l'UE) et du monde associatif (conserver une espèce menacée), et d'une incertitude persistante (déplacement des individus, seuil d'adaptabilité aux cultures etc.) qui impose une gestion adaptative. Il se traduit dans le paysage par un maillage de plus en plus complexe de types de parcelles (de la monoculture à une polyculture), définies par leur fonction de refuge, d'alimentation ou de zone productive (Eidenschenck, 2014).

La réduction de l'incertitude permise par les nombreux suivis annuels des experts de l'ONCFS se traduit donc en grande partie, dans le cas du Hamster, par une localisation affinée des mesures, et un découpage du territoire agricole selon des critères d'agro-écologie favorables à l'espèce au sein des ZPS créées pour la protéger. Ces mesures sont notamment acceptées par le monde agricole, en raison de l'évolution de leur regard, de la contrainte vers la ressource que peut engendrer la protection de l'espèce (voir encadré ci-dessous, proposant dans le détail une description de cette évolution des représentations du monde agricole). Si des incertitudes concernant l'écologie de l'espèce subsistent encore, les démarches proactives, fondées sur l'adaptation des assolements culturaux aux besoins de l'espèce, et donc le découpage fonctionnel des territoires, peuvent avoir lieu parce que les acteurs territoriaux ne les perçoivent plus seulement comme des contraintes à leur activité.

Encadré 10 « Agir dans un monde incertain » : les stratégies des agriculteurs dans la conservation du Hamster d'Alsace

Depuis les premières actions de conservation des populations de Hamster, les agriculteurs ont joué un rôle déterminant dans leurs succès ou leurs échecs. En effet, la réussite des mesures, concernant principalement des milieux agricoles, ne reposait que sur l'acceptation des agriculteurs d'adhérer aux démarches contractuelles proposées par les PNA. Les actions proposées lors du premier plan, leur suggéraient de modifier leurs pratiques culturales, ou de capturer et déplacer les individus causant des dégâts. Elles soulignent combien l'objectif actuel de modification des milieux agricoles pour les rendre favorables aux Hamster était loin d'être acquis avant 2007.

▪ **L'amélioration de la gouvernance : l'enrôlement progressif des agriculteurs dans l'action**

Les premières stratégies développées par l'Etat reposaient sur l'indemnisation des agriculteurs. Elles considéraient donc ces derniers comme des éléments relativement « passifs » des dispositifs de conservation du Hamster (Méchin, 2011). Cette « passivité » posait cependant des problèmes pour la conservation de l'espèce, entièrement dépendante de l'état des milieux agricoles qu'elle occupe. La question de l'agriculture devient donc centrale dans la conservation du hamster, et les contestations fortes apparues lors des premières opérations du plan de restauration, tendaient à montrer le souci des agriculteurs de ne pas se laisser dessaisir des problématiques liées à la gestion de ces milieux. Or la représentation de l'espèce dans ce groupe social avant 2007, n'était pas encore favorable à l'optique « cultiver pour protéger ». Il fallait donc parvenir à faire évoluer les projets vers une modification des pratiques culturales favorables, non pas à la seule espèce menacée, mais aussi aux agriculteurs. Progressivement, les institutions publiques ont donc intégré la problématique agricole, notamment en sollicitant les chambres de l'agriculture et la DRAAF pour une participation dans les comités de pilotage du PNA de 2007. Ainsi, parce que l'espèce apparaît en « filigrane », derrière la question de la gestion des milieux agricoles, dans les réunions entre acteurs institutionnels et exploitants, les négociations sont alors possibles (Méchin, 2011). La prise en compte de la question agricole est ainsi devenue l'un des leviers majeurs de l'action publique sur l'espèce.

Cette évolution stratégique a permis d'accroître progressivement l'acceptabilité des mesures de conservation de l'espèce exigées du monde agricole. Par exemple en 2008, des contrats de gestion collective ont été mis en place dans les communes du Haut-Rhin, permettant une gestion plus souples des cultures (Méchin, 2013). Cette opération a permis d'activer efficacement les réseaux agricoles, en développant un esprit d'entre soi favorable à l'action commune. Inscrits dans une démarche participative, ils permettent aux agriculteurs de décider ensemble la gestion des parcelles, et le Hamster devient un « objet commun à discuter » (ibid).

▪ **Des mesures de conservations utiles aux Hamsters et à leurs agriculteurs**

L'appropriation par les agriculteurs de certaines mesures mises en place par cette action publique (mesures agricoles subventionnées, conversion des cultures), est notamment facilitée par le glissement du point de vue de la « contrainte » vers celui de la « ressource » (Lascoumes, et al., 2007), mais celle-ci concerne certains profils d'agriculteurs plus que d'autres.

¹ *Plusieurs sens sont actuellement admis en ce qui concerne la gouvernance, nous entendons par gouvernance ici les différentes formes prises par le pouvoir pour réduire les problèmes, en modifiant ses institutions et en intégrant en partie la société civile (notamment par l'établissement d'un régime de gouvernance « polycentrique ») « ways in which the diverse activities of the state are conducted, and notions of good governance refers to the ability of state to deliver public policy objectives in an effective, efficient, equitable, transparent and accountable way » (Paavola, et al., 2009)*

suite de l'encadré 10 :

Méchin (2013) identifie ainsi en Alsace différents profils d'agriculteurs susceptibles d'être affectés par la problématique du Hamster. Pour l'auteure, ils ont joué sur l'acceptation plus ou moins facilitée des mesures proposées par les PNA. Elle en identifie trois, en fonction de l'âge, en distinguant les jeunes agriculteurs (nés après les années 80) des anciens, en fonction de la taille de l'exploitation, en distinguant les petits agriculteurs (souvent double-actif) des gros exploitants (surface exploitée supérieure à 50 ha), et enfin en fonction du type d'exploitation, en distinguant les éleveurs (principalement bovins) des céréaliers. Ainsi un agriculteur jeune, petit exploitant et éleveur bovin, aurait plus de facilité à adhérer aux programmes de conservation des populations de Hamster. Les mesures agroenvironnementales des PNA se prêtent bien aux exploitations de ce type. En effet ces agriculteurs exploitent souvent des parcelles de petites tailles, souvent morcelées, ne favorisant pas la monoculture du maïs, pourtant très développée dans la région.

Face aux contraintes de l'exploitation de telles parcelles, les agriculteurs vont développer, grâce aux MAET, des « échanges de services » entre eux, l'un cultivant la luzerne, l'autre s'occupant des semis et des coupes sur la parcelle cultivée. Ce système « gagnant-gagnant » fonctionne d'autant plus que la luzerne, peut couteuse à l'exploitation, compense le manque de pâturage dans la région. Ces échanges entre éleveurs sont également facilités par une structure, la Coopérative des producteurs de viande d'Alsace (COPVIAL) qui permet aux adhérents d'échanger sur les aspects techniques du programme, elle coordonne les aides, et fournit des débouchés à tous les producteurs (Méchin, 2013).

Une autre structure, créée en 2013, l'association AFSAL « Agriculteurs et Faune sauvage d'Alsace », regroupe les agriculteurs volontaires, pour permettre de répartir plus facilement les engagements des exploitants, selon la localisation des terriers (Chambre d'agriculture de Région Alsace, et al., 2015). Cette association permet une gestion collective des assolements, dont les décisions sont ensuite rapportées à la chambre d'agriculture de la région. Le développement de ce type de structures ou de réseaux relationnels, montre le gain d'autonomie des agriculteurs depuis les premiers plans de conservation. Ils deviennent des acteurs décideurs, avec un renversement progressif du mode de conception des actions, initialement conçues dans une logique « top-down », et dorénavant initiées selon un régime de gouvernance « polycentrique » (Paavola, et al., 2009).

Les suivis réguliers effectués par l'ONCFS dans les communes de présence de l'espèce permettent également de réagir rapidement lorsque des terriers nouveaux sont découverts sur des parcelles ne bénéficiant pas des MAET. Les agriculteurs concernés par l'opération, du fait de la découverte soudaine des terriers sur leurs parcelles, sont ainsi certains d'obtenir dès la première année une aide financière pour le maintien de parcelles en blé non récolté (1800 Euros par hectare) ou en luzerne (125 euros par hectare). Au regard des chiffres des cinq dernières années relatifs au rendement du blé à l'hectare pour l'Alsace (183 euros/t, avec un rendement de 77 q/ha, ce qui donne environ 1410 euros/ha), ces compensations financières sont intéressantes pour les agriculteurs (SRAL, et al., 2015).

Conclusion du chapitre 4

Si l'incertitude naît d'un décalage entre un état réel et sa représentation, certains éléments conduisant à ce décalage peuvent être éliminés ou réduits par le sujet, et d'autres non. Dans les sciences de la conservation, l'incertitude de finalité est une donnée intégrée dans les démarches de protection et gestion des espèces animales menacées, sur laquelle il semble difficile d'agir. Par contre les incertitudes de sens, propre au sujet, donc aux acteurs de la conservation, liées à l'accumulation d'informations progressive et à la capacité du sujet de se remettre en question, peuvent être réduites. Lorsqu'elles concernent la fiabilité de l'information, et son processus de fabrication, des dispositifs de réduction de l'incertitude d'ordre technique pourront voir le jour. Ils agiront à la fois sur le processus de collecte de l'information, et son traitement. Tandis que les incertitudes relevant de « fabrication sociale », liées à une mauvaise lecture ou une interprétation erronée de l'information, devront être limitées par des dispositifs d'ordre sociologique. Ils ne peuvent cependant fonctionner que si l'ensemble des acteurs participant aux processus d'acquisition des connaissances prennent part à la démarche. En effet, le profil des acteurs, leur statut, ou encore leur organisation dans le PAC ou en dehors de celui-ci, peuvent agir sur leur intérêt à réduire l'incertitude. Des stratégies peuvent ainsi compromettre la bonne circulation de l'information dans le PAC. L'étude de cas sur le Hamster a montré que la gestion de l'incertitude passait essentiellement par la réduction des incertitudes techniques, en utilisant des outils statistiques (modèles de prédiction), une contre-expertise de techniciens de l'ONCFS, mais aussi des dispositifs d'aide à l'identification des terriers (pièges photo, clé de détermination des terriers etc.). Cet ensemble de propositions d'ordre technique, repose cependant sur un bon transfert de l'information, permis notamment par la présence à toutes les étapes du PAC d'agents de l'ONCFS, ainsi qu'un ensemble de dispositifs techniques contrôlant la véracité de l'information (comparaison des données cartographique entre anciens et nouveaux terriers etc.). L'incertitude d'origine sociale reste modérée grâce à la contre-expertise de l'ONCFS, mobilisable gratuitement, et aux formations encadrées par des professionnels, permettant d'assurer une bonne connaissance des prospecteurs avant les enquêtes de terrain, et de contrôler leur déroulement. En outre, l'enrôlement de certains agriculteurs et la pression européenne constituent des facteurs favorables à la réussite du programme. Si l'installation de dispositifs de réduction de l'incertitude au sein d'un PAC apparaît donc possible et nécessaire dans le cas du hamster, il souligne aussi combien

la présence d'acteurs « experts » nombreux (l'ONCFS mais aussi le CNRS DEPE), d'une forte « pression externe » (de l'Europe, des agriculteurs, des associations), et d'un territoire réduit, ont participé à ce que le développement de ces processus se déroule de manière satisfaisante.

Conclusion de la deuxième partie

L'utilisation des outils conceptuels du DAC et du PAC, a permis de mettre en lumière la construction de la connaissance des dynamiques de répartition de la faune, et les facteurs territoriaux qui pouvaient la contraindre. Nous avons ainsi identifié dans le chapitre 3 le rôle de chaque acteur dans les étapes du PAC, assuré par une palette très riche en profils d'acteurs, différenciés par leur catégorie institutionnelle, leur niveau de compétence et de savoir, ou leur implantation géographique. Le cas de la Loutre a ainsi illustré le fonctionnement d'un DAC, et des différents PAC régionaux qui le composent. Ils diffèrent par la composition de leurs acteurs, mais également par les méthodologies adoptées pour recenser et suivre l'espèce. Si la liberté a été donnée aux Régions d'adopter les modalités d'application du PNA de l'espèce, comme elles le souhaitent, la coordination nationale assurée par la SFEPM permet de suivre l'investissement de chaque structure dans la démarche, et de définir à termes les secteurs qui nécessiteront un effort de prospection supplémentaire.

Le chapitre 4 a ensuite analysé l'émergence de l'incertitude, et sa forme, dans les PAC. L'apparition du doute chez l'individu marque la première étape de sa reconnaissance. Celle-ci devient le gage indispensable à sa réduction. Elle passe notamment par la mise en place de dispositifs qui vont, comme dans le cas du Hamster, s'attacher à questionner la qualité de l'information récoltée, et les raisons de sa possible variation. L'installation d'outils techniques pour vérifier la donnée (piège photographique), la contre-vérification réalisée par un acteur expert (technicien ONCFS), ou encore le développement d'une méthodologie qui inclut à la fois des solutions techniques et sociales, offrent à ces dispositifs de réduction de l'incertitude une solidité et une efficacité qui ont permis de mettre en place, sur des territoires de superficies réduites, des actions de conservation efficaces.

Or la plupart des DAC/PAC concernent des territoires bien plus vastes, mobilisent des proportions d'experts bien moindres, et ne subissent que rarement des injonctions externes aussi fortes que dans le cas du Hamster. Les conditions de mise en place de dispositifs de réduction de

l'incertitude sont donc a priori moins favorables. Sortir d'un DAC essentiellement conduit par des acteurs institutionnels, en s'intéressant à des espèces ne faisant pas l'objet de mesures de conservation officielles, doit permettre d'analyser le fonctionnement de PAC moins encadrés et surveillés que celui du Hamster, notamment hors du cadre de l'action publique. Les DAC les intégrant bénéficient généralement de moins de ressources financières, et reposent souvent sur la mobilisation d'une large variété de profils d'acteurs, principalement associatifs. Leur répartition et les marges de liberté restreintes dont ils disposent, rendent difficile la mise en place de dispositifs de réduction de l'incertitude étendus à l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce étudiée. A partir du cas du hamster, on peut faire l'hypothèse que l'existence de dysfonctionnements au sein des PAC, et l'absence de dispositifs efficaces de réduction de l'incertitude, pourraient nuire à l'engagement des mesures nécessaires à la conservation des espèces, faute de connaissances solides sur leur répartition, ou sur les menaces qui pèsent sur elles. Cette nouvelle étape de la démarche doit nous permettre d'isoler les facteurs d'origine technique ou sociale, voire géographique, favorisant l'apparition de l'incertitude, ceux qui peuvent bloquer sa reconnaissance par les acteurs du PAC, et les difficultés qui peuvent entraver sa gestion. Les deux chapitres suivant visent donc à répondre à ces objectifs à travers l'étude des DAC de deux espèces animales menacées, l'un porté par la science citoyenne, l'autre par un ensemble d'acteurs (modèle hybride).

Deuxième partie : De la méconnaissance à l'incertitude, la construction d'une connaissance des répartitions animales
fiabilisée

Troisième partie : Application des modèles théoriques de DAC à des études de cas sur deux espèces animales menacées : le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) et le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*)

Introduction de la troisième partie

Dans les chapitres précédents nous avons développé nos outils conceptuels, et étudié l'apparition de l'incertitude, et sa maîtrise possible, à travers des exemples d'espèces animales menacées, dont la connaissance est en grande partie prise en charge par l'acteur institutionnel public. Des DAC comme celui du Hamster mobilisent des moyens importants, tant humains que financiers, qui restent peu applicables sur l'ensemble de la faune menacée française. Notre objectif est donc d'étudier en dehors de ces espèces très encadrées par l'Etat et ses services, celles qui seraient recensées et suivies par les acteurs associatifs ou par un ensemble d'acteurs peu coordonnés. Nous présenterons ainsi dans notre méthodologie, qui constituera le chapitre 5, les espèces qui vont servir d'exemple à l'étude des DAC de science citoyenne et hybrides. Les Chapitre 6 et 7 décrirons les modalités de collecte et de traitement de l'information au cours de ces deux types de DAC, et l'émergence de l'incertitude au cours des PAC.

Chapitre 5 : Méthodologie de sélection des espèces représentatives des DAC sélectionnés

Introduction du chapitre 5

Dans ce chapitre nous développerons la méthodologie qui nous a conduits à travailler sur le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) et le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*). Elles doivent nous permettre d'étudier de façon plus large un ensemble d'espèces qui pourraient susciter des modèles de DAC de science citoyenne et de DAC hybrides.

Nous décrirons ensuite les méthodes d'enquêtes en science sociale qui nous ont permis de questionner les professionnels de l'environnement, acteurs des PAC, et les différents outils qui nous ont appuyés dans ces recherches.

1. Identifier des espèces modèles de DAC de science citoyenne et hybride

Comme nous l'avons présenté en introduction, puis dans le chapitre 3 et 4, les DAC portés par des acteurs institutionnels publics, tels les PNA, ne concernent qu'un nombre limité d'espèces menacées en France. La majorité des efforts pour la connaissance des espèces animales menacée provient alors des acteurs associatifs, qui peuvent être en partie financés pour cette tâche (appel à projet, subventions) mais aussi totalement bénévoles.

Or la mise en place de dispositif d'acquisition de connaissance, et la gestion des problèmes liés à l'incertitude des répartitions des espèces menacées, ne se posent pas de la même manière suivant la configuration de l'aire de répartition (voir chapitre 3). Dans un premier temps, on peut isoler l'importance de la position de certaines populations d'une espèce dans cette aire. Sur les marges de celle-ci, la connaissance aura pour objectif de déterminer si elles progressent ou régressent sur le territoire, et ensuite si cette répartition est ancienne ou récente. L'incertitude pourra donc faire varier les représentations relatives à l'espèce, considérée alors comme envahissante et colonisatrice, ou en voie de disparition sur le territoire. A cela s'ajoute la problématique de la taille de l'aire de répartition dans le pays. Si celle-ci est très vaste, et couvre de nombreuses régions, le nombre de PAC devra donc être aussi élevé que le nombre de régions concernées, pour espérer obtenir un résultat représentatif de sa présence et répartition réelle. Une couverture large de l'aire de répartition invite donc à une multitude de PAC, et à la nécessité d'une coordination (voir chapitre 3). Au contraire une aire de faible superficie, restreinte par exemple à une ou deux régions, peut laisser sous-entendre que la multiplicité des PAC n'est pas une nécessité. Un DAC avec un seul PAC peut donc facilement apparaître sur ce type d'espèces à aire de répartition très limitée.

En parallèle nous avons également noté que toutes les espèces n'étaient pas égales quant à leur détectabilité. En effet certaines sont facilement identifiables (bon « jizz »¹³⁶), bien visibles, et ne sont pas facilement confondues avec d'autres. Sur ce type d'espèces peuvent donc émerger des DAC mobilisant des acteurs amateurs, avec peu d'expériences et de compétences. Tandis qu'à l'opposé, des espèces rares, difficiles à identifier, laissant peu d'indices, ou occupant des milieux dont l'accès est délicat, seront les sujets de DAC qui mobiliseront des acteurs experts ou des

¹³⁶ Définition proposée dans l'Introduction, page 12

amateurs éclairés. Dans ce contexte-là, si les acteurs experts sont peu nombreux, ils devront former les bénévoles de leur structure ou d'autres structures pour s'assurer d'un réseau de prospecteurs ayant un minimum de compétences pour le recensement et le suivi de l'espèce. De tels exercices prennent du temps, ils se révèlent donc très chronophages et donc peu généralisables sur de larges superficies. Ils peuvent également entraîner une apparition de l'incertitude, liée aux erreurs que pourraient réaliser ces nouvelles recrues, insuffisamment formées.

Ainsi, compte-tenu du poids de la configuration de l'aire de répartition, et de l'identification de l'espèce, dans la maîtrise de l'incertitude, nous avons choisi de nous focaliser sur deux espèces, répondant à chacun des critères évoqués ci-dessus, et qui se veulent représentatives d'un ensemble plus large d'espèces ayant ces mêmes caractéristiques. Elles doivent également faire l'objet de DAC, qui se rapprochent des modèles de la science citoyenne ou hybrides évoqués dans le chapitre 3.

La première espèce sélectionnée, le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) est représentative des espèces peu visibles, mais relativement bien identifiables par ses indices de présence, et présente sur de larges superficies. Son aire de répartition couvre en effet trois pays, la France, l'Espagne et le Portugal, mais présente en son sein de fortes variations de densité apparente. L'enjeu sur ce type d'espèce sera de déterminer si ces variations de densité traduisent une raréfaction de l'espèce, et de déterminer les régions les plus touchées par ce phénomène. Son aire de répartition de grande taille, et son identification relativement aisée, peuvent permettre à un DAC de science citoyenne de se développer.

La deuxième, le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*) est représentative des espèces difficiles à identifier, occupant des milieux parfois peu accessibles (forêt d'altitude), et qui présente dans son aire de répartition, des isolats de population, notamment sur le Massif pyrénéen, et une présence en marge de son aire en Suisse. En étant une espèce d'un groupe d'oiseaux forestiers, elle est susceptible d'être étudiée à la fois par des acteurs institutionnels publics ou professionnels du privé, en occupant un milieu exploité, et à la fois par des acteurs associatifs, en occupant un milieu sensible à certaines pratiques, dont les dégradations peuvent nuire à sa présence. En effet le milieu forestier présente en France la particularité d'être à la fois exploité par les collectivités territoriales et l'Etat, et par des propriétaires privés, en parallèle la

protection de la biodiversité forestière est un objectif de la SNB, qui nécessite donc un inventaire des parcelles exploitées. Sur ce type d'espèces peuvent donc plus facilement émerger des DAC hybrides, mobilisant des acteurs professionnels et bénévoles, et d'origine publique, privée ou associative.

2. Présentation de nos études de cas

2.1. Un DAC de science citoyenne : les enquêtes nationales françaises et espagnoles sur le Campagnol amphibie

La science citoyenne, portée principalement par l'acteur associatif, qui peut également travailler en collaboration avec l'acteur scientifique institutionnel, est relativement peu développée en France sur la faune. Un programme a cependant suscité notre intérêt, il s'agit de l'enquête nationale française sur le Campagnol amphibie lancée en 2009 et terminée en 2014. Ce programme relève d'une démarche de science citoyenne dans la mesure où il est conduit par une association de portée nationale, la SFPEM, mobilisant aux différentes échelles du territoire français, associations de portée régionale ou départementale, et bénévoles de terrains pour la collecte d'information. Or l'intérêt qu'elle suscite est accru par le fait qu'en Espagne ce type de démarche a également été conduit en 2010, par la SECEM, association nationale de protection des mammifères. Cette double enquête, embrassant les deux parties d'une aire de répartition de large superficie, (couvrant sur plus de la moitié les territoires français et espagnol), et reposant sur le même type d'acteurs (associatif et bénévoles), permet en effet de comparer les réussites et les problèmes rencontrés par ces opérations, et notamment d'analyser la manière dont est apparue l'incertitude dans les deux processus, puis comment les milieux associatifs, français et espagnol, l'ont géré chacun de leur côté. Ces deux terrains nous permettent également de comparer la nature des DAC et PAC, et des différentes ressources territoriales qu'ils réussissent, ou non, à mobiliser, ainsi que les obstacles qui entravent le bon déroulement des démarches. En effet, si le DAC français s'appuie sur un réseau d'acteurs associatifs organisés par régions, chacun y mobilisant ensuite ses bénévoles, le DAC espagnol repose seulement sur des bénévoles indépendants. Dans la perspective de « diagnostic de l'incertitude » qui nous guide, les questions que soulève un tel examen concerneront donc :

- Les types d'acteurs et fonctions occupées dans le PAC : la science citoyenne repose sur la mobilisation de bénévoles en grand nombre pour la collecte d'informations, contrairement au modèle de l'action publique où ces fonctions sont majoritairement occupées par des professionnels. Comment se traduit ce changement d'opérateurs au niveau de la phase de collecte et traitement de l'information ? Les données collectées par les bénévoles comportent-elles plus d'erreurs ou de biais ? Ceux-ci sont-ils moins compétents que les professionnels ? ou certains amateurs éclairés, voir experts, peuvent-ils rivaliser avec l'efficacité des professionnels ?

Si la fonction de « coordinateur » est pratiquement absente des PAC de l'action publique, comment se caractérise-t-elle dans ceux de la science citoyenne ? Qui occupe cette fonction ? Quelles sont leurs compétences ? On peut en effet supposer que les questions d'incertitudes liées à la phase de collecte de l'information sont en effet bien identifiées par les acteurs associatifs, principaux mobilisateurs de la force bénévole parmi les acteurs de la conservation. Ces structures associatives doivent donc a priori utiliser leurs salariés, professionnels et experts, pour coordonner et contrôler au mieux l'effort de prospection. Leur rôle dans la réussite des PAC doit donc être essentiel, et mérite une attention particulière.

L'existence de relais associatifs régionaux constitue une différence entre les cas français et espagnols. L'examen comparé des deux dispositifs permet donc de se pencher sur le rôle du coordinateur non seulement national, mais également régional. Comment se traduit, en Espagne, cette absence de coordinateur régional dans le PAC ? La méthodologie mise en œuvre est-elle différente dans ces cas-là ? La pression d'observation est-elle hétérogène sur le territoire ?

- L'organisation des systèmes acteurs et le contexte territorial : l'enquête nationale repose sur la mobilisation de bénévoles, mais également d'associations inscrites dans des territoires. Leur périmètre d'action et d'influence sont donc inégales. Comment l'organisation territoriale des associations influe-t-elle sur la conduite du DAC ? On peut s'attendre, dans le cas français tout au moins, à une forte disparité des PAC locaux selon la région d'appartenance notamment. L'engagement dans l'enquête nationale étant en effet volontaire, il ne se traduit pour les associations régionales, ni par des compensations financières, ni par des mesures répressives. On peut donc imaginer de fortes disparités dans la mobilisation des associations. Les ressorts de cet engagement inégal relevant a priori de facteurs sociologiques, voire

culturels, mais aussi politiques et économiques, les identifier doit permettre d'établir une hiérarchie parmi les causes de l'incertitude géographique.

Ces études de cas vont donc mettre en question de manière comparée les situations françaises et espagnoles. Cependant pour analyser l'impact de la diversité des systèmes socio-politiques régionaux dans les DAC, nous devons procéder à une seconde sélection, relative cette fois à des études de cas régionales. Disposant d'un accès plus facile aux situations françaises, nous avons choisi de procéder à cette comparaison interrégionale dans ce seul pays. Pour cela, nous avons utilisé les premières informations cartographiques produites par l'enquête nationale du CA (Figure 58, page 257). Quatre régions affichent des niveaux de participation élevés à l'enquête en 2012, la Bretagne¹³⁷, l'Auvergne, Midi-Pyrénées et PACA. Comparativement aux autres régions, PACA et Auvergne affichent la plus grande quantité de données obtenues selon le protocole de l'enquête nationale (données sous forme de carrés), tandis que la Bretagne semble les tirer majoritairement d'un autre protocole (données sous forme de ronds).

Cette dernière région constitue à nos yeux un cas très intéressant quant à la gestion de l'incertitude dans la mesure où deux protocoles différents y ont été utilisés conjointement. Plusieurs questions en découlent:

- Le partage des méthodes et protocoles : pourquoi certaines mailles ont été prospectées selon le protocole de l'enquête nationale et d'autres non ? Pourquoi un autre protocole a été utilisé en majorité sur le reste du territoire ?
- Les conséquences de ce partage : comment ont-été traitées les données issues de ces deux protocoles différents ? Cette différence de protocole entraîne-t-elle une apparition plus forte de l'incertitude ? Sa réduction est-elle plus difficile ?

Au-delà des spécificités propres au cas breton, la Figure 58 révèle que certaines régions semblent n'avoir que peu participé en 2012 à cette enquête nationale. Cette différence semble indiquer qu'en leur sein, les relais de la SFEPM, que constituent les associations naturalistes régionales, ne disposent pas de leviers de mobilisation identiques partout. Pour tenter d'expliquer les motifs de ces « sous-mobilisation » dans certaines régions, notre participation à un projet de

¹³⁷ Cette région a prospecté plus de 12% de son territoire selon le protocole

recherche fin 2012¹³⁸, financé par la région Aquitaine, nous a donc conduit à porter notre regard sur ce cas, qui constituera donc pour nous, après la Bretagne, un second terrain régional. Représentative de ces cas régionaux, où la participation à l'enquête nationale demeure très limitée, puisque seulement quatre mailles ont été prospectées en 2012 selon le protocole de l'enquête, elle attire l'attention par le fait que d'autres données sur l'espèce ont cependant été récupérées, suggérant comme pour la Bretagne, l'utilisation d'autres méthodes de collecte. Malgré tout, son territoire semble avoir été très peu prospecté dans l'ensemble (faible nombre de données, même d'absence), démontrant l'existence de déterminants régionaux affectant le dynamisme des démarches d'acquisitions de connaissance.

¹³⁸Réalisé au sein de l'UMR PASSAGES (anciennement SET) sous la direction de Mr Y. Poinot, financé par le Conseil Régional d'Aquitaine au travers du programme « Protéger la nature tout en produisant : quelle expression en Aquitaine d'un défi universel ? »

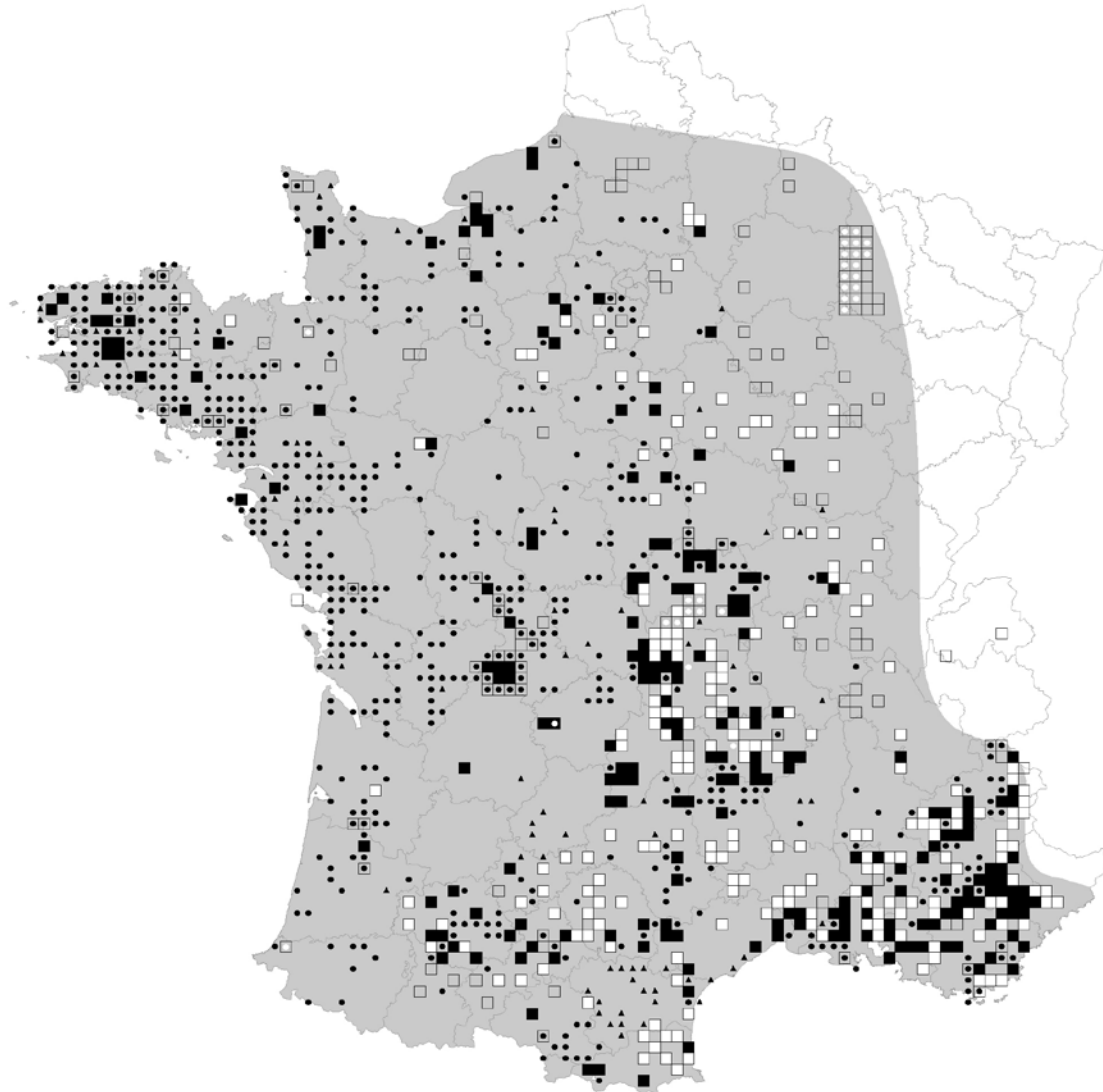


Figure 58 Etat de l'avancé de l'enquête nationale sur le Campagnol amphibie en juin 2012 (source : carte de la SFPEM)

Légende : La couleur noire représente la présence de l'espèce et le blanc son absence. Les carrés représentent les données récupérées selon le protocole de l'EN, les petits triangles selon les pelotes de réjection, et les petits cercles selon un protocole encore différent mais non précisé, quant aux carrés vides ils représentent les mailles dont la prospection n'a pas été encore terminée.

2.2. Un DAC hybride : les recensements et suivis du Pic à dos dans trois pays

Si le modèle précédent de la science citoyenne s'adosse au facteur « nombre », en mobilisant un réseau important de bénévoles, couvrant de large superficie mais multipliant les risques d'apparition de l'incertitude, certains modèles de DAC mobilisent parfois très peu de prospecteurs. Comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, les modèles hybrides sont composés

d'une multitude de PAC, qui varient selon les échelles, les acteurs mobilisés et dominants, et la méthodologie de recherche. Sur des aires de faibles dimensions, des acteurs professionnels experts peuvent facilement prendre en charge un PAC, en étant à la fois prospecteur, gestionnaire et décideur, comme dans le cas du PNA Hamster pour le modèle d'action publique. Mais lorsque les enjeux de conservation de l'espèce semblent moins importants (la vulnérabilité des populations de celle-ci n'est pas prouvée, les valeurs qui lui sont attribuées ne mobilisent pas les acteurs du territoire etc.), les acteurs publics ne s'engagent pas ou peu. La liberté est donc laissée aux associations nationales ou régionales d'intervenir. Or si la facilité d'identification de certaines espèces permet de mobiliser un réseau de bénévoles amateurs, d'autres sont plus difficilement détectable et identifiable. La main-d'œuvre bénévole, mais inégalement experte, qu'on verra opérer sur le Campagnol amphibie, se révèle dans ce cas inadaptée. Des réseaux d'experts bénévoles, dont la compétence scientifique élevée permet l'inventaire d'espèces d'identification taxonomique délicate, peuvent venir compléter cette main d'œuvre inexpérimentée, mais dont leur coordination, intervenant hors de tout dispositif public ou associatif d'envergure, peut faire problème.

Pour appréhender la gestion de l'incertitude dans ce type de DAC, nous avons choisi de nous intéresser au Pic à dos blanc, un oiseau strictement localisé dans les Pyrénées pour la France et l'Espagne (ailleurs en Europe, sa répartition est plus vaste, voir Figure 81 page 348). Menacée en France (statut « VU »), cette espèce ne fait pas l'objet de programme de conservation, ni de suivi officiel mené par l'acteur public institutionnel. Toutes les informations officielles (fournies par l'INPN) la concernant, proviennent de deux types d'acteurs, public et associatif, repartis pour la France en quatre structures, le GOPA (Groupe ornithologique des Pyrénées et de l'Adour), la LPO, l'ONF et le PNP (Parc National des Pyrénées). En Espagne, pays partageant le versant Sud de son isolat pyrénéen, les informations proviennent essentiellement de professionnels d'institutions publiques (Ministerio del Medio ambiente), et d'une professionnelle travaillant en bureau d'étude. En France se côtoie donc acteurs publics et associatifs, et en Espagne acteurs privés et publics.

Pour vérifier si l'espèce faisait bien l'objet d'un PAC porté par des spécialistes passionnés en France (principalement en Aquitaine), nous avons utilisé la base de données faunistiques en

ligne, Faune-Aquitaine ¹³⁹, qui présente notamment des cartes de répartition du PDB en Aquitaine, pour contacter d'autres acteurs potentiels. Nous avons envoyé à onze contributeurs un rapide questionnaire par email pour prendre connaissance du contexte dans lequel ils ont aperçu l'espèce. Les questions suivantes visaient ainsi à identifier d'autres spécialistes potentiels, que la recherche par la bibliographie n'aurait pas détectés :

Questions posées par email aux observateurs du PDB sur Faune-Aquitaine
Q1 : Dans quel contexte avez-vous observé cette espèce ? Avez-vous organisé cette sortie pour voir uniquement cette espèce ?
Q2 : Combien de temps avez-vous mis avant de la voir ?
Q3 : La cavité vous a-t-elle aidé à trouver l'individu ?
Q4 : Avez-vous eu le temps ou l'occasion d'observer d'autres espèces lors de cette sortie ?
Q5 : Est-ce une espèce que vous suivez ?
Q6 : A combien de reprise l'avez-vous contactée au cours de votre vie ?
Q7 : Si vous deviez définir l'espèce comment la qualifieriez-vous ? Vous pouvez utiliser des termes écologiques ou des ressentis.

Dans les onze personnes contactées, seulement 5 personnes nous ont répondu. Aucune d'entre elles ne suivaient l'espèce. Si ces questions nous ont avant tout permis de cadrer les acteurs à rencontrer, certaines d'entre elles ont été posées pour répondre à d'autres aspects que nous souhaitons soulever dans notre étude, comme la représentation de l'espèce ou sa plus ou moins forte détectabilité. Ces deux critères peuvent en effet jouer sur le type d'acteur mobilisé comme nous l'avons vu dans le chapitre 3.

Au-delà de ces terrains pyrénéens, nous compléterons l'analyse du modèle par le cas suisse. En effet, dans ce pays situé en marge de l'aire de répartition de l'espèce en Europe, celle-ci n'est pas perçue comme prioritaire dans la conservation, en raison de la progression de ses populations dans le pays (Birdlife international, 2015). Cet avis est donné par la Station Ornithologique Suisse (SOS), institution privée, principale collaboratrice de la fédération suisse

¹³⁹ La base de données en ligne Faune-Aquitaine a pour objectif de collecter, organiser puis restituer les informations collectées sur la faune par les bénévoles de la région. Elle est gérée par la LPO, et fait intervenir certains experts naturalistes dans un comité de validation des données. Site en ligne : http://www.faune-aquitaine.org/index.php?m_id=1191&item=28 consulté le 01/06/16

(com. pers. V. Keller). Cependant peu de littérature existe actuellement dans ce pays pour confirmer ces observations. Le principal pourvoyeur de données et d'articles, désigné par cette institution comme « le spécialiste » du Pic à dos blanc en Suisse, est un acteur public, professionnel, appartenant au Bureau des eaux et forêts du Canton des Grisons. Celui-ci encadre donc le principal PAC suisse sur l'espèce, dans son périmètre d'action. On peut également inclure l'inventaire national des oiseaux suisses, qui récupère les informations ponctuelles sur l'espèce, et qui peut également être considéré comme un PAC, relevant cette fois-ci de l'acteur associatif institutionnel qu'est la SOS.

La position des populations suisses, en marge de l'aire de répartition orientale de l'espèce, permet de questionner les représentations des acteurs, sur sa progression ou régression, et les informations qui ont permis d'étayer ces visions. Affirmer sa progression sur le temps long (Birdlife international, 2015) doit donc se justifier par un suivi mené sur le temps long également, ou sur la confirmation que l'espèce était autrefois absente du territoire.

Ce modèle hybride reposant principalement sur la mobilisation de spécialistes de l'espèce va donc nous permettre de questionner les interactions entre acteurs des PAC et leurs effets sur l'incertitude.

Dans ce contexte, une série de questions doivent être posées quant aux conditions d'émergence puis de gestion de l'incertitude dans de tels PAC.

- La multiplication des PAC est-elle la conséquence d'une situation de conflits ou de concurrence entre acteurs ? Ou relève-t-elle d'autres facteurs (localisation géographique, recherche de notoriété, différents objectifs de recherche etc.) ? L'aire de répartition en isolat du PDB dans les Pyrénées pose en effet des questions sur l'absence de DAC coordonné apparent entre les acteurs français, et avec les acteurs espagnols.
- L'implication d'acteurs publics institutionnels ou privés s'accompagne-t-elle d'un meilleur fonctionnement du PAC ? de données collectées de meilleure qualité ?
- Quel type de dispositifs de réduction de l'incertitude peut-on observer entre PAC différents mais concernant une même espèce ? Observe-t-on une reconnaissance de l'incertitude très différenciée entre type d'acteurs ? L'existence de différents PAC, permet-elle d'isoler des dispositifs utilisés récurrents ? Des modèles de réussite ou d'échec ?

- La position dans l'aire de répartition de l'espèce des PAC, se traduit-elle par une gestion de l'incertitude très différenciée ? Par l'utilisation de dispositifs de réduction de l'incertitude plus ou moins rigoureux ? On peut en effet estimer que dans le cas suisse, la détermination de l'état de progression ou de régression des populations du PDB repose sur une grande qualité de la donnée collectée.

Ces différentes interrogations nous invitent à nous intéresser à ces PAC menés, et la gestion de l'incertitude dans ceux-ci, en nous intéressons principalement aux acteurs mobilisés.

3. Les méthodes d'enquête qualitative

Pour mener à bien cette approche qualitative du rôle et des fonctions des acteurs inclus dans le processus de connaissance de ces deux espèces, nous avons eu recours à deux méthodes principales : l'entretien semi-directif à ouvert, et l'observation participante (Laurier, 2010; Blanchet, et al., 2013). Pour identifier ces acteurs, nous nous sommes appuyés sur une recherche bibliographique que nous détaillerons dans un premier temps.

3.1. Recherche bibliographique et sélection des acteurs

Pour pouvoir identifier les acteurs travaillant sur ces espèces et les possibles PAC en cours, une première phase de recherche bibliographique s'est attachée à recenser tous les articles les concernant. Nous avons distingué les articles scientifiques trouvés sur internet (base de données numériques ou moteur de recherche type Google scholar concernant leur biologie, leur répartition etc.), de ceux cités comme références et appuis, dans les fiches traitant du statut de conservation de l'espèce (Liste rouge de l'UICN, fiche du Birdlife ou encore fiche INPN). Les organismes produisant ces fiches d'identification, comme l'UICN ou le MNHN en France, constituent en effet des acteurs de référence dans le domaine de la conservation (Rodrigues, et al., 2006; Miller, et al., 2007). Jugés comme des experts dans leurs domaines scientifiques, ils sélectionnent comme « source », les seuls acteurs qu'ils jugent « spécialistes » des espèces

répertoriées, ou reconnaissent tout au moins comme des sources fiables et légitimes pour leur évaluation.

✓ *Pour le Pic à dos blanc*

Concernant le PDB, nous avons retenu comme principale source d'informations dans les Pyrénées, le spécialiste de l'association GOPA, que l'on nommera ici l'Acteur A¹⁴⁰, l'acteur B, agent patrimonial de l'unité territoriale de Laruns à l'ONF, qui a écrit en collaboration avec l'acteur A sur l'espèce, et qui a conduit un inventaire sur les pics de forêts de montagne en 2001, et un organisme, la LPO, en tant qu'association ornithologique de référence au niveau national, et ayant conduit des études sur l'espèce également.

Pour ce qui est du terrain espagnol, la bibliographie nous a permis d'isoler plusieurs auteurs ayant écrit sur le PDB, dont les références les plus récentes concernaient l'acteur C (2001, 2006).

Pour la Suisse, le seul auteur ayant publié sur l'espèce depuis plus de dix ans était l'acteur D (2001, 2007, 2008, 2009), nous avons également associé la SOS (Vogelwarte), comme organisme de référence pour l'ornithologie en Suisse.

✓ *Pour le Campagnol amphibie*

Pour le CA, la recherche des acteurs interrogés a été facilitée par l'existence des deux enquêtes nationales menées en France et en Espagne. Si celles-ci ont été conduites par deux associations mammologistes, deux personnes en ont assurées la coordination nationale : l'acteur E pour la France, et l'acteur F pour Espagne. En ce qui concerne les deux régions sur lesquelles nous avons choisi de focaliser notre attention, deux associations régionales ont pris part à l'enquête, le Groupe Mammologique Breton (GMB) pour la Bretagne et Cistude Nature (CN) pour l'Aquitaine. Le rôle des « coordinateurs » étant jugé déterminant dans la réussite de tel

¹⁴⁰ Pour conserver l'anonymat des personnes rencontrées nous adopterons ici une présentation de l'acteur avec une lettre alphabétique, correspondant à son ordre d'apparition dans le texte, le premier étant ainsi appelé « l'acteur A », le second « l'acteur B » et ainsi de suite. Seuls les acteurs dont nous avons utilisé les propos en feront l'objet.

DAC, nous avons rencontré les deux coordinateurs nationaux, ainsi que les deux coordinateurs régionaux, l'acteur G pour la Bretagne et l'acteur H pour l'Aquitaine.

Si ces acteurs ont constitué les personnages clefs de nos enquêtes qualitatives, nous avons également rencontré d'autres acteurs par méthode de « snowballing » (« boule de neige » en français) (Longhurst, 2010), qui consiste à utiliser notre contact pour nous désigner un de ses contacts, jugé intéressant pour la recherche, qui pourra ensuite nous désigner à son tour un autre contact. Comme le pratiquent certains ethnologues (Beaud, et al., 2010), notre objectif consiste en effet à identifier les « interconnaissances » de chacun des premiers acteurs identifiés par la bibliographie, pour connaître leur réseau relationnel, professionnel ou amical, et identifier ainsi, si ce n'est la totalité, du moins une large part des personnes susceptibles de s'intéresser à l'espèce.

En ce qui concerne la fonction du « décideur », nous n'avons interrogé qu'un seul acteur politique, le chargé de mission faune de la DREAL Aquitaine, l'acteur I, estimant qu'arrivée à ce point du PAC, l'incertitude n'avait plus grande chance de pouvoir être décelée ou gérée si les coordinateurs ou gestionnaires ne l'avaient pas souhaité auparavant.

PIC A DOS BLANC				
Pays (Région)	Structure	Personne interrogée	Rôle dans les DAC	Profession
France (PA)	ONF	acteur B	multiple	technicien
Suisse (Grisons)	Bureau des eaux et forêt	acteur D	multiple	ingénieur
France (PA)	Association GOPA	acteur A	multiple	retraité
France (PA)	LPO	acteur O	prospecteur et gestionnaire	chargé de mission
France (PA)	LPO	acteur N	coordinateur	responsable projet
France (PA)	LPO	acteur L	prospecteur	chargé de mission
Espagne (Navarre)	Bureau d'étude	acteur C	multiple	biologiste
Espagne (Navarre)	Bureau d'étude	acteur P	prospecteur	ingénieur
Espagne (Navarre)	Medio Ambiente	acteur Q	multiple	technicien
Personnes complémentaires				
France (PA)	ONF	M. Paturel	gestionnaire	sigiste
France (PA)	ONF	P.Pucheu	décideur	aménageur
France (PA)	ONF	acteur U	décideur	responsable UT
Suisse	Vogelwarte (association)	acteur S	gestionnaire	chargé de mission
Suisse	Vogelwarte (association)	acteur R	décideur	responsable section avifaune
France (Aquitaine)	LPO	acteur T	gestionnaire	chargé de mission
France (Aquitaine)	GOPA	acteur M	prospecteur	agent ONCFS
France (Aquitaine)	Association (OCL)	"Bijou"	prospecteur	retraité
France	MNHN	acteur V	décideur	consultant
France	MNHN	acteur W	décideur	responsable avifaune du SPN
CAMPAGNOL AMPHIBIE				
Pays (Région)	Structure	Personne interrogée	Rôle dans les DAC	Profession
France	SFEPM	acteur E	Coordinateur national	mammalogiste
France (Aquitaine)	Cistude Nature	acteur H	Coordinateur régional	chargé de mission
France (Bretagne)	GMB	acteur G	Coordinateur régional	chargé de mission
Espagne	SECEM	acteur F	Coordinateur national	biologiste
Personnes complémentaires				
France (Poitou-Charentes)	PIMP	X.Baron	multiple	chargé de mission
France (Bretagne)	RNR/Association (AMV)	acteur J	prospecteur	animatrice/responsable
France (Bretagne)	RNR (Mont d'Arré)	acteur K	prospecteur	responsable
France (Aquitaine)	Association départementale des piégeurs (ADPAG)	G.Delas	prospecteur	responsable
MULTIPLE				
Pays (Région)	Structure	Personne interrogée	Rôle dans les DAC	Profession
France	UICN	F.Kirchner	décideur	chargé de programme "Espèce"
France	DREAL Aquitaine	acteur I	décideur	chargé de mission

Figure 59 Les acteurs interrogés durant la thèse

Ces acteurs n'ont cependant pas tous été interrogés de la même façon. Nous avons utilisé plusieurs types de méthodes pour obtenir les informations recherchées, et ainsi évaluer leur rôle respectif dans les PAC.

3.2. Des entretiens semi-directifs à ouverts

Seize entretiens semi-directifs à ouverts ont été réalisés, complétés par des échanges par courriels auprès d'autres acteurs en charge de l'acquisition de connaissances sur ces espèces (exemple de la gestionnaire de la réserve naturelle régionale de Lan Bern et Magoar Penvern en Bretagne). Cette différence s'explique par le rôle tenu par chacun d'entre eux dans les PAC, et les fonctions « cibles » que nous avons sélectionnées. Par exemple, dans nos terrains, tous les

coordinateurs de l'enquête nationale du CA ont été interrogés par entretiens semi-directifs. Par contre, des acteurs prospecteurs ou décideurs ont été questionnés par courriels ou par téléphone.

Nos entretiens ont débuté par une présentation de notre objectif de recherche, en laissant la parole à notre interlocuteur et guidant l'entretien progressivement par quelques questions ou sujets de relance (Combessie, 2007). Nous n'avons pas présenté l'incertitude comme notre sujet de thèse, préférant mettre en avant l'aspect « connaissance », en insistant sur la méthodologie utilisée par l'acteur interrogé, le type de données récoltées ou les difficultés de gestion de celles-ci ou de pratique du terrain. L'incertitude est en effet une notion complexe, qui renvoie, comme nous l'avons vu en chapitre 4, à plusieurs dimensions (techniques, sociales etc.). L'afficher comme objet de recherche aurait pu conduire les acteurs à mettre l'accent sur un certain type d'incertitude, principalement d'origine technique, car facilement identifiable et maîtrisable pour eux (sur le terrain sur les limites de l'identification par exemple). Piloter au contraire l'entretien par des questions de relance ou en insistant sur certains aspects à nos yeux « stratégiques » pour la mise en lumière des facteurs d'incertitude sociale, nous a permis de faire émerger des réflexions et des témoignages sur ses facteurs d'apparition, et donc quelque part de proposer à notre interlocuteur des clés de son identification.

Pour questionner l'incertitude de sens ou de finalité, nous avons par exemple demandé à certains acteurs s'ils pensaient que l'espèce sur laquelle ils travaillaient était menacée. Cette question permettait ainsi d'obtenir des informations sur la représentation que se faisait l'acteur de l'état des populations de l'espèce. Une relance sur l'origine de sa représentation permettait de voir si elle était fondée soit sur des données réelles, justifiées et légitimes, ou sur des impressions. Dans ces cas-là, lui demander de préciser les indices qui nourrissaient ces impressions permettait de mieux saisir les origines de l'incertitude

Pour questionner l'incertitude réductible ou irréductible, nous avons principalement analysé les retours d'expériences de ces acteurs, qui consiste à apprendre de ce qui s'est passé pour tenter de mieux maîtriser l'avenir (Mortureux, 2004). Ils portaient principalement sur les pratiques de suivis ou les tentatives de mise en place d'actions de conservation. Les acteurs identifiant alors dans ces retours d'expérience, ce qu'ils jugeaient comme des réussites ou des échecs, leurs erreurs ou encore les freins à leurs réussites.

Pour questionner l'incertitude socialement construite, nous devons analyser les stratégies des acteurs. Dans un premier temps, c'est à travers leur discours que nous avons cherché à l'identifier. Nous leur avons posé ainsi des questions sur leurs choix de terrains, de méthodologies, sur les raisons qui les ont poussés à étudier l'espèce, sur leurs choix de travailler en équipe ou seul, sur leurs rapports qu'ils entretenaient avec les autres acteurs et sur leurs objectifs. Ces premières informations obtenues, nous les avons comparées aux informations fournies par les autres acteurs du même PAC, ou d'autres PAC mais partageant les mêmes profils (associatif, public, privé). Par exemple dans le cas du DAC du Campagnol amphibie, les discours des coordinateurs français et espagnols étaient-ils similaires sur certains points ? Partageaient-ils les mêmes difficultés ? Dans le cas d'une comparaison entre plusieurs PAC mais relative à un même profil d'acteurs, les discours des acteurs associatifs mettaient-ils, par exemple, en lumière les mêmes difficultés de coordination des prospecteurs, ou de conflits avec d'autres associations ? Ces entretiens seront étudiés conjointement, pour permettre de mettre en relation ou en opposition les représentations de chaque acteur sur nos deux espèces (Faugère, et al., 2010). Ces différentes informations vont ainsi permettre au chercheur d'identifier les facteurs sociaux d'apparition d'incertitude.

Les entretiens n'ont pas été enregistrés, mais des prises de notes ont permis de relever les éléments les plus importants, et quelques citations qui nous ont paru intéressantes (témoignant par exemple d'une possible incertitude ou d'une hésitation). Si une analyse sémantique approfondie à l'aide d'un logiciel d'analyse des données textuelles (ADT) n'a donc pu être conduite, ce choix tient au fait que nous avons estimé la présence d'un enregistreur comme un potentiel perturbateur des discours de nos interlocuteurs, notamment lorsqu'il s'agit de révéler leurs difficultés, les conflits qui peuvent exister ou leurs doutes. Les seuls discours qui ont été enregistrés concernaient des prises de paroles publiques, lors de présentations collectives, dans des séminaires ou des conférences.

3.3. Les observations participantes

Identifier l'incertitude socialement construite suppose également, dans un deuxième temps, de conduire une analyse des pratiques. Plus d'une trentaine d'observations participantes

ont ainsi été réalisées afin d'analyser la mise en œuvre concrète des méthodes d'inventaires et de suivis, et ainsi confronter le « discours » à la pratique (Beaud, et al., 2010). Notre approche se voulant comparative, nous avons relevé les différences de méthodes appliquées par les différents acteurs sur le terrain. La compréhension des méthodes utilisées et des choix de secteurs étudiés suppose à nos yeux que l'expérience du terrain soit partagée avec les acteurs, nombre de déterminants possibles des choix effectués et de leurs raisons peuvent en effet échapper au discours, s'expliquant par des « raisons cachées » relevant du contexte pratique de l'action « *The point that is being reiterated here is that the best participant-observation is generally done by those who have been involved in and tried to do and/or be a part of the things they are observing* » (Laurier, 2010)

Ces observations terrains ont donc pris plusieurs formes, s'affranchissant parfois du facteur « espèce », pour mieux saisir les enjeux associés au facteur « méthode » propre à certains acteurs, ou obtenir des informations sur la conduite d'autres PAC menés par l'acteur. Des sorties, destinées à acquérir une formation à la reconnaissance des espèces ou de leurs indices, ont ainsi été effectuées avec des spécialistes sur leur terrain d'étude (onze sorties spécifiques aux deux espèces). Nous avons aussi participé à des sorties collectives, organisées par les associations engagées dans des démarches d'inventaires (exemple de prospection Loure avec Cistude Nature, ou d'inventaire ABC avec le CEN Aquitaine) que nous avons repérées lors d'entretiens (seize sorties plurispécifiques). Nous avons également participé à des campagnes de suivi scientifique dans les Pyrénées (Vallée d'Ossau principalement) consacrées à une espèce étudiée par un acteur institutionnel, celle de la Chouette Tengmalm (*Aegolius funereus*) avec l'Office National des Forêts (sept sorties). Au terme de cette phase de formation, nous avons ainsi pu réaliser de manière autonome des prospections de terrain dans le cadre de programmes tel l'inventaire Loure sur maille kilométrique ou des cavités de PDB, nous confrontant ainsi aux conditions exactes, de prise de décision comme d'hésitations, auxquelles sont soumis les prospecteurs, bénévoles ou professionnels, lors de leurs interventions solitaires sur les terrains des PAC auxquels ils participent

Cette phase d'observation participante a eu pour objectif d'identifier dans l'action, les moments, lieux, méthodes, et comportements, qui peuvent influencer sur l'apparition d'incertitude. Si les discours recueillis par les entretiens semi-directifs véhiculent plutôt l'existence de

certitudes parmi les acteurs, l'observation dans l'action permet au chercheur d'identifier certains facteurs de doute, mais aussi de développer une certaine modestie dans l'évaluation de pratiques de terrain qu'il n'expérimente pas dans son quotidien.

3.4. L'utilisation des outils « grand public »

Si les entretiens et l'observation participante ont constitué le cœur de notre méthode, nous nous sommes également servis d'outils destinés aux amateurs naturalistes, pour récupérer certaines informations complémentaires, touchant plus largement au fonctionnement du monde naturaliste. Nous avons utilisé principalement deux types d'outils : les listes de diffusion et forums de discussion en ligne, et les séminaires ou journées naturalistes.

3.4.1. *La consultation des forums de discussions et listes de diffusion*

Pour obtenir des informations complémentaires sur les DAC de nos deux espèces, mais également sur d'autres DAC mobilisant les associations naturalistes de nos régions, nous avons également consulté les forums et listes de discussions naturalistes. Ces outils ont, en effet, été très utiles pour obtenir des informations sur les retours d'expériences de naturalistes, identifiés ou non dans nos DAC. La science citoyenne s'appuie sur de nombreux outils pour mobiliser les bénévoles, et entretenir la dynamique de l'engagement. Un groupe internet a ainsi été créé pour le Campagnol amphibie¹⁴¹, et a notamment constitué un lieu d'échange lors de l'enquête nationale (651 conversations recensées entre 2007 et 2016 sont visibles sur le site). Ce groupe nous permet ainsi d'évaluer la dynamique du réseau d'acteurs du DAC (les coordinateurs participent-ils tous à ce forum ? les réponses sont-elles rapides ? etc.), mais aussi les profils de certains collecteurs (les amateurs éclairés sont-ils nombreux ? certains entretiennent-ils un rapport professionnel avec un domaine de l'environnement ? etc.). A défaut d'entretiens approfondis avec les prospecteurs bénévoles, nous avons cependant pu, grâce à ce forum, découvrir les difficultés que rencontrent certains d'entre eux, et leur façon de présenter « l'incertitude ». Cette démarche étant également

¹⁴¹ Groupe Yahoo créé en novembre 2006 : <https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/info> consulté le 07/01/2016

appliquée en Espagne, à travers la réalisation d'un blog par le coordinateur national, ces deux outils de communication font partie intégrante des DAC sur l'espèce, et nous semblent donc indispensables à étudier. Pour le blog espagnol, ce sont onze commentaires qui sont visibles, le matériau est donc beaucoup moins important que pour le cas français.

3.4.2. Les séminaires et journées de rencontres naturalistes

Comme pour les forums et listes de diffusion en ligne, les séminaires ou journées de rencontre (ou d'études) entre naturalistes sont également des outils de communication mobilisés pour entretenir les réseaux de bénévoles, et donc de prospecteurs.

Ces journées ont été l'occasion pour nous de rencontrer des naturalistes, de profil amateur ou expert, bénévoles ou professionnels de la nature, et d'obtenir divers retours d'expériences sur les DAC. Nous avons par exemple pu obtenir un retour d'expérience du DAC mené sur le PDB en Suède en rencontrant un des principaux acteurs¹⁴² du projet lors d'une journée d'étude.

Ces séminaires ou journées nous ont également permis de reprendre contact avec des acteurs rencontrés lors des entretiens. Ces deuxièmes temps de rencontre, dans un cadre différent, ont souvent permis de nouer un rapport un peu plus confiant avec ces acteurs associatifs déjà rencontrés, et d'obtenir ainsi des informations complémentaires sur l'avancement de certains DAC ou des problèmes survenus entre temps. Dans l'analyse nous référencerons ces séminaires par leurs numéros, présentés dans le tableau suivant :

Tableau 8 Présentation des séminaires et journées d'études auxquelles nous avons participé :

N°	Nom	Date	Lieu	Organismes concernés	Espèces
1	Forum des gestionnaires 18ème	mars-13	France (Paris)	ATEN, CEN, RN, ONFS, PN	Multiple
2	Séminaire Lindus POCTEFA	nov-13	Espagne (Burguete)	LPO, gouvernement Navarre, CG64	Oiseaux
3	Journée Faune-Aquitaine "6ème rencontres naturalistes"	déc-13	France (Le Teich)	LPO, Cistude Nature, DREAL, CG64	Multiple
4	OISO et GIS Flyway Atlantic network : Conservation des espèces et zones humides	janv-14	France(Bayonne)	Museum de Bayonne, RFO, OISO, GOPA, OCL	Multiple
5	Conférence Woodpecker 7th Woodpecker in a changing world	févr-14	Espagne	Diputacion foral de Alava, association Hazi, scientifiques etc	Oiseaux (PDB)
6	AG du CEN	avr-14	France (Urt)	CEN Aquitaine	

¹⁴² L. Lithander, biologiste au Museum d'histoire naturelle de Göteborgs

Conclusion du chapitre 5 :

La sélection de deux espèces animales étudiées par des DAC aux modalités différentes va nous permettre de mettre en lumière les facteurs d'émergence de l'incertitude et sa plus ou moins bonne maîtrise.

La méthodologie d'enquête qualitative reposant sur des entretiens semi-directifs, complétés par l'étude des outils de communication développés principalement dans les démarches de science citoyenne, nous permettra d'identifier plus aisément les facteurs d'incertitude socialement construit mais aussi les dispositifs visant à limiter leur apparition. Puis la participation aux prospections et suivis sur le terrain nous permettra à la fois d'étudier de façon concrète la réalisation de la collecte de données, de mettre en lumière l'éloignement entre le discours des acteurs et leurs pratiques, tout comme les difficultés inhérentes à celles-ci lorsqu'il s'agit de parcourir des milieux naturels et suivre des espèces souvent peu prévisibles et difficiles à observer.

Chapitre 6 : Les DAC de science citoyenne : étude de cas sur les enquêtes nationales, françaises et espagnoles, du Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*)

Introduction du Chapitre 6

L'heure est aujourd'hui au géoréférencement des ressources naturelles, comme le soulignent Dupré et Micoud (2007), et comme l'illustre le nombre toujours plus important des démarches d'inventaire de la nature et de ses richesses (faunistiques, floristiques, géologiques etc.), en grande partie destinées à répondre aux dispositifs de protection par l'espace, toujours plus nombreux (ENP, Natura 2000, TVB, etc.). La nature remarquable est une nature référencée, et la nature ordinaire deviendra remarquable après avoir été référencée. Or, comme le soulignent ces auteurs « *l'observation de cette nature ordinaire demande un très grand nombre d'observateurs et appelle à quitter le cercle restreint des professionnels* » (Dupré, et al., 2007). Cet appel au plus grand nombre se justifie par la couverture géographique nécessaire au recensement de cette « nature ordinaire », constituée selon Godet (2010) par l'ensemble des espèces communes¹⁴³, largement réparties d'un point de vue de leur distribution, affichant parfois des densités élevées, et présentes dans un grand nombre d'habitats différents. Ces attributs de répartition large ne sont cependant pas l'apanage des espèces communes, et de nombreuses espèces « rares », selon les critères de Rabinowitz (1981), peuvent également être présentes sur de larges superficies, mais à des densités bien plus faibles (voir chapitre 2). La nécessité de mobiliser un grand nombre d'observateurs peut donc aussi bien être exigée par le référencement des espèces communes que par celui des espèces rares, mais le soin apporté à l'identification de ces dernières exige une rigueur bien plus grande. En effet, plus la densité d'une espèce est faible, plus son géoréférencement est difficile et plus les incertitudes relatives aux évolutions de sa densité peuvent avoir des impacts sur les conditions de sa préservation. Nous estimons donc qu'au-delà de la « nature ordinaire », c'est la nature menacée peu protégée et non conservée par les outils de l'action publique, qui nécessite l'appel aux forces citoyennes. En dehors des espèces bénéficiant d'un PNA, ou suivies par les établissements publics (espèces cynégétiques par l'ONCFS, ou l'avifaune commune par le MNHN par exemple), qui s'intéresse à cette « nature » ? La science citoyenne, portée par un groupe de personnes, organisées ou susceptible de l'être (une association par exemple), mobilisant les bénévoles naturaliste, et dont

¹⁴³ Godet (2010) développe plusieurs visions de la nature ordinaire, sous un angle anthropocentrique, anthropogénique et écologique, qui s'attacheront plus à distinguer des espaces ou organisations, des écosystèmes, ou des espèces jugées ordinaires ou non.

les résultats peuvent engager ou engagent une instance scientifique (Boeuf, et al., 2012), correspond au mouvement d'étude de celle-ci. Le chapitre 4 précédent a présenté un DAC de l'action publique, porté par des organismes institutionnels, dans lequel le haut degré d'expertise, et l'inscription dans le temps de celle-ci (trois PAC successifs) a permis la réduction progressive de l'incertitude relative aux répartitions du Hamster d'Alsace, en passant notamment par l'amélioration constante de la méthodologie confectionnée par l'ONCFS. La mobilisation de cette expertise, de professionnels de terrain, d'outils techniques souvent coûteux mais performants, sont autant de moyens dont les DAC de science citoyenne ne peuvent disposer que plus difficilement. Face à des budgets souvent limités, à une irrégularité des compétences des bénévoles mobilisés, de leur localisation, de tels DAC semblent plus susceptibles d'être confrontés à une incertitude persistante. Nous pensons en effet, comme nous l'avons souligné de façon théorique dans nos chapitre 3 et 4, que l'incertitude sera ici la résultante de plusieurs facteurs liés aux caractéristiques de ces DAC de science citoyenne, à savoir le statut d'amateur (inexpérience du terrain et de l'espèce étudiée, peu de savoir, faible performance etc.), leur répartition hétérogène sur le territoire, et le rôle des acteurs coordinateurs dans leur faculté à reconnaître les facteurs d'incertitude d'origine sociale ou technique relevant du terrain, et dans leur faculté à réagir rapidement à ces problèmes. A travers l'exemple de la construction de la connaissance sur le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*), reposant en grande partie sur l'enquête nationale menée par la SFPEM¹⁴⁴ en France, et celle de la SECEM en Espagne, nous comptons étudier la concrétisation de cette science citoyenne, et son inscription dans les dynamiques territoriales de ces deux pays. Après une description des particularités de cette espèce, nous expliquerons les raisons de la mise en place de ces enquêtes, et leurs déroulements sur les deux territoires, français et espagnols. Nous terminerons par une mise en lumière des limites rencontrées par les acteurs au cours de ces enquêtes, et ce que nous identifions comme des facteurs d'incertitude, et leur possible résolution.

¹⁴⁴ La publication d'un rapport en 2015 (Rigaux, 2015), reprenant les résultats de l'enquête nationale française, nous a permis d'analyser a posteriori la mise en place d'un DAC, ses réussites et échecs. De nombreuses informations, contenues dans les paragraphes suivants, sont tirées de ce rapport, notamment dans la description de cette espèce, dont ce document offre une belle synthèse.

1. Présentation de l'espèce *Arvicola sapidus* ou Campagnol amphibie: son écologie, ses statuts de conservation et les valeurs qui lui sont associées

Espèce de micromammifère, de la famille des rongeurs, le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) se caractérise par une forte dynamique reproductive. Cette caractéristique la rend, en toute apparence, moins vulnérable que d'autres espèces de mammifères aux pressions anthropiques. Pourtant celle-ci semble menacée. Par une présentation de sa biologie et de son écologie, nous montrerons les particularités de cette espèce, ce qui fait sa vulnérabilité et donc l'importance d'une conservation. Nous verrons comment certaines de ses caractéristiques vont pouvoir par la suite constituer des facteurs d'incertitude dans le cadre d'un DAC de science citoyenne.

1.1. Quelques éléments de sa biologie et de son écologie

Le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*), est un micromammifère de la famille des rongeurs (Rodentia), au pelage brun (variant du blond foncé au brun avec des zones noires, Ventura 2012), aux oreilles courtes et peu visibles, d'environ 16 à 23 cm, et à la queue longue et couverte d'une fine couche de poils sombres, d'environ 9 à 14 cm (Rigaux, 2012). L'espèce a été décrite pour la première fois par Miller (1908), tout comme l'espèce *Arvicola terrestris* du même genre *Arvicola*. Deux sous-espèces existent actuellement d'*Arvicola sapidus*, *Arvicola sapidus tenebricus* située en France et dans le nord de l'Espagne, et la sous espèce nominale *Arvicola sapidus sapidus* présente en Espagne et au Portugal (Noblet, 2005; Sordello, 2012), bien que leur distinction génétique soit mise en question par Centeno-Cuadros et al (2009).



Figure 60 Le Campagnol amphibie (source : Xavier Baron, PIMP, 2008)

✓ *L'aire de répartition de l'espèce*

L'espèce n'est présente qu'en France, Espagne et Portugal. Elle y partage en partie son aire avec deux autres espèces du genre *Arvicola*, *Arvicola terrestris* et *Arvicola scherman*. La France abrite 40% de l'aire de répartition mondiale de l'espèce (Sordello, 2012). Comme le présente ainsi la carte de son aire de répartition ci-dessous, son occupation semble continue en France, à l'Ouest et au Sud d'une ligne reliant la Somme aux Alpes-Maritime, et au Portugal, et discontinue au centre de l'Espagne. Cet état de répartition est le produit d'une colonisation ancienne de l'espèce depuis la péninsule ibérique, datant d'environ 62 000 ans (Rigaux, 2015; Centeno-Cuadro, et al., 2009)

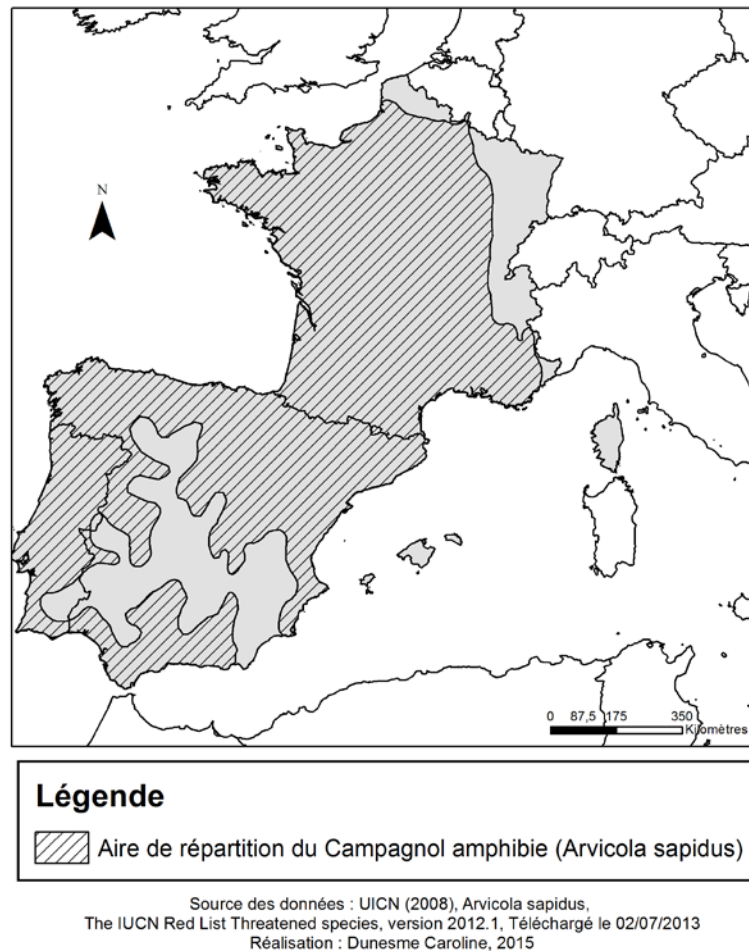


Figure 61 Carte de l'aire de répartition du Campagnol amphibie en Europe selon l'UICN (Réalisation : C. Dunesme, 2015)

✓ *Les milieux occupés par l'espèce*

Cette espèce semi-aquatique fréquente les milieux humides, constitués de cours d'eau plutôt lents, de marais, et de zone d'étangs. Si elle se retrouve particulièrement en basse et moyenne altitude, des indices de sa présence ont été trouvés à 2200 m d'altitude, en Ariège (France) (Rigaux, 2012). Si les milieux qu'elle fréquente peuvent être assez variés, la végétation hygrophile est une nécessité, puisqu'elle se nourrit essentiellement de joncs, de roseaux ou encore de salicornes (Ventura, 2012; Rigaux, 2012). Cette végétation, en plus d'être un stock de nourriture, lui permet d'évoluer de façon cachée des prédateurs (Noblet, 2005). Si le CA est principalement végétarien, il peut également consommer occasionnellement des insectes, écrevisses, alevins, amphibiens et parfois même des charognes (ibid).



Figure 62 Habitat occupé par le Campagnol amphibie en Bretagne (photo : C. Dunesme, 2013)



Figure 63 Habitat occupé par le Campagnol amphibie dans le Parc de Doñana, Andalousie (photo : C. Dunesme, 2013)

Il construit son terrier sur les berges des cours d'eau, avec des entrées généralement enfoncées (Rigaux, 2012). Certains nids peuvent parfois être localisés dans la végétation des berges (Noblet, 2005).



Figure 64 Exemple de terrier creusé dans la berge (source: C. Dunesme, Bretagne, 2013)

Le domaine vital de l'espèce varie d'un linéaire de cours d'eau, dont la longueur moyenne oscille, selon une étude réalisée en Auvergne (GMA), de 80 à 150 m, avec des extrêmes de 40m minimum à 200m maximum, à des aires d'environ 3600 m² (Rigaux, et al., 2009). Les déplacements sont relativement peu fréquents, sauf dans certaines zones géographiques où le stress hydrique peut entraîner une diminution des nappes d'eau permanente, comme c'est le cas en Espagne (en Andalousie par exemple). Durant les périodes de sécheresse, dans le secteur de

Doñana (Espagne), les colonies se concentrent alors sur les zones où la végétation est abondante, offrant une bonne couverture, composée majoritairement de Jonc maritime (*Juncus maritimus*), à 40%, d' Agrostide blanche (*Agrostis stolonifera*), à 17%, et de « Canne à sucre d'Italie » (*Saccharum ravennae*) à 15% (Roman, 2003).

✓ *Dynamique de population*

L'espèce vit en petits groupes familiaux (colonie) d'environ 5 individus pour 100m de rives (Noblet, 2005), avec des variations moyennes de 2.7 individus (donc entre 2 et 3 individus) pour 100m sur certaines régions (Rigaux, et al., 2009).

La saison de reproduction s'étale d'avril à septembre, mais les conditions climatiques clémentes peuvent entraîner une période de reproduction prolongée (Rigaux, 2012). Les paramètres de natalité et de mortalité règlent les fluctuations annuelles voire pluriannuelles des densités de populations au cours du temps. Ces densités peuvent présenter de grandes amplitudes de part et d'autre d'une moyenne, résultant d'un équilibre entre le taux d'accroissement de l'espèce et la capacité d'accueil du milieu (Le Louarn, et al., 2011). Les campagnols sont caractérisés par une faible longévité mais une forte reproductivité (ibid). Ces paramètres démographiques vont avoir des conséquences sur la répartition spatiale des individus, que le Louarn et Quéré (2011) décrivent comme passant de la « tâche », au « lacunaire », et au « continu ».

Selon ces auteurs, plusieurs facteurs peuvent affecter ces dynamiques mais ils n'ont pas tous le même effet. Par exemple dans un système stable, le facteur de régulation le plus probable est la prédation, tandis que sur des systèmes à pullulation chronique, des facteurs de régulation comme le parasitisme ou les maladies sont plus probables (Le Louarn, et al., 2011).

Face à ces dynamiques de population très fluctuantes, il apparaît difficile d'évaluer la santé des populations, et donc d'estimer les menaces de disparition.

1.2. Le Campagnol amphibie une espèce menacée ?

Le degré de vulnérabilité du Campagnol amphibie peut être en partie mesuré par son classement dans les listes développées par les ONG international ou les pays, pour mesurer les menaces qui pèsent sur la biodiversité. Ces outils, tels les Listes rouges, seront analysés à différentes échelles (du continent européen aux régions françaises et espagnoles). Nous regarderons également son statut légal dans les deux pays de son aire de répartition que nous avons sélectionnés (France et Espagne). L'évaluation de cette vulnérabilité repose aussi sur la mesure des facteurs biologiques et écologiques affectant l'espèce, nous les décrirons dans un dernier paragraphe.

1.1.1. Les statuts UICN : de l'échelle mondiale aux échelles nationales

Selon la liste rouge mondiale et européenne (évaluation de 2009), le Campagnol amphibie a un statut de conservation jugé « vulnérable » selon les critères A2 ace+4 ace, ce qui signifie que l'espèce s'est vu assignée ce statut parce que : ses effectifs ont baissé de 30% (A2) sur 10 ans, ou selon une estimation sur une période passée ou future (4), et que ce constat résulte d'observation directe (a), de la réduction de sa zone d'occupation ou d'occurrence, ou de la qualité de son habitat (c), et par l'effet de taxon introduit (e). A l'échelle européenne l'espèce est donc considérée comme « menacée ».

En quittant l'échelle mondiale pour descendre à celle des Etats, le degré de menace semble décroître. Ainsi, la France la classe NT, selon le critère « pr. A4 ce »¹⁴⁵ signifiant que son statut est proche de la catégorie VU (pr), qu'une réduction de la population sur 10 ans entre 20 et 30% incluant une période de temps passée ou future (A4) a été observée, pour cause de réduction de son habitat (c) ou d'espèce introduite (e). En Espagne son statut est jugé VU, avec les critères « A2 ace + 3ce » en raison d'une réduction constatée (A2) ou à venir (3) de 30% de la population sur 10 ans, par observation directe (a), par modification de l'habitat (c) ou par introduction d'espèce (e). Certaines communautés autonomes espagnoles ont développé leur propre Listes

¹⁴⁵ Evaluation de la Liste rouge des mammifères continentaux de France métropolitaine (2009), selon le site de l'INPN : https://inpn.mnhn.fr/espece/listerouge/FR/Mammiferes_continentaux_metropole consulté le 16/02/16

d'espèces menacées. Dans la communauté de Valence¹⁴⁶, l'espèce est donc jugée en « préoccupation mineure » soit LC, tandis qu'elle est jugée « vulnérable » en Andalousie (Soriguer, et al., 2001). Dans le livre rouge d'Extremadura, elle n'est à l'inverse même pas inscrite alors que sa présence est avérée dans la région (Diaz Caballero, 2010). Au Portugal celle-ci est jugée LC ce qui signifie « peu préoccupante » donc non menacée.

Si l'espèce présente donc un statut d'espèce menacée à l'échelle mondiale, aux échelles locales les statuts varient du VU en Espagne au NT en France et LC au Portugal. Entre ces trois pays l'état de conservation de l'espèce est donc différent, voir presque contradictoire notamment entre le Portugal et l'Espagne pourtant limitrophes.

1.1.2. Les statuts légaux et les dispositifs de protection nationaux

Si on regarde les textes législatifs et réglementaires relatifs à l'espèce, elle n'est pas incluse dans la Directive Habitat, ni inscrite à la Convention de Berne.

En France, elle n'apparaît protégée que depuis 2012, par l'arrêté du 12 septembre venant renforcer la liste de l'arrêté de 2007 sur les vertébrés protégés. En Espagne, l'espèce n'est pas protégée par la loi 42/2007 sur le Patrimoine naturel, alors qu'elle l'est par certaines autonomies. Ainsi la Catalogne l'a intégrée dans sa loi du 22/2003¹⁴⁷ sur la protection animale, et prévoit une sanction à hauteur de 2000 euros pour sa capture illégale. Elle est également protégée dans la région de Valence, à travers son inscription à l'annexe II¹⁴⁸. Un examen méthodique montre donc que ces inscriptions ne sont pas systématiques, chaque communauté lui appliquant sa propre réglementation.

¹⁴⁶ Site « Banco de datos Biodiversidad de la Comunidad de Valencia » : <http://bdb.cma.gva.es/web/acciones.aspx?url=http://bdb.cma.gva.es/arborm.htm&logo=http://bdb.cma.gva.es/bdb.jpg&an=http://bdb.cma.gva.es/bdb2.jpg&gana=UA-16710898-11/> consulté le 01/07/2015

¹⁴⁷ Site internet Noticias jurídicas : http://noticias.juridicas.com/base_datos/Derogadas/r1-ca-122-2003.t7.html consulté le 30/06/2015

¹⁴⁸ Site de la Banque de données sur la biodiversité de la communauté de Valence : <http://bdb.cma.gva.es/ficha.asp?id=5915> consulté le 01/01/2015

En ce qui concerne les autres dispositifs de protection identifiés au chapitre 2, l'espèce ne fait pas l'objet de PNA. Le CA a un niveau SCAP 1+, ce qui signifie que le réseau national français actuel ne suffit actuellement pas à protéger l'espèce, et que l'objectif d'une création d'ENP à hauteur de 2% du territoire national serait une solution (Coste, et al., 2010). En France seul le Parc national des Cévennes semble protéger les populations du CA. Ce statut SCAP suggérant une meilleure couverture de l'aire de répartition de l'espèce par des ENP dans le territoire national, doit donc s'appuyer sur une bonne connaissance de la répartition des populations de l'espèce, afin d'identifier les zones vulnérables, ou au contraire qui constitueraient le cœur de sa répartition dans le pays. L'espèce a également été jugée déterminante ZNIEFF pour la région Aquitaine mais n'y est cependant pas considérée comme une espèce TVB, alors que c'est le cas pour les régions Bretagne, Ile-de-France, Limousin, Pays de la Loire et Rhône-Alpes.

1.1.3. La combinaison des menaces favorisant le déclin du CA

Si plusieurs facteurs de menaces sont identifiés, comme le présente Noblet (2005) « *les causes de déclin généralisé et rapide pour une espèce de rongeur à fort potentiel de reproduction ne sont pas clairement identifiées* ». Une liste de menaces peut cependant être dressée, comme les campagnes d'empoisonnement des rongeurs, une concurrence possible avec d'autres espèces (Rat musqué, *Ondatra zibethicus*, et ragondin, *Myocastor coypus*), la prédation (par le Vison d'Amérique, *Neovison vison*, et le Surmulot, *Rattus norvegicus*), le piégeage (particulièrement les pièges en X) et les tirs destinés aux nuisibles, la modification du milieu naturel (endiguement, perturbation du niveau hydrographique, bétonnage etc.) et le surpâturage des prairies humides. Si certaines d'entre elles sont actuellement bien renseignées comme la dégradation de son habitat (Noblet, 2005; Rigaux, 2014), d'autres reposent encore sur des observations ponctuelles de terrain, tel l'impact du Rat musqué ou du Ragondin (Rigaux, 2015), parfois peu généralisables. En ce qui concerne l'impact défavorable du pâturage intensif sur le maintien d'une colonie de CA, les études sur le sujet sont principalement espagnoles (Roman Sancho, 2007) ou concernent d'autres espèces du groupe *Arvicola* (Morilhat, et al., 2007; Frafjord, 2014). En France seules des

observations¹⁴⁹ de terrain non publiées dans des revues scientifiques fournissent actuellement des informations sur l'impact du pâturage et du piétinement des troupeaux.

Si l'espèce semble donc vulnérable, et menacée dans certains pays, beaucoup d'informations sur les causes des régressions constatées sont encore lacunaires.

1.3. Une espèce spécialiste des milieux humides, et ayant une valeur patrimoniale en Espagne

Comme nous l'avons présenté dans le chapitre 1, le choix des espèces étudiées devrait reposer sur leur statut de conservation, mais également sur certains traits de leur l'écologie ou des valeurs culturelles et sociales qui leur sont rattachées. Dans ces perspectives, le Campagnol amphibie possède deux caractéristiques qui le rendent intéressant pour notre étude. Il est d'abord spécialiste des milieux humides à végétation dense de carex ou de joncs, et donc considéré à ce titre par certaines biologistes comme une espèce « bioindicatrice » (Otero, et al., 2006). La deuxième est liée à son histoire. Etant en effet une espèce longtemps consommée par les populations locales en Espagne, celle-ci semble bien connue, et pourrait ainsi faire partie du « folklore »¹⁵⁰ de ce pays. Cette espèce possède donc à la fois des valeurs écologiques et culturelles, qui peuvent renforcer l'intérêt de sa conservation.

✓ *Une espèce spécialiste des milieux humides*

La première caractéristique relative à la spécificité de l'habitat du CA apparaît partagée par beaucoup d'autres espèces. Elle s'explique aussi en grande partie par son appartenance à la catégorie des micromammifères qui fonctionnent souvent en métapopulation, avec des sous-populations isolées géographiquement mais qui échangent des individus. Cette répartition est liée

¹⁴⁹ Grâce au forum sur le CA en ligne, nous avons comptabilisé sept témoignages entre 2008 et 2014 concernant l'impact du pâturage sur l'espèce, dont 5 de personnes différentes. <https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/info> consulté le 01/03/16

¹⁵⁰ Si les définitions de folklore peuvent être nombreuses (Van Gennepe, 1924), nous retiendrons ici le folklore comme « l'ensemble des souvenirs, des sujets de conversation communs aux membres d'un groupe humain restreint » (site internet du CNRTL)

aux mosaïques d'habitats, qui selon leurs caractéristiques géographiques (distances, connexité...), vont faciliter ou non la circulation entre population distinctes. La persistance de ces sous-populations est donc fortement liée aux attributs de ces « patches » d'habitats, de la quantité de nourriture présente ou du type de végétation, à leur distance aux autres « patches » en passant par leur taille (Van Apeldoorn, et al., 1992; Fedriani, et al., 2002). Ainsi les attributs des paysages, considérés à différentes échelles, sont des déterminants de la distribution des micromammifères et participent à réguler les flux de populations.

Plusieurs facteurs influencent la localisation du CA au sein de ces patches. La hauteur de la végétation constitue un déterminant majeur puisque l'espèce exige une végétation abondante et haute (30 à 50 cm environ au-dessus de la surface de l'eau), lui permettant de se cacher et de se nourrir. Un deuxième facteur, moins déterminant, concerne la composition floristique de ces patches. Ils comprennent en effet en Espagne des plantes du genre *Erica* ou *Halimium*, mais que l'on ne retrouve pas systématiquement en France (Fedriani, et al., 2002). Rigaux (2014) explique en effet que les espèces de végétaux intéressent plus le CA pour la couverture qu'elles lui offrent que pour son alimentation. Ainsi au printemps et durant l'été, le genre *Carex* lui offre une bonne protection, mais également un garde-manger suffisant, tandis qu'en automne les plantes dégènèrent et deviennent moins intéressantes pour le CA notamment en termes de couverture végétale. De son côté, la présence de l'eau, constitue une constante de l'habitat de l'espèce en France, alors qu'elle ne l'est pas en Espagne (Rigaux, 2014). Elle ne représente donc pas un déterminant systématique de sa présence dans ce pays.

La protection de certains faciès d'habitat peut donc en partie guider les actions de gestion pour sa conservation, en particulier lorsqu'elles visent à maintenir une végétation suffisamment dense sur les berges. Certaines actions comme l'entretien des berges et cours d'eau (curage permettant le maintien des berges et de leur végétation), la restauration de bras-mort ou de mares, ou le maintien tout simplement d'une végétation haute suffisante, sont ainsi encouragées tandis que d'autres sont déconseillées comme le surpâturage (limiter le piétinement), le curage excessif, ou l'enrochement des berges (Noblet, 2005; Rigaux, 2012).

✓ *Les valeurs culturelles associées à l'espèce*

En parcourant les premiers articles dont nous disposons au début de l'enquête, nous avons constaté que si l'espèce semblait peu connue du grand public en France, la situation semblait tout autre en Espagne. Dans un roman de 1962, « Las ratas », Miguel Delibes conte l'histoire d'un enfant et de son père, chasseur de « *rata de agua* », en l'occurrence le CA, dans un contexte espagnol de crise économique et sociale. Proche du récit historique, cet ouvrage met en lumière une tradition de chasse relative à une espèce consommée par les populations locales, dont dérive son nom latin « *sapidus* » qui signifie « qui a du goût » (Torres Martinez, 2003; Roman Sancho, 2007; Centeno Cuadros, et al., 2010). Cette espèce apparaît donc bien inscrite dans les traditions locales espagnoles, d'autant qu'elle est la seule du genre *Rodentia* à posséder un nom commun dans le pays, « la rata de agua » (Centeno Cuadros, et al., 2010). Des pratiques de chasse particulières ont ainsi été développées par les habitants de certaines provinces (Valladolid), tout comme des recettes culinaires, telle la paella de Valencia ou la recette classique de Castrillo-Tejeriego (Valladolid), à base de Campagnol amphibie, de tomates, d'oignons, de poivrons verts et rouges, et de piment¹⁵¹.

Contrairement à l'Espagne, cette tradition de « chasse » relative à l'espèce reste peu décrite en France, seules quelques citations anciennes font état d'une consommation occasionnelle d'individus, lors de périodes de disette. C'est surtout dans le Midi de la France, selon Bouvier (1891) et Guenaux (1919), que l'on estime sa consommation plus régulière « *comme compensation aux dégâts qu'il peut commettre, le Rat d'eau offre une chair délicate et agréable au goût, paraît-il ; dans le Midi, on le chasserait comme gibier.* » (Rigaux, 2015). Mais comme l'explique cependant cet auteur, cette espèce était souvent confondue avec d'autres mammifères aquatiques, comme le Rat surmulot. En effet les observations de dégâts qui lui ont été imputés par le passé, comme la prédation de poissons ou d'amphibiens et la destruction de berges, ne sont pas constatés de nos jours, l'espèce s'alimentant principalement de végétation. Sa consommation par l'homme en France reste donc hypothétique, du moins avant sa réelle distinction en tant qu'espèce en 1955.

¹⁵¹ Article de presse du « El País », écrit par Pablo de Llano, le 13 juin 2010, http://elpais.com/diario/2010/06/13/eps/1276410412_850215.html consulté le 03/03/16

Si l'espèce *Arvicola sapidus* semble largement répartie en France et en Espagne, les situations locales semblent beaucoup plus contrastées. Des observations de densités élevées par endroits, associées aux pratiques de chasse ou de recette culinaire passée, attestant de son abondance en certains lieux, vont progressivement laisser la place à celles d'une certaine raréfaction. Inféodée aux zones humides, cette espèce est en effet largement dépendante de l'évolution de ces milieux, bien que des études sur les conséquences de leur dégradation sur le maintien des colonies de CA apparaissent encore rares, notamment en France.

2. Réduire les méconnaissances relatives aux répartitions du Campagnol amphibie par la mise en place d'enquêtes nationales

En France comme en Espagne, l'évaluation du statut de conservation du CA conclut à une régression des populations de l'espèce au cours des dix dernières années, ou à une estimation qui se fonderait à la fois sur des données passées, et à venir, venant confirmer cette impression. Cette affirmation s'adosse à des informations permettant d'établir, entre une date antérieure (passée) et postérieure (future) à la situation actuelle, que tant d'individus de campagnol ont disparu ou pourrait continuer de disparaître sur plusieurs zones, de plus ou moins large superficie. Cette estimation serait représentative de l'état du reste de la population de l'espèce. Or, certaines de ses caractéristiques, comme sa faible visibilité (de petite taille, au déplacement rapide, et évoluant dans un milieu couvert), son identification visuelle difficile (peut-être confondue facilement avec d'autres espèces de rongeurs), et sa dynamique populationnelle forte (stratège r¹⁵²), suggèrent que l'acquisition de telles informations nécessite la mise en place d'études rigoureuses, aux protocoles bien spécifiques, répétées dans le temps et dans différents lieux, pour permettre de fournir les évolutions sur plus de dix ans. Or actuellement, les enquêtes nationales proposées ne

¹⁵² Théorie des populations à stratégie K ou r développée par Mac Arthur et Wilson en 1967 dans la « Theory of island biogeography ». La stratégie r correspond au « développement des populations d'êtres vivants adopté par des animaux ou des végétaux dont l'habitat est variable ou perturbé, l'approvisionnement en ressources vitales imprévisible et les risques élevés : les espèces misent alors sur la reproduction avec un fort taux de croissance, pour compenser par le nombre. », elles sont notamment caractérisées par une fécondité élevée, une moralité infantile importante, un cycle de vie court ou encore une faible capacité de compétition. Informations du site conservation nature : <http://www.conservation-nature.fr/article1.php?id=388> consulté le 08/04/2016

constituent qu'une première étape dans cette connaissance, qui ne peut donc pas encore fournir de certitudes sur ces évolutions.

2.1. Le campagnol amphibie dans la littérature scientifique: de l'abondance à la régression

L'espèce *Arvicola sapidus* fut dissociée des deux autres espèces du genre en 1955, par Heim de Balzac et Guislain (Abbassi, et al., 1998). Peu d'études avaient été menées auparavant sur cette espèce, que ce soit en France ou en Espagne. Mais depuis les années 1970, certains auteurs ont pu observer sa régression en France (Noblet, 2005; Haffner, 2007), et d'autres se sont attardés sur la variabilité génétique au sein du genre *Arvicola* (Diaz de la Guardia, et al., 1979; Le Louarn, et al., 2003). Nous avons réalisé une cartographie des études conduites sur l'espèce en France et en Espagne. Elle permet de localiser les efforts de connaissance des répartitions des populations de CA, et d'identifier les régions « bastions » de cette connaissance.

Encadré 11 : Méthodologie de la cartographie des études réalisées sur le Campagnol amphibie

- ❖ **Sélection des sources** : nous avons utilisé la bibliographie fournie par le rapport de Haffner (2007), la fiche synthétique de l'espèce rédigée par Sordello (2012), et l'enquête nationale de Rigaux (2015) pour le cas français. Pour le cas espagnol nous sommes référés aux travaux de Roman (2003, 2007) et à la bibliographie recherchée sur internet. Seules les références traitant de la biologie ou de l'écologie de l'espèce ont été utilisés. Elles nécessitent en effet des données issues des prospections de terrains.
- ❖ **Type de sources** : nous distinguons deux types, les mémoires ou rapports de stage, et les études publiées ou thèses. Nous pensons en effet que par leur durée, et par leur rigueur scientifique, les mémoires ou rapports de stage offrent une moins bonne qualité d'informations/connaissance que les thèses ou études. Il nous semble donc important de les distinguer
- ❖ **Représentation surfacique en couleur** : le rouge est réservé aux zones géographiques ayant fait l'objet d'études ou de thèses, et en rose, de mémoire ou de rapports de stage. L'étendue de cette coloration dépend du nombre d'études réalisées, et de la diversité des terrains étudiés. En effet on suppose que plus le nombre d'études réalisées sera élevé, plus on aura de chance d'avoir une connaissance importante sur la zone. Lorsque celle-ci concerne un secteur très particulier, la coloration est limitée au polygone de la zone d'étude (ex : Parc de Donana).
- ❖ Les études ayant concerné l'ensemble du territoire national sont représentées en gris
- ❖ Le découpage choisi est celui de la région administrative, car c'est à cette échelle que l'enquête nationale a principalement été relayée en France, et nous avons gardé cette même logique du côté espagnol.
- ❖ L'objectif de cette carte est d'identifier de façon aisée la localisation des études, et donc quelque part des sources de connaissance concernant l'espèce. Elle permet au lecteur de voir les zones où cette espèce a fait l'objet de peu ou de nombreuses études, et de commencer à identifier les régions qui pourraient présenter un certain dynamisme dans le cadre des enquêtes nationales.

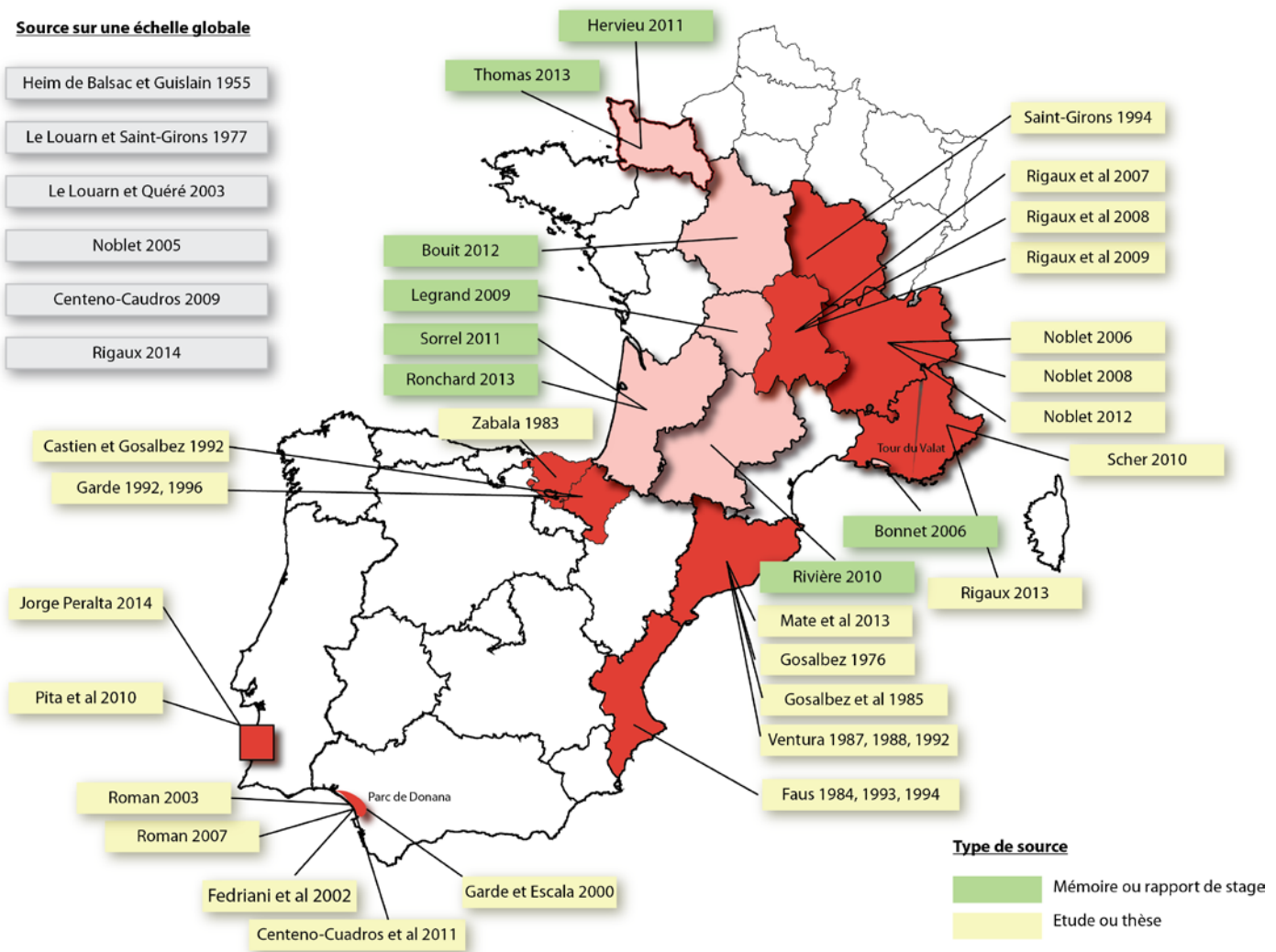


Figure 65 Carte bibliographique sur le Campagnol amphibie (C. Dunesme, 2016)

2.1.1. La situation française

En 2007, le Ministère de l'environnement demande au MNHN de lui fournir un rapport concernant l'évaluation du statut du Campagnol amphibie. En effet, celui-ci cherche à fournir des informations destinées à répondre aux sollicitations du monde associatif, demandeur d'une protection légale de l'espèce en France. Dans ce rapport, intitulé « Evaluation du statut du Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) en France métropolitaine. Proposition de mesures pour

sa conservation », Haffner (2007) établit une synthèse bibliographique des différentes informations disponibles sur l'espèce. C'est en se fondant sur l'analyse de la situation globale, décrite dans la littérature scientifique officielle, mais surtout sur des études relevant de la littérature grise, publiées localement, que les méconnaissances sur l'espèce vont être mises en lumière. L'auteur note ainsi pour l'échelle nationale certaines divergences entre les études publiées, certaines considérant l'espèce en déclin, tandis que d'autres la considèrent comme très répandue et non menacée. Baudoin (1984) ou Duquet et al (1995) décrivent ainsi l'espèce, dans les deux inventaires des mammifères de France en 1984 et 1995, comme relativement commune, tandis que Le Louarn et Saint-Girons (1977), Saint-Girons et al (1993) ou encore Le Louarn et Quéré (2003), affirment avec une certaine prudence la régression de l'espèce sur certains secteurs (Nièvre et Charente-Maritime), depuis l'arrivée du Rat. Aucune information attestant de la régression globale de l'espèce ne peut être fournie, mais au niveau local, où les informations sont les plus nombreuses, les contradictions entre auteurs sont fréquentes, les régressions signalées par les uns ne se trouvant pas confirmées par les autres. Haffner (2007) note ainsi « *bien qu'émis par des naturalistes compétents, les avis ne reposent la plupart du temps que sur des impressions ou sur une série de données mais qui n'ont pas été récoltées selon un protocole rigoureux* ». Le constat d'une régression des populations de CA en France ne peut donc s'appuyer sur des données précises, et rigoureuses, mais dépend d'avis de spécialistes et donc de « dire-d'expert ». L'auteur poursuit ainsi « *ceci étant, les témoignages des naturalistes locaux évoquent plus souvent la régression du CA que sa stabilité ou son expansion (...), ce simple constat suffit à considérer l'hypothèse d'un déclin généralisé du CA avec sérieux (...)* Le principe de précaution doit donc s'appliquer et il convient de porter une attention particulière à cette espèce pour laquelle la France à une grande responsabilité. ». Cette situation de large « méconnaissance » de l'espèce et de ses dynamiques est donc reconnue par Haffner (2007), qui recommande la conduite d'études plus approfondies sur l'évolution de ses populations.

Au niveau régional, cette méconnaissance se traduit par une évaluation très hétérogène de la situation du CA. Par exemple, une fiche de 2007 de la DIREN Rhône-Alpes, concernant les espèces déterminantes ZNIEFF¹⁵³, annonce que le « *Campagnol amphibie connaît une très forte régression depuis 20 ans* » en France, et la classe « en grave danger » dans son livre rouge

¹⁵³ DIREN (2007), « Campagnol amphibie » Faune déterminante Mammifère, catalogue numérique « collection connaissance (ref. CNS-78) # Thème faune-flore »

régional. D'autres régions proposent des évaluations plus prudentes, celle des Pays-de la Loire notant ainsi en 2009 que les données sont insuffisantes pour juger l'espèce, mais choisissant quand même de la classer comme « espèce prioritaire ». Les incertitudes conduisent parfois à des affirmations peu cohérentes : « *En raison du manque de connaissance, son statut de conservation régional n'a pu être établi. Toutefois, ses populations sont en déclin en Pays de la Loire et il est probable que cette espèce est menacée comme c'est le cas à l'échelle européenne et française. D'autre part, compte tenu de l'étendue des zones humides en Pays de la Loire et de l'importance de certaines populations, la région a une responsabilité forte dans la préservation de cette espèce.* » (Vaslin, 2009). On peut ainsi noter l'existence d'une méconnaissance forte empêchant l'évaluation du statut de l'espèce, mais en parallèle l'affirmation d'un déclin de ses populations. La mise en œuvre du principe de précaution et l'amélioration de la connaissance sur l'espèce sont donc souvent sollicités. C'est donc à partir d'une posture légitimant des constats de régression énoncés par la bibliographie, et du souci d'appuyer les mesures de conservation locales, que l'enquête nationale a pris naissance.

2.1.2. La situation espagnole

En Espagne, les recherches menées avant l'enquête nationale ne permettaient de fournir que des informations sur la présence ou l'absence de l'espèce dans des zones très localisées. La seule région où la masse des études était suffisante pour fournir des données fiables sur l'évolution de l'espèce était le Parc de Doñana, en Andalousie. En effet 300 sites y ont été suivis depuis 1999 (Fedriani, et al., 2002; Roman Sancho, 2007). En dehors de ce périmètre, les études menées fournissent seulement des données affirmant la stabilisation ou la disparition des populations, selon leur présence ou leur absence des sites prospectés, par comparaison entre études anciennes et récentes lorsqu'elles existent (Garcia, et al., 2009). La fiche du Livre rouge des mammifères terrestres explique ainsi que les seules références à sa régression sont issues d'études très locales. A Salamanca, depuis 2006, l'espèce aurait ainsi disparu de neuf sites en dix ans, tout comme sur la *Terra Cha* (Lugo) d'où elle aurait complètement disparu (Roman, 2007). Le caractère très local des études conduites engendre une méconnaissance des répartitions au niveau régional. Des autonomies comme Murcia la classent ainsi en « data deficient » (2004),

tandis que d'autres comme l'Andalousie ou l'Extremadura soulignent l'absence de données sur les tendances populationnelles. Pourtant, malgré ces carences, l'espèce est encore considérée comme bien répandue en Extremadura, « *teniendo en cuenta el habitat potencial para la especie, esta parece estar ampliamente distribuida por la region* » (Diaz Caballero, 2010).

Le travail de terrain que nous avons conduit en Espagne a confirmé ces méconnaissances. L'acteur F nous a ainsi expliqué que les cartes de l'aire de répartition du CA présentes dans les atlas des mammifères terrestres espagnols (2002 et 2007), ne résultaient que d'une compilation de données issues de la bibliographie, et ne pouvaient donc représenter la répartition réelle de l'espèce. Il a précisé qu'il apparaissait difficile d'affirmer une régression générale, comme le suppose le critère d'évaluation de son statut dans la liste rouge, car il n'existait pas de données globales permettant une telle évaluation. Les informations disponibles étant pour la plupart ponctuelles, et très localisées, il était à ses yeux impossible de confirmer scientifiquement ce classement en Liste rouge au niveau de l'Espagne. Celle-ci reposerait donc, comme en France, sur des impressions et des avis d'experts plutôt que sur des données concrètes. C'est pour répondre à ce manque de données permettant de légitimer le statut de conservation de l'espèce, que l'enquête nationale a été conduite par l'acteur F pour la SECEM.

Les deux enquêtes nationales ont trouvé leur légitimité en proposant une étude de la répartition de l'espèce à large échelle, alors que sa connaissance reposait jusqu'alors sur des études conduites sur des superficies restreintes. L'enquête française doit fournir des réponses concernant la nécessité d'une réelle protection légale de l'espèce, et préciser les contours de son aire de répartition, tandis qu'en Espagne, elle doit apporter des précisions quant à son statut de conservation.

2.2. La mise en place des enquêtes nationales françaises et espagnoles : l'émergence de DAC de science citoyenne

Les deux enquêtes nationales, françaises et espagnoles, ont été lancées par deux associations de protection des mammifères de portée nationale, la SFPEM et la SECEM. Celles-ci ont mobilisé un large réseau de bénévoles, pour prospecter les milliers de mailles kilométriques

que compte chaque pays. Ces deux DAC de science citoyenne ne présentent cependant pas les mêmes configurations, en raison notamment des particularités associatives des deux pays. Si la SFPEM peut compter sur un vaste réseau d'associations régionales en France, leur faible nombre en Espagne se traduit par une absence de relais associatifs au niveau local pour la SECEM (com. pers. Acteur F, com. pers. Anonyme séminaire n°5). Donc si le cas espagnol présente en réalité un seul PAC, le cas français en présente plusieurs, localisés en régions, et qui reprennent plus ou moins l'organisation et la méthodologie proposée par le DAC à l'échelle nationale. Ils ont cependant tous le même objectif de recherche : déterminer l'aire de répartition de l'espèce.

2.2.1. L'organisation de la collecte des données

✓ Le DAC français et son organisation

Le DAC français s'organise autour de trois échelons principaux, le national avec son coordinateur et gestionnaire des données, l'acteur E, qui est membre de la SFPEM, le régional avec les structures relais de l'enquête, et le local (infrarégional) avec ses prospecteurs bénévoles. Le bon déroulement du PAC suppose donc une circulation de l'information efficace entre ces trois types d'acteurs. C'est au niveau de l'échelon régional que le PAC présente le plus de modalités différentes. En effet au lancement du projet par la SFPEM, l'organisme n'a pas formalisé d'organisation stricte, se contentant d'encourager la mobilisation du plus grand nombre, les bénévoles naturalistes, les associations régionales et locales, sans désigner qui serait prospecteur ou coordinateur. C'est donc en fonction des acteurs présents dans les différents territoires (régions principalement) que ce réseau s'est constitué et structuré pour collecter l'information. On peut ainsi retrouver suivant les parties de territoire concernées, une collecte de données prise en charge par des associations régionales ou locales, par des structures diverses (ENP, bureau d'étude etc.), ou par des bénévoles indépendants (Figure 66).

**Organisation des acteurs lors de l'enquête nationale
du Campagnol amphibie en France**

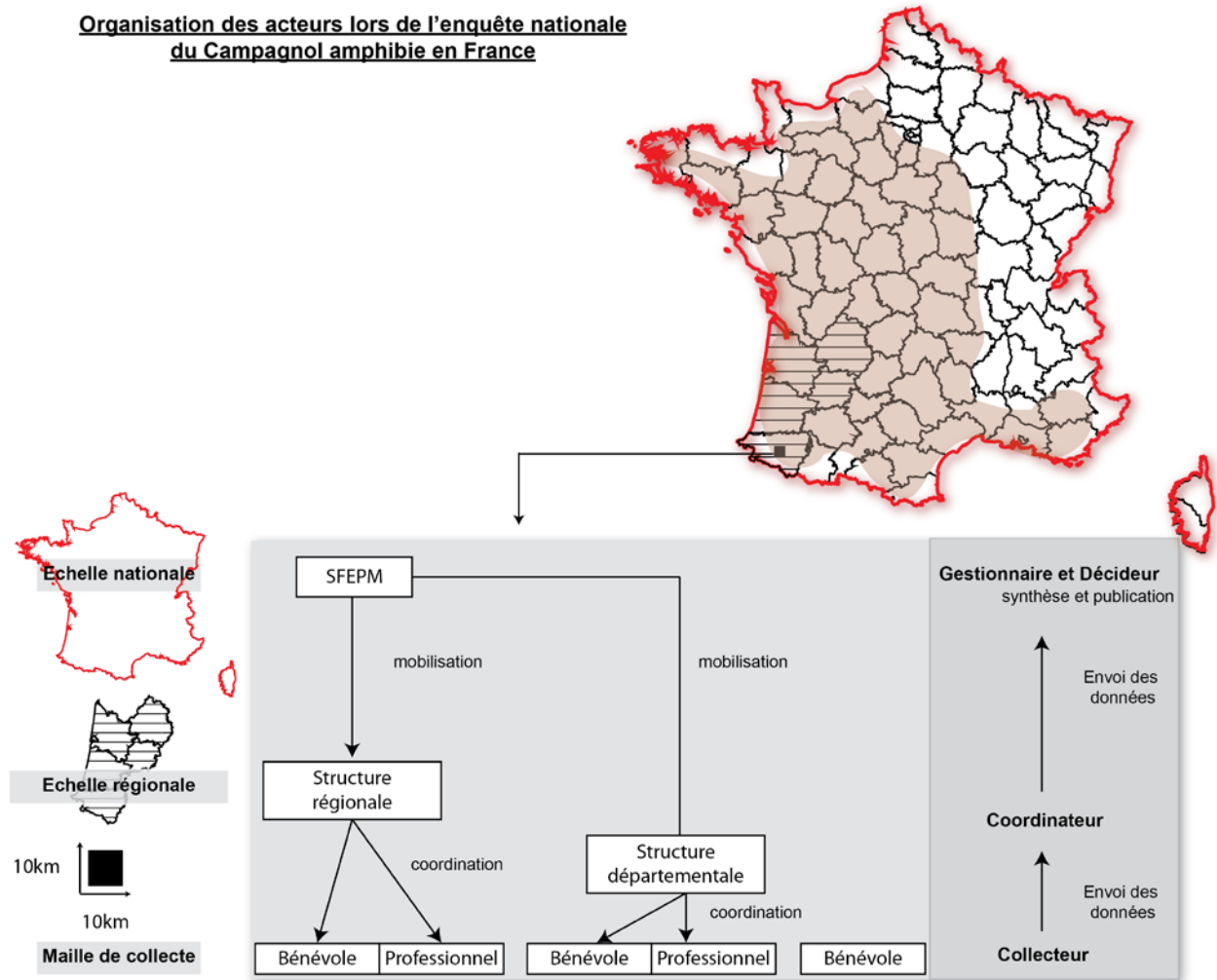
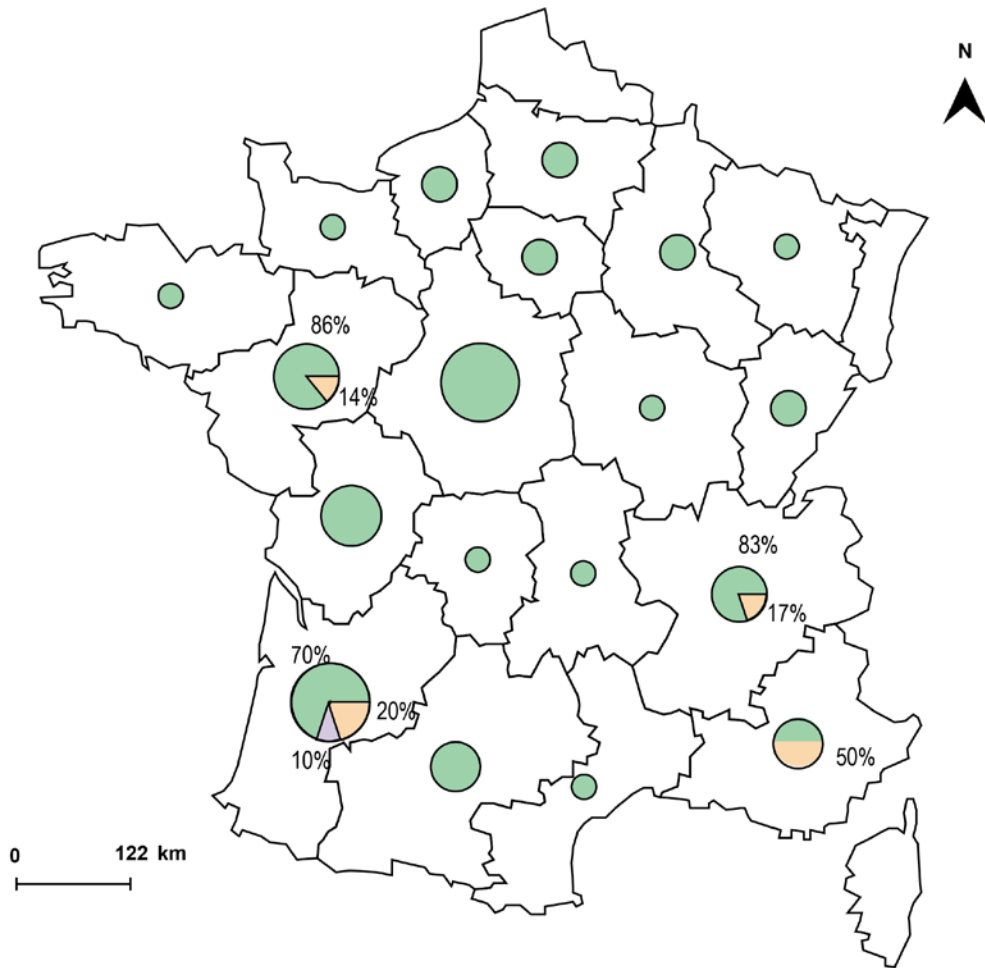


Figure 66 Organisation des PAC dans le cadre de l'enquête nationale française (C. Dunesme, 2016)

En France la coordination de l'enquête nationale repose sur un professionnel bénévole, l'acteur E, qui travaille en temps normal à la LPO PACA. Il est administrateur de la SFPEM, et s'est vu confié la coordination de l'enquête par la structure associative. Ses nombreuses études sur l'espèce (2006, 2007, 2009, 2013, 2014) font de lui un spécialiste, qu'on peut qualifier d'expert. Il a notamment une formation de biologiste, ainsi qu'une forte expérience du terrain (en Auvergne principalement), et est reconnu comme spécialiste par ses collègues naturalistes. Il est également gestionnaire des données au niveau national, puisqu'il a été en charge de la collecte et du traitement des données récupérées auprès des structures relais de l'Enquête nationale, et de certains prospecteurs. Il a ensuite rédigé le rapport de conclusion de l'enquête en 2015.

Cette coordination nationale de la SFEPM, menée par l'acteur E, s'appuie au niveau régional sur la participation de différentes structures, d'origine associative, publique (par exemple certaines réserves naturelles nationales) ou privée (bureau d'études) (Figure 67). Si la majorité des structures régionales ayant participé à l'enquête présentent un profil associatif, dans certaines régions les profils rencontrés sont plus divers, comme en Aquitaine, où les établissements publics représentent 20% des acteurs mobilisés, ou encore en région PACA où ce taux atteint 50%.



Source : Rigaux P. (2015) Les Campagnols aquatiques en France
 Histoire/Écologie/Bilan de l'enquête 2009-2014, SFEPM
 Réalisation : C. Dunesme (2016)

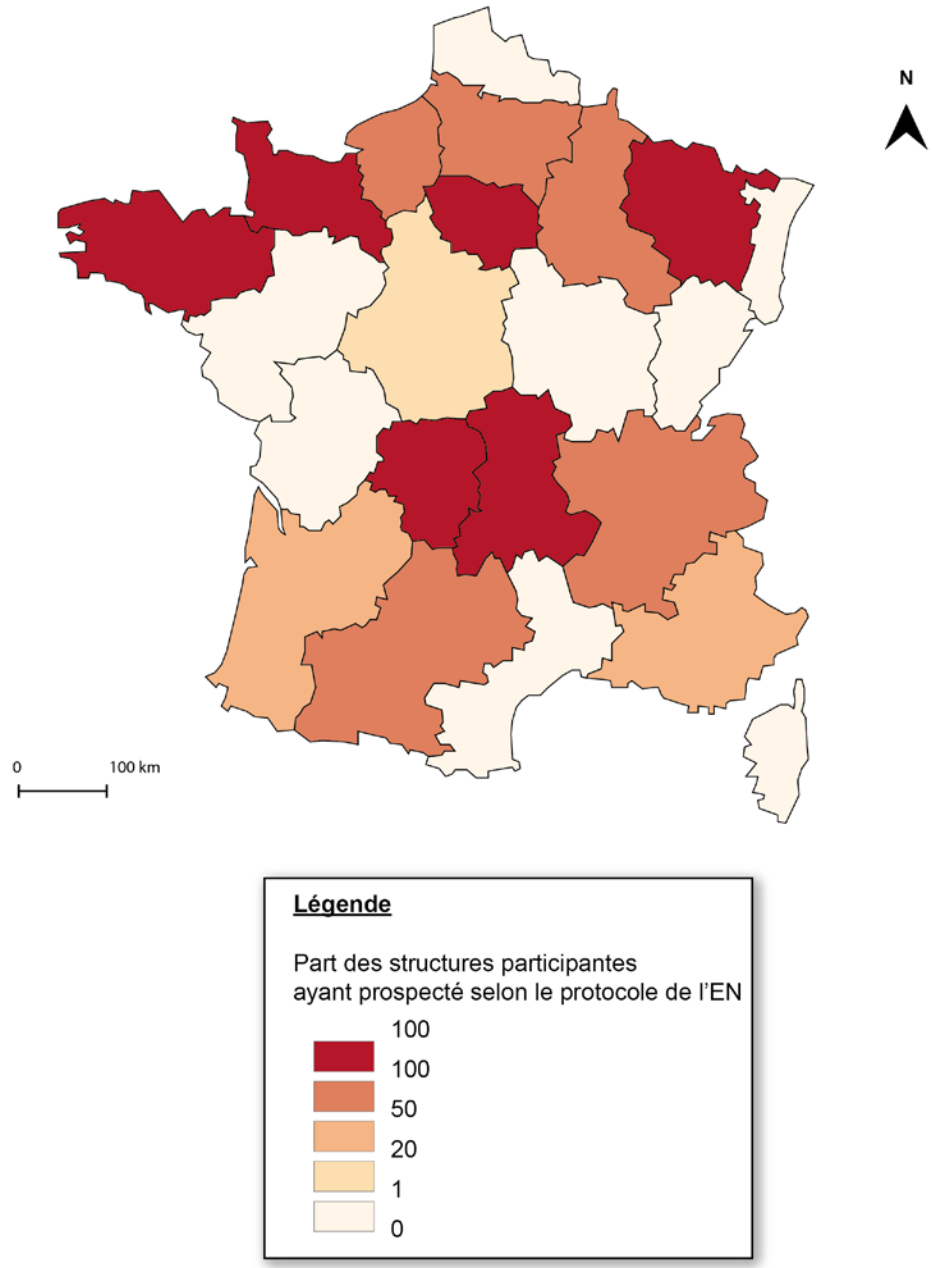
Figure 67 Profil des structures ayant participé à l'enquête nationale sur le Campagnol amphibie (C. Dunesme, 2016)

Cette participation ne se traduit cependant pas par un niveau d'engagement égal des structures concernées. Plusieurs attitudes peuvent être observées : soit la structure régionale ou départementale coordonne sur son territoire l'enquête nationale en utilisant le protocole standardisé de la SFEPM, soit elle confie l'enquête à ses bénévoles ou à des associations locales partenaires (mais sans organiser elle-même la prospection), soit elle transmet les anciennes données qu'elle détient sur l'espèce mais sans participer aux prospections actuelles. Dans ce dernier cas, les données récoltées sont jugées comme « ponctuelles » et ne sont pas comptabilisées de la même façon que les données standardisées récupérées avec le protocole de l'enquête. Les données ponctuelles ont ainsi été collectées entre 2000 et 2013 (Rigaux, 2015).

La Figure 68 ci-dessous présente ainsi la part des structures participantes ayant prospecté selon le protocole de la SFEPM. Celles des régions de Bretagne, de Normandie, d'Ile-de-France ou d'Auvergne ont toutes prospecté selon le protocole. Dans les autres régions, les situations sont plus disparates, certaines structures régionales, dans les Pays de la Loire ou de la Bourgogne, n'ayant pas prospecté selon le protocole de la SFEPM. Ce qui signifie soit qu'elles ont utilisé un protocole différent, soit qu'elles n'ont participé qu'à l'envoi de données ponctuelles.

Encadré 12 Méthodologie de la cartographie des structures régionales ayant prospecté à l'Enquête nationale sur le Campagnol amphibie

Dans le rapport de Rigaux (2015) un paragraphe distingue les structures ayant mis en place ou coordonné des prospections standardisées, des structures ayant relayé ou transmis leurs données. Nous avons donc recensé par régions les différentes structures citées ayant prospecté selon le protocole, et les autres structures. Nous avons ensuite calculé la proportion de ces structures sur l'ensemble des structures par région ayant participé à l'enquête nationale.



Source : Rigaux P. (2015) Les Campagnols aquatiques en France Histoire/Écologie/Bilan de l'enquête 2009-2014, SFPEM
Réalisation : C.Dunesme (2016)
Fait avec Philcarto * 10/03/2016 15:14:51 * <http://philcarto.free.fr>

Figure 68 Structures régionales ayant prospecté selon le protocole de la SFPEM, durant l'enquête nationale sur le Campagnol amphibie (C. Dunesme, 2016)

Lorsque l'association régionale choisit de s'engager dans la démarche d'enquête, elle désigne alors parmi ses salariés un coordinateur régional. Il est alors chargé de mobiliser les bénévoles du réseau pour récolter les informations sur le territoire.

Dans cette configuration du PAC, la fonction de vérification des données se trouve donc partagée entre deux niveaux, l'acteur E contrôlant le national, et les coordinateurs régionaux s'occupant du régional. En dehors de cette organisation associative, des bénévoles indépendants peuvent également être mobilisés. Dans ce cadre-là, c'est l'acteur E qui récupère et contrôle l'information directement.

Cette information standardisée circule entre les acteurs par le biais des fiches de relevé (Annexe 2), remplies par les prospecteurs, puis envoyées au coordinateur, local lorsqu'il existe, ou sinon directement à l'acteur E. Celles-ci comprennent des informations pratiques (nom, heure, localisation etc.), et techniques (type de tronçon, type de végétation, présence d'autres indices et espèces identifiées).

✓ *Le DAC espagnol et l'organisation des acteurs*

Contrairement à la France, le DAC espagnol se structure sur deux échelons, le national, avec son coordinateur et gestionnaire de données, l'acteur F, et l'échelon local avec ses prospecteurs bénévoles. Le PAC fait donc intervenir moins d'intermédiaires lors de la transmission d'informations.

En Espagne, l'enquête ne dispose pas de relais associatifs locaux. En effet l'acteur F a principalement mobilisé des bénévoles indépendants, ou appartenant à une association, mais qui n'a pas participé à l'enquête. En effet selon ses dires, le réseau associatif est peu développé en Espagne, en raison du faible nombre d'associations travaillant sur la protection des mammifères. Il ne pouvait donc pas mobiliser cette ressource.

L'échange d'informations s'effectue donc principalement entre l'échelle nationale, l'acteur F, et l'échelle locale, avec le prospecteur (Figure 69). Ce sont ainsi 310 bénévoles qui ont été mobilisés pour l'enquête.

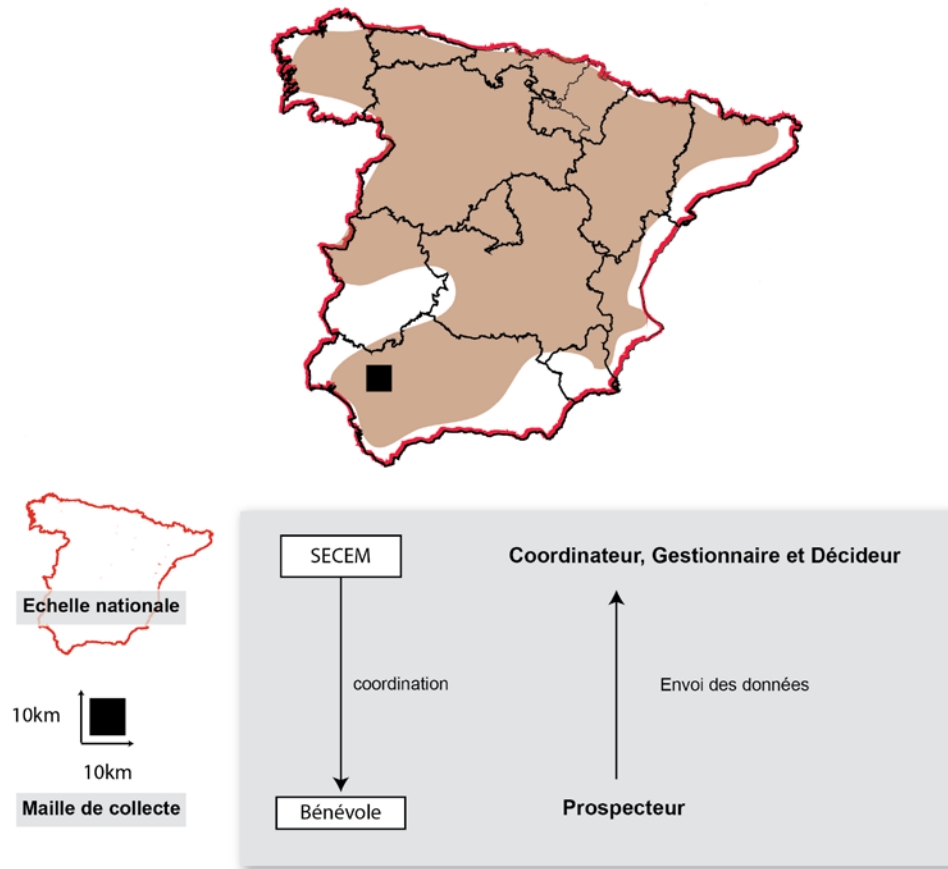


Figure 69 Organisation du PAC en Espagne dans le cadre de l'enquête nationale (C. Dunesme, 2015)

Dans le cadre de cette enquête, l'acteur F occupe donc les fonctions de coordinateur, gestionnaire des données et décideur.

Dans ces deux enquêtes, les coordinateurs nationaux jouent un rôle prépondérant dans la réussite des PAC. Les coordinateurs régionaux français pour leur part permettent d'alléger le travail de l'acteur E, en effectuant les contrôles d'information en amont, et en mobilisant par leur propre moyen les bénévoles de leurs réseaux. Les résultats de ces deux enquêtes dépendent donc de l'efficacité des coordinateurs, dans leur capacité à mobiliser de façon homogène sur le territoire, et dans la durée, les bénévoles prospecteurs.

2.2.2. La méthodologie appliquée dans les PAC

✓ Une méthode indiciaire

Le CA étant une espèce très discrète et peu visible, les méthodes adoptées par ces deux enquêtes nationales reposent sur la découverte des indices laissés par le CA, jugés plus ou moins fiables. Le principal d'entre eux réside dans ses crottes, reconnaissables à leur taille entre 7 et 15 mm et larges de 2 à 6mm, de la taille d'un « tic-tac » dont la couleur varie du vert (lorsqu'elles sont fraîches) au brun foncé (Rigaux, 2015) (Figure 70). Souvent cachées par la végétation, le prospecteur doit écarter les plantes pour les localiser. Ce travail peut être facilité par l'identification des coulées (chemins) laissées dans la végétation par l'animal, et qui sont repérables à hauteur d'homme (Figure 71). La présence de réfectoire (placette présentant les restes alimentaires), et de tiges coupées en biseau, fournissent une indication supplémentaire de sa présence, mais ne suffisent pas à la confirmer. En effet, les coulées, facilement visibles, peuvent témoigner d'une présence ancienne de ses populations sur le secteur, aujourd'hui disparues, ou résulter du passage d'autres espèces. Seule la présence de crottes atteste de manière certaine de l'occupation d'un site par le CA. Comme le précise l'acteur E « *on trouve parfois des sites manifestement abandonnés par le campagnol amphibie alors qu'il reste des coulées visiblement assez anciennes (...) par exemple pour nous dans le Massif Central, quelques mois après de grosses dégradations du site par des machines agricoles. Du coup les crottes permettent de mettre en évidence que le site est bien occupé.* »¹⁵⁴

¹⁵⁴ Message déposé sur le forum le 25 avril 2009, <https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/conversations/topics/333> consulté le 29/02/16



Figure 70 Crottes fraîches de Campagnol amphibie (photo : C. Dunesme, Bretagne, 2013)



Figure 71 Coulée formée par le passage du campagnol, prise à hauteur d'homme (source : Naturaliste78, groupe Yahoo "campagnol amphibie")

Que les prospections soient conduites par des scientifiques spécialistes, ou par des bénévoles amateurs, français ou espagnols, le processus d'identification de l'espèce est identique, et repose donc principalement sur la reconnaissance de ses crottes.

✓ *La construction des protocoles*

La mise en place d'enquêtes aussi larges nécessite une première phase de test, permettant d'évaluer la faisabilité de l'opération sur des portions de territoire plus réduites.

En France, le protocole adopté résulte d'un compromis entre les biostatisticiens du laboratoire CEFE-CNRS de Montpellier, et des naturalistes de la SFEPM. Ceux-ci, et notamment l'acteur E, se sont appuyés sur les nombreuses études menées sur l'espèce en Auvergne, et les méthodes utilisées à ces occasions, pour orienter le choix de protocole (Rigaux, et al., 2009; Rigaux, et al., 2009b). Les biostatisticiens fournissaient un protocole jugé « idéal », qui consistait par exemple en une prospection de plus de 500 tronçons par maille, pour obtenir un résultat le plus représentatif possible de la situation de présence réelle. L'expérience de terrain des naturalistes leur a permis de redéfinir ce protocole, impossible à réaliser dans ce cadre d'étude. Le nombre des tronçons par maille a donc été réduit, et intègre désormais une part de ressenti, puisque ce sont les naturalistes qui sélectionnent dans les mailles les zones à prospector, jugées à leurs yeux les plus propices à l'espèce.

En Espagne, l'acteur F, biologiste de formation, a créé le protocole de l'enquête en prenant en compte deux paramètres. Le premier concernait la main-d'œuvre disponible pour prospecter, ici le bénévole. Cet acteur considère en effet cette main-d'œuvre comme facile à mobiliser, gratuite et pouvant offrir un effort de prospection similaire sur l'ensemble du territoire. Le protocole devait donc être accessible à ces bénévoles, souvent amateurs. Le deuxième repose sur le caractère renouvelable de l'étude. Pour fournir une estimation de régression sur plusieurs années, il faut en effet pouvoir répéter l'opération de recensement à l'échelle nationale. Ces deux paramètres l'ont conduit à concevoir un protocole à cheval entre son équivalent français, jugé très précis, et le modèle anglais, plus léger¹⁵⁵. Il s'est ensuite inspiré de son expérience personnelle acquise dans le parc de Doñana, pour en tester la faisabilité. En 2009, un échantillon de 98 sites a ainsi été défini, sur lequel il a choisi de sélectionner trois points (sites) par maille. Les résultats étant concluants (il a toujours trouvé un indice de présence lors des trois premiers passages), il a gardé ce nombre pour son protocole. Il a également utilisé sa thèse réalisée en 2007 pour déterminer la distance entre les mailles kilométriques à prospecter. En effet, pour ne pas à avoir à parcourir l'ensemble du territoire mais garantir un nombre de mailles suffisamment bien réparti pour être représentatif de la diversité des milieux espagnols, il a utilisé une mesure d'éloignement entre mailles à prospecter (com. pers. Acteur F).

✓ *Description des protocoles*

Bien que les deux enquêtes s'intéressent à la même espèce, et s'appliquent sur de larges superficies, les protocoles utilisés diffèrent donc quant à leur précision et la complexité de leur mise en œuvre.

Le protocole français est sans doute le plus précis. Il comprend la prospection de 20 tronçons par maille de 10km par 10km, soit un tronçon par maille de 2km par 2km. Ces tronçons sont alors prospectés sur 100m le long d'un cours d'eau, ou sur une portion du rivage d'un plan d'eau, et sur 1 m de largeur. Comme le présente la figure ci-dessous, représentant l'exemple hypothétique d'une maille de 10km par 10km, on laisse libre choix au prospecteur de ne pas

¹⁵⁵ Deux inventaires ont été menés par l'ONG « The Vincent Wildlife Trust » entre 1989-90 et 1996-1998, depuis cette période seulement quelques sites sont suivis, principalement dans le sud du pays, dans le programme « Monitoring Water voles at national key sites » par la WBBS (Battersby, 2005).

prospector 5 carrés de 2km par 2km sur les 25 contenus dans la maille. Ici les cinq carrés non prospectés (sans cercle vert) correspondent à des milieux urbains (zone en rose) et forestiers peu favorables à la présence de l'espèce

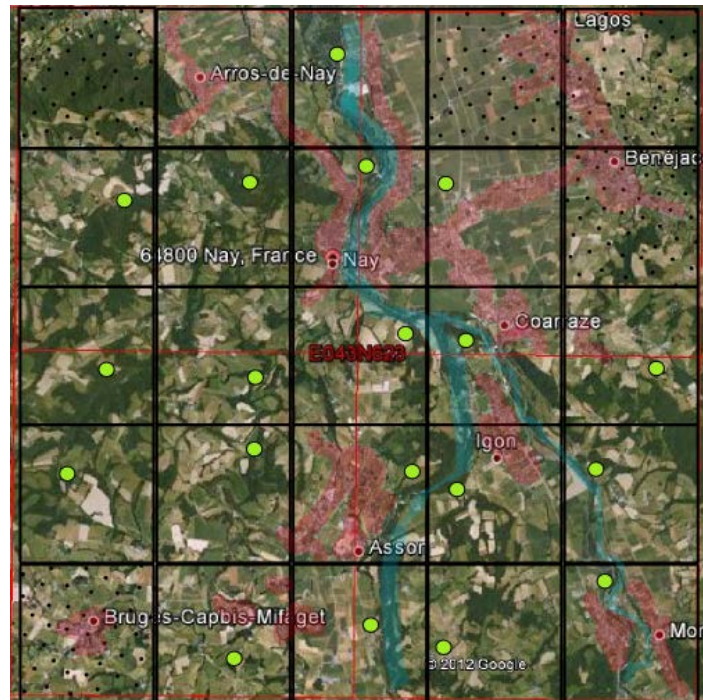


Figure 72 Exemple hypothétique d'une maille de 10km par 10km prospectée dans le cadre de l'Enquête nationale du Campagnol amphibie en France (C. Dunesme, 2015)

A la différence du protocole français qui exige la prospection de 20 carrés par maille de 10km par 10km, le protocole espagnol n'impose donc la prospection que de trois points (sites) pour une même maille. D'autres points peuvent être sélectionnés par anticipation, avant toute sortie sur le terrain, dans le cas où les trois sélectionnés ne pourraient être prospectés (difficulté d'accès). Alors que le protocole français exige donc le parcours d'un tronçon de 100 m au sein du carré, aucune distance à parcourir n'est fixée dans le protocole espagnol mais un temps de prospection. Le collecteur de données espagnol doit en effet passer au moins 30 minutes dans la zone sélectionnée.

En ce qui concerne la localisation des tronçons à prospector, chaque protocole préconise une sélection des zones en amont du terrain, en fonction du type de milieux et de la végétation présente. Si le protocole espagnol invite le prospecteur à utiliser l'application Google earth, où le

coordinateur aura présélectionné les mailles à prospector, et d'y choisir les milieux a priori les plus favorables, le protocole français préconise une utilisation de carte IGN, où le coordinateur aura également présélectionné les carrés de 10 km à prospector. Dans les faits, en France, le coordinateur régional breton, l'acteur G, nous explique qu'il utilise également l'outil Google earth pour l'aider à mieux identifier les types de milieux sur sa carte, et donc les secteurs favorables au CA, avant de s'y rendre en voiture pour confirmer ou non ses observations « virtuelles ». Si les mailles sont donc souvent présélectionnées par les coordinateurs, français et espagnols, les tronçons à prospector sont aux choix des bénévoles prospecteurs, qui peuvent choisir librement l'emplacement des tronçons, ou le demander au coordinateur local.

Si la sélection des tronçons s'effectue principalement sur le faciès des cours d'eau et de la végétation présente, le protocole français reste plus précis quant à ses exigences en termes de milieu. Il précise ainsi que, dans la mesure du possible, les milieux propices doivent être recherchés selon deux critères, une végétation hygrophile haute (> 30 cm) de type joncs, scirpe, phalaris etc. dans laquelle l'espèce pourra évoluer de façon cachée, et construire éventuellement son nid ; et un sol relativement meuble (terre), dans lequel l'espèce creuse plus facilement ses terriers.

Si le protocole français n'en fait pas mention, la version espagnole précise que les tronçons doivent être d'accès facile. Ainsi l'acteur F préconise une sélection en fonction des axes routiers (route, chemin etc.), et privilégie la présence des ponts, qui permettent de couvrir, sur un secteur, les différentes berges des cours d'eau, et de se déplacer plus facilement d'un site propice à un autre (Roman, 2010).

Ces différences de protocole se traduisent sur le terrain par une prospection plus ou moins chronophage pour le bénévole. Si le protocole français précise que 5h à 12h sont nécessaires pour réaliser la prospection d'une maille (donc des 20 tronçons) (Rigaux, 2015), le protocole espagnol ne nécessite qu'une demi-journée au maximum pour couvrir la même superficie. Ces différences expliquent donc sans doute en partie l'inégale durée des deux enquêtes, plus de 5 ans pour la française (2009-2014), et seulement 2 ans pour l'espagnole (2010-2012).

2.3. Les résultats des enquêtes : vers une meilleure connaissance du CA ?

Que ce soit pour le cas français ou espagnol, ces deux enquêtes ont permis d'améliorer la connaissance de la répartition du CA, soit en offrant de nouvelles données confirmant la régression de celle-ci, soit en améliorant la qualité de certaines informations anciennes.

En France, l'enquête nationale a prospecté plus de 600 mailles, dans lesquelles 10 035 transects ont été réalisés (Rigaux, 2015). En Espagne ce sont 995 mailles qui ont été prospectées, pour 2934 tronçons parcourus¹⁵⁶. Cette couverture a permis de fournir des informations sur les faits de répartition, ainsi que sur les variables environnementales affectant la présence des colonies sur un secteur.

2.3.1. Les faits de répartition et de densité

Les résultats des deux enquêtes semblent démontrer, d'après les premières données, une bonne présence du CA à l'échelle des pays, puisque celle-ci serait présente en France dans 52.4% des mailles prospectées, et dans 54.5 % des mailles espagnoles. Plusieurs lectures peuvent cependant être faites en fonction des variables considérées (mailles positives, tronçons etc.).

✓ *La répartition du CA en France*

Le tableau ci-dessous présente les résultats de l'enquête française:

Tableau 9 Résultats de l'enquête nationale de la SFPEPM, présentés dans le rapport de Rigaux (2015)

Informations	Nombre		En %
Données de présence du CA	3524	Part des données de présence	100
Dont issue du terrain	3285	Dont issue du terrain	93.21%
Dont issue des pelotes de réjection	239	Dont issue des pelotes de réjection	6.78%
Maille prospectée	600 (sur 9546)	Part des mailles prospectées sur l'ensemble des mailles françaises	6.28%
Dont complète selon protocole	511	Part des mailles complètes sur l'ensemble des mailles prospectées	85.16%
Dont incomplète	89	Part des mailles incomplètes	14.33%

¹⁵⁶ Le rapport final de l'enquête n'ayant pas été publié, nous avons récupéré sur le site de l'acteur F « El Rateador » les résultats affichés en juin 2012 lors de la fin de l'enquête, site : <http://elrateador.blogspot.fr/> consulté le 24/02/16

Maille de présence du CA étudiée de façon complète	245	Part des mailles de présence du CA étudiée de façon complète sur l'ensemble des mailles prospectées	48%
--	-----	---	-----

Trois types données ont été collectés et permettent actuellement de fournir des informations sur la répartition du CA. Elles sont issues soit du protocole standardisé de la SFPEM, soit de données ponctuelles, soit de données relatives aux pelotes de réjection.

En prenant en compte l'ensemble des modalités de collecte (protocole standardisé, pelotes de réjection et données ponctuelles hors protocole), le CA est présent dans 52.4 % de la totalité des mailles renseignées, et dans 48 % des mailles répondant au protocole de l'enquête. En réalité, ces 511 mailles prospectées ne représentent que 6.28 % du territoire national.

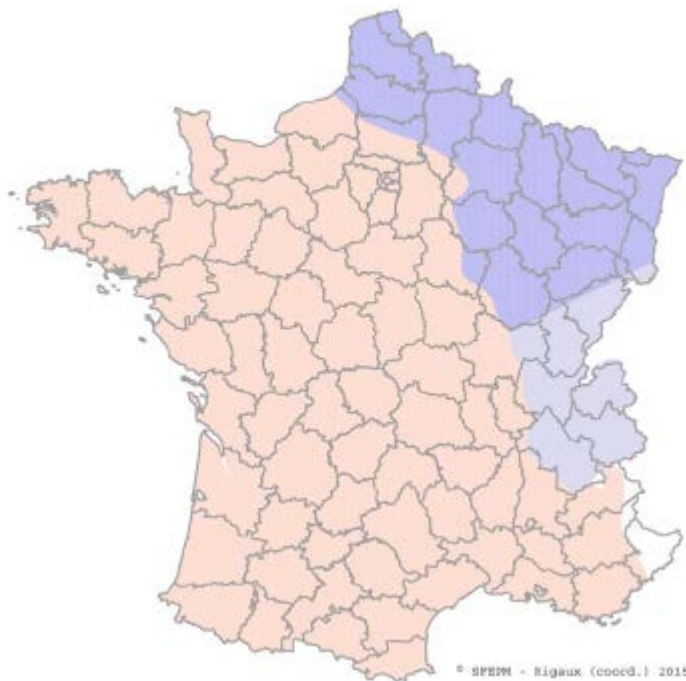


Figure 73 Carte présentée dans le rapport de Rigaux (2015) fixant les contours approximatifs de la répartition du CA (en rose) et du Campagnol terrestre de forme aquatique (en bleu), et de sa possible présence (bleu clair)

Les contours de l'aire de répartition montrent ainsi une limite entre le CA, et l'espèce *Arvicola amphibius*, sur une ligne allant de Dieppe, en passant par Grenoble jusqu'à Nice

(Rigaux, 2015). Le CA étant situé à l'ouest de cette ligne, tandis que le Campagnol terrestre aquatique se situe plutôt dans l'Est et le Nord-Est du pays.

A l'intérieur de cette aire « pleine », la réalité des prospections laisse apparaître de larges zones de vide, puisque toutes les mailles du territoire n'ont pas été prospectées (Figure 74 et Figure 76 page 313).

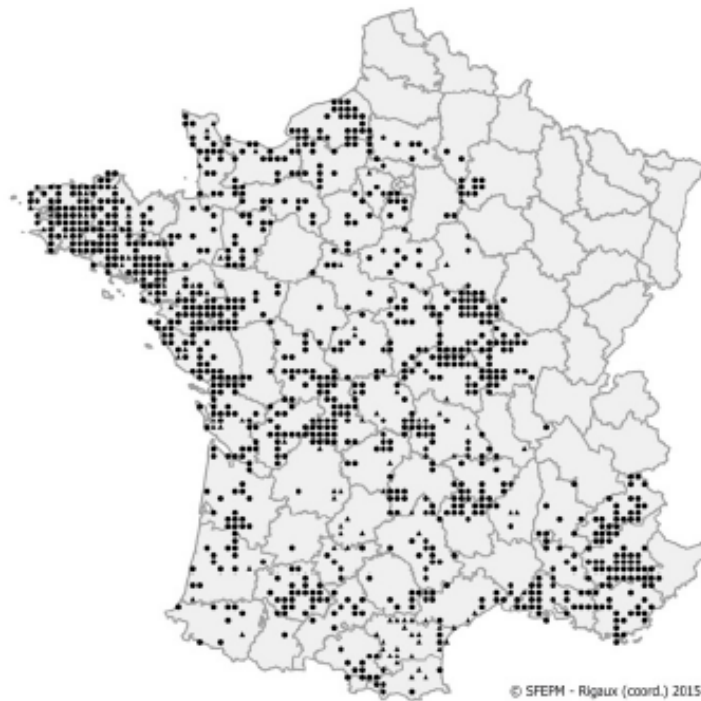


Figure n°12 :

Carte de répartition des données de présence 2000-2014 de Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) en France (mailles 10x10 km contenant au moins une donnée de présence, maillage « Lambert 2 étendu ») © SFEPM - Rigaux (coord.) 2015

- Rond : données de terrain (indice de présence, observation).
- Triangle : données issues de pelotes de réjection de rapace.

Figure 74 Carte des mailles prospectées durant l'enquête, et jugées positives, selon le rapport de Rigaux (2015)

Comme le montre la Figure 74, l'aire de répartition du CA semble se dessiner en tâche sur le territoire national, avec des zones de plus forte concentration sur le littoral atlantique, vers la Bretagne, les Pays de la Loire et le Poitou-Charentes, sur la région PACA ou encore sur une partie du centre la France vers le nord de l'Auvergne. Le modèle de représentation

cartographique présenté dans la Figure 73 est la « outline map » qui reprend les occurrences de l'espèce pour dessiner les limites du polygone de présence de celle-ci (voir chapitre 3).

✓ *La répartition du CA en Espagne*

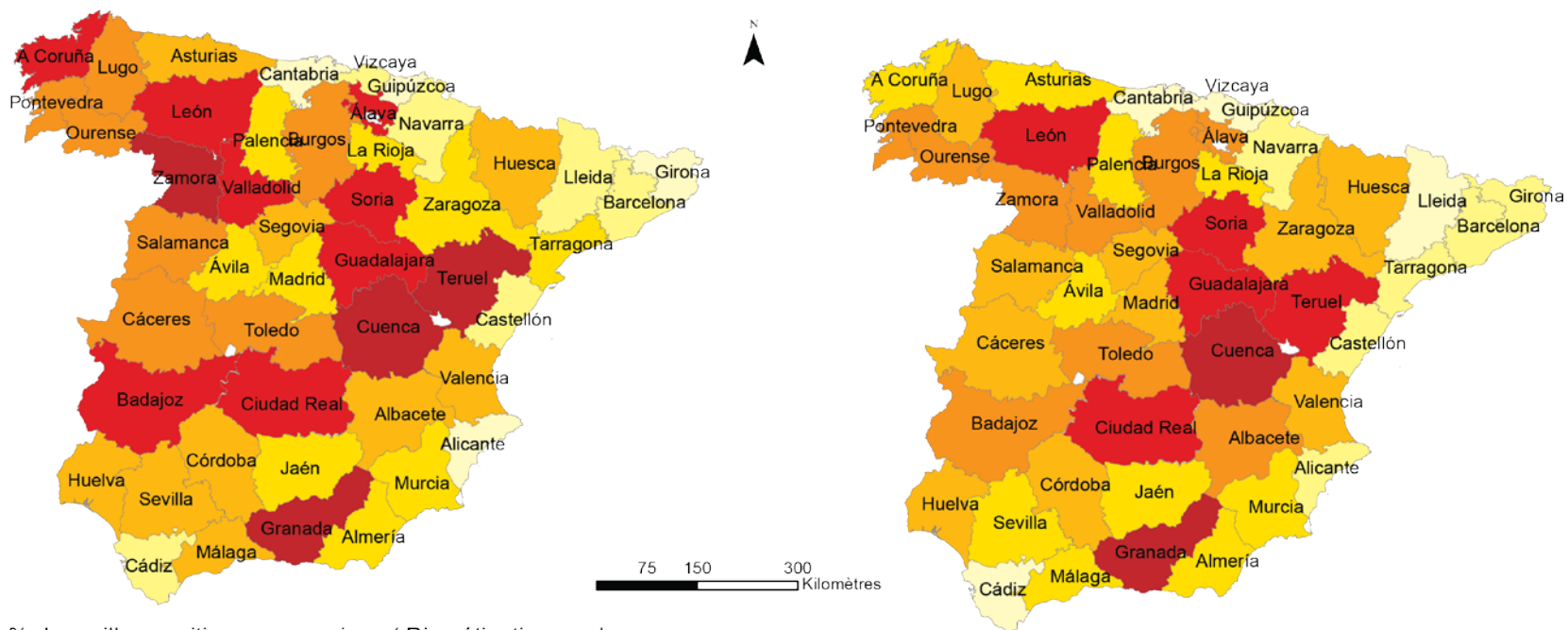
Si la France possède à l'heure actuelle un rapport présentant les résultats de l'enquête nationale, ce n'est pas le cas pour l'Espagne. Nous nous sommes donc appuyés sur les résultats présentés par l'acteur F sur son blog « El rateador », en 2012, pour réaliser les tableaux et cartes suivantes.

Tableau 10 Synthèse des données des résultats de l'enquête espagnole sur le CA :

Informations	Effectif	%
Total de maille	5425	-
Mailles prévues dans l'enquête	1000	18,43
Mailles terminées	995	99,5
Mailles positives	542	54,47
Tronçons prospectés	2934	-
Tronçons positifs	1014	34,56

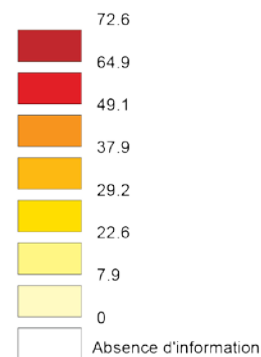
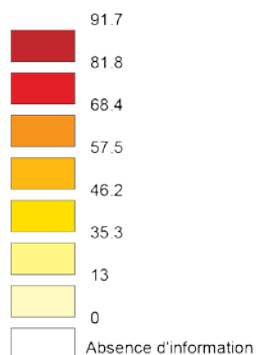
Le DAC mené par l'acteur F (SECEM) a permis de couvrir une meilleure superficie que celui de l'acteur E (SFPEM), puisque 18.43 % du territoire a pu être prospecté contre 6.28 % en France. Ce DAC a permis de montrer que 54.47 % des mailles contenaient du CA, et que 34.56 % des tronçons prospectés se révélaient positifs.

Les résultats présentés par l'acteur F sur son blog, permettent également de dresser une cartographie des provinces espagnoles présentant le plus de données positives (mailles et tronçons).



% de mailles positives par province (Discrétisation par la Méthode Jenks)

% de tronçons positifs par province (jenks)



Source des données : Les résultats présentés proviennent du site de J.Roman «El rateador», qui reprend les principaux résultats de l'enquête en 2012
Réalisation : C.Dunesme, 2016

Fait avec Philcarto * 23/02/2016 17:07:45 * <http://philcarto.free.fr>

Figure 75 Les résultats de l'enquête nationale du Campagnol amphibie en Espagne : répartition et abondance selon les provinces prospectées (d'après Roman, 2012, Réalisation : C. Dunesme, 2016)

A la lecture de ces deux cartes, l'espèce serait surtout présente dans le centre de l'Espagne, dans les provinces de Cuenca, Teruel ou encore Guadalajara, et serait bien plus rare sur la façade Méditerranéenne.

Cette appréciation d'ensemble doit être modulée en fonction des biais liés à la nature différenciée de l'information présentée par chacune des cartes. Ainsi, la province de la Coruña présente un taux élevé de mailles prospectées positives, entre 68 et 81 % sur la première carte, mais un faible taux de tronçons positifs dans la deuxième carte (<30 %). Cela signifie que le CA est relativement bien réparti dans la province mais en faible abondance (peu de tronçons positifs). A l'inverse, des provinces comme Madrid ou Albacete présentent un nombre de mailles de présence plus faible (<50 %) mais une part de tronçons positifs plus élevée (>35 %), ce qui signifie, contrairement à la situation précédente, que l'espèce semble moins bien répartie et plus fortement concentrée sur certaines mailles.

Les deux enquêtes permettent de redessiner les contours de l'aire de répartition du CA. En France, l'enquête montre un léger recul de son aire de répartition dans le Nord et l'Est de la France, entre 50 et 150 km par endroits, et une aire très fragmentée (Rigaux, 2015), tandis qu'en Espagne, elle dévoile une absence de l'espèce sur certains secteurs, notamment littoraux (littoral méditerranéen) et montagneux (Pyrénées basque), et une forte concentration sur d'autres (zone centrale Est).

2.3.2. Les variables environnementales affectant la présence du CA

Une des particularités du DAC français réside dans l'intégration d'une analyse biostatistique utilisant une partie des données collectées par les bénévoles. Celle-ci avait pour objectif principal de déterminer l'influence des milieux sur la présence du CA. Deux types de facteurs ont été regardés, la végétation et le réseau hydrographique.

L'organisation du PAC s'en trouve modifiée puisque ce sont les chercheurs du CEFE (T. Couturier et A. Besnard) qui ont été les gestionnaires des données, auxquels l'acteur E a transmis les informations issues de l'enquête. Elles sont soit issues du protocole standardisé, soit

ponctuelles, et recueillies sur le terrain (hors pelote de réjection) entre 2000 et 2013 (Rigaux, 2015).

Pour évaluer la relation entre ces facteurs naturels et la présence du CA, deux cercles de rayons respectifs de 2 km et de 5 km ont été tracés autour des points correspondant à sa présence, définissant ainsi des surfaces de 13km² et 79km². En leur sein, chaque variable environnementale est enregistrée. Elles correspondent aux informations sur les milieux relevés par les prospecteurs dans les fiches de terrain, et reprennent donc des données concernant leur type (rivière, étang etc.), la hauteur de la végétation ou encore le milieu dominant (prairie à végétation hygrophile, culture etc.).

Leur analyse, présentée dans le rapport de Rigaux (2015) apporte des éléments confirmant la dépendance du CA aux zones humides, que celles-ci soient d'origine naturelle ou anthropique. Comme le laissait présager la bibliographie (notamment les études réalisées en Espagne, voir par exemple Mate, et al., 2013), l'espèce est fortement dépendante du faciès des berges des cours d'eau qu'elle occupe. Ainsi la végétation hygrophile doit être supérieure à 30 cm de haut, la probabilité de présence du CA diminuant à mesure que la taille des végétaux régresse. Les résultats montrent également que l'environnement proche des berges influence aussi la probabilité d'une présence. Celle-ci devient très forte lorsque des prairies humides sont situées entre 2 et 100 mètres des berges, alors qu'elle diminue lorsque des bois remplacent ces prairies. A ces facteurs liés au milieu, s'ajoutent ceux liés à la présence d'autres espèces, comme la Loutre ou le Ragondin. Leurs présences paraissent exercer un impact positif sur la probabilité de celle du CA, mais cette relation doit être admise avec précaution, en sachant que ces deux espèces ont des domaines vitaux beaucoup plus larges que le CA. Il apparaît cependant incontestable que la qualité des milieux constitue un facteur essentiel expliquant la présence simultanée de ces trois espèces (Rigaux, 2015).

Cette analyse quantifiée a donc permis de confirmer certaines informations, en ce qui concerne la hauteur de la végétation (30 cm minimum), la mosaïque d'habitat dans laquelle s'inscrit le site de présence (la berge occupée ne doit pas être isolée dans un « désert anthropisé ») et le réseau hydrographique (faible courant, permanence de l'eau libre).

Si les enquêtes espagnoles et françaises ont amélioré les connaissances sur l'écologie et la répartition du CA, notamment en redéfinissant les contours de son aire et en confirmant certaines informations en relation avec les milieux qu'il occupe, leur couverture spatiale est limitée, à la fois par le nombre de mailles prospectées (elles ne représentent, dans les deux pays que moins de 20% du territoire), et par le nombre de tronçons par maille (très limité en Espagne). Des incertitudes géographiques peuvent donc apparaître à l'échelle du territoire national, et à l'intérieur même des mailles.

3. Science citoyenne et incertitude : le cas des enquêtes nationales, française et espagnole, sur le Campagnol Amphibie

Si la littérature scientifique voit de nombreux côtés positifs à l'engagement des citoyens dans la science (avantage en termes de coût, de gain de temps, avantage éducatif, coopération citoyenne innovante, etc) (Sauermann, et al., 2015), les limites de cette participation sont aussi largement reconnues. Les difficultés à mobiliser les acteurs dans la durée, à récolter des données complètes et de qualité sur le temps long, ou à faire travailler ensemble des acteurs aux profils très différents (Houllier, et al., 2016) peuvent entretenir, voire donner naissance, à certaines incertitudes scientifiques, liées à l'imprécision de certaines données ou à leur absence, affectant par exemple dans notre cas, la représentation des répartitions d'une espèce. Comme nous l'avons introduit précédemment, certaines incertitudes peuvent résulter de la précision du protocole et des méthodes utilisées, or ceux-ci sont en partie contraints par le nombre d'acteurs mobilisables et leurs compétences.

3.1. Les incertitudes relatives aux répartitions : de la région aux tronçons

La présentation des résultats des enquêtes nationales, liés aux faits de répartition du CA dans nos deux pays, démontre quelques limites visibles en partie dans la représentation cartographique de son aire de répartition, surtout valable pour la partie française.

✓ *L'incertitude des répartitions par régions*

En premier lieu, si la Figure 74 (p307) présente en France les mailles prospectées jugées positives, elle doit être analysée en parallèle avec la carte présentant les mailles prospectées durant l'enquête par les régions. La carte ci-dessous, extraite du rapport de Rigaux (2015), montre ainsi les données de présence (en couleur) et d'absence (en blanc) de l'espèce. Elle permet de compléter la Figure 74 en apportant des informations sur la participation des régions, et donc sur le degré de couverture de l'enquête dans celles-ci (bonne couverture en Bretagne, PACA, ou encore Auvergne, mais déficits de participation importants en Lot-et-Garonne ou Dordogne par ex).

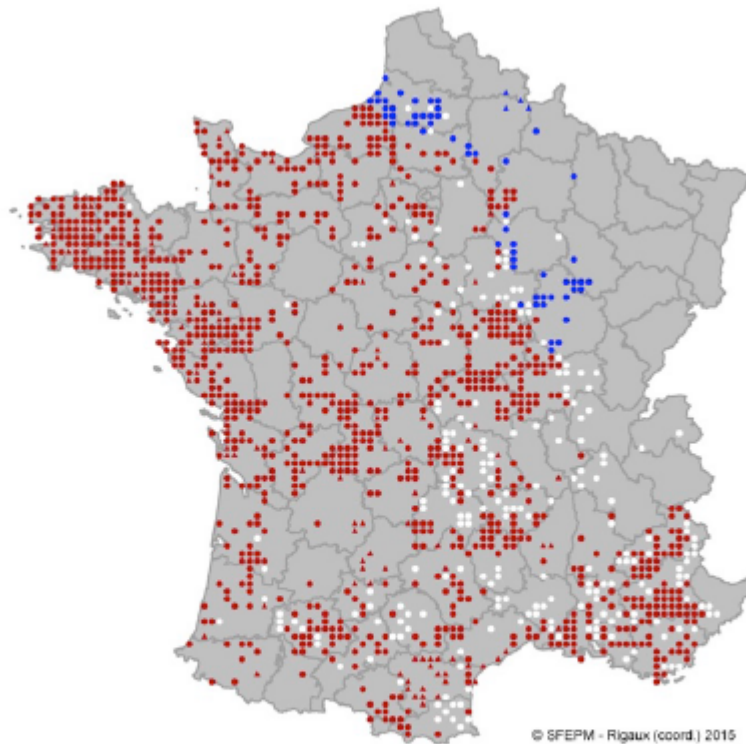


Figure n°14 :

Carte de répartition des données de présence 2000-2014 de Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) (en rouge) et de Campagnol terrestre forme aquatique (*Arvicola amphibius* = *A. terrestris* = *A. terrestris terrestris*) (en bleu) en France (mailles 10x10 km comprenant au moins une donnée de présence, maillage « Lambert 2 étendu »)

Figure 76 Représentation cartographique des données de présence et d'absence du CA en France (Rigaux, 2015)

Cette participation hétérogène conduit à questionner les zones de vides de connaissance, où aucune action de collecte d'information n'a été menée, qui apparaissent donc dans la carte comme des « trous » dans l'aire de répartition de l'espèce. Des départements comme la Charente-Maritime ou les Deux-Sèvres, n'ont par exemple pas été totalement prospectés, or au vue de la couverture de présence de l'espèce à leurs abords, on pourrait s'attendre à y trouver une forte présence du CA.

A cette incertitude des répartitions régionales, nous pouvons également ajouter celle produite par la représentation par maille kilométrique.

✓ *L'incertitude des répartitions dans les mailles kilométriques*

La représentativité et la fiabilité des résultats de l'enquête nationale française doivent être nuancées en raison des failles de connaissance que laisse subsister l'application du protocole. Trois éléments principaux méritent discussion : le premier concerne la part des tronçons positifs par maille, le deuxième la relation habitat/espèce, et le troisième la relation densité/habitat.

Si la part de mailles de présence positives reste légèrement supérieure aux mailles négatives, en ce qui concerne l'ensemble des mailles prospectées (avec et sans protocole) (52.4 %), ce résultat doit être tempéré en fonction du nombre de tronçons jugés positifs par maille. En effet le protocole considère qu'une maille est jugée positive dès qu'un indice de l'espèce est découvert sur un tronçon. Mais cette maille considérée comme « positive » ne donne donc aucune information sur la densité potentielle de colonies de CA sur la zone, puisque la présence d'un seul indice sur un seul tronçon, parmi les 20 à prospecter pour une maille de 10 km par 10, peut suffire. Or, selon le rapport de Rigaux (2015), seulement 12.2 % des tronçons prospectés ont été notés comme positifs. Cela signifie que dans les mailles positives, seulement 5 tronçons sont positifs en moyenne par maille de 10 km, sur les 20 tronçons normalement prospectés.

Si l'espèce est donc présente, la densité de colonies par maille peut apparaître faible, d'autant que seuls les milieux jugés favorables ont été prospectés. La méthode de sélection des tronçons à parcourir conduit en effet à ne prospecter qu'une infime partie des milieux présents dans une maille. En son sein, un très fort pourcentage des superficies peut donc parfois être

considéré comme inapproprié pour le CA. Considérant donc que même en présence d'habitats favorables, bien identifiés en amont par le prospecteur, l'espèce est peu présente, ou l'est en faible densité, il nous semble que la répartition de l'espèce, et surtout son évolution, devrait donc d'avantage se lire en fonction du nombre des tronçons positifs recensés dans chaque maille, qu'à l'échelle des mailles elles-mêmes, et intégrer par maille la proportion d'habitat favorable ou non à l'espèce (potentialité élevée ou basse de présence en fonction de la part des habitats favorables présents dans la maille).

L'utilisation des données produites par l'analyse statistique sur les milieux favorables au CA permettrait de réévaluer la présence potentielle, et les effets de densité, en prenant en compte la part de ceux-ci dans chacune des mailles prospectées. La combinaison des informations relatives au nombre de tronçons positifs par maille, et aux données de probabilité d'occurrence en fonction des milieux présents dans celle-ci, permettrait de déterminer, pour la réactualisation de l'enquête nationale, les mailles les plus intéressantes pour le CA. À partir de ces mailles, la comparaison entre plusieurs périodes pourrait se révéler plus pertinente pour évaluer la régression de l'espèce, si celle-ci est absente de ces mailles nouvellement prospectées.

Si l'incertitude de la répartition ne met pas en question ici la validité de l'information de présence par maille (puisque même « lissée » la présence ne varie pas en « quantité »), elle concerne d'avantage ce qui se passe à l'intérieur de celle-ci, notamment au niveau des mailles de 2km, et affecte donc la représentation de la maille de 10 par rapport aux autres du territoire (« est-ce que cette maille de 10 contient plus de mailles de 2 positives que sa voisine ? »).

En Espagne, l'absence de traitement cartographique des résultats de l'enquête nationale par la SECEM et son coordinateur, l'acteur F, ne permet pas à l'heure actuelle d'analyser la représentation des répartitions du CA dans ce pays. Nous ne pouvons par exemple pas déterminer si les critères d'abondance¹⁵⁷ de l'espèce par mailles, prévus dans le protocole au niveau du traitement des données, seront intégrés ou non dans la représentation cartographique de son aire.

¹⁵⁷ Dans son « Manual de campo », prévu pour les prospecteurs de l'enquête, l'acteur F prévoyait d'introduire des critères d'abondance selon le nombre de points validés par maille de 10km par 10km. Ainsi si un seul point sur trois est validé, le CA y sera considéré comme rare, deux points il y sera considéré comme fréquent, et trois points sur trois il y sera considéré comme abondant (Roman, 2010)

Par contre le protocole se heurte aux mêmes incertitudes que l'exemple français, puisque la présence de l'espèce par maille de 10km sur 10 est évaluée sur la base de trois sites au lieu des 20 tronçons français.

Le choix de représenter l'aire de répartition du CA dans des mailles kilométriques de 10km par 10km présente à la fois l'avantage de fournir une information synthétique, claire et lisible, de leur situation (maille positive ou négative), et à la fois l'inconvénient de « mettre au silence » certaines données, plus précises, qui permettraient de réévaluer la position de chacune des mailles par rapport aux autres, en fonction du nombre de tronçons positifs comme des proportions d'habitats favorables qu'elles accueillent. Dans cette situation de « lissage de l'information » par maille de 10, le protocole espagnol propose une version simplifiée du modèle français, plus facile à appliquer et dont les résultats proposent une précision similaire.

3.2. Les facteurs de fabrication de l'incertitude des répartitions dans un DAC de science citoyenne

Les résultats des deux enquêtes nationales soulignent l'existence d'une incertitude des répartitions, contenue à la fois dans des échelles très fines (à l'intérieur d'une maille) et des échelles beaucoup plus larges (niveau national). Elle résulte de trois facteurs, d'ordre technique et social, que sont les protocoles utilisés et leurs limites, les compétences variables des bénévoles engagées, et les efforts de prospection et de mobilisation inégaux, soumis à la diversité des représentations de l'espèce selon les profils sociologiques des acteurs (associations naturalistes, piégeurs, etc.).

3.2.1. Les méthodologies utilisées et leurs limites : représentativité, exhaustivité et adaptabilité

L'un des premiers facteurs d'incertitude repéré concerne la durée de chacune des enquêtes. Selon l'acteur F, la durée de l'enquête française ne serait pas adaptée à la dynamique

populationnelle qui caractérise les micromammifères. Le CA présente en effet une dynamique populationnelle très forte (stratège r), ses colonies pouvant ainsi apparaître et disparaître en quelques années. Les observations de terrains conduites par l'acteur F ont ainsi révélé, sur un même site, une variation d'une douzaine à une soixantaine de colonies, suivant les années. Un tronçon prospecté et jugé positif une année, peut donc devenir négatif l'année suivante. Si cette situation n'affecte pas l'information présentée dans la maille de 10km par 10km, puisqu'un seul tronçon positif valide la présence de l'espèce sur celle-ci à n'importe quel moment, c'est au niveau de la maille de 2km par 2km que ces variations sont les plus marquées. Le tronçon prospecté dans cette maille de 2 km, accueillant ou non la colonie, peut donc contenir une information qui peut largement varier au cours des cinq années du déroulement de l'enquête. La donnée de présence dans cette maille prospectée, à un temps x+1 du démarrage de l'enquête, ne peut donc pas être certifiée comme encore exacte à un temps x+4 par exemple. A l'incertitude des répartitions entre maille de 10/10km (entre celles qui ont été prospectées et celles qui ne l'ont pas été), s'ajoute donc celle de la temporalité interne à chaque maille liée au protocole choisi. Plus le protocole prévoira un échelonnage dans le temps des prospections, et plus ces phénomènes de variation démographique passeront inaperçus au sein de la maille de 10km alors qu'ils seraient très présents dans une approche par maille de 2 x2 km. Ces informations ne permettent donc pas de mettre en évidence les effets de colonisation ou de décolonisation que l'on pourrait observer entre mailles voisines (notamment sur les mailles de 2km en bordure de maille de 10km), sauf si celles-ci sont prospectées la même année. Ces effets, pouvant être corrélés aux pressions du pâturage, seraient pourtant des indicateurs de vulnérabilité ou d'adaptabilité intéressant à suivre. L'acteur G, coordinateur de l'enquête en Bretagne, souligne ainsi dans le forum « *nous avons observé des phénomènes de recolonisation ou d'occupation temporaire de sites ou de « déplacement » des indices, notamment en lien avec le pâturage* »¹⁵⁸

A ce facteur temps, s'ajoute le facteur milieu. En effet le protocole de l'enquête nationale française comme espagnole, prévoit le repérage puis le parcours des milieux propices à l'espèce. Cette relation présence/habitat potentielle, reconnue par la littérature, affecte donc les efforts de prospections selon les habitats. Certains d'entre eux, s'éloignant du modèle « idéal », peuvent donc ne pas être prospectés par les bénévoles amateurs. Or sur le terrain, certains naturalistes ont

¹⁵⁸ Message déposé le 4 mai 2009
<https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/conversations/topics/333> consulté le 29/02/16

observé par endroit des localisations de colonies de CA très atypiques. Lors de notre sortie terrain, dans le Parc de Doñana avec l'acteur F, celui-ci nous en a montré un, et nous explique qu'une personne sans grande expérience n'aurait jamais l'idée de venir prospecter à cet endroit. En effet la zone est relativement sèche, avec une végétation arbustive, de genêts et bruyères. Si cette situation se retrouve peu en France (non observée jusqu'à présent), l'observation de CA en zone sèche a été constatée plusieurs fois en Espagne, notamment en raison des fortes variations pluviométriques dans le Sud du pays.

De façon ponctuelle, en France, certains naturalistes rencontrés nous expliquent également qu'au cours de leur prospection, certaines zones paraissant non propices accueillent en réalité du CA. Celui-ci se déplaçant dans son territoire, pouvant atteindre 3600 m² (Rigaux, et al., 2009), ses indices peuvent parfois se regrouper sur une faible portion, qui peut passer inaperçue si celle-ci correspond à un milieu inapproprié (zone avec peu de végétation etc). L'acteur G explique ainsi « *ce n'est pas parce qu'on ne le trouve pas qu'il n'y est pas, il est bien souvent là mais c'est juste que l'habitat ne correspond pas au protocole* » (com. pers. Acteur G), lorsque sur le terrain nous découvrons des crottes dans un milieu peu propice, alors que tout le reste de la maille présentait un faciès très favorable (prairie humide à joncs). Sur le forum concernant l'espèce, l'acteur G prolonge ainsi cette idée en partageant ses observations de terrain, sur la possible vie souterraine marquée du CA « *Certaines de mes observations suggèrent qu'il circule à assez « grande » distance sous terre, exploitant ici une zone à jonc diffus et, à 30 ou 50 mètres une petite portion de la berge du cours d'eau. Entre les deux zones, aucune végétation favorable, aucune sortie de terrier. Il est donc nécessaire de penser à la présence « invisible » lorsqu'on veut déterminer les habitats d'espèce protégée. Et garder à l'esprit que nous passons peut-être parfois à côté de lui....* »¹⁵⁹. Certains éléments concernant l'écologie de l'espèce, principalement sa relation à l'habitat, et sa plus ou moins grande « plasticité écologique », sont donc encore à confirmer.

Dans ce cadre-là, la prospection de ces sites, ne rentrant pas dans le cadre fixé par le protocole et sa liste de relevé de terrain, dépend de l'expérience de l'acteur ou de son intuition à

¹⁵⁹ Message publié le 14 novembre 2014, sur le forum : <https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/conversations/topics/624> consulté le 29/02/16

poursuivre les recherches infructueuses dans la maille. Ce qui nous amène à un autre facteur d'incertitude, d'origine sociale, et qui correspond aux compétences variables des bénévoles engagés dans ces mesures.

3.2.2. Le « biais » prospecteur

Dans le cas du CA, les enquêtes nationales menées reposent en grande partie sur la mobilisation des bénévoles, souvent amateurs. Si l'enquête espagnole repose entièrement sur cette main-d'œuvre, l'enquête française a sollicité des acteurs variés, bénévoles à salariés d'association, qui n'ont pas toujours des compétences, ou une grande expérience, concernant l'identification des indices du CA. Les coordinateurs doivent donc composer avec ces différences de compétences, voir même de personnalité, qui peuvent largement varier en fonction de l'engagement dans la durée du bénévole. Ces différences peuvent ainsi apparaître dans la façon d'appréhender la découverte et le parcours du milieu habité par l'espèce par exemple. La ténacité du prospecteur, sa rigueur, sa souplesse, peuvent être des sources de variation de la qualité de l'information. Enfin, certaines relations entre acteurs peuvent affecter la dynamique des prospections.

✓ *Le coordinateur face aux inégalités de compétences et de personnalité*

Si les coordinateurs locaux peuvent espérer une amélioration des compétences de leurs bénévoles prospecteurs dans le temps, l'inconnue sur la durée de leur engagement dans le cadre de l'enquête nationale ne leur permet pas de s'assurer une homogénéité des niveaux de compétences, durant toute la durée de l'enquête. L'acteur G, coordinateur régional, note ainsi en Bretagne que les équipes de volontaires changent régulièrement d'une année sur l'autre, et que leurs compétences sont très inégales, tout comme leur personnalité, confiant ainsi que « *certaines sont plus zélés que d'autres* » (com. pers. Acteur G). Ces variations poussent ainsi les coordinateurs locaux à contrôler les résultats de certaines mailles, qu'ils jugent plus ou moins douteux. L'acteur G précise ainsi que « *sur un carré qui pourtant me semblait super, j'ai un bénévole qui ne m'a rien trouvé, alors dans ces cas-là je ne sais pas, je ne le connais pas*

vraiment donc je ne sais pas s'il a bien cherché, comment il a mené son truc... j'y retournerai peut-être » (com. pers. Acteur G). Le rôle du coordinateur prend donc une importance majeure, en tant que veilleur et contrôleur de validité des informations reçues.

Les deux coordinateurs français et espagnol ont d'ailleurs noté, que les fiches de relevés étaient souvent mal ou peu remplies. L'acteur F nous explique ainsi que lorsqu'il demandait aux prospecteurs s'ils rencontraient des difficultés avec le remplissage de la fiche, ceux-ci répondaient qu'ils n'avaient aucun problème. C'est en récupérant celles-ci, que l'acteur constatait que beaucoup contenaient des erreurs, notamment concernant la description des habitats. Une étude plus approfondie des pratiques des prospecteurs permettrait de fournir des explications à ces « aveux de faiblesses » cachés.

✓ *L'approche du terrain par les prospecteurs*

Au cours de nos enquêtes de terrains, notre expérience personnelle s'est enrichie au contact d'une diversité de situations de prospections, de difficultés rencontrées ou de techniques assimilées. Retranscrire cette expérience, comme les questionnements qui l'ont accompagnée, sans être cependant généralisables à tous les prospecteurs, apporte un éclairage sur l'évolution de la « fiabilité » du prospecteur au fil de sa pratique. La représentativité de ces questionnements se trouve renforcée par des témoignages recueillis sur le forum, où d'autres prospecteurs dévoilent eux aussi des interrogations similaires. Lors de nos premières prospections dans le cadre de l'enquête sur le CA, plusieurs éléments nous sont ainsi apparus comme contraignant et sources d'incertitudes possibles sur le terrain. Le premier concerne la longueur du transect à effectuer prévue par le protocole. 100 m doivent en effet être parcourus, sur lesquels les indices de présence sont relevés. En réalité cette distance est souvent difficile à apprécier sur le terrain. Selon le profil de la zone à parcourir (relief local, végétation dense etc.), celle-ci peut être plus ou moins bien évaluée. De plus, une fois sur les lieux de la prospection, le transect n'est pas toujours respecté, notamment si l'observateur identifie plusieurs « patchs » d'habitats dispersés qui pourraient convenir à l'espèce.

Le deuxième élément concerne les conditions climatiques et de végétation qui peuvent contraindre le déplacement du prospecteur, entravant sa mobilité. Les milieux prospectés dans le

cadre de l'enquête nationale sont généralement des zones humides, où la circulation est difficile (boue, cours d'eau à traverser, parfois profonds etc.). Le prospecteur arrivé sur la maille, près du tronçon sélectionné, peut donc décider de renoncer à sa prospection ou d'en sélectionner un autre, moins favorable mais plus accessible pour lui. Cette question de la mobilité est d'ailleurs soulevée par l'acteur H, coordinateur régional en Aquitaine, qui note la difficulté de prospection sur les sites pourtant favorables au CA. On peut également lire dans le forum le partage d'expérience d'un chargé d'étude ayant participé à l'enquête, précisant « *dans le carré-échantillon que je fais, (...) Il y avait des aulnes, ronces, orties, fougères. Je n'ai rien trouvé d'autres comme indices car j'ai eu des difficultés à accéder au cours d'eau.* »¹⁶⁰

Si la difficulté d'accès au terrain ou les conditions climatiques peuvent rebuter certains bénévoles prospecteurs, peu habitués à ce type d'exercice, le PAC français a pu reposer sur la mobilisation d'un grand nombre de professionnels de l'environnement, qui ont prospecté de façon bénévole dans le cadre de l'enquête. Les profils des participants à l'enquête, présentés dans le rapport de Rigaux de 2015, révèlent que la majorité des bénévoles ayant participé sont en fait des professionnels de l'environnement¹⁶¹.

Tableau 11 Proportion de professionnels de l'environnement dans les bénévoles ayant prospecté durant l'enquête nationale :

Nombre de prospecteurs travaillant dans l'environnement ou formé dans ce domaine	94
Leur part en %	75,2
Leur part en % dans le Groupe ayant prospecté entre 200-600 tronçons	90,91
Leur part dans le Groupe 50-200	88,89
Leur part dans le Groupe 10-50	81,40
Leur part dans le Groupe 1-10	55,81

En effet on constate que plus de 75 % des bénévoles sont des professionnels de l'environnement par leur formation scolaire (licence ou master en biologie, écologie etc.), ou par leur fonction actuelle (chargé de mission en environnement, écologue, agronome etc.).

¹⁶⁰ Message posté le 22/07/2008, <https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/conversations/messages/286> consulté le 29/02/16

¹⁶¹ Nous avons réalisé une recherche sur internet à partir des noms des différentes personnes mentionnées dans le rapport de Rigaux (2015). Les résultats sont donc en partie dépendants des informations libres d'accès, disponibles sur les moteurs de recherche. Ainsi nous n'avons pas pu déterminer le profil professionnel de 20 % des bénévoles nommés dans le rapport.

Ces professionnels de l'environnement étant a priori familiers de ce type de démarche, on peut estimer que les difficultés d'accès au terrain, ou encore les conditions météorologiques, constituent des facteurs contraignants connus et appréhendés par ces acteurs. Si certains peuvent être novices dans l'identification des indices de présence du CA, leur expérience du terrain et leurs connaissances en écologie ou biologie, sont des garanties d'un apprentissage plutôt rapide des exigences du protocole.

Le rapport de Rigaux (2015) fournit une liste des « meilleurs » prospecteurs, en fonction du nombre de tronçons effectués. Plusieurs groupes sont désignés, ceux ayant prospecté plus de 600 tronçons (seul P. Rigaux), entre 600 et 200 tronçons, entre 200 et 50, entre 50 et 10, et moins de 10. Les prospecteurs de la classe 600-200 sont à 90.91 % des professionnels de l'environnement, alors qu'ils ne représentent plus que 55.81 % des prospecteurs dans la classe des 1-10. Cette plus faible proportion montre que des bénévoles ne travaillant pas dans le domaine de l'environnement ont participé à cette démarche, suggérant une proportion peut-être plus élevée en « amateur du dimanche », peu habitués à ce genre d'exercice de terrain. Elle n'interdit pas non plus la présence d'amateurs éclairés ou d'experts potentiels dans cette catégorie des « non professionnels de l'environnement ».

En résumé, les caractéristiques des milieux favorables au CA rendent difficiles les prospections, qui peuvent parfois être conduites de façon incomplètes lorsque la mobilité est très réduite. Celles-ci ne semblent pas constituer un obstacle pour les bénévoles, professionnels de l'environnement en dehors du DAC, dont certains brillent par leur performance.

✓ *Les relations entre acteurs*

Si la mobilisation des bénévoles amateurs comporte une part de « biais » bien reconnue, comme le précise l'acteur E, elle existe également chez les professionnels de l'environnement, qui ont besoin, comme les bénévoles amateurs, d'une formation à la détection des indices du CA. En effet, comme le précise l'acteur J, gestionnaire d'une réserve naturelle en Bretagne, la reconnaissance du CA demande de l'expérience, donc une connaissance bien particulière permettant d'identifier ses indices, « *effectivement le Campagnol amphibie est une espèce bien*

présente sur nos sites. Toutefois, elle n'a été notée qu'en 2009 faute de connaissance des indices de présence de cette espèce. ». Ces salariés, pourtant professionnels de l'environnement, ne sont pas des spécialistes de l'espèce, et nécessitent comme les bénévoles amateurs, une formation à la lecture de ses indices de présence. Elle peut être dispensée par les structures associatives régionales qui ont décidé de relayer l'enquête nationale.

Si l'entente entre associations locales est bonne, l'encadrement peut donc s'effectuer facilement, ainsi dans le cas de l'acteur J « *la prospection sera réalisée par les salariés de la réserve avec les conseils du GMB* ». L'association régionale bretonne coordinatrice de l'enquête nationale, le GMB, fournit donc un appui technique. L'acteur J qualifie cette association comme une « référence » dans le cas du CA. Les relations entre associations locales peuvent donc influencer la dynamique de formations engagée par les associations relais de l'enquête. Si elles sont bonnes, l'apprentissage à la lecture d'indices sera plus aisée et rapide que si ces ententes sont mauvaises (concurrence ou conflit). La découverte d'indices du CA peut donc être ralentie par la qualité des relations qui unissent les acteurs du territoire entre eux.

3.2.3. *Les facteurs affectant les efforts de prospection et la mobilisation*

✓ *Les efforts de prospection différenciés entre régions*

Les efforts de prospection peuvent être très hétérogènes entre deux régions pourtant voisines. La carte des résultats de l'enquête française indique que certaines régions n'y ont pas participé, laissant apparaître de vastes territoires quasiment vides de connaissance sur le CA. Deux raisons principales peuvent expliquer cette mobilisation inégale : la première concerne les budgets disponibles pour prospecter, et la deuxième l'existence de programmes complémentaires en cours au sein des associations.

Le coordinateur de l'enquête nationale française, l'acteur E, nous explique ainsi que dans toute enquête participative, la mobilisation des bénévoles et des associations est largement dépendante de la bonne volonté des participants, mais aussi des budgets alloués aux inventaires. Dans des régions comme l'Auvergne, Midi-Pyrénées, PACA, la Bretagne, la Picardie, et le

Languedoc-Roussillon, les prospections ont été en partie financées, par des subventions provenant des DREAL ou des Conseils régionaux ou généraux.

La Figure 77 montre que toutes ces régions ont pu prospecter et ont obtenu une bonne couverture régionale comparée aux autres régions. On remarque que d'autres régions, apparemment non financées ont également pu conduire ces prospections. Elles sont cependant très peu nombreuses (Bourgogne ou Rhône-Alpes), et n'ont pas prospecté l'ensemble de leur territoire, des régions comme le Limousin ont ainsi de nombreuses mailles incomplètes (rouge). Si l'absence de subventions n'empêche pas la prospection, sa présence est un gage sûr de sa réalisation, et d'une meilleure couverture spatiale de celle-ci.

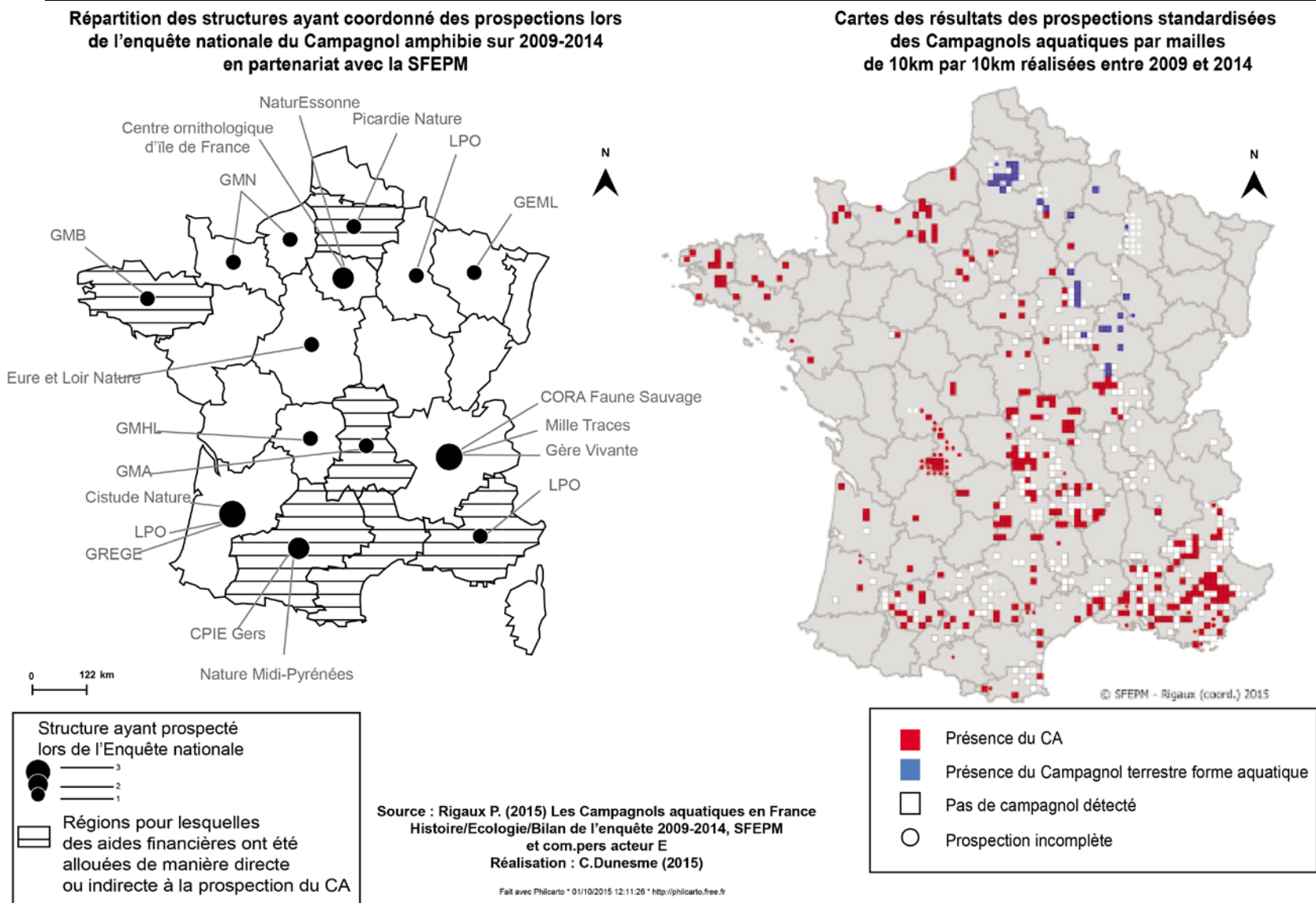


Figure 77 Participation des structures naturalistes régionales aux prospections standardisées durant l'enquête nationale (C. Dunesme, 2015 et SFPEM, 2015)

Une partie de ces financements résulte aussi de programmes conduits en parallèle sur d'autres espèces. Par exemple en région PACA, les subventions ayant permis la prospection sur le CA ont en réalité pour origine le PNA Loutre, qui inclut dans son programme le suivi du CA et du Castor d'Eurasie¹⁶². L'acteur E en a donc profité pour prospecter également sur le CA dans le cadre de son travail (com. pers. Acteur E). Cela a été également le cas pour la Bretagne, qui a bénéficié de Contrats régions, finançant des prospections dans le cadre des Atlas régionaux. Les prospections pour le CA ont donc été permises, et ont été prises en charge par le même acteur, l'acteur G, en tant que chargé de mission sur les mammifères aquatiques dans le cadre de sa structure, et coordinateur régional en Bretagne pour l'enquête nationale. Cependant les protocoles des deux démarches n'étant pas similaires, l'intégralité du territoire breton n'a pas été prospectée selon le protocole standardisé de l'enquête nationale, mais sur une quarantaine de mailles, c'est donc là une origine courante des « prospections incomplètes ».

Au-delà de cet aspect financier, certains programmes développés par les associations, relais de l'enquête, peuvent parfois freiner leur mobilisation dans celle-ci. Des régions comme l'Aquitaine n'ont pas bénéficié d'une bonne « synchronisation » de leur démarche de connaissance sur le CA. En effet, les associations de portée régionale ont souvent en charge la réalisation d'Atlas naturalistes régionaux. En parallèle, elles peuvent s'insérer dans des programmes d'études d'ampleur nationale, comme c'est le cas pour l'enquête sur le CA ou sur la Loutre. La conjugaison de ces deux types de démarches peut être difficile à gérer pour celles-ci, notamment si les périodes prévues pour les prospections ne concordent pas. Par exemple en Aquitaine, l'association Cistude Nature, a démarré en 2011 un Atlas régional sur les mammifères, séparé en cinq tomes, reprenant chacun un groupe d'espèces (chiroptère, carnivores etc.). Chacun de ces tomes correspond à une période de prospections et de traitement de l'information propre. Par exemple celui sur les Micromammifères traite les données collectées entre 2005 et 2015, et elles sont principalement issues des pelotes de réjections, tandis que le tome sur les Carnivores s'étale de 2005 à 2014 et comprend des données issues de méthodologies beaucoup plus larges (observations directes, indirectes, captures etc.). Dans l'atlas des micromammifères, les données concernant le CA proviennent ainsi de plusieurs sources, les pelotes de réjection

¹⁶² LPO PACA : <http://paca.lpo.fr/association-protection-nature-lpo-paca/editions/faune-paca-publication/3993-faune-paca-publication-n-35-repartition-et-statut-de-la-loutre-d-europe-lutra-lutra-du-campagnol-amphibie-arvicola-sapidus-et-du-castor-d-eurasie-castor-fiber-en-provence-alpes-cote-d-azur> consulté le 27/04/2016

principalement, de prospections aléatoires dans le cadre d'inventaire général, de prospections ciblées selon un protocole réalisé par Cistude Nature, que l'acteur H ne juge « pas très concluant », de données ponctuelles, et de trois carrés prospectés selon le protocole de l'enquête nationale (com. pers. Acteur H). Cette focalisation de l'effort de prospection sur l'Atlas, qui privilégie un protocole fondé sur la récolte de pelotes de rejection, plutôt que sur l'enquête, encourageant d'avantage les prospections de milieux naturels et de relevés d'indices, peut en partie expliquer le faible nombre de mailles prospectées selon le protocole standardisé.

✓ *Les obstacles à la mobilisation locale*

La mobilisation locale des associations et des bénévoles peut être contrainte par plusieurs éléments relevant du protocole utilisé ou de la zone géographique à parcourir.

Si les efforts démultipliés, pour la connaissance de plusieurs espèces sur un territoire, sont donc pénalisants pour la cohérence nationale de l'enquête, celle-ci peut également être contrainte par l'utilisation de protocoles différenciés, notamment par leur facilité d'application. De nombreux coordinateurs locaux ou professionnels associatifs notent le caractère très « chronophage » de l'enquête nationale sur le CA. L'acteur H, coordinateur en Aquitaine, précise ainsi que le « *travail [est] laborieux* » dans le sens où c'est quand même chronophage (*préparation des sites, carto et recherche des indices + déplacements entre les sites*). », ce que confirme l'acteur J, gestionnaire de réserve en Bretagne, « *oui, j'ai participé au carré concernant la réserve et celui de la commune de Langonnet, non terminé car très chronophage* ». En effet la préparation de la maille de 10 à prospecter, s'accompagne de celle des vingt autres mailles de 2km que le prospecteur devra parcourir. Si les habitats sont les critères premiers de l'identification des secteurs intéressants à prospecter, ils s'accompagnent bien souvent de critères d'accessibilité qui ne sont pas toujours repérables avant d'aller sur le terrain. Les allers-retours sont donc fréquents, entre celui-ci et le bureau (lieu où le parcours virtuel de la maille est plus aisé). L'acteur G, coordinateur en Bretagne, nous explique également qu'il trouve le protocole très « lourd », et qu'il met environ deux jours pour réaliser la prospection d'une maille de 10km par 10km, mais qu'un bénévole peut mettre facilement une semaine. Leur mobilisation sur ce type de démarches est donc beaucoup plus compliquée que sur des espèces aux prospections plus « aisées », comme pour la Loutre précise-t-il.

Cette mobilisation peut être également entachée par la prospection de lieux considérés comme des « vides de connaissance ». Pour illustrer cette idée, nous reprendrons les exemples fournis par l'acteur G en Bretagne, sur le cas de la Loutre. Il explique ainsi que des endroits, reconnus comme pauvres en espèces, sont souvent délaissés par les prospecteurs bénévoles, « *les gens n'ont pas envie d'aller prospecter des cours d'eau où ils savent très bien qu'il n'y a pas la loutre et qu'ils ne la trouveront pas, pourtant ces données de « non présence » sont importantes et me manquent pour l'Atlas* ». Lorsqu'ils ne sont pas guidés par un coordinateur, les prospecteurs vont donc choisir de parcourir les zones identifiées comme riche en espèces, pour pouvoir trouver des traces, des indices qui les rapprochent au plus près de l'animal convoité. Or des espèces comme le CA, difficile à trouver, peu visible, et avec un protocole relativement complexe, ne motivent pas beaucoup les foules, « *c'est pas très motivant pour un bénévole de faire un carré et de ne trouver aucune trace, surtout pour le campagnol avec un protocole aussi lourd, ça décourage vite* » (com. pers. Acteur G). Cette combinaison « protocole lourd et zone vide d'espèce » n'est donc pas favorable à la motivation des bénévoles, si celle-ci peut plus facilement être contrôlée dans les régions où des associations locales se font le relais de l'enquête nationale, et peuvent coordonner efficacement leurs prospecteurs en connaissance de cause, en dehors de ces régions les forces mobilisées sont certainement soumises à ces aléas, sans que le coordinateur national ne puisse pas toujours en saisir les raisons.

A cela s'ajoute la temporalité voulue de l'enquête, réaliser à nouveau des prospections sur des zones déjà connues comme pauvres en indices ne motivera pas, pour certains bénévoles, le redémarrage de l'enquête a posteriori. Ce type de protocole peut donc à termes, sur des démarches reproductibles, agir sur la motivation des prospecteurs bénévoles, voire même des coordinateurs associatifs, pris dans leurs calendriers professionnels.

✓ *Les représentations relatives au Campagnol amphibie*

Un des derniers éléments qui peut influencer l'effort de prospection et d'engagement des acteurs dans le DAC résulte de leurs représentations de l'espèce et du degré de menace qui pèse dessus.

La représentation du CA comme une espèce « menacée » est en grande partie liée à son statut de protection en France. L'espèce n'ayant été protégée légalement qu'en 2012, le caractère tardif d'obtention de ce statut explique qu'elle bénéficie d'une attention moindre que

d'autres espèces plus anciennement protégées. Le coordinateur régional en Aquitaine, l'acteur H affirme ainsi que l'« *espèce [est] moins connue que d'autres et donc les enjeux étaient moins importants (puisque protégée seulement depuis fin 2012) au regard des objectifs de conservation ou de gestion dans certains secteurs et avec certains partenaires* ». Toutefois, l'accès à ce nouveau statut, suscite quand même une plus forte mobilisation des acteurs dans l'enquête. L'acteur E, le coordinateur national, explique ainsi qu'il reçoit plus de mails, d'études d'incidences concernant l'espèce, et ressent un intérêt croissant de la part des acteurs du territoire. Si cette protection légale a donc suscité un engouement nouveau, on rencontre au cours de l'enquête nationale deux vitesses de mobilisation, qui correspondent à l'avant et à l'après protection du CA.

Cette protection légale récente peut plus ou moins affecter la mobilisation des acteurs (associations ou individus). On retrouve ainsi trois profils majeurs, ceux inscrit dans la durée dans la protection de l'espèce, et donc investis depuis le début de l'enquête (le Groupe Mammologique d'Auvergne avec l'acteur E, dont il était salarié, ou encore le GMB avec l'acteur G), pour qui ce changement est une réussite, mais ne change rien de leur motivation ; ceux qui se sont mobilisés dans l'enquête relativement tôt mais dont les arguments pour mobiliser les bénévoles pêchaient par le manque de preuve de sa vulnérabilité (Cistude Nature avec l'acteur H), et qui peuvent donc, grâce à cette évolution du statut, légitimer les actions de prospections sur l'espèce ; et ceux investis de façon tardive ou qui n'ont pas participé du tout, et qui ne sont donc pas affectés par cette évolution.

Dans cette dernière catégorie, certaines représentations relatives à l'espèce peuvent expliquer ce manque d'engagement. L'acteur K, responsable de réserve en Bretagne, a ainsi conduit une étude entre 2011-2012 dans le cadre d'un stage sur l'espèce. Cette étude lui a permis de dresser un état de sa répartition dans la réserve. Mais pour lui l'espèce n'est pas une priorité, selon lui elle serait présente partout dans la région, et ne la juge pas prioritaire comparée à d'autres espèces comme le Muscardin ou le Castor (com. pers. Acteur K). Pourtant en questionnant ces informations de présence de l'espèce, qu'il juge donc plutôt commune, on s'aperçoit de certaines incohérences et d'un désintérêt pour celle-ci. Il nous explique lors de l'entretien qu'il voit des indices de l'espèce très régulièrement sur le site qu'il gère, et qu'il lui arrive aussi de la voir, sans forcément noter ses observations (com. pers. Acteur K). Ces propos révèlent donc deux situations potentielles, la première serait que l'espèce est très présente sur le secteur, expliquant ses observations fréquentes et récurrentes,

participant à son image d'espèce commune et peu menacée, soit ils témoignent d'une méconnaissance partielle de l'acteur, et de problèmes d'identification (visuellement l'espèce peut facilement être confondue avec d'autres rongeurs). Quand nous lui avons demandé s'il avait participé à l'enquête, il n'a pas su nous répondre.

Dans ce genre de contexte, il peut être délicat pour les acteurs coordinateurs de mobiliser les acteurs locaux dans des zones géographiques où l'espèce paraît abondante et courante, où leurs représentations relatives à celle-ci se sont construites sur ces contextes d'abondance locale, qui ne traduisent pas toujours la situation à plus large échelle des populations de l'espèce. Comme l'expliquent ainsi Marco et Molina (2007), il est souvent difficile pour les acteurs locaux de trouver leur place dans une approche plus large (échelle régionale et nationale, voire internationale) des enjeux qui reposent sur l'espèce, sa connaissance et sa conservation. En effet comme nous l'avons présenté en chapitre 2, la rareté d'une espèce peut se traduire de différente façon dans son aire de répartition. Le schéma ci-dessous présente ainsi trois types de répartition d'une espèce rare, celle du CA en France, selon les informations les plus récentes, correspondrait vraisemblablement au modèle B, en étant abondante par endroit et très rare, voire absente de nombreux autres secteurs.

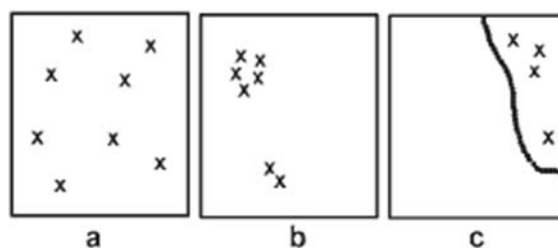


Figure 5.1. Three kinds of species rarity: (a) scarce everywhere, with low density throughout the range; (b) small total population, whether locally scarce or locally common; and (c) genetically or behaviorally distinctive, including peripheral populations on the edge of their distribution range (dotted line). X = occurrence of the species.

Figure 78 Représentation de la rareté d'une espèce selon trois modèles de répartition (Marcot et Molina, 2007)

En Bretagne, l'espèce est relativement bien présente, puisque 73 % des carrés prospectés en Basse-Bretagne sont considérés comme positifs, et en comparaison de la moyenne nationale, celle de la Bretagne est nettement supérieure (50 % de sites positifs contre 12 % au niveau national) (Simonnet, 2015). La région est ainsi considérée comme « un bastion » pour

l'espèce, ce qui explique en partie ces représentations relatives au CA, considéré pour beaucoup comme « banal ».

Les différences de représentation sur une espèce entre acteurs peuvent donc influencer la participation aux démarches de connaissance, notamment lorsqu'elles reposent sur la base du volontariat.

En conclusion et pour résumer l'ensemble des facteurs d'incertitude repérés, nous les présentons dans le tableau suivant, en identifiant les types d'incertitude identifiés ainsi que leurs conséquences dans le cadre des DAC.

Tableau 12 Description des facteurs d'incertitude repérés et leurs conséquences potentielles sur l'efficacité des PAC

Facteur d'incertitude	Description	Conséquence	Type de facteur d'incertitude
Méthodologie de l'enquête nationale	Durée de l'enquête	Problème d'évaluation des dynamiques intermailles = mesure des effondrements populationnels ?	Incertitude d'origine technique
	La typologie des milieux envisagée par le protocole	Incertitude concernant la présence du CA dans des milieux atypiques = question d'adaptabilité ?	Incertitude d'origine technique
Compétence des prospecteurs	Variabilité de la mobilisation des personnes engagées dans la durée	Variation de la qualité d'information entre mailles	Incertitude d'origine sociale
	Compréhension des fiches de relevés	Certains types d'informations sont perdus car incertains	Incertitude d'origine sociale et technique
	Approche personnelle du terrain	Adaptation du protocole en fonction du prospecteur = biais	Incertitude d'origine sociale
	Accès à la formation	Peut dépendre des relations existantes entre acteurs = effet de concurrence, conflit ou coopération	Incertitude d'origine sociale
Effort de prospection et de mobilisation	Hétérogénéité régionale des prospections	Représentation de l'aire de répartition en fonction de l'intensité des mobilisations associatives	Incertitude d'origine sociale
	Entrave à la mobilisation locale	Difficulté à gérer le protocole et phénomène de désintérêt concernant les lieux de « vide faunistique »	Incertitude d'origine sociale et technique

	Les représentations d'origine sociale	Désintérêt pour l'espèce	Incertitude d'origine sociale
	Diversité ou unicité des profils d'acteurs	Mise à l'écart involontaire de certains acteurs et éloignement volontaire d'autres = phénomène social, marginalisation, rétention d'information	Incertitude d'origine sociale

Face à ces nombreux facteurs d'incertitude, la plupart déjà bien connus des démarches de sciences citoyennes, comme la variabilité des compétences des prospecteurs ou l'hétérogénéité spatiale des efforts de prospection, quelles réponses ont pu apporter les acteurs de ces DAC français et espagnols ? Peut-on voir émerger des dispositifs visant la réduction de ces facteurs d'incertitude ? La partie suivante vise à inventorier les différentes solutions proposées par les acteurs des PAC pour tenter de contrôler voir de réduire ces facteurs d'incertitude reconnus de la science citoyenne. Cette tentative de réduction ne peut cependant concerner que les éléments reconnus en amont ou durant la démarche, et non pas ceux identifiés à la fin de l'enquête.

3.3. Les solutions pour réduire l'incertitude et ses facteurs d'apparition

Le processus de reconnaissance de l'incertitude et de ses facteurs d'apparition peut concerner deux moments distincts du PAC. Le premier intervient avant ou pendant la démarche d'acquisition de connaissance, et résulte de l'expérience passée de l'acteur (déjà confronté au problème à l'occasion de PAC antérieurs) ou de ses connaissances propres (culture scientifique). Le deuxième intervient au terme du PAC et se nourrit des retours d'expériences, permettant souvent de confronter les incertitudes repérées à celles identifiées tardivement.

3.3.1. Les dispositifs d'ordre technique ou social développés pour réduire ces facteurs d'incertitude

En amont du PAC, les acteurs coordinateurs rencontrés identifient tous le bénévole amateur comme un facteur d'incertitude, qui peut plus ou moins être réduit par la rigueur du

protocole ou par la formation. Par exemple, l'acteur F, le coordinateur de l'enquête espagnole, suggère que le travail effectué par les prospecteurs se valide en quelque sorte de lui-même, en respectant la logique des continuités écologiques. Ainsi si un carré prospecté est jugé négatif alors que tous les autres autour ont été jugés positifs, la situation sera pour lui très suspecte, et il effectuera un nouveau contrôle. Les protocoles utilisés visent donc à réduire a posteriori les erreurs que pourraient introduire les bénévoles. Pour cependant limiter leur apparition au cours des PAC, plusieurs types de dispositifs ont été développés. Ils prennent notamment la forme de journées de formation, de blog ou de forum en ligne. Ils fournissent un appui technique aux bénévoles prospecteurs, en leur apportant des connaissances de base aidant à l'identification des traces, et en les aidant durant leurs prospections lorsqu'ils rencontrent des difficultés. À ces dispositifs techniques s'ajoutent des dispositifs d'ordre social qui vont d'avantage s'intéresser aux motivations du bénévole, et à ses convictions profondes. Selon Houllier et Merilhou-Goudard (2016), des leviers individuels et collectifs peuvent être mis en place pour entretenir l'engagement des bénévoles dans les démarches de sciences participatives. Certains d'entre eux ont été utilisés dans ces deux DAC sur le CA, dont les récompenses à la participation, la reconnaissance des coordinateurs/animateurs, ou encore le retour sur la qualité et l'impact des résultats.

✓ *Les blogs et forums : appui technique et valorisation du travail du prospecteur*

Les outils en ligne comme les blogs ou les forums présentent plusieurs avantages. Ils permettent de mettre en relation directe les prospecteurs avec les coordinateurs, ou même les différents prospecteurs entre eux, et ont la particularité d'offrir une réponse relativement rapide aux problèmes rencontrés par les prospecteurs inscrits sur ces sites. Les demandes sont généralement traitées dans les quelques jours suivant la formulation. Ainsi, une des participantes ayant formulé une demande¹⁶³ de confirmation sur des crottes qu'elle avait trouvées, a reçu 48 heures après une réponse de l'acteur E, le coordinateur national, qui lui confirmait sa découverte, et lui fournissait en prime quelques photos dites « pédagogiques », prises « à hauteur d'homme pour montrer que les crottes du campagnol ne sautent pas forcément aux yeux » ainsi que des photos en gros plan. Ces sites permettent de mettre en relation des types d'acteurs qui peuvent difficilement se rencontrer sur le terrain, notamment

¹⁶³ Message d'une chargée de mission, posté le 4 juin 2012 <https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/conversations/topics/535> consulté le 01/03/16

lorsqu'il s'agit de contact entre professionnels et bénévoles. Au contraire, les professionnels peuvent plus facilement se rencontrer entre eux, notamment si leur domaine de compétence et d'intervention sont similaires (dans le cadre de réunions professionnelles sur des programmes communs par exemple). L'éloignement géographique entre acteurs, introduit par l'ampleur de l'enquête, est également une contrainte à la vérification de l'information de terrain, en dehors de l'utilisation des outils numériques.

En Espagne, l'acteur F, le coordinateur de l'enquête espagnole, a également utilisé un blog en ligne, qui lui sert à la fois pour diffuser les informations rapidement (dates et lieux des journées de prospection collective), et pour motiver ses bénévoles. Utilisant des ressorts courant dans l'animation des réseaux associatifs, il y publie en effet régulièrement les résultats des prospections, sous la forme d'un tableau permettant de suivre les réalisations dans chaque province. L'avancement du projet est ainsi visible et réactualisé, ce qui encourage les bénévoles à continuer les prospections, notamment lorsque la province dans laquelle ils s'inscrivent apparaît en retard par rapport à d'autres. Faisant aussi jouer l'esprit de compétition à l'échelle de chacun des bénévoles, il utilise son blog pour mettre en avant les meilleurs prospecteurs, c'est-à-dire ceux qui ont réalisé le plus de prospections (supérieure au cinq mailles requises par le protocole). C'est également la méthode utilisée par l'acteur E qui publie régulièrement sur le site de la SFPEM ou dans le forum des posts renseignant les zones bien prospectées ou sous-prospectées. Il explique ainsi que la mise en avant par les cartes des zones de « vides » de connaissance, était une bonne source de motivation pour les acteurs locaux (associatifs principalement).

- ✓ *Les journées de formation et les plaquettes informatives : acquisition de connaissance première et outils de sensibilisation*

En France, en dehors du forum, le maintien de la motivation des bénévoles passe avant tout par les associations relais de l'enquête. Elles mettent ainsi en place de nombreuses journées de formations et réalisent des plaquettes d'informations, complémentaires de celles déjà proposées par la SFPEM, à l'image des publications effectuées par le Parc Interrégional du Marais Poitevin (PIMP), le GMA en Auvergne, le GMB en Bretagne ou encore Nature Midi Pyrénées. Certaines se focalisent sur la sensibilisation du public et des acteurs du territoire, comme la fiche du PIMP en intégrant des informations sur le piégeage, et d'autres sur les critères aidant l'identification du CA, comme la fiche de Nature Midi-Pyrénées, très

illustrée (photos nombreuses, informations très synthétiques etc). Leurs contenus s'adaptent donc aux acteurs rencontrés dans l'aire d'influence et d'actions des acteurs engagés dans le DAC.

✓ *Les discours des coordinateurs : cerner les convictions profondes des prospecteurs*

A ces méthodes de motivation de nature assez banale, les salariés des structures ajoutent des arguments fondés sur une connaissance fine des ressorts psychologiques guidant les prospecteurs bénévoles. Certains coordinateurs suggèrent ainsi de prospecter certaines mailles pour l'intérêt des découvertes qu'on peut y faire, notamment d'autres espèces que le CA : « *j'incite les personnes à prendre des carrés-échantillons car on se régale. On fait de belles découvertes telles que nid de cincle sous les ponts, observations de couleuvre à collier mélanique, hermine, rat surmulot, épreintes de loutre.* »¹⁶⁴. Des espèces qui bénéficient d'une bonne image auprès du public (la Loutre par exemple), et partagent le même milieu naturel que le CA, deviennent des sujets attractifs pour les prospecteurs, à qui l'on veut faire parcourir telle ou telle maille encore non visitée. Des prospecteurs recherchant le contact avec l'animal, ou la découverte d'indices d'espèces rares, seront donc sensibles à ce type d'argumentaires, fondés sur la mise en avant d'espèces emblématiques ou charismatiques.

En Espagne, l'acteur F joue d'avantage sur l'intérêt de la connaissance, pour « faire taire les préjugés » (com. pers. Acteur F). En effet l'espèce est bien connue en Espagne, et ses prospecteurs, lors de la première journée de rencontre qui marque le début des recherches, semblent tous la connaître. Pourtant, face aux premières interrogations du coordinateur, la plupart se confrontent à leur incertitude concernant l'espèce. D'après lui, la motivation des bénévoles à participer à l'enquête repose principalement sur la réduction de cette phase de doute. L'inconfort qu'elle procure, et la perspective d'obtenir une meilleure connaissance du CA, sont des arguments sur lesquels l'acteur F base sa dynamique d'engagement. Ce type de motivation est ainsi mis en avant par Bell et al (2007) comme un trait dominant des bénévoles participant à ce type de démarche, qui vont rechercher une amélioration de leur connaissance sur la Nature, ses éléments et son fonctionnement (« l'apprentissage se fait sur le terrain et non dans les bouquins » soulève un acteur interrogé dans l'étude).

¹⁶⁴ Message d'une chargée de mission sur le forum, posté le 22/07/2008, <https://fr.groups.yahoo.com/neo/groups/campagnolamphibie/conversations/messages/286> consulté le 03/03/16

Ces argumentaires seront plus ou moins efficaces selon le type de profil du prospecteur participant au PAC. Si la mise en avant d'espèce charismatique peut « charmer » le bénévole amateur, ce type d'argumentation sera certainement moins efficace sur des profils d'acteurs de type expert, ou de professionnels de l'environnement, habitués à travailler sur des problématiques écosystémiques (large palette d'espèces, intérêt porté aux interactions etc.). Si ces argumentaires permettent d'agir sur les facteurs d'incertitude d'origine sociale, ils ne constituent pas encore un dispositif bien établi, construit et intégré dans le PAC. Ils relèvent d'avantage d'initiative personnelle de la part des coordinateurs, notamment dans le cas français.

3.3.2. Les facteurs d'incertitude repérés à la fin des DAC

Si l'absence de rapport espagnol sur les résultats de l'enquête, ainsi que son traitement (com. pers. Acteur F), ne permettent pas d'évaluer le retour d'expérience, et la découverte de nouvelles sources d'incertitude, le rapport français de Rigaux (2015) consacre une partie à l'explication des limites rencontrées au cours de la démarche. Elles sont rassemblées dans le tableau suivant, auxquelles nous avons ajouté les facteurs d'incertitude correspondant.

Tableau 13 Synthèses des problèmes de l'Enquête nationale française du Campagnol amphibie et les facteurs d'incertitude correspondant :

Limites identifiées par Rigaux (2015)	Descriptions fournies par Rigaux (2015)	Explications fournies par Rigaux (2015)	Facteur d'incertitude identifié
Participation hétérogène	1) Certaines structures naturalistes n'ont pas transmis leurs données 2) Certaines structures ont transmis des données incomplètes 3) Les bureaux d'études ont très peu participé	Aucune	Incertitude d'origine sociale
Prospection inégalement répartie	1) Certaines régions ont été très peu prospectées 2) Certaines régions n'ont pas été prospectées	1) Absence de naturalistes volontaires pour coordonner la démarche 2) Absence de financements spécifiques des structures naturalistes	Incertitude d'origine sociale et technique
Participation limitée en termes de profils d'acteurs	1) Les prospecteurs ont dans l'ensemble des connaissances naturalistes de bases et/ou des habitudes aux recherches de terrain	1) Le mode de prospection est peu accessible au public non-initié 2) Difficulté à simplifier l'enquête	Incertitude d'origine sociale et technique

		sans diminuer les objectifs qualitatifs	
La complexité du protocole appliqué au terrain	1) Pénibilité de la mise en œuvre du protocole de prospection 2) Difficulté de recherche et d'accès aux milieux aquatiques propices 3) Abandon de certaines prospections dans des lieux inaccessibles	Aucune	Incertitude d'origine sociale et technique
Biais de détection	1) Difficulté de positionnement des transects dans la maille 2) Appréciation au choix du prospecteur	1) Appréciation liée aux connaissances du CA et de son habitat 2) Les formations visent à limiter les risques	Incertitude d'origine sociale et technique
Relevé incomplet des variables environnementales	1) Seules les variables très simples ont été relevées 2) Seules les variables visibles lors du passage ont été notées 3) Absence d'études sur l'influence des autres espèces sur la présence du CA	1) Nécessité d'une caractérisation standardisée 2) Pas d'utilisation d'appareils de mesure	Incertitude technique

Au regard des facteurs d'incertitude repérés précédemment, on constate que certains d'entre eux sont identifiés par l'acteur E, le coordinateur national français, comme les problèmes liés à l'approche du terrain par le prospecteur (accessibilité des sites, localisation des habitats propices etc.), la diversité des profils (professionnel de l'environnement en grand nombre, peu de bureau d'étude) ou encore l'hétérogénéité des prospections régionales. Son rapport de 2015 explique ainsi qu'« *une enquête plus facile d'accès, en termes de participation pour un public plus large, permettrait vraisemblablement l'acquisition d'un plus grand nombre de données* », mais il précise dans le même temps qu'il semble difficile de simplifier le protocole sans perdre en qualité d'information. Si les facteurs liés à la complexité du protocole apparaissent donc bien identifiés, les éléments affectant la mobilisation des prospecteurs (l'approche des « vides » de biodiversité, ou les représentations sociales de l'espèce), leur engagement dans la durée, ou encore la typologie des milieux compris dans le protocole de terrain (les catégories d'habitats propices n'incluent pas les « atypiques »), ne sont pas évoqués.

Si l'absence de tout rapport sur la réalisation du DAC espagnol dans son entier empêche de mesurer l'évolution du regard de son porteur, l'acteur F, le cas d'un PAC conduit

dans la province du Pays basque espagnol met en avant certaines limites identifiées dans l'enquête nationale.

✓ *Le PAC de la Comunidad autonoma del Pais Vasco (CAPV)*

Les bénévoles ayant participé à l'enquête nationale animée par l'acteur F ont prospecté en 2011 19 mailles dans le territoire de la CAPV. Or cette communauté autonome les a jugées insuffisantes pour permettre de cerner réellement la présence du Campagnol amphibie et d'orienter les pratiques de gestion en sa faveur, « *los muestros a efectuar en la CAPV no son suficientes para garantizar un conocimiento adecuado de la situacion de la especie ni para orientar la gestion local de la misma* » (Ihobe, et al., 2012). La CAPV a donc recommencé en 2012 l'enquête sur l'ensemble des 78 mailles de son territoire, dans les trois provinces de Alava, de Gipuzkoa et de Bizkaia, en gardant le même protocole que celui de la SECEM, mais en employant une entreprise publique (Ihobe)¹⁶⁵.



Figure 79 La Comunidad Autonoma del Pais Vasco

¹⁶⁵ Ihobe est une société d'utilité publique, et notamment en charge de la gestion du Centre de Biodiversité d'Euskadi, lien : <http://www.ihobe.eus/Paginas/Ficha.aspx?IdMenu=ec61f281-8823-4c48-92d4-273ce80f988a&Idioma=es-ES> consulté le 21/03/16

Cette double démarche, effectuée dans un intervalle très bref, offre donc la possibilité de comparer la représentation d'une répartition de l'espèce, proposée dans un premier temps par une enquête nationale peu précise, à celle d'une démarche régionale complète. Les résultats des deux enquêtes sont présentés dans le tableau suivant, où la première enquête de la SECEM est identifiée « EN », et celle de la communauté autonome du Pays basque « CAPV » :

Tableau 14 La répartition du CA dans la Communauté autonome du Pays basque espagnole (Ihobe, 2012) :

Provinces Nom de l'enquête	ALAVA		GIPUZKOA		BIZKAIA	
	EN	CAPV	EN	CAPV	EN	CAPV
Nombre de mailles prospectées	8	39	4	23	5	26
Nombre de mailles positives	6	23	0	0	1	4
% de mailles positives	75	58.98	0	0	20	15.38
Nombre de points prospectés	24	91	11	50	15	61
Nombre de points positifs	11	38	0	0	1	6
% de points positifs	45.8	41.76	0	0	6.7	9.84

Les résultats fournis par la CAPV confirment l'absence de l'espèce dans la province de Gipuzkoa, et sa forte présence en Alava. Entre les deux enquêtes, le pourcentage de mailles positives ou de points positifs varient peu, mais celle de la CAPV permet d'affiner ces taux par une meilleure couverture du territoire. Ainsi en Bizkaia, la présence du CA par points est légèrement supérieure à l'enquête de la SECEM (9.84 % au lieu des 6.7 %), contrairement à l'Alava qui voit ce taux se réduire.

Ces faibles écarts des résultats d'ensemble proposés par les deux enquêtes, indiquent toutefois que la densité des mesures utilisées dans l'enquête nationale est suffisante. Avec un effectif de mailles enquêtées 4 à 5 fois supérieur, l'enquête de la CAPV n'apporte pas de résultats très sensiblement différents de la première. Autrement dit, avec l'utilisation du même protocole les estimations faites par l'Enquête nationale à des échelles plus fines (provinces) mais par une couverture moindre, correspondent bien aux résultats d'une enquête régionale avec une meilleure couverture.

Par contre, ce nouveau PAC fournit des informations plus détaillées sur le type de milieu propice au CA. Ainsi 83.3 % des colonies ont été découvertes sur les bords de petits cours d'eau, au débit lent voir très lent, avec une profondeur d'au moins 50 cm, largement couvert par la végétation herbacée. Certains résultats confirment les observations faites en

France, notamment en ce qui concerne la préférence pour un sol meuble (sable ou argile), ou encore la localisation dans des cours d'eau permanents (Ihobe, et al., 2012).

Il montre également une régression importante de l'espèce, puisqu'en s'appuyant sur la comparaison de travaux anciens (Atlas des vertébrés réalisés en 1985), il indique que l'espèce n'est plus présente que sur une seule des quatre mailles identifiées à l'époque dans la région.

L'enquête réalisée par la CAPV démontre, par un affinage de la résolution spatiale du protocole, une régression de l'espèce sur le territoire. La précision de sa répartition entre provinces est affinée, et de nouveaux paramètres liés à son habitat ont été étudiés. Ce PAC d'action publique démontre que si le protocole développé sur le modèle de la science citoyenne fonctionne, seuls les budgets alloués, et le personnel déployé par les structures étatiques permettent de couvrir aussi densément l'ensemble d'un territoire délimité. Si l'enquête nationale permet de fournir des informations globales sur la répartition du CA en Espagne, et de répondre aux critères de la liste rouge de l'UICN, elle ne permet pas localement d'apprécier cette répartition. Seules des enquêtes comme celle de la CAPV, peuvent fournir ces informations, en isolant notamment les zones où les populations semblent abondantes, et orienter des actions de conservation en fonction de ces connaissances obtenues.

Conclusion du chapitre 6

La présentation des différents DAC, français et espagnols, sur le Campagnol amphibie permet de mettre en lumière les objectifs, le déroulement, et les résultats de ces démarches de science citoyenne, dans des contextes géographiques différents. Leurs origines s'expliquent par un besoin d'améliorer la qualité des informations détenues jusqu'alors sur sa répartition. En effet, de nombreuses interrogations subsistaient sur les régressions constatées localement, qu'elles soient en France ou en Espagne, sans qu'un phénomène d'ensemble, concernant de plus larges superficies, n'ait pu être démontré. Deux configurations territoriales ont conduit à la mise en place de deux types de DAC : un français reposant sur l'engagement des structures associatives et leurs bénévoles, avec une importance des coordinateurs locaux dans le maintien de la mobilisation et le transfert de l'information ; et un espagnol, sans support associatif mais intégralement constitué par un réseau de bénévoles et son coordinateur national. Les difficultés rencontrés aux cours des deux PAC ont été similaires, qu'elles concernent le déplacement sur le terrain des prospecteurs, le relevé de certaines variables environnementales, ou avant toute prospection, la réalisation d'un protocole scientifiquement solide, tout en mobilisant pour la collecte de données des bénévoles souvent amateurs, sur de vastes étendues. Les résultats ont permis de mieux cerner la répartition de l'espèce, notamment en redéfinissant les contours de son aire de répartition dans les deux pays.

Au sein de celle-ci de nombreuses inconnues subsistent encore, en grande partie liées aux modalités d'application des protocoles, dont le rendu par mailles kilométriques lisse l'information contenue dans chacune d'entre elles. Ce rendu par maille de 10 km sur 10 km, peut-être également perçu comme une solution proposée par les acteurs, porteurs du projet, de fournir une information synthétique, permettant de limiter la variation des informations à l'intérieur de celles-ci, qui sont plus difficilement contrôlables (qualité des tronçons, variations temporelles etc.). La certitude de la présence du CA peut ainsi être déterminée sur la base de situations totalement différentes par mailles (présence validée sur toutes les mailles de 2km, ou sur une seule maille en France par exemple).

Certains facteurs d'apparitions d'incertitudes repérés en amont des DAC ont pu être gérés, notamment lorsqu'ils concernaient l'acteur prospecteur en tant qu'individu. Des dispositifs ont ainsi été mis en place pour améliorer ses connaissances en le formant par exemple. De nombreuses autres incertitudes, touchant également aux protocoles, n'ont par

contre bénéficié d'aucune attention de la part des acteurs coordinateurs des DAC, faute de les avoir identifiées. Or, ce type de démarche appelle à une reconduite des prospections dans les années à venir (tous les dix ans) pour pouvoir obtenir de réelles informations sur la régression ou progression de l'espèce dans ces deux pays. Les difficultés rencontrées dans la réalisation de l'enquête française pourront certainement freiner la reconduite de ce projet, si les problèmes touchant aux incertitudes d'origine sociale n'ont pas été réglées entre temps. Ces problèmes rencontrés peuvent plus largement toucher l'ensemble des DAC reposant sur la mobilisation des bénévoles et des structures associatives, et qui restent dépendant de leur engagement ainsi que de leur répartition. Ils constituent cependant les seuls dispositifs permettant d'obtenir des informations de répartition sur des espèces menacées, dont les populations sont réparties sur de larges superficies et souvent en faible densité. Sur des espèces menacées mais localisées très ponctuellement, sur des aires de répartition en isolat, d'autres types de DAC peuvent prendre le relais, c'est ce que nous allons étudier dans le chapitre suivant à travers le cas du Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*).

**Chapitre 7 : Les DAC hybrides : les recensements et les suivis des couples de
Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*), en France, Espagne et Suisse**

Introduction du Chapitre 7

Dans l'ensemble des espèces menacées existantes, certaines sont rares, d'autres peu connues, et certaines sont à la fois rares et peu connues (Raphael, et al., 2007). La rareté peut s'évaluer sur des critères très divergents d'une espèce à l'autre, puisque ces dernières peuvent être rares en raison d'une large aire de répartition dans laquelle évoluent quelques populations isolées ou éparées, comme le Campagnol amphibie présenté précédemment, ou bien rares parce que leur aire de répartition est très petite et que leurs populations n'évoluent que dans un seul type d'habitat, dans lequel leurs effectifs seront très élevés (Rabinowitz, 1981). Lorsque ces espèces rares sont situées dans des isolats géographiques, où elles ne font l'objet d'aucun programme de conservation, ou de suivis encadrés par l'Etat et ses services, leur connaissance repose essentiellement sur des acteurs locaux intéressés par celles-ci, scientifiques ou non, et souvent associatifs. Plus ces acteurs seront nombreux, plus leurs profils seront différents (statut, niveau de connaissance, personnalité etc.), tout comme leur objectif de recherche, et plus leurs relations pourront être conflictuelles comme nous l'avons présenté dans le chapitre 3. Des différences de notoriété, de ressources ou des divergences d'idées seront autant de facteurs pouvant conduire à la naissance de conflits ou de concurrence, qui seront des freins à la bonne circulation de l'information entre acteurs et au travail collaboratif. Certains d'entre eux pourront être marginalisés, et des pertes de données pourraient voir le jour. Ces relations entre acteurs peuvent ainsi favoriser l'apparition d'incertitude. Etudier des DAC hybrides, reposant sur la mobilisation de différents acteurs, dans plusieurs situations institutionnelles et géographiques apparaît indispensable afin d'identifier les facteurs qui favorisent la prise en compte de l'incertitude ou au contraire qui bloquent sa reconnaissance.

L'étude du DAC sur le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*) vise à comprendre la naissance de l'incertitude, et les raisons qui peuvent pousser certains acteurs à entrer en concurrence ou en conflit dans ces démarches. Ses populations sont à la fois réparties sur de larges superficies dans le Centre Est de l'Europe, et en Russie, et sur de petites superficies, formant des isolats dans les massifs montagneux du sud de l'Europe (Pyrénées, Abruzzes, Balkan et Caucase) (Figure 81 page 348). Si celle-ci ne paraît pas à première vue rare dans la partie Est de son aire (espèce nominale *Dendrocopos leucotos*), ce n'est pas le cas de sa répartition au Sud, dans laquelle on rencontre la sous-espèce du complexe *Leucotos* : la

Lilfordi. La sélection de deux zones géographiques de cette aire, pour en étudier la formation des DAC, que sont les Pyrénées (France et Espagne), et la Suisse (marge de son aire centrale), nous permettra d'analyser l'effet de ces configurations d'aire sur le fonctionnement des PAC. Les différentes représentations des acteurs relatives à l'espèce et son statut de conservation, en partie conditionnées par ces situations géographiques, pourront notamment influencer la conduite des PAC et leurs objectifs. La gestion de l'incertitude dans ceux-ci deviendra stratégique pour les acteurs, en déterminant sur les marges de son aire si celle-ci progresse ou régresse, et dans les isolats si la situation de ses populations devient critique.

A cela s'ajoute la difficulté de son identification (espèce discrète, peut être confondue, etc.) qui conduit à la naissance de DAC portés par des acteurs experts. Si la gestion de grandes quantités de prospecteurs bénévoles déterminait largement l'intérêt du DAC du CA, ici c'est la question du partage d'une information rare, et de la légitimité de ses collecteurs, qui rend la gestion de l'incertitude difficile. La reconnaissance mutuelle du statut d'expert peut ainsi être à la source de méfiance et donc de situations de conflits entre acteurs, notamment lorsqu'ils appartiennent à des organismes différents, déjà concurrents dans leur périmètre d'intervention par exemple. L'absence de coordination des PAC peut ainsi exacerber ces comportements.

Dans un premier temps nous reviendrons sur les particularités de cette espèce, et les critères qui font d'elle une espèce menacée, puis nous présenterons les DAC en France, Espagne et Suisse ainsi que le profil des acteurs mobilisés. Nous verrons que si certains facteurs d'incertitude sont propres au recensement et au suivi des espèces rares et difficiles à identifier, d'autres relèvent d'avantage des relations entre acteurs des PAC.

1. Le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*), une espèce menacée indicatrice des forêts matures de montagne

Le Pic à dos blanc est une espèce rare en France, où elle présente une aire de répartition réduite à un isolat dans le massif pyrénéen, des populations peu denses et de faible effectif, et une palette d'habitat très limitée (Rabinowitz, 1981). Par une présentation de sa biologie et de son écologie, nous montrerons les particularités de cette espèce, ce qui fait sa vulnérabilité et donc l'intérêt d'une conservation, mais aussi les éléments qui pourront affecter par la suite les conditions de déroulement du ou des PAC, notamment ses exigences en matière de biotope ou son comportement.

1.1. Présentation générale : quelques éléments de biologie et d'écologie

Le Pic à dos blanc¹⁶⁶ (*Dendrocopos leucotos*¹⁶⁷) (Beschtein, 1803), est un oiseau de la famille des Picidés. C'est un pic d'environ 26 cm de longueur, d'une envergure de 38 à 40 cm (Cramp, et al., 1985). Cet oiseau bigarré, à la calotte rouge pour les mâles et noire pour les femelles, ressemble de près au Pic épeiche (*Dendrocopos major*), mais s'en distingue notamment par ses exigences en matière d'habitat. L'espèce est en effet strictement forestière, et les massifs qu'elle fréquente ont pour particularité d'être composée de hêtres principalement, et de disposer de gros volumes de bois mort.



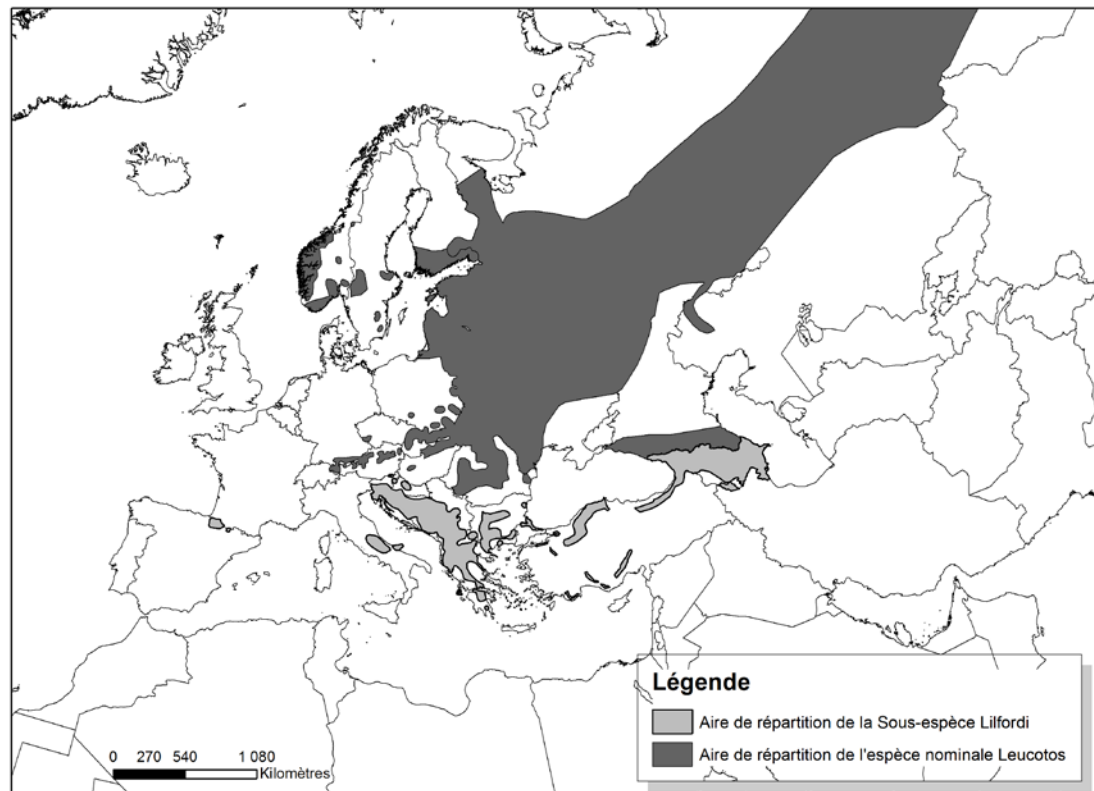
Figure 80 Le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*) (source : Planet of Birds, 2016)

Selon la bibliographie, dix à douze sous-espèces sont distinguées dans le complexe « leucotos » (Grangé, 2016). Celle présente dans les Pyrénées est la *Lilfordi* (*Dendrocopos leucotos lilfordi*), également appelée Pic de Lilford (Figure 81). Elle a été décrite officiellement en 1871 par Sharpe et Dresser sous l'appellation « *Picus lilfordi* »

¹⁶⁶ Différentes appellations de l'espèce existent, dont l'anglais « White-backed woodpecker », l'allemand « Weissruckenspecht » et l'espagnol « Pico dorsiblanco ». Pour les autres appellations voir le site internet Eunoimen : <http://www.eu-nomen.eu/portal/index.php>

¹⁶⁷ Anciennement « *Picus leucotos* » (Cramp, et al., 1985; Grangé, 2015; Grangé, 2013)

(Cramp, et al., 1985; Grangé, 2001; Grangé, 2013). Son aire de répartition est beaucoup moins vaste que l'espèce nominale (voir carte ci-dessous), puisqu'elle se cantonne aux Pyrénées, aux Abruzzes, aux Balkans et au Caucase, donc à des zones principalement montagneuses du Sud de l'Europe. En nous intéressant à son aire de présence en France, Espagne et Suisse nous rencontrons donc l'espèce nominale (Suisse) et la sous-espèce Lilfordi (France et Espagne).



Source des données : Birdlife International and Nature Serve (2013), *Dendrocopos leucotos*. Bird species distribution maps of the world. Version 3.0. Téléchargé le 10/06/2013

Figure 81 Aire de répartition de l'espèce nominale et de la sous-espèce Lilfordi (source : UICN et Birdlife, 2013, réalisation : C. Dunesme, 2013)

Son aire de répartition dans les Pyrénées françaises s'étale sur trois départements : les Pyrénées-Atlantiques, les Hautes-Pyrénées et la Haute-Garonne. Sa limite occidentale est dans la vallée des Aldudes en forêt d'Hayra, avec quelques présences sporadiques jusqu'à Anostéguy. Le noyau occidental concentrerait les plus fortes densités. Sa limite orientale se situerait dans le Luchonnais. Sa répartition y serait d'ailleurs très discontinue (Grangé, 2001; Grangé, 2015).

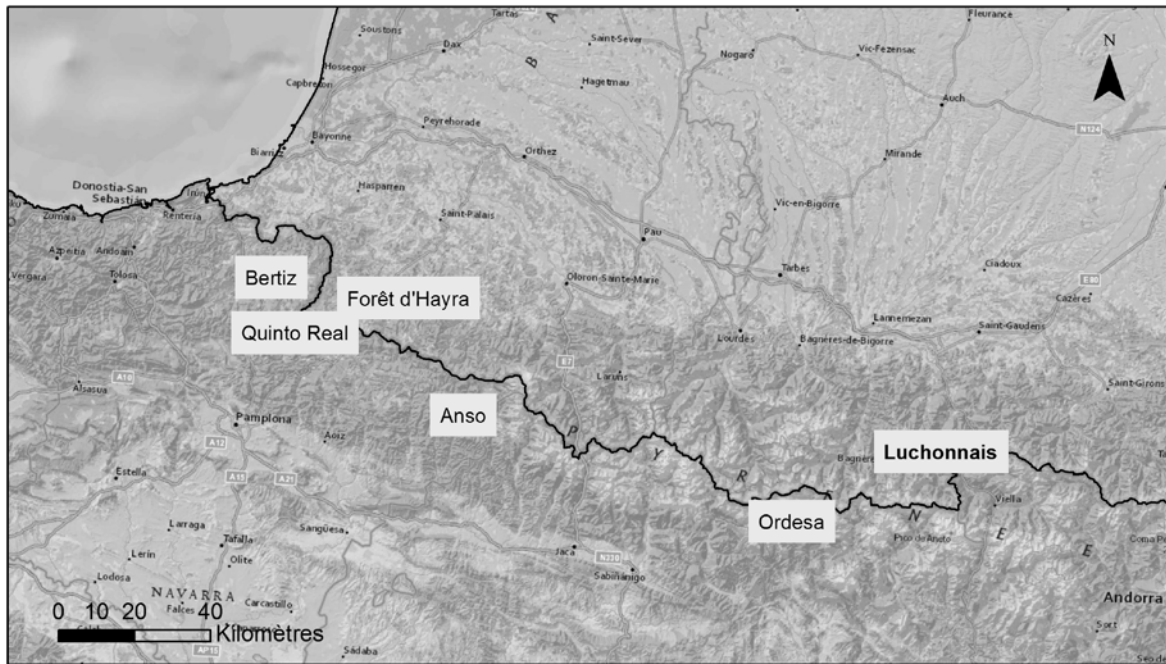


Figure 82 Les Pyrénées occidentales

Dans les Pyrénées espagnoles l'aire de répartition s'étend de Bertiz, à l'extrême Ouest, à la Vallée de Anso à l'extrême Est, avec une aire relativement continue entre Quinto Real et Anso (Burguete-Roncesvalles, Irati, Roncal). Quelques observations anciennes supposent une aire de répartition passée beaucoup plus large, notamment jusqu'à Ordesa avant les années 1970 (Fernandez, et al., 1994; Grangé, 2013).

Pour la Suisse l'aire de répartition est de petite taille, elle se limite aux cantons des Grisons et de St Gall, dans les secteurs du Rheintal, de la vallée du Rhin saint-galloise et du Prättigau (Buhler, 2008). La carte de répartition ci-dessous, réalisée par nos soins, reprend ces limites selon les districts suisses, sur les dires de Bühler (2008).

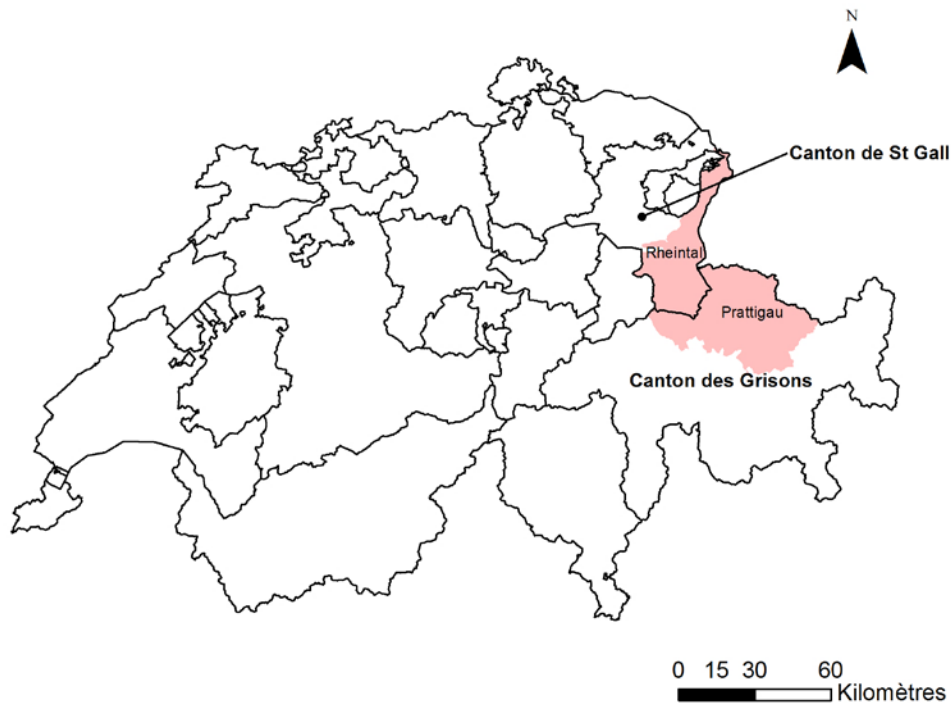


Figure 83 Aire de répartition du PDB en Suisse selon les limites des districts d'après Buhler (2008) (C. Dunesme, 2015)

La sous-espèce Lilfordi présente peu de variations physiques par rapport à l'espèce nominale, si ce n'est un croupion plus barré de noir et des ailes aux bandes noires plus épaisses (Cramp, et al., 1985). De cette variation se dégage l'impression d'un individu plus sombre et moins « blanc » que l'espèce nominale (photos présentées ci-dessous).



Figure 84 Le Pic à dos blanc, phénotype Leucotos (source : U. Buhler, Suisse, 2015)



Figure 85 Le Pic à dos blanc, phénotype Lilfordi (C. Dunesme, Espagne, 2014)

Son alimentation se compose principalement de coléoptères et de leurs larves présentes dans l'écorce des arbres. Il les prélève sur le bois mort ou pourri, et peut compléter son régime alimentaire par quelques graines ou baies en dehors de la période de reproduction (Cramp, et al., 1985). Selon les proies concernées, les techniques varient de l'arrachage d'écorce, aux coups de becs. Elles sont notamment décrites dans l'article d'Ahlen et al (1978).

L'espèce a deux particularités : les adultes (couples) présentent une fidélité relativement élevée au territoire de reproduction, notamment dans le sud de son aire de répartition (Carlson, 1998) et ils changent de cavités chaque année mais en demeurant dans un territoire inchangé (estimé à plus de 100 ha), la distance entre deux cavités successives allant de 0 m (même arbre que l'année précédente) à 300-350 m, d'après une étude menée dans les Pyrénées (Grangé, 2009; Grangé, 2016). Lors de la nidification, le territoire est plus réduit, et la recherche de nourriture semble s'effectuer dans un périmètre d'environ 10 ha (Senosiain, 1978).

La période de reproduction de l'espèce débute courant avril et se termine début mai avec des variations de quelques jours selon le secteur de l'aire de répartition (Cramp, et al., 1985). Dans les Pyrénées, la phénologie de reproduction de la sous-espèce *Lilfordi* se caractérise par un dépôt des pontes vers le 21 avril en moyenne (des variations d'une quarantaine de jours peuvent avoir lieu entre début avril et mi-mai) et par l'envol des jeunes le 29 mai (variations possibles entre début mai et mi-juin) (Grangé, et al., 2002; Grangé, 2016). Entre ces deux dates, trois rythmes de nourrissage, liés aux phases de développement des jeunes, sont connus. Durant les huit premiers jours, le couple est au nid et s'occupe des jeunes, durant la période 8-12 jours les deux adultes nourrissent les jeunes en pénétrant à l'intérieur du nid, durant les derniers jours enfin, les adultes restent à l'entrée du nid, et les jeunes sortent progressivement pour se nourrir jusqu'à l'envol définitif (Grangé, et al., 2002; Grangé, 2016). Les deux dernières phases de développement des jeunes se caractérisent donc par un rythme de nourrissage par les parents plus élevé. Il rend donc plus facile pour un observateur le contact de l'espèce au nid, les adultes y venant plus fréquemment (environ 6 passages par heure), et les jeunes étant visibles près de la cavité.

1.2. Le Pic à dos blanc, une espèce menacée

L'évaluation du statut de conservation de l'espèce change largement en fonction de l'échelle de lecture (du national au continental). Nous présenterons dans un premier temps le statut de conservation selon l'UICN et le Birdlife, ainsi que les critères ayant permis son classement. Dans un deuxième temps nous présenterons le statut « légal » de l'espèce, c'est-à-dire son inscription aux différents textes et conventions protégeant aujourd'hui la biodiversité, et que nous avons présentés dans le chapitre 2. Cette présentation du statut officiel « d'espèce menacée » nous permettra par la suite de discuter des connaissances nécessaires pour de telles évaluations.

1.2.1. Statut de conservation et critères d'évaluation selon l'UICN

Si cette espèce n'est pas la plus menacée à l'échelle mondiale, comme semble l'indiquer son statut de conservation sur la liste rouge de l'UICN (« LC »), à l'échelle des pays, son statut est plus disparate.

Au niveau mondial, le PDB n'est pas évalué dans la catégorie des « menacés » en raison de son aire de répartition très large en Europe, avec une aire d'occurrence supérieure à 20 000 km², et une population globale supérieure à 10 000 individus matures (BirdLife International, 2014). En Europe, son statut est évalué à « Secure », c'est-à-dire non préoccupant, selon le BirdLife international (2004), en raison d'une relative stabilité des populations de l'espèce à l'échelle européenne.

Contrairement à ses statuts aux « hautes » échelles, la liste rouge française la classe comme « Vulnérable ». Cette évaluation se base notamment sur le critère D1 qui prend en compte la taille de la population en nombre d'individus sur le territoire métropolitaine (UICN, et al., 2011). Celle-ci est estimée à moins de 1000 individus matures (seuil supérieur de la classe « Vulnérable »), mais serait cependant supérieure à 250 (seuil supérieur de la classe « en danger »), selon la Grille de synthèse des critères de l'UICN (UICN, 2012) (Annexe1).

En Suisse, l'espèce est également jugée « Vulnérable », en raison d'une population de très petite taille, comme en France inférieure à 1000 individus mais supérieure à 250 (critère D) (Keller, et al., 2010).

En Espagne son statut est également « Vulnérable », en raison d'un effectif relativement faible. Si celui-ci, fixé à 200 individus estimés, aurait pu suffire à la classer « en danger » (seuil supérieur de la classe de 250 individus), les échanges possibles entre les populations des deux versants pyrénéens rendent la situation de disparition moins critique « *Debido a su pequeña población, la especie se califica como Vulnerable (una vez disminuido un nivel la categoría de amenaza, por el efecto rescate que puede ejercer la población de la vertiente norte del Pirineo con la que está en conexión), inclusive sin conocerse con suficiente detalle su tamaño poblacional y tendencia* » (Campion, et al., 2004).

Les statuts de conservation de l'espèce dans les trois pays sélectionnés, reposent donc sur des critères relatifs principalement à l'effectif de population du PDB.

1.2.2. Les statuts légaux et les dispositifs nationaux de conservation

Si on examine les textes législatifs et réglementaires relatifs à l'espèce, elle est incluse dans l'annexe I de la Directive Oiseau, et a donc fait l'objet d'une protection lors de la mise en place de ZPS en France, et de ZEPA en Espagne. Elle apparaît également dans l'Annexe II de la Convention de Berne, qui prévoit des mesures de protection directe et indirecte, en contrôlant la modification de son habitat.

En France, l'espèce est protégée par l'article 1 et 5 de l'arrêté du 17/04/81 (Anonyme, 2008) et par l'arrêté du 29 octobre 2009 fixant la liste des oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection¹⁶⁸. En Espagne, elle est protégée par la loi 42/2007 sur le Patrimoine naturel et la biodiversité¹⁶⁹, et en Suisse par la Loi fédérale sur la chasse et la protection des mammifères et oiseaux sauvages du 20 juin 1986¹⁷⁰. D'un point de vue légal, cette espèce est donc protégée de la destruction directe (chasse, prélèvement des œufs etc.) et indirecte (modification et destruction de l'habitat) dans nos trois terrains.

¹⁶⁸ Arrêté de 2009 : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000021384277&dateTexte=&categorieLien=id> consulté le 30/08/16

¹⁶⁹ Loi sur le patrimoine naturel, en ligne : <http://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2007-21490>

¹⁷⁰ Loi fédérale suisse sur la chasse et protection des mammifères, en ligne : <https://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/19860156/index.html> consulté le 30/08/16

A cette protection légale, s'ajoutent les effets des dispositifs de conservation évoqués au chapitre 2, notamment les outils SCAP ou encore TVB. Ils permettent, entre autre, d'évaluer la manière dont le statut légal de conservation est transcrit pour l'action à travers ces dispositifs. Le PDB s'y trouve inscrit à un niveau SCAP 2+ , ce qui signifie que ses populations sont jugées relativement bien protégées par le réseau national d'aires protégées¹⁷¹, mais que des efforts supplémentaires peuvent être réalisés pour améliorer sa conservation (Coste, et al., 2010).. L'espèce n'a pas été jugée déterminante ZNIEFF pour la région Aquitaine, sauf pour le département des Pyrénées-Atlantiques, mais elle est inscrite, pour la région Midi-Pyrénées, sur la liste préliminaires d'espèces et cortèges de faune déterminants (Flipo, et al., 2004). Elle est également espèce TVB pour la région Aquitaine et Midi-Pyrénées. L'espèce ne bénéficiant pas de PNA, l'Aquitaine porte donc une responsabilité particulière pour sa conservation, illustrée par la présence du PDB pour la TVB et les ZNIEFF dans le département des Pyrénées-Atlantiques.

Les outils de politique publique, que sont les SCAP ou encore la TVB, mettent en avant la responsabilité de la région Aquitaine et Midi-Pyrénées dans la conservation du PDB. Dans ce contexte-là, la création ou le maintien d'une trame forestière permettant la circulation des individus de l'espèce est une action notamment encouragée.

1.3. Les particularités du Pic à dos blanc

1.3.1. Une espèce exigeante quant à la qualité de son biotope

Le PDB est une espèce spécifique du milieu forestier. Si ses exigences en matière d'habitat sont plus faibles dans les hautes latitudes de son aire de répartition (Cramp, et al., 1985; Grangé, 2016), dans les Pyrénées et en Suisse, elle se cantonne aux forêts de montagne. L'espèce vit généralement au-dessus de 800 m d'altitude (ampleur de 450 à 1850 m¹⁷²), dans des hêtraies pures à mixtes (présence de conifères, avec dominance du sapin *Abies alba*) (Purroy, 1972; Cramp, et al., 1985; Fernandez, et al., 1994). Son habitat est principalement

¹⁷¹ En France une partie de son aire de répartition est en effet comprise dans le périmètre du Parc national des Pyrénées

¹⁷² Selon Senosian (1978) entre 780 m et 1700 m du côté espagnol.

composé de hêtres, et d'arbres morts ou dépérissants (Grangé, 2001; Melleti, et al., 2003; Carcamo Bravo, 2006). En Suisse, selon Buhler (2009) « *the ideal habitat for the white backed woodpecker in the northern Grisons have a living standing stock of over 400m³ per hectare but also dead wood amounting to 100m³ of standing crop per hectare* », expliquant ainsi qu'il faut au moins 100 m³ de bois morts par hectare pour permettre le maintien d'un couple de PDB. Aucune étude en France et en Espagne ne propose de chiffres sur l'exigence en bois morts de l'espèce, mais les faibles variations de biotopes, entre la sous-espèce *lilfordi* et l'espèce nominale présente en Suisse, laissent à penser que leurs exigences sont similaires. Cette particularité du biotope, fait que l'espèce est généralement répartie dans les secteurs forestiers peu exploités. En Italie, les études de Pinchera (1997) et de Melleti et Vinconzi (2003) montrent que la forte exploitation des forêts en dessous des 1300 m, et l'absence de hêtres au-dessus des 1600 m, ont entraîné une contraction de l'aire de répartition altitudinale de l'espèce entre ces deux valeurs.

Les essences privilégiées pour le creusement des cavités de l'espèce sont majoritairement des feuillus. Dans les Pyrénées, l'essence majoritaire est le Hêtre (*Fagus sylvatica*) tout comme en Allemagne, Italie et Suisse (Grangé, 2009). Les cavités sont principalement creusées dans des arbres sains (77 % en bon état sanitaire dans les Pyrénées) (ibid), mais elles peuvent l'être également dans les arbres dépérissants ou morts. En Italie, Melleti et al (2003) établissent cette part à 32.5 % contre 40 % d'arbres sains (Melleti, et al., 2003).

Ces particularités liées à son habitat rendent l'espèce particulièrement sensible aux modifications du milieu qu'engendrent les pratiques d'exploitation forestière, à la fois en raison de ses habitudes de nourrissage sur le bois mort (Conner, 1979; Aulen, 1988; Garmendia, et al., 2006) mais aussi de la qualité des arbres sains susceptibles d'accueillir ses cavités¹⁷³ (Fernandez et al 1994, Garmendia et al 2006). En ce qui concerne son alimentation, l'étude de Carlson (1998) montre en effet qu'une quantité importante de bois mort assure une bonne nutrition de l'individu, favorisant un développement plus rapide de son plumage. Des études conduites en Suède et en Finlande ont également montré que les modifications des pratiques d'exploitation forestière ont entraîné la chute des effectifs des populations de PDB, notamment en s'attaquant aux zones de forêts matures et de fort volume de bois mort (Virkkala, et al., 1993; Carlson, 1998; Carlson, 2000; De Jong, et al., 2002). Carlson (2000)

¹⁷³ L'étude de Garmendia et al (2006) relève ainsi une préférence de l'espèce pour des arbres d'au moins 26 m de haut, 149 ans, et 34 cm de diamètre

montre ainsi que l'espèce ne pourrait survivre dans une zone forestière accueillant moins de 13 % de forêt mature. Ce taux n'étant en Finlande que de 8 %, il en déduit que les populations n'y survivent que grâce aux apports en individus provenant des pays voisins. Cette situation souligne la nécessité d'une conservation des métapopulations au sein de l'aire de répartition de l'espèce, afin de garantir ces échanges d'individus, notamment lorsque les populations locales sont affaiblies par la diminution de la qualité de leur habitat. Mais les noyaux de la sous-espèce *Lilfordi*, et notamment le noyau pyrénéen, se trouvant isolés des autres foyers de population, toute baisse de la qualité des habitats forestiers est susceptible d'engendrer des conséquences dramatiques sur le maintien des populations, l'alimentation en individus venant de l'extérieur y étant impossible.

Ces caractéristiques de l'espèce expliquent l'importance d'une gestion adaptée des pratiques d'exploitation dans les forêts qu'elle occupe (Mikusinski, et al., 1998)¹⁷⁴. De nombreux auteurs préconisent ainsi de laisser des troncs morts sur place (Grangé, 2001; Garmendia, et al., 2006) avec une densité de l'ordre de 5 à 10 arbres/ha (Carcamo Bravo, 2006), d'épargner les arbres à cavités (Grangé, 2001; Garmendia, et al., 2006), de ne pas faire de coupe rase (Grangé, 2001) et de ralentir les rotations (Carcamo Bravo, 2006; Moning, et al., 2009) ou de mettre en place des réserves forestières de libre évolution (ibid). Toutes ces mesures doivent être conçues en prenant en considération de vastes ensembles forestiers afin d'y intégrer la mosaïque des stations. Il apparaît ainsi d'autant plus nécessaire de conserver des zones intactes de forêts matures lorsque sur leur pourtour ne subsistent que des stations très exploitées et pauvres en bois mort (Garmendia, et al., 2006). Cette importance du volume de bois mort doit également se doubler d'une attention aux cortèges faunistiques qui lui sont normalement associés. En effet, selon l'acteur D, la récente modification de la politique forestière suisse encourageant l'accroissement des volumes de bois mort ne s'est pas encore traduite par un retour des insectes saproxyliques dont se nourrissent le PDB (com. pers. Acteur D). Ceci s'explique en grande partie par le manque de connexion entre les îlots de bois morts, où se développent ces espèces d'insectes, qui circulent difficilement entre ces points.

¹⁷⁴ Mikusinski et Angelstam (1998) montrent ainsi que la diversité des Picedés est d'autant plus forte que les forêts sont peu, voire pas exploitées. Ils expliquent ainsi que cette diversité est faible dans les pays ayant une tradition d'exploitation intensive des sols et des milieux.

1.3.2. Une espèce aux nombreuses fonctions écologiques

Comme nous l'a montré le chapitre 2, une espèce indicatrice ou caractéristique ou « bio-indicatrice » est souvent inféodée à un type d'habitat particulier (Legendre, 2007). Ce lien lui permet d'évaluer sa qualité et son évolution (Powell, et al., 1986), en devenant « *l'indice précoce de modification abiotiques ou biotiques de l'environnement dues à tel ou tel type d'action humaine* » (Ramade, 1993). Elle revêt donc un intérêt majeur en termes de conservation. Or la disparition constatée de l'espèce, dans certains secteurs de forêt très exploités en Suède et en Finlande, illustre sa sensibilité à la surexploitation de son milieu. De plus, son appartenance à la famille des Pics fait d'elle une espèce « clé de voûte » pour Carignan et Villard (2002), car ses cavités peuvent être utilisées par d'autres espèces (on peut citer la Sittelle torchepot, *Sitta europaea* pour le PDB dans les Pyrénées). Elle est également un indicateur, car la palette des ressources alimentaires qu'elle utilise est réduite (Lambeck, 1997; Noss, 1999; Carignan, et al., 2002) et ses exigences en matière d'habitat apparaissent élevées. Selon Mikusinski (2001) « *the presence of the most specialized woodpecker species (White backed and Three-toed woodpeckers) was the best predictor of forest bird diversity and especially of the species richness of forest specialists. Plots with both woodpeckers present simultaneously were presumably those representing the least-degraded forest habitats* ». La présence du PDB est donc à la fois un bon indicateur de la présence d'autres espèces spécialistes, mais également d'un état de forêt relativement préservée (Fernandez, et al., 1996; Mikusinski, et al., 2001).

Au-delà de la caractérisation de l'espèce et de ses enjeux de gestion dévoilés par l'approche bibliographique, il est intéressant de s'attarder sur les discours qu'elle suscite chez les acteurs que nous avons rencontrés. Si pour Carignan et al (2002), l'utilisation de ses cavités par d'autres espèces fait d'elle une espèce clé de voûte, pour le spécialiste de l'espèce dans les Pyrénées, l'acteur A, elle revêt plutôt l'apparence d'une espèce parapluie, dont la conservation serait profitable à l'ensemble d'un cortège d'espèces forestières (com. pers. Acteur A). Pour le spécialiste de l'espèce en Suisse, l'acteur D, et un ornithologue de la LPO en France, l'acteur L, il s'agit d'une espèce bio-indicatrice de la santé des milieux forestiers de montagne (com. pers. Acteur D et acteur L). L'acteur L ajoute à cela le qualificatif d'« emblématique », qu'il définit comme une combinaison de plusieurs critères, associant ses fonctions écologiques, son utilité pour évaluer la qualité de la gestion des milieux, et un critère « administratif » (son statut réglementaire lui accordant une certaine valeur). Il précise

ainsi « si on demande la guilde des espèces du milieu forestier de montagne à des naturalistes, tu peux être sûr qu'ils te citeront le PDB » (com. pers. Acteur L). Cette caractéristique apparaît confirmée par un autre ornithologue français, du GOPA, l'acteur M, et par les naturalistes interrogés par le biais de Faune-Aquitaine (voir chapitre 5 sur la méthodologie d'enquête). Lorsque nous leur avons demandé de définir l'espèce par des termes écologiques ou des ressentis, deux naturalistes nous ont souligné son aspect « emblématique », un autre la citant comme « mythique », trois insistant sur son lien aux forêts de montagne et de hêtre. Ces cinq naturalistes ont souligné les enjeux de sa conservation « à très fort enjeu », « c'est une richesse écologique à suivre ».

Le Pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos*), et particulièrement la sous-espèce *Lilfordi*, est donc une espèce menacée dans de nombreux secteurs de son aire de répartition. Ses fonctions écologiques, à la fois de biodiagnostic, de parapluie ou encore clé de voûte, font d'elle une espèce intéressante à surveiller pour évaluer l'évolution de l'écosystème forestier en lien avec les pratiques d'exploitation. Qu'ils soient spécialistes de l'espèce, ou simple amateur dans sa connaissance, toutes les personnes interrogées soulignent les valeurs positives qui lui sont associées.

2. Un ou des PAC sur l'espèce ? Analyse de la typologie des acteurs et de leur organisation

Les modèles hybrides de DAC ont la particularité d'être conduits par plusieurs types d'acteurs, qu'ils soient d'origine publique, privée, ou associative (chap 3), et lorsque les espèces étudiées par ces acteurs ne font pas l'objet d'action publique financée, se sont souvent les spécialistes de celles-ci, passionnés, qui se chargent de mener un PAC. Mais comme nous l'avons souligné dans le chapitre 3, les relations entre acteurs de ce type de DAC ne sont pas contraintes par un cadre institutionnel ni organisationnel leur imposant de collaborer étroitement. Les jeux de concurrence, ou au contraire de coopération, peuvent donc s'exprimer librement. Lorsque ce sont les logiques de concurrence qui l'emportent, une multiplication des PAC intervient, leur nombre devenant lié à celui des spécialistes de l'espèce, et à la nature des relations qu'ils entretiennent.

Comme nous l'avons indiqué dans la partie méthodologie, ces acteurs ont été identifiés par l'approche bibliographique. Elle nous a permis d'isoler les spécialistes de l'espèce les plus reconnus par la communauté scientifique. Puis l'utilisation de la méthode de « snowballing » nous a permis d'identifier les autres acteurs de notoriété moindre mais travaillant néanmoins sur celle-ci. Les deux paragraphes suivants s'attachent à présenter les DAC et PAC en cours, le profil de leurs acteurs, et la nature des relations qu'ils entretiennent. Cet examen nous permettra de disséquer les modalités de construction de la connaissance sur cette espèce dans nos trois terrains.

2.1. Présentation des acteurs et des DAC

Nous commencerons les paragraphes suivant par une présentation des DAC et leurs objectifs dans les trois terrains. S'ils fournissent les connaissances sur le PDB, les objectifs poursuivis par chacun peuvent ne pas être identiques, et donc largement influencer les méthodes utilisées ou les partenariats entre acteurs. Ces derniers seront d'abord présentés sous la forme d'un bref descriptif de leur profil et de leur niveau de compétences et savoir (expert ou amateur éclairé) avant de porter l'attention sur leur rôle dans les DAC et PAC.

2.1.1. Le cas Français

Dans l'aire de répartition française de l'espèce, nous avons identifié quatre acteurs principaux susceptibles de participer à un DAC. Deux acteurs sont publics, l'ONF, établissement public à vocation industrielle et commerciale, et le Parc national des Pyrénées (PNP), établissement à caractère administratif ; et deux acteurs sont associatifs, le GOPA et la LPO. La frise chronologique ci-dessous permet de situer la contribution de chacun de ces acteurs dans le temps, par les études (articles scientifiques ou programmes) qui ont concerné l'espèce.

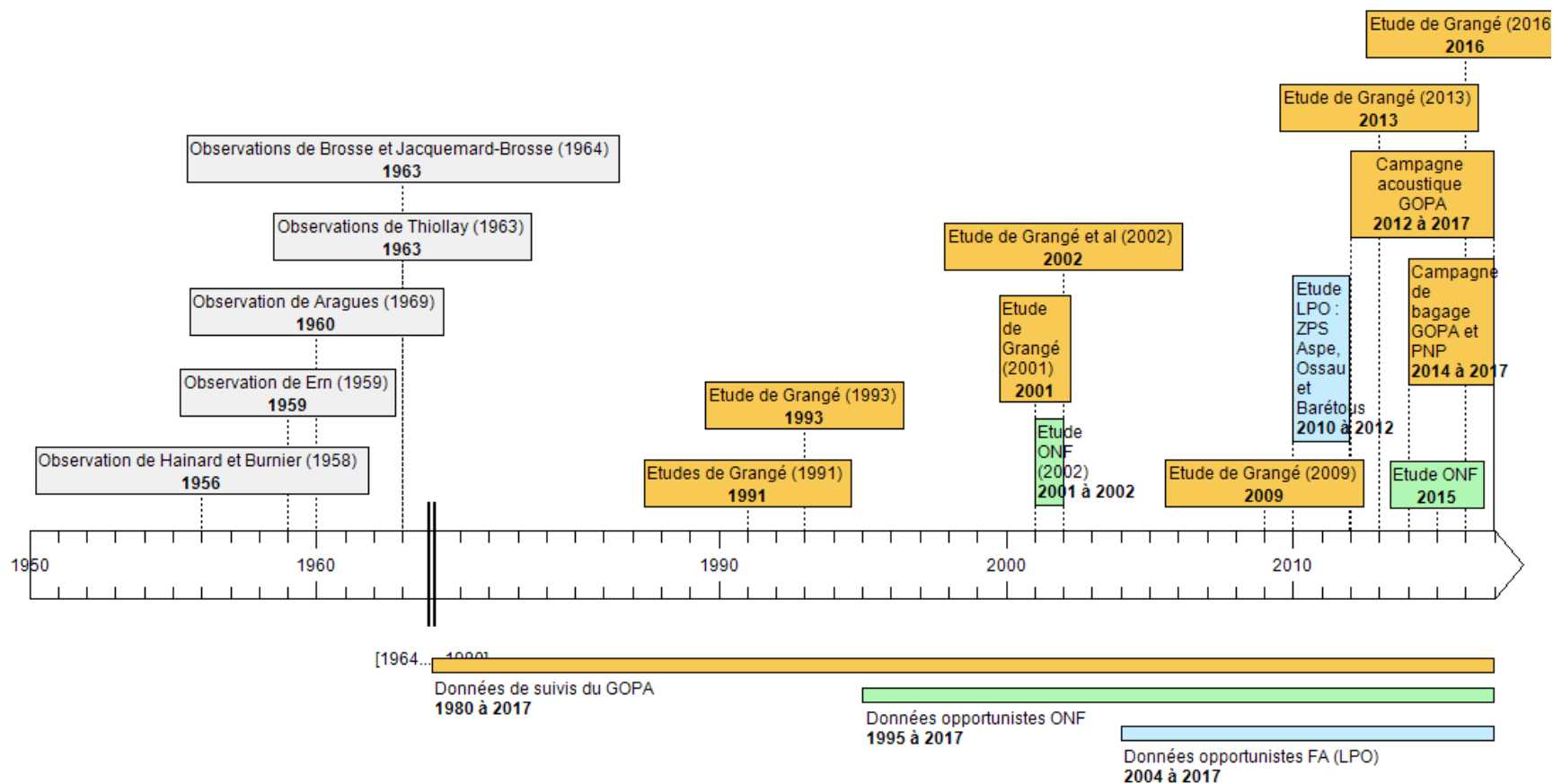


Figure 86 Inscription des acteurs dans la connaissance progressive de l'espèce et de sa répartition dans les Pyrénées françaises (réalisation : C. Dunesme, 2016)

Notre présentation du DAC français et de ses acteurs s'organisera de la façon suivante : nous présenterons, selon l'ordre chronologique d'apparition, les démarches scientifiques menées par chacun des acteurs pour la connaissance du PDB et leurs objectifs (identification d'un PAC singulier potentiel), puis le statut du ou des acteurs du DAC et enfin leur rôle dans celui-ci.

✓ *Le GOPA et l'acteur A*

Le premier acteur historique à avoir étudié, mais surtout suivi l'espèce dans les Pyrénées, est l'acteur A, retraité et ornithologue bénévole de l'association GOPA. Il a commencé à s'intéresser à l'espèce dans les années 1980 (com. pers. Acteur A), avant de publier des premiers articles concernant ses observations en 1991. Auparavant, certains ornithologues avaient pu partager leurs observations de l'espèce dans les Pyrénées, comme Ern (1959) ou bien Brosse et Jacquemard-Brosse (1964) (Duchateau, 2011), mais aucune étude spécifique n'avait été entreprise dans cette région avant ses travaux. Ses études menées dans les années 1990, et les suivis qu'il a effectués depuis, sont des sources importantes d'informations sur le Pic. Il est souvent accompagné sur le terrain par un autre ornithologue, l'acteur M, également membre du GOPA, mais salarié de l'ONCFS. Depuis 2014, dans le cadre d'un partenariat avec le Parc National des Pyrénées et avec l'accord du Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO), le GOPA réalise une campagne de bagage avec deux objectifs principaux. Le premier consiste en une caractérisation génétique et biométrique, pour déterminer si le taxon *Lilfordi* est différent du *Leucotos*. Le deuxième vise une amélioration des connaissances des répartitions, en s'intéressant aux dynamiques territoriales des individus. Une campagne acoustique a également été lancée en 2012 pour déterminer les différenciations de cris et de tambourinages entre les deux taxons. Ces suivis scientifiques, et les programmes engagés avec le Parc, ont en réalité le même objectif de connaissance. L'acteur A s'intéresse avant tout au suivi de reproduction et à la génétique du taxon. Si les modalités utilisées, et donc les méthodologies mises en œuvre, diffèrent (suivi individuel / campagne de bagage collective), la cohérence donnée à ces actions par le GOPA, toutes tendues vers un objectif commun, nous permet de rassembler ces mesures dans un seul PAC. Celui organisé par le GOPA comprend donc également comme acteur secondaire le Parc National des Pyrénées.

En ce qui concerne son statut, l'acteur A est un expert, en raison de son profil de spécialiste du PDB, de son savoir reconnu (son expertise a été sollicitée pour la réalisation de l'atlas national des oiseaux reproducteurs), et de son expérience acquise au fil d'un suivi ininterrompu de l'espèce depuis les années 1980, qui se traduisent notamment par une diffusion de son savoir dans de nombreux articles scientifiques. Pour reprendre les éléments de description des acteurs de la connaissance, proposés par Dupré et Micoud (2007), il est porteur d'un savoir personnifié, qui s'explique par son attachement à un lieu, ici les Pyrénées-Atlantiques, et à un milieu qu'il affectionne particulièrement, celui des forêts de montagne. Il réalise l'essentiel de ses suivis dans ce département, et n'explore que rarement les autres départements pyrénéens où l'espèce est pourtant présente. Il constitue par ailleurs une personne bien identifiée dans le réseau naturaliste de la région. Tous les acteurs rencontrés nous ont en effet parlé de lui, ou ont mentionné certains de ses travaux. Les sollicitations dont il fait l'objet, de la part de certaines ONG internationale (Birdlife international) ou d'acteurs politiques (DREAL Aquitaine), démontrent la reconnaissance de son travail et sa notoriété. Il a ainsi été contacté par le coordinateur de l'atlas des oiseaux de France pour réaliser une fiche technique (Grangé, 2015), et par le Birdlife International pour réviser leurs informations sur l'espèce (Birdlife international, 2015). Il est donc un acteur clé dans sa connaissance en France.

En ce qui concerne son rôle dans le PAC, l'acteur A occupe toutes les fonctions possibles, puisqu'il est le porteur de ses études, il est prospecteur de terrain, il peut coordonner certains bénévoles du GOPA, et gère l'ensemble de ses données récoltées.

✓ *L'ONF et l'acteur B*

Le deuxième acteur à apparaître dans la frise chronologique est l'ONF, avec une première étude sur la période 2001-2002, menée sur le département des Pyrénées-Atlantiques, et une deuxième étude menée en 2015 en forêt d'Iraty (Auria, 2015). Le principal investigateur de ces études est un agent de l'ONF, l'acteur B, qui s'est intéressé à l'espèce dès les années 1980. Celui-ci est agent patrimonial de l'Unité territoriale du secteur de Laruns (Pyrénées-Atlantiques) et fait partie du Réseau avifaune de l'ONF, inclus dans le REDEN (réseau départementale des espaces naturels)¹⁷⁵. Ce réseau permet de mettre en relation les

¹⁷⁵ Le REDEN est un réseau départemental de naturalistes, qui sont agents de l'ONF, répartis en six réseaux travaillant sur l'avifaune, les insectes, les habitats et la flore, l'herpétologie, les mammifères et mycologie.

agents ONF naturalistes, qui envoient ensuite leurs données sur la BDN¹⁷⁶ (base de données naturaliste). Ces informations sont ensuite envoyées sur l'INPN¹⁷⁷, regroupant ces informations. Les plus anciennes observations de PDB par les agents y datent ainsi de 1995, et s'étalent au moins jusqu'à 2015 sur l'ensemble du département.

Si les premières données remontent donc à 1995, il faut attendre 2002 pour qu'un rapport de l'ONF soit réalisé sur l'espèce. Mené par l'acteur B, il avait pour objectif de réactualiser l'aire de répartition du PDB et du Pic mar (*Dendrocopos medius*) dans les forêts de hêtres et de chênes du département, pour pouvoir fournir des informations complémentaires qui pourraient influencer sur les mesures de gestion préconisées dans les zones exploitées. L'acteur B a utilisé les informations du GOPA (acteur A) et de la LPO pour déterminer les zones à prospecter, liées à de précédentes études. Des agents ONF (environ une quarantaine) ont ensuite été mobilisés dans leurs différents secteurs pour prospecter les parcelles identifiées. Ces prospections ont aussi mobilisé des membres du GOPA et de la LPO. Environ 38 000 ha ont ainsi été prospectés en 42 journées de terrain. Son deuxième rapport d'étude publié en 2015 avait pour objectif d'actualiser l'aire de répartition de l'espèce en forêt de Soule (Iraty), et d'évaluer ensuite la gestion des milieux appropriée, cette zone ayant déjà été prospectée en 2001 par l'ONF et le GOPA, puis en 2010 par la LPO dans le cadre d'un diagnostic écologique d'un pré docob Natura 2000. Une surface de 1100 ha (70 % de la superficie totale) a donc été prospectée en 2015, sur 8 journées de terrain. Seul un agent du secteur accompagné d'une stagiaire et l'acteur B ont effectué les prospections.

Les deux rapports cités ont donc un objectif commun, celui de réactualiser les connaissances sur l'aire de répartition de l'espèce, pour justifier ensuite, d'un point de vue territorial (au niveau des massifs et des parcelles), les préconisations de gestion des milieux forestiers proposée par l'acteur B. Ainsi son rapport de 2015 se termine en proposant plusieurs mesures de gestion forestière, en partie légitimées par le constat de la présence ou de l'absence a posteriori des couples de PDB sur les parcelles prospectées.

¹⁷⁶ « La Base de données naturalistes est un outil de compilation, de gestion et de mutualisation des données naturalistes. C'est une application web accessible au sein de l'ONF et dédiée uniquement à un usage interne. Elle permet à chaque agent de l'ONF de décrire ses observations sur la faune, la flore et les habitats. ». Site internet de l'ONF : http://www.onf.fr/onf/sommaire/developpement_durable/actions/20080707-152944-955/@@index.html?search:int=1&search_source=L3d3dw==&search_group:int=563874061&search_metatype=search-type-article consulté le 03/02/2016

¹⁷⁷ Site de l'INPN du MNHN, données de répartition en ligne : https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/3625/tab/rep/METROP consulté le 29/01/2016

D'un point de vue de son statut au sein de l'organisme qui l'emploie, l'acteur B peut être considéré comme un expert. En effet, le réseau avifaune est reconnu par l'Office comme regroupant des experts naturalistes¹⁷⁸. Cet acteur possède également une forte expérience, qu'il applique au suivi du PDB mais également à d'autres espèces. Il fait ainsi partie du réseau ours brun (ROB¹⁷⁹) ou encore de celui des petites chouettes de montagne¹⁸⁰. Il participe donc chaque année aux suivis de ces espèces sur son secteur. Son savoir et son expérience lui permettent notamment de former les nouveaux agents ONF participant à ces réseaux naturalistes. Sa reconnaissance par ses supérieurs, et son inscription dans le REDEN, lui permettent d'être à l'initiative de certains programmes d'étude, comme ce fut le cas pour les prospections sur le PDB à Iraty en 2015.

En ce qui concerne son rôle dans le PAC de l'ONF, l'acteur B est à la fois prospecteur, coordinateur, lorsqu'il encadre les efforts de prospection des agents ONF des autres UT, gestionnaire des données, lorsqu'il collecte les données des agents ONF et celles de ses autres partenaires (LPO, PNP et GOPA), et décideur, dans sa fonction de porteur de projet, puisqu'il a décidé de façon autonome la mise en place de l'étude de 2015. Ces initiatives et son pouvoir de décision sont cependant limités par les fonctions qu'il occupe au sein de l'Office. Les mesures de conservation qu'il propose ne peuvent par exemple entrer en vigueur sans l'accord de ses supérieurs et des aménageurs de l'ONF, notamment lorsqu'elles se confrontent aux directives nationales.

✓ *La LPO : l'acteur N, l'acteur L et l'acteur O*

Le troisième acteur visible sur cette frise est l'association LPO Aquitaine, qui a notamment effectué des prospections dans le cadre des études Natura2000, entre 2010-2012, sur trois ZPS, en vallée d'Aspe, d'Ossau et du Barétous. Depuis 2004, la base de données en ligne, Faune-Aquitaine gérée par cette association, regroupe des informations de présence et de nidification de l'espèce. Elle est régulièrement alimentée par les observations des bénévoles de l'association, ou d'indépendants, qui enrichissent les cartes de répartition des

¹⁷⁸ Site de l'ONF : http://www.onf.fr/gestion_durable/++oid++19a2/@@display_event.html consulté le 01/02/16

¹⁷⁹ Réseau de l'ONCFS dont certains agents de l'ONF ou encore du PNP font partie : <http://www.oncfs.gouv.fr/Le-Reseau-Ours-Brun-ROB-download102> consulté le 01/02/16

¹⁸⁰ Relevant d'un partenariat entre l'ONF et la LPO au niveau national depuis 2009 : <http://rapaces.lpo.fr/chevechette-tengmalm/premiere-rencontre-nationale-petites-chouettes-de-montagne> consulté le 01/02/16

espèces dans la région. Dans cette association, trois individus ont participé aux études sur cette espèce. L'acteur O, chargée de mission, a mené les prospections de terrain dans le cadre des contrats Natura 2000, l'acteur N a été chargé de l'élaboration d'un programme d'étude sur l'espèce en 2012, et l'acteur L, animateur du plan régional d'actions pour les chiroptères, a également réalisé des prospections de terrain dans le cadre des programmes Natura2000 (com. pers. Acteur N, O et L).

Le programme mené par l'association entre 2010 et 2012, visait à faire un inventaire faunistique des ZPS en Aspe, Ossau et Barétous. L'ensemble de la zone n'ayant cependant pas été couverte, il fournit des données de présence mais pas d'évolution des effectifs (com. pers. Acteur N). En deux années, pratiquement 15000 ha ont été prospectés selon la méthode dite des EFP (Echantillon Fréquentiel Progressif), par les salariés de la LPO, guidés par l'acteur O (elle a cependant pris en charge une grande partie des prospections). Un deuxième programme a été mené de 2010 à 2014. Il consiste en un diagnostic écologique sur les sites Natura 2000 du Haut-Béarn et de la Haute Soule. Missionnée par la DDTM, la LPO a dû couvrir plus de 100 000 ha (com. pers. Acteur L). L'objectif était de réactualiser l'étude conduite en 2001 par l'ONF, pour fournir des informations sur l'évolution de la répartition de l'espèce (com. pers. Acteur L). Depuis 2014, cet organisme ne conduit plus de suivi spécifique à l'espèce, les études effectuées auparavant répondant à des demandes dans le cadre des contrats Natura2000. Les données collectées aujourd'hui sont donc considérées comme « opportunistes » puisque collectées au hasard de suivis d'autres espèces, en dehors de tout programme.

Ces trois acteurs sont des professionnels de l'association LPO. Ils participent à de nombreux programmes, et sont des experts en ornithologie par profession. Ils occupent plusieurs rôles dans le PAC LPO, en étant prospecteur (acteur O et acteur L), coordinateur (acteur O et N), et gestionnaire des données (acteur O et acteur L). Comme l'acteur B à l'ONF, leur capacité décisionnaire est contrainte par leur statut de salarié de la LPO.

✓ *Le Parc national des Pyrénées (PNP)*

Le dernier acteur est le PNP. Celui-ci ne mène pas de programmes de suivis particuliers sur l'espèce, mais soutient le programme du GOPA depuis 2014 (par convention), en dégageant des heures agents sur le terrain pour le bagage des individus. Deux salariés du parc sont majoritairement concernés par ce programme, Philippe Fontanille (garde moniteur, défini comme « spécialiste des passereaux et picidés » par le parc) et Jérôme Cavailles (chargé de mission faune). En dehors de ce programme, les observations des agents sont collectées dans une base de données interne au PNP. Le PAC actuel étant lié au programme du GOPA nous ne le développerons pas ici.

2.1.2. Le cas espagnol

Comme pour le cas français, nous nous appuyerons sur une frise chronologique regroupant les articles ayant traité de l'espèce en Espagne, pour présenter les acteurs principaux du DAC.

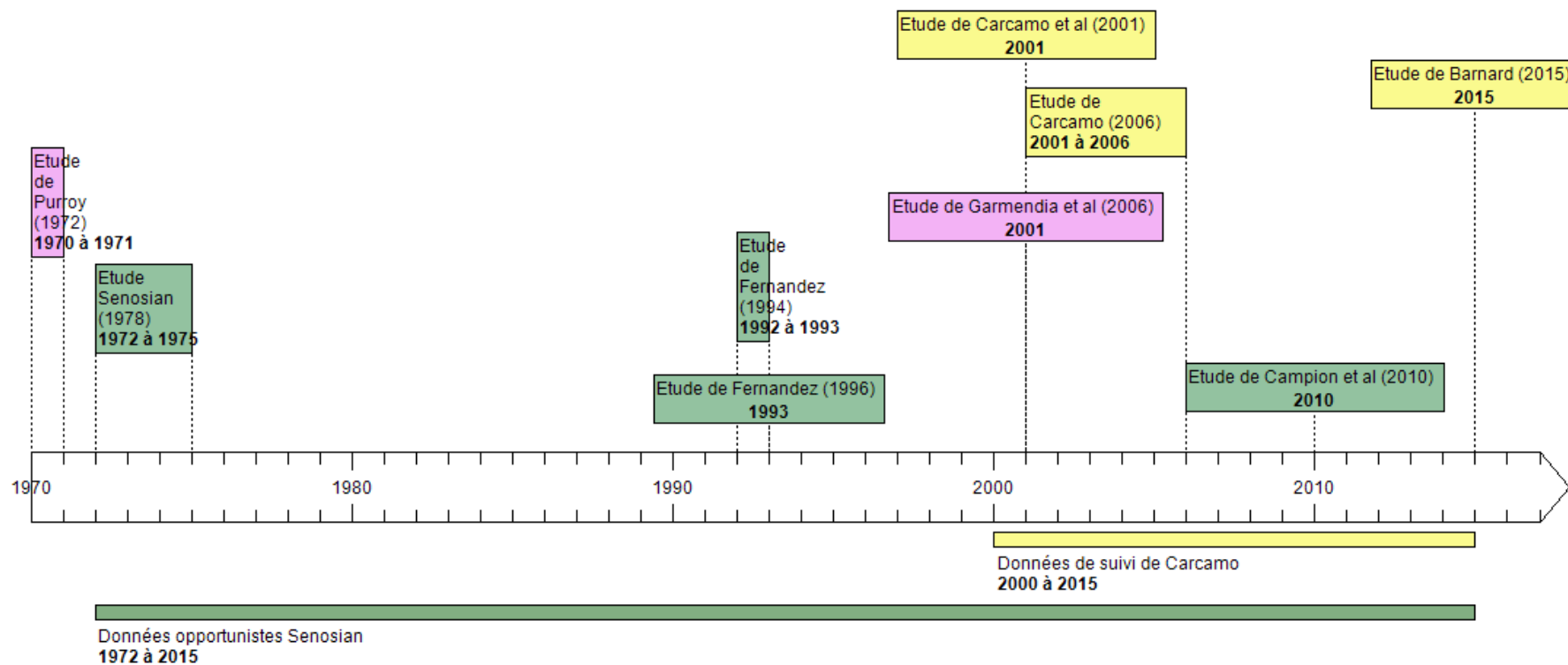


Figure 87 Inscription des acteurs dans la connaissance progressive de l'espèce et de sa répartition dans les Pyrénées espagnoles (réalisation : C. Dunesme, 2016)

De cette frise, émergent trois groupes d'acteurs : en violet, les scientifiques, chercheurs universitaires, que sont Purroy et Garmendia, en vert, les agents du « medio ambiente » (administration publique) que sont Fernandez, Senosian et Campion, et enfin en jaune les professionnels d'un bureau d'étude, Bioma Forestal, que sont Carcamo et Barnard. Trois profils d'acteurs se côtoient donc. Certains relèvent du secteur public, d'autres sont des scientifiques ou professionnels de l'environnement (bureau d'étude).

✓ *Bioma Forestal : l'acteur C et l'acteur P*

Le bureau d'étude Bioma Forestal¹⁸¹ a été créé en 2011 par l'acteur C et l'acteur P. La première est biologiste de formation. Elle prospecte la zone de Quinto Real depuis 2000, et suit la douzaine de couples de PDB qu'elle a découvert sur le secteur. En parallèle depuis 2012, elle parcourt la forêt de Zilbeti (voir Figure 82, p349), pour le compte du gouvernement de Navarre, qui finance un programme de recherche sur l'espèce. Dans ses recherches, l'acteur C s'intéresse d'avantage à sa biologie, tandis que l'acteur P, ingénieur forestier, porte un regard sur l'impact des modes de gestion du milieu forestier sur la présence des Pics.

Les deux études de l'acteur C (2001, 2006) ont été conduites sur son secteur de prédilection : Quinto Real. Cet ensemble forestier de 1666 ha est inclus dans un espace naturel protégé (lieu d'intérêt communautaire ou LIC), qui comprend deux autres forêts, celle d'Erreguerena et de Legua Acotada (Carcamo Bravo, 2006). Sur le terrain, elle récupère le plus souvent seule ses données, mais elle peut être également accompagnée par l'acteur P, ou par certains agents forestiers comme l'acteur Q. Son étude de 2001 utilise entre autre les données récoltées par Fernandez en 1993 sur le nombre de couple de PDB sur Quinto Real, pour les comparer avec les siennes. L'objectif de ses deux études est de connaître l'état de conservation des populations dans ce secteur, et d'analyser les rapports entre cet état et celui des peuplements forestiers exploités.

Du point de vue de ses compétences et de son savoir, l'acteur C est considérée comme une experte. Ses nombreux articles témoignent de l'important savoir qu'elle a accumulé sur l'espèce, et sa sollicitation par le gouvernement de Navarre, démontre la reconnaissance de ses compétences par le politique. Dans le cadre du programme d'étude financé par le

¹⁸¹ Site internet du bureau d'étude de SC et OS : <http://www.biomaforestal.es/index.php/en/> consulté le 04/02/16

gouvernement, l'acteur C n'est privé que de la seule fonction de décision, puisqu'elle remplit l'ensemble des autres rôles du PAC lorsqu'elle mène ses études sur le secteur de Quinto Real.

✓ *El departamento de Desarrollo rural, Medio ambiente y Administracion local de Navarre et l'acteur Q*

Parmi les acteurs publics conduisant des PAC sur l'espèce, l'acteur Q est un garde forestier du Département du développement rural, de l'environnement et de l'administration locale de Navarre. Il travaille sur la forêt d'Irati, dans le secteur (ou « *demarciones forestal* ») de Aezkoa-Quinto Real. Son intérêt pour l'espèce débute au début des années 70, et se traduit notamment par la publication en 1978 d'un article répertoriant les différentes observations menées au cours de trois années de prospection. Il continue depuis à s'intéresser à l'espèce, notamment en partenariat avec l'acteur C et l'acteur P, de Bioma forestal. Il effectue parallèlement des suivis sur le gypaète ou l'aigle royal, ces espèces de rapaces étant en effet surveillées, et régulièrement recensées (tous les 10 ans dans leur cas, voire tous les 5 ans pour les vautours) par les agents publics (com. pers. Acteur Q). Son profil le rapproche fortement de la fonction remplie par l'acteur B en France.

En ce qui concerne son rôle dans le PAC, il remplit comme l'acteur C l'ensemble des rôles possibles, mais comme l'acteur B dans un cadre contraint par son statut professionnel, notamment en ce qui concerne ses fonctions de décisions.

✓ *La SEO*

La « Sociedad Espanola de Ornithologia » est une organisation de conservation de la nature, et particulièrement de l'avifaune en Espagne. Elle représente le Birdlife International au niveau national. Contrairement aux deux autres acteurs présentés, elle ne conduit pas de PAC sur le PDB, mais récolte des données ponctuelles et opportunistes de ses bénévoles. Elle fournit donc comme la plupart des associations ornithologiques d'ampleur nationale, des atlas de l'avifaune, qui rassemblent les différentes informations existantes sur les espèces du territoire. La SEO gère différents programmes de suivis, comme le programme SACRE, sur les tendances des oiseaux au printemps, ou encore NOCTUA sur les oiseaux nocturnes. Le PDB ne bénéficie pas de ces programmes.

Le DAC espagnol est donc composé de deux PAC, l'un conduit par BiomaForestal, et l'autre par les agents forestiers, dont l'acteur Q. Comme pour la France entre le GOPA et le PNP, ces deux types d'acteurs sont souvent amenés à travailler ensemble, mais s'ils partagent des études communes, ils mènent aussi chacun de leur côté des recherches sur le PDB contrairement au PNP. Quant à la SEO, si elle est considérée comme un organisme collecteur d'informations au niveau national, elle ne conduit pas de PAC sur l'espèce.

2.1.3. Le cas suisse

La littérature sur le PDB en Suisse est peu abondante. Comme le démontre la frise chronologique ci-dessous, très peu d'articles ont été rédigés sur l'espèce. Quelques observations ont été signalées avant les années 1950, mais les études s'intéressant réellement à la biologie ou à la répartition du PDB en Suisse n'apparaissent que dans les années 1990, avec deux articles de Knaus, constatant une première reproduction de l'espèce dans le pays. Trois articles de Bühler leur succéderont, en 2001, 2008 et 2009. Si les deux premiers articles de Knaus font d'avantage état des observations effectuées, les articles de Buhler constituent les premières études approfondies de la biologie de la reproduction de l'espèce en Suisse, combinées à une description de ses habitats.

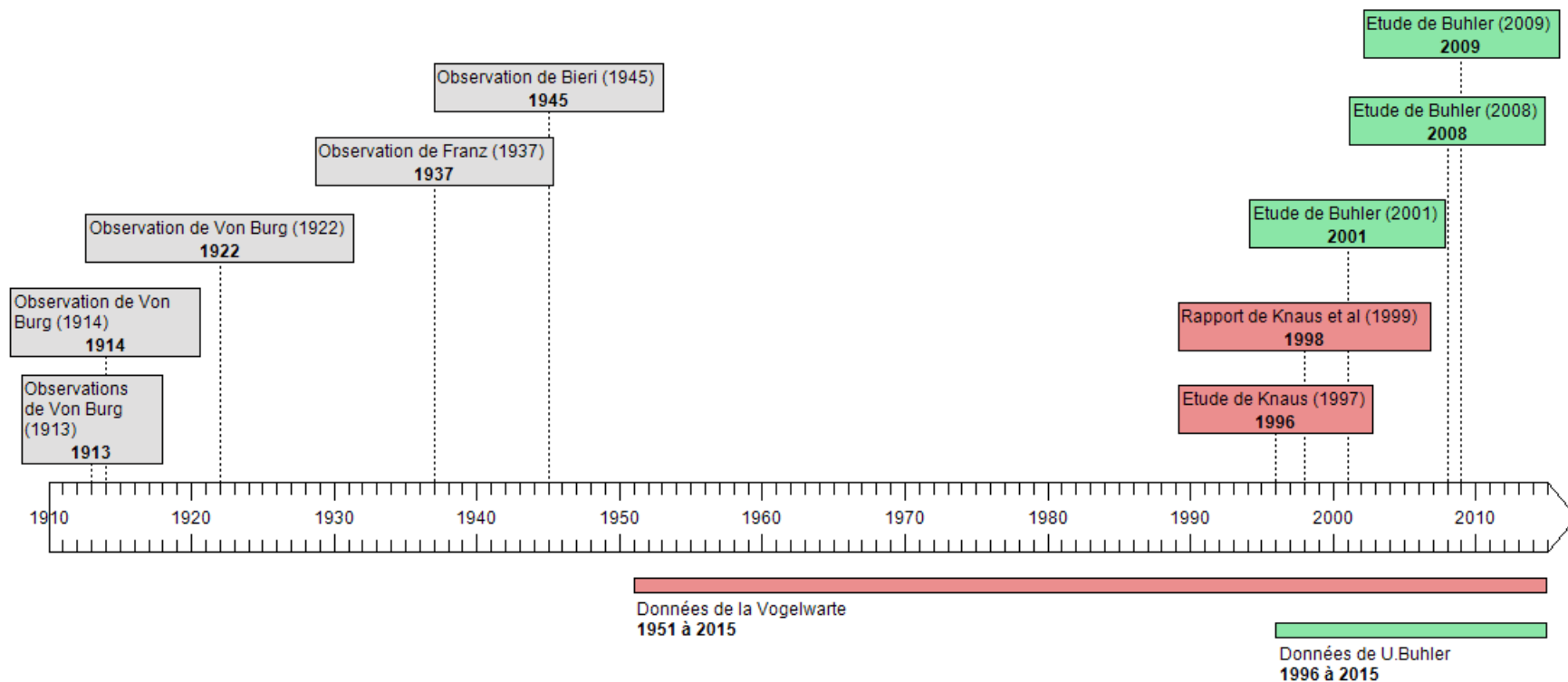


Figure 88 Inscription des acteurs dans la connaissance progressive de l'espèce et de sa répartition en Suisse (réalisation : C. Dunesme, 2016)

✓ *L'office des forêts du canton de Grisons: l'acteur D*

Cet acteur est ingénieur forestier à l'Office des forêts du canton des Grisons, il a commencé à s'intéresser à l'espèce en 1992, avant d'entamer un suivi régulier à partir de 1996 (com. pers. Acteur D). Depuis cette date, il surveille plusieurs sites de reproduction identifiés dans son secteur professionnel d'affectation, où il est amené à parcourir les forêts du canton. Sa mission à l'office possède une forte dimension écologique (étude des relations entre la faune et les pratiques cynégétiques, aménagement des forêts de protection, ou encore réalisation de projets en faveur de la biodiversité), ce qui lui permet de combiner sa passion pour l'ornithologie à son métier (com. pers. acteur D). L'espèce ne faisant pas l'objet d'un suivi officiel de la part de l'office, c'est de façon bénévole qu'il effectue ses recherches.

Elles interviennent principalement dans le Nord du canton des Grisons, à proximité de la frontière du canton de St Gall (voir carte ci-dessous). Depuis 1999, il y surveille chaque année sept sites de reproduction de couples de l'espèce. Ces trois articles (2001, 2008, 2009) recensent ainsi les reproductions observées, et analysent la relation entre l'état des peuplements et l'évolution de la répartition de l'espèce.

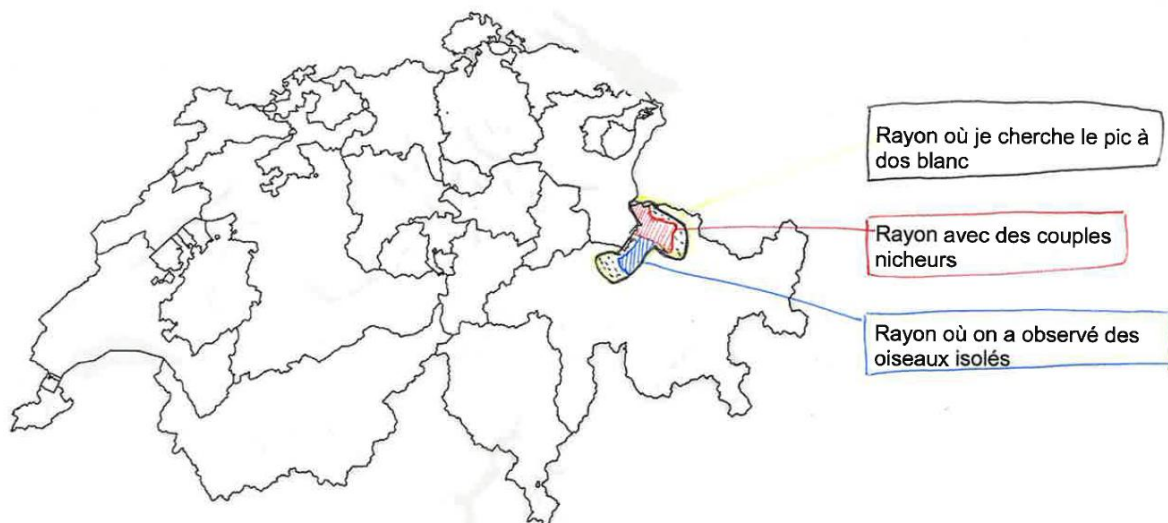


Figure 89 Carte illustrée par l'acteur D sur sa zone de recherche en Suisse (Réalisation : acteur D, 2013)

Du point de vue de son rôle dans le DAC suisse, son profil s'apparente à celui de l'acteur A. Selon la Vogelwarte (com. pers. de l'acteur R et l'acteur S), sa connaissance approfondie de l'espèce et son expérience de terrain, qui ont nourri ses trois articles sur

l'espèce, en font le spécialiste incontesté du PDB en Suisse. Comme pour l'acteur B et l'acteur Q en Navarre espagnole, il remplit l'ensemble des fonctions du PAC, mais ses recherches sur le PDB ne sont donc pas contraintes par son cadre professionnel (du moins de façon directe), puisque la majorité de ses prospections se font sur son temps libre.

✓ *La Station ornithologique Suisse (SOS) ou Vogelwarte: l'acteur R et l'acteur S*

La SOS ou Vogelwarte¹⁸² est une fondation d'utilité publique, c'est-à-dire une institution autonome reconnue au niveau national et international, et ceci depuis 1954. Son statut privé est unique en Suisse. Elle fonctionne en effet à la fois comme une association, en développant des programmes de protection de l'avifaune, en sensibilisant le public et les autorités politiques, et comme un centre de recherche, en développant des programmes d'études sous l'autorité d'une direction scientifique composée de chercheurs d'origine universitaire ou de muséums (par exemple son président est professeur au Museum zoologique de l'Université de Zurich). Dans la SOS, aucune étude spécifique n'est menée sur le PDB¹⁸³. Il s'y trouve seulement renseigné, comme toutes les autres espèces d'avifaune de suisse, dans une banque de données permettant de réaliser les différents atlas avifaunistiques. L'acteur S, salarié de la SOS, est ainsi le coordinateur du nouvel atlas dont la réalisation a débuté en 2013. Comme dans les dispositifs "citoyens" décrits en France (chap 3 et 6), des bénévoles récoltent les informations de présence de l'espèce qui sont ensuite compilées et utilisées dans différents rapports, comme la Liste des espèces prioritaires de Suisse, coordonnée par l'acteur R, elle aussi employée par la SOS.

Dans le cadre du DAC Suisse sur le PDB, la SOS ne conduit pas de PAC. Elle récupère cependant les données existantes sur l'espèce, et est ainsi un partenaire privilégié de l'acteur D, le seul à conduire un PAC propre à celle-ci dans le pays.

Les DAC français, espagnol et suisse, comprenant chacun un ou plusieurs PAC suivant les relations existantes entre acteurs, ne demeurent pas isolés des autres démarches de connaissances extérieures au PDB, comme des organisations dans lesquelles se trouvent engagés les acteurs de ces dispositifs. En effet les acteurs mobilisés dans les PAC du PDB

¹⁸² Site internet de la SOS : <http://www.vogelwarte.ch/fr/home/> consulté le 01/02/16

¹⁸³ D'après nos dernières informations (avril 2016), un programme a été lancé depuis cette année sur l'espèce, et il est porté par Michael Lanz de la SOS, auquel participe également l'acteur D (com. pers. Acteur S).

sont rarement affectés à la réalisation d'une seule tâche, et doivent souvent composer avec un ensemble de missions qu'ils doivent effectuer dans le cadre de leur travail. Le PAC peut donc à la fois représenter pour eux une forme de liberté, notamment si celui-ci est effectué de façon bénévole, mais également une contrainte, soumise aux disponibilités des acteurs et à leur inscription dans des organisations professionnelles, qui peuvent agir de façon indirecte sur la bonne réalisation du PAC.

2.2. L'inscription des PAC dans une organisation territoriale et sociale

Les acteurs participants au DAC sont à la fois organisés par leur positionnement dans une structure d'appartenance (un agent dans un organisme public) ou par les relations qui les lient entre eux dans le cadre d'une configuration territoriale singulière (échelle géographique, unité administrative, configuration sociale etc.) (voir chapitre 3, 2.3). Ces organisations sont autant de facteurs favorisant ou non l'apparition d'incertitude. Nous analyserons en premier lieu les organisations externes au PAC, qui peuvent exercer une influence sur les acteurs mobilisés, puis les relations existantes entre eux au sein du DAC, à travers notamment la théorie des graphes (Freeman, 1979) et la structure des réseaux d'acteurs (Lemieux, et al., 2004), qui nous permettent de décrire la complexité de ces relations. Nous utiliserons notamment les termes présentés dans l'Encadré 7 (page 170) du chapitre 3, pour nommer la position de chaque acteur en fonction des échanges d'information existants. Cette description visera notamment à comprendre les raisons de la multiplicité des PAC français.

2.2.1. Les acteurs externes aux PAC et leur rôle dans l'acquisition de connaissance

Les schémas ci-dessous représentent l'inscription des PAC cités, dans une organisation plus générale de la connaissance des espèces animales, et principalement de l'avifaune, au sein de laquelle vient s'inscrire la connaissance propre au PDB. Cette présentation permet de prendre en considération les facteurs externes aux PAC pouvant influencer sur le degré et la qualité de la connaissance accumulée sur l'espèce, notamment au niveau national et européen. Le regard porté sur ces organisations permet de comprendre que la connaissance globale de la biodiversité faunistique est dépendante des démarches de

connaissance locales, et vient s'inscrire dans des organisations sociales et politiques englobantes.

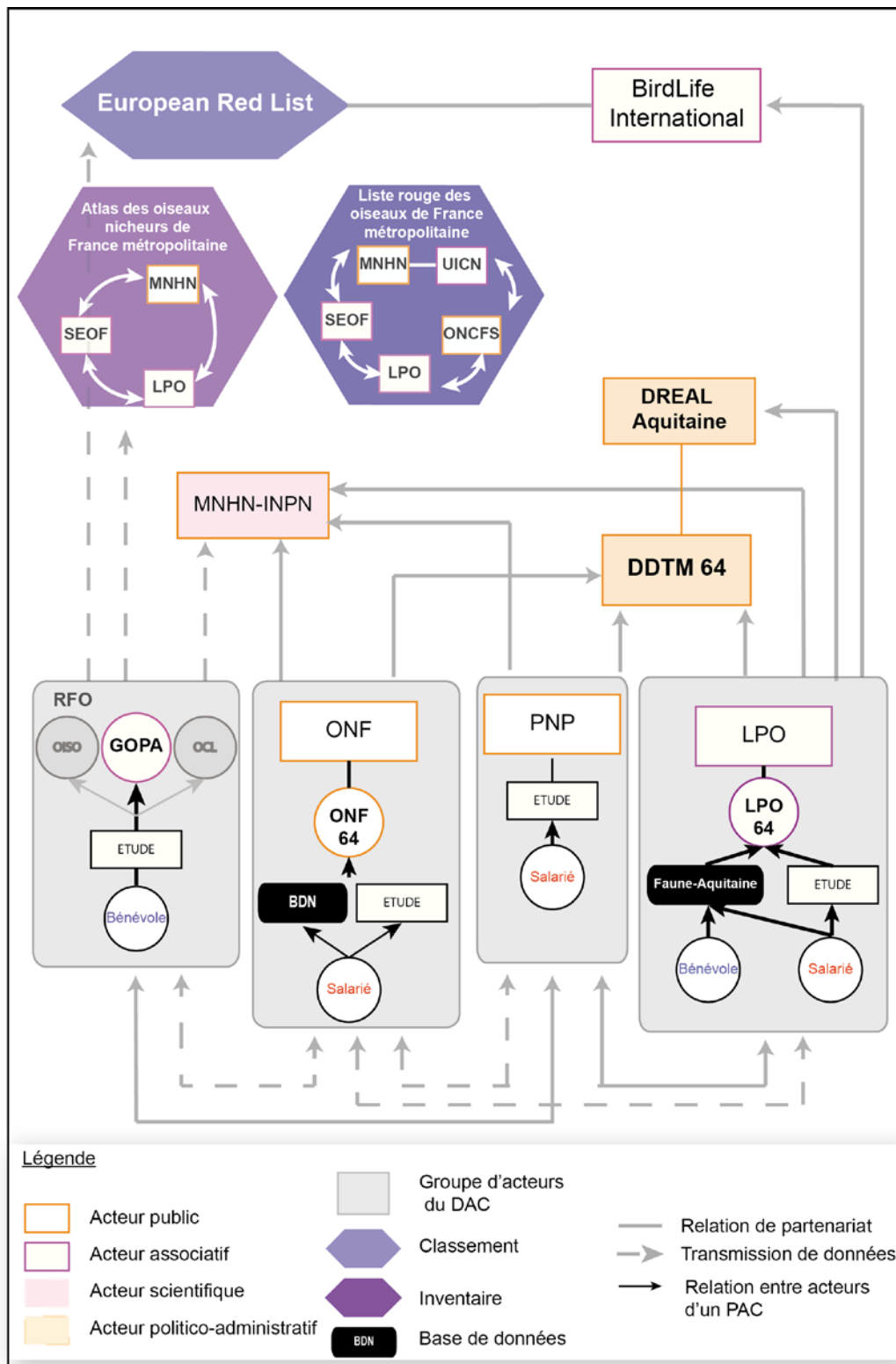


Figure 90 L'organisation du DAC français et la construction de la connaissance autour du PDB (C. Dunesme, 2016)

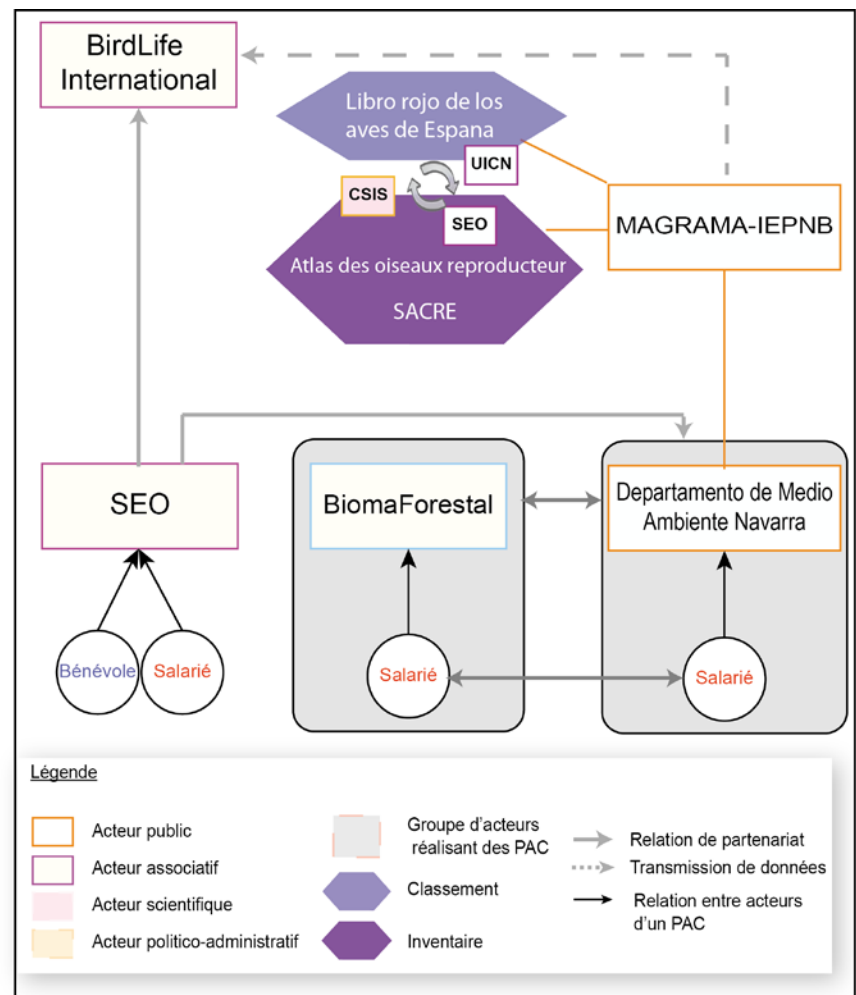
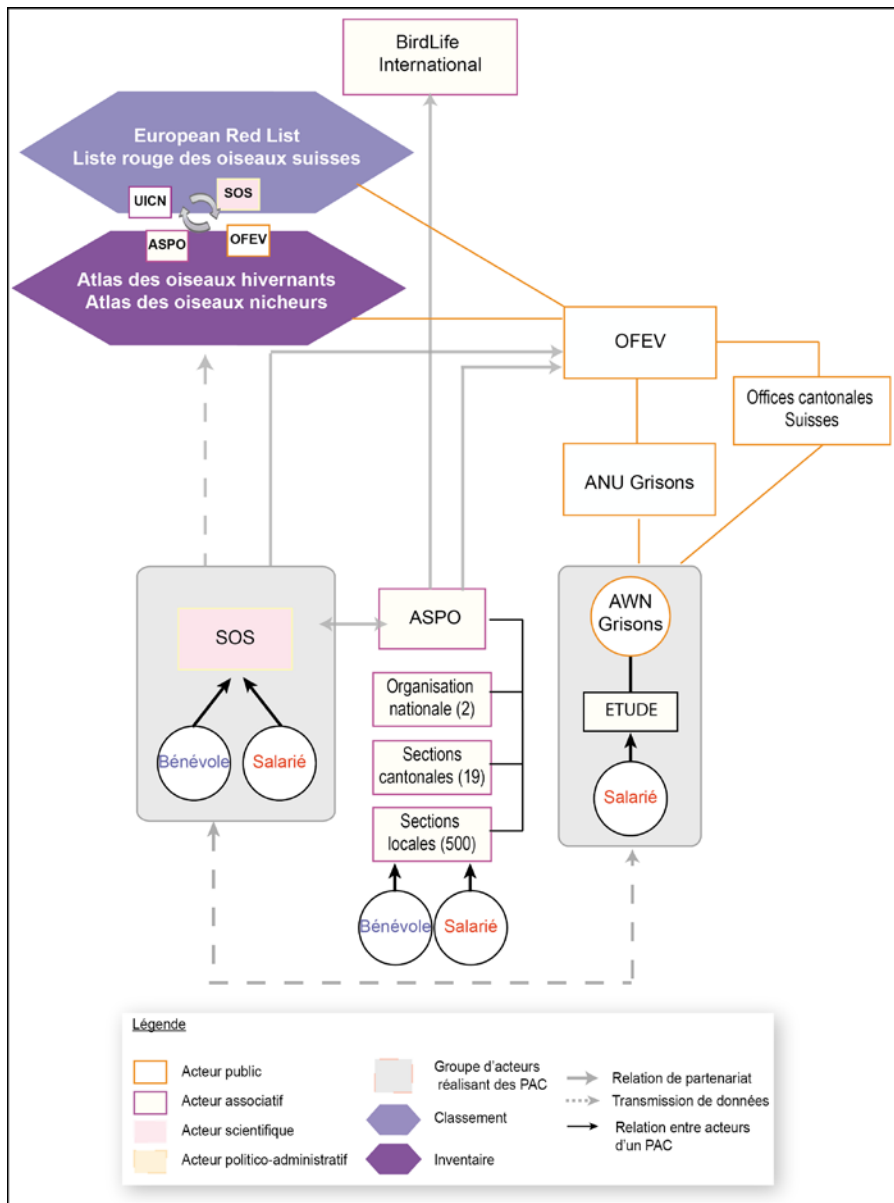


Figure 91 (à gauche) Organisation du DAC suisse (C. Dunesme)
 Figure 92 (au-dessus) Organisation du DAC espagnol (C. Dunesme)

Les figures ci-dessus illustrent l'organisation des acteurs, en fonction de leur localisation, de leur échelle d'intervention, et de leurs relations. Comme présenté précédemment ces relations sont soit des partenariats (trait plein), qui se traduisent par des actions communes, des travaux en collaboration ou des échanges réguliers d'informations, soit des transmissions ponctuelles d'informations (trait en pointillé). Ces représentations de l'organisation des acteurs permettent également de mesurer l'origine de l'information, et le degré de partage de celle-ci, notamment en dehors des DAC. Elles permettent de montrer que certains outils, comme les Listes rouges françaises ou du BirdLife, à l'échelle européenne, dépendent grandement de l'information reçue, et donc des acteurs locaux et des PAC menés. Le cas français montre ainsi que la LPO et le GOPA alimentent en données des programmes comme l'Atlas des oiseaux nicheurs de France, qui sont gérés par plusieurs organismes tels le MNHN, la SEOF et la LPO. En son sein, cette organisation montre donc des participations différenciées, avec des acteurs simplement « transmetteurs » d'informations, le GOPA par exemple, et d'autres à la fois « transmetteurs » mais aussi décideurs, comme la LPO. Cette configuration se retrouve dans les trois pays étudiés, puisque les associations d'envergure nationale, comme la SEO en Espagne, la LPO en France et l'ASPO en Suisse, participent au fonctionnement des programmes d'inventaires (Atlas) et à la construction des Listes rouges. Tandis que des organismes comme le BirdLife sont principalement des collecteurs et gestionnaires des données, qui vont plus ou moins interagir de façon directe avec les acteurs travaillant sur l'espèce.

✓ *Prospecteur et collecteur de l'information*

En France, le MNHN, par son outil INPN, est le principal collecteur de l'information, dont la richesse, son traitement et son interprétation, dépendent des sources de données qui l'approvisionnent. La domination apparente qu'il semble exercer sur le reste du réseau est donc très relative. On constate ainsi que la carte de répartition du PDB produite par l'INPN, sous tutelle du MNHN, comprend des données récoltées par les différents acteurs que nous avons identifiés. Leur participation à l'INPN n'est cependant pas égale¹⁸⁴. On note ainsi que les agents ONF ont transmis plus de 186 données relatives à sa répartition, l'acteur B plus de 54, certains agents du Parc national des Pyrénées plus d'une cinquantaine (dont 162 pour

¹⁸⁴ Données fournies par l'INPN, sources des données visibles à l'adresse suivante : https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/3625/tab/sources consulté le 03/02/16

Philippe Fontanilles), l'acteur O et l'acteur L de la LPO plus de 83, tandis que l'acteur A n'en a transmis que 8. Le volume de données transmises n'apparaît donc absolument pas proportionnel à celui des données détenues par chacun : l'acteur A semble être le collecteur qui dispose de la plus grosse masse d'informations sur l'espèce (puisque'il a démarré ses suivis dès les années 80 et a prospecté l'ensemble de la chaîne (com. pers. Acteur A) alors que c'est lui qui en transmet le moins. Des phénomènes de rétention d'information par le prospecteur ou de refus de prise en compte de ses données par l'organisme centralisateur, sont donc certainement à l'œuvre, comme nous l'avons en parti envisagé dans le chapitre 4 sur la circulation de l'information au sein des PAC.

Tout comme la France, l'Espagne possède un inventaire national sur sa biodiversité, l'IEPNB¹⁸⁵ qui est géré par le MAGRAMA. Les données concernant le PDB présentes dans cet inventaire proviennent de deux sources, la Liste rouge des oiseaux espagnols de 2004 et le programme SACRE de la SEO, qui porte sur les oiseaux reproducteurs du pays. La Liste rouge reprend les principales informations issues de la bibliographie, et les complète de « dires d'expert » puisqu'on retrouve comme auteur de la fiche de description l'acteur Q et D. Campion, deux agents du Medio Ambiente. Pour sa part, le programme SACRE est alimenté par les données récoltées par des bénévoles de terrains.

En Suisse, l'OFEV (office fédéral de l'environnement) contrôle également certains inventaires, et propose comme le fait l'INPN, une cartographie en ligne des répartitions animales. Cependant les données sur l'avifaune qui nourrissent la cartographie n'y sont pas répertoriées, puisque c'est la SOS qui contrôle ces informations. Chaque structure dispose donc de son jeu de données. Pour la SOS, les bénévoles sont ses principaux collecteurs d'informations (prospecteurs) mais les professionnels de l'environnement peuvent également lui fournir des données. Par contre les partenariats entre l'OFEV (et donc les agents de terrain, professionnels de l'environnement) et la SOS ne sont pas systématiques, donc ces envois peuvent n'être que ponctuels ou partiels.

¹⁸⁵ Site du Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et de l'environnement, sur sa banque de données : <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/default.aspx> consulté le 03/02/16

✓ *Les décideurs*

En France, dans l'aire de répartition du PDB, le rôle de décideur est assuré par les services territoriaux du Ministère de l'environnement, représenté au niveau régional par les DREAL Aquitaine et Midi-Pyrénées, et au niveau département et interministériel par les DDTM. Si les DREAL gèrent la cohérence globale des politiques publiques sur leur territoire, les DDTM vont par exemple se charger de l'expertise ou de la maîtrise d'ouvrage dans les zones Natura2000. Dans ce cadre, ces structures sont libres d'engager des acteurs pour remplir certaines missions, comme la réalisation d'inventaires. La DDTM 64 a ainsi travaillé en partenariat avec le Conservatoire des Espaces Naturels d'Aquitaine (CEN), le bureau d'étude Biotope, ou la LPO, pour effectuer des inventaires et des diagnostics sur certains sites Natura2000. La DREAL peut également nouer des partenariats pour s'assurer d'une cohérence plus large des mesures engagées pour la conservation des espèces ou leur connaissance. C'est le cas avec la LPO Aquitaine depuis 2013, à travers un partage de données de la base en ligne Faune-Aquitaine. Ce partenariat a pour objectif de garantir à l'acteur public une plus grande maîtrise des richesses faunistiques de son territoire. Ces données sont nécessaires pour compléter les inventaires des ZNIEFF de la région, pour mutualiser les informations entre ses partenaires (OAFS, CBN etc.), pour définir les priorités de protection (liste rouge, liste des espèces déterminante, atlas etc.), et « *pour que la présence d'espèces menacées géo-localisées « hors zonages environnementaux », soit un jour connue de nos équipes et signalées en cas de menace* »¹⁸⁶. Les relations existantes entre ces administrations et les acteurs territoriaux dépendent d'un désir commun de travailler ensemble. Actuellement, si les partenariats entre ces administrations et certaines associations locales ou bureau d'études sont nombreux, ils ne représentent pas entièrement la diversité des acteurs identifiés dans l'aire de répartition du PDB. Le GOPA n'entretient pas, par exemple à l'heure actuelle, de partenariat avec ce type de structure administrative.

Comme pour la France, la Suisse présente à un échelon national le Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC), un équivalent de notre Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer. Un de ses services fédéraux, l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV ou BAFU en suisse), conduit ainsi des politiques concernant la conservation des espèces. Il comprend plusieurs divisions, traitant des différentes thématiques liées à l'environnement comme le climat, l'eau ou les espèces. Il

¹⁸⁶ Présentation lors des Rencontres Faune Aquitaine, le Teich, le 7 décembre 2003, par Yann Beaulieu de la DREAL Aquitaine, séminaire°3

s'occupe par exemple de l'application territoriale de la Stratégie sur la Biodiversité Suisse. Dans le cadre de ses actions, la collaboration avec les cantons est très importante, puisqu'en étant une confédération avec une constitution fédérale, ceux-ci sont les principales autorités compétentes pour l'application des lois sur l'environnement (OCDE, 2007). Par exemple, ce sont les cantons qui décident de la mise en place des réserves forestières ou réglementent les pratiques liées à la chasse et à la pêche. L'OFEV leur propose ainsi différents programmes, en retour les cantons lui fournissent des propositions d'actions concrètes, que l'Office financera éventuellement par la suite. Dans le Canton des Grisons par exemple, existe une agence cantonale sur la Nature et l'Environnement (ANU). Celle-ci est en lien direct avec le Bureau de la forêt des grisons (AWN), qui est également connecté aux offices cantonaux des forêts suisses (Figure 91). En effet l'OFEV travaille sur plusieurs thématiques, qui la mettent en relation avec les structures locales, qu'elles aient pour fonction la protection ou l'exploitation des milieux. Ainsi l'AWN des Grisons est séparée en deux branches, l'une travaillant sur la protection de la nature, expliquant son rattachement à l'ANU, et l'autre travaillant sur l'aménagement forestier, expliquant son rattachement à l'office cantonale des forêts suisses (com. pers. Acteur D). Au niveau national, l'OFEV collabore également avec les autres acteurs présents sur le territoire suisse (élaboration des Listes rouges par exemple), elle a ainsi établi des partenariats avec la SOS et l'ASPO, association nationale travaillant sur l'avifaune, et relais du Birdlife en Suisse. Ces deux structures sont partenaires sur l'ensemble des projets concernant l'avifaune.

En Espagne, c'est le Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et de l'environnement ou MAGRAMA qui s'occupe des problématiques liées à la conservation des espèces menacées. Les communautés autonomes espagnoles ont chacune des pouvoirs concernant certains domaines de la vie publique, dont celui de l'environnement, notamment depuis la Constitution de 1978, qui leur accordent leur autonomie en la question. Ainsi on peut trouver en leur sein des Départements du développement rural, de l'administration locale et de l'environnement, comme c'est le cas en Navarre. Les communautés autonomes sont tenues de respecter le droit national, mais peuvent également appliquer sur leur territoire leur propre législation. La Navarre a par exemple édité plusieurs lois (Ley foral) concernant la protection de la faune forestière (Ley foral 2/1993 par exemple), sur son territoire. En ce qui concerne son fonctionnement, chaque communauté autonome dispose d'un corps d'agents de l'environnement, qui varient en appellation mais aussi en compétences. Par exemple en Navarre, ils sont appelés « *guaderio forestal* », ou

gardes forestiers¹⁸⁷. Ils sont organisés de la façon suivante : un chef de section, des gardes coordinateurs, des gardes « mayores », et des agents forestiers. Ils veillent à la conservation de la faune forestière, à la protection des milieux, au contrôle de l'activité cynégétique ou encore de la pêche. Ces gardes n'ont pas la même aire d'action, puisque seulement les gardes « mayores » et les agents forestiers sont rattachés à une démarcation (découpage du territoire en douze secteurs). Le décret 132/2005 de novembre 2005¹⁸⁸ unifie sous une même appellation, « guarderio forestal », les agents travaillant dans la protection du milieu naturel et ceux travaillant dans la gestion forestière. Cette évolution correspondrait en France à une unification des organismes comme l'ONCFS, l'ONF ou l'ONEMA, avec la création d'un seul corps d'agents de l'environnement. Les agents de terrains sont donc reliés à leur structure professionnelle dans le Département du développement rural et de l'environnement, puis au MAGRAMA.

Cette présentation des organisations externes aux DAC permet de comprendre les relations qui peuvent se tisser entre certains acteurs, en raison de positionnement hiérarchique ou de partenariat entre structures. Ainsi certaines d'entre elles, notamment des associations nationales, se retrouvent à la fois dans différents échelons du territoire et dans différentes fonctions (LPO, ASPO, ou encore SEO). Elles ont investi l'ensemble de l'organisation du processus de collecte, du traitement et de la diffusion de l'information.

2.2.2. La théorie des graphes et la position des acteurs dans le réseau d'échange d'informations

D'après les entretiens menés, nous pouvons identifier plusieurs types de relations en lien avec la théorie des graphes (Freeman, 1979). Le schéma ci-dessous présente les relations ayant existé ou existantes, se traduisant principalement par l'échange d'informations ou le travail collaboratif. Ces relations peuvent être plus ou moins intenses et régulières. On peut ainsi isoler dans le graphique plusieurs groupes représentant des acteurs appartenant à la même structure (LPO ou GOPA par exemple), et ayant donc des relations fortes, puisque

¹⁸⁷ Site du gouvernement de Navarre : http://www.navarra.es/home_es/Temas/Medio+Ambiente/Gestion+y+guarderio+forestal/Guarderio+forestal/funciones.htm consulté le 14/04/16

¹⁸⁸ Décret foral 132/2005 <http://www.lexnavarra.navarra.es/detalle.asp?r=28100> consulté le 20/06/16

✓ *La position des acteurs français dans le réseau*

Ainsi par la mesure de la centralité d'un acteur, calculée à partir du nombre de relations (degrés) existantes, nous mettons en lumière les acteurs les mieux reliés au réseau. En d'autres termes, plus un acteur a de relations, plus le degré augmente. Ainsi des individus comme l'acteur A, l'acteur B ou le Parc National des Pyrénées (PNP) ont un degré de relation élevé (proportionnel à la taille des initiales), car ils sont liés à beaucoup d'autres acteurs. Autrement dit, ils reçoivent ou échangent de nombreuses données concernant le PDB. Cette mesure de la centralité permet, selon Shaw (1954) et Bavelas (1948) d'étudier la position stratégique d'un acteur dans un réseau de communications. Il sera stratégiquement situé dans celui-ci, quand il pourra influencer sur le degré d'information détenue ou transmise (Freeman, 1979). L'acteur qui aura le plus de relations sera donc jugé comme dominant dans le réseau. Ici en l'occurrence, l'acteur A serait l'acteur dominant, en étant à la fois connecté au réseau français, espagnol et suisse. Si le GOPA travaille ou échange des données avec l'ensemble des acteurs, seuls le groupe LPO n'a pas de réel contact avec l'acteur A. Si l'acteur M côtoie certains membres de la LPO lors de sorties collectives, organisées par l'acteur B (sortie Chouette Tengmalm), ou encore si l'acteur L a partagé ses données lors de la rédaction de l'article de l'acteur A en 2001, les échanges d'informations entre ces deux groupes sont très faibles et sporadiques (com. pers. multiples).

Dans ce contexte-là, l'acteur B occupe une position avantageuse de « tertius gaudens »¹⁸⁹ en étant connecté à l'ensemble des acteurs français, et positionné entre deux groupes d'acteurs qui n'échangent que très peu entre eux (Lemieux, et al., 2004). Ses études ayant sollicité l'investissement volontaire de chaque structure, il est actuellement en contact avec les différents groupes identifiés (LPO, GOPA, et PNP). Il peut donc mobiliser certains membres du GOPA ou de la LPO pour ses études, ou devient l'intermédiaire en rassemblant les informations et en les diffusant. Cependant il n'a actuellement pas de contacts avec les acteurs espagnols et suisses, qui travaillent également sur l'espèce. Sa position se limite donc au cadre français.

Le PNP occupe également une position stratégique en étant connecté à l'ensemble des acteurs français. Cette situation s'explique en grande partie par l'aire de répartition du PDB. Largement comprise dans le périmètre du parc, elle oblige tous les acteurs s'intéressant à

¹⁸⁹ Désigne la position d'un acteur qui fait office d'intermédiaire entre deux acteurs en situation de conflits, et qui peut tirer bénéfice de cette position avantageuse (Obstfeld, 2005)

l'espèce à rentrer en contact avec le PNP, pour toute démarche de recherche concernant ce périmètre. Des conventions sont ainsi établies entre la structure, l'ONF, le GOPA et la LPO, qui sont renouvelées ou non chaque année, sur plusieurs espèces (les rapaces pour la LPO par exemple). En ce qui concerne le PDB, une convention a été établie avec le GOPA depuis 2014, pour mener de façon conjointe les prospections dans le périmètre du parc et réaliser les campagnes de bagage. Mais si cet acteur est en relation avec l'ensemble des acteurs français, celles-ci n'existent que dans le cadre de conventions. Cet aspect administratif est ainsi jugé contraignant par l'acteur A, qui souligne la lourdeur de ces démarches administratives, et limite donc la spontanéité de certains échanges (com. pers. Acteur A). A cette première limite, s'ajoute le fait que ne conduisant pas d'études spécifiques sur l'espèce en dehors du programme de bagage mené avec le GOPA, le PNP ne dispose que des données opportunistes fournies par ses agents dans les limites de son périmètre, qui ne concerne finalement qu'une partie de l'aire de répartition de l'espèce.

Un examen du réseau des acteurs français fait donc apparaître l'acteur B comme l'acteur dominant, mais si l'on intègre les réseaux espagnols et suisses, c'est l'acteur A qui devient l'acteur dominant grâce aux contacts établis avec certains acteurs espagnols.

✓ *La position des acteurs espagnols et suisses*

En Espagne, l'ensemble des acteurs rencontrés échangent leurs données ou travaillent ensemble. Il n'y a donc pas d'acteurs dominants dans le groupe. Par contre les échanges entre le groupe espagnol et français s'effectuent principalement entre l'acteur C, l'acteur Q et l'acteur A. Le groupe des acteurs espagnols a d'ailleurs rencontré l'acteur A et l'acteur M lors d'une journée de bagage sur le PDB en France (com. pers. Acteur A). Si les échanges existent, le travail collaboratif n'est pas encore engagé, et les acteurs travaillent largement de chaque côté de la frontière. La complexité des démarches administratives est là aussi pointée du doigt par les acteurs. Pourtant si l'acteur A ne semble pas vouloir insister sur cette dimension transfrontalière, l'acteur C aimerait étendre son étude au versant français afin d'étudier les échanges possibles de population entre les deux versants. Elle aimerait pour cela monter un programme en partie financé par l'Europe. En effet cette dimension reste assez peu documentée et nécessiterait selon elle une étude plus approfondie sur le déplacement des individus. Elle permettrait ainsi d'illustrer par des données chiffrées les échanges entre

populations des deux versants, que souligne le rapport de la Liste rouge espagnole sur l'espèce.

Entre la Suisse et les deux autres pays les relations sont plutôt faibles voire inexistantes. En effet si l'acteur A et l'acteur D ont eu des contacts et échanges d'informations, l'acteur D n'a aucun contact avec les autres acteurs. Ceci s'explique en partie par la différence de taxon, présent en Suisse et dans les Pyrénées. Pour l'acteur A les problématiques ne sont pas les mêmes entre les deux pays, et les deux taxons. Quant aux autres acteurs, la distance est avancée comme un frein à la tenue des échanges et d'une réelle collaboration.

2.2.3. La proximité géographique et son impact sur les relations entretenues

La structure du réseau de relations présentée précédemment peut en partie être expliquée par le biais de la notion de proximité géographique (Piolle, 1990; Torre, 2009). Celle-ci comprend une dimension physique, liée à une mesure kilométrique (distance), et une dimension sociale, liée aux interactions entre individus. Elle est également considérée comme neutre dans son essence, et doit donc être « activée » par un acteur (Torre, 2009). En effet deux acteurs peuvent se trouver à quelques kilomètres l'un de l'autre, sans forcément établir un contact régulier. Ainsi les relations entre le terrain suisse et le terrain pyrénéen souffrent d'une distance à la fois physique (mesure kilométrique), qui limite la tenue d'un programme de recherche commun et de rencontres régulières entre les acteurs, et d'une distance que l'on pourrait nommer d'« intérêt » (dimension sociale). En effet, comme nous l'ont souligné plusieurs acteurs français (acteur A, acteur B), les taxons et la dynamique de répartition ne sont pas les mêmes entre les populations pyrénéennes et suisses (en progression en Suisse, elles seraient en régression/stabilité dans les Pyrénées), tout comme les milieux forestiers qui les accueillent (très fort volume de bois mort en Suisse, peu dans les Pyrénées, etc.). Les acteurs semblent donc prioriser la connaissance de leur territoire avant d'établir des partenariats. Leur absence s'explique aussi en partie par le caractère « bénévole » de la plupart de ces suivis, qui bien qu'intégrés pour l'acteur B dans le cadre de son travail, ne sont pas financés, et dépendent donc entièrement de la dynamique instaurée par ces acteurs. En effet l'acteur B nous explique que le budget de l'ONF est fixé nationalement pour le personnel, et par secteur pour le matériel (voiture etc.). Il n'y a pas de budget dévolu au suivi

de la faune, c'est seulement du « temps agent » qui pourra être débloqué. L'acteur B dépend donc en partie de la motivation de ces collègues à participer aux démarches qu'il met en place. Les contraintes professionnelles (ONF) ou pratiques (pour l'acteur A) jouent donc largement sur leur marge de liberté, et sur leur capacité à nouer des partenariats.

En ce qui concerne la relation France-Espagne, où les taxons comme les milieux, ainsi que les dynamiques évolutives sont identiques, l'activation de la proximité géographique dont bénéficient les acteurs de part et d'autre des Pyrénées, ne semble pas effective. Si des contacts sont intervenus, notamment entre le GOPA, l'acteur C et l'acteur Q, démontrant une certaine mobilisation des potentialités de cette proximité géographique (Torre, 2009), l'absence de réel DAC commun montre que des freins existent et bloquent les projets. Sur le territoire français lui-même, bien que le GOPA et la LPO, partagent un même périmètre d'action (voir chapitre 3) et donc que leur proximité géographique soit très forte, celle-ci ne semble pas activée, puisqu'aucun partenariat entre les deux structures n'existe. Selon certains des acteurs rencontrés, la logique de similitude, correspondant selon Torre (2009) à « *l'adhésion mentale à des catégories communes* », et pouvant conduire à la réalisation d'une proximité organisée, ici en l'occurrence une collaboration ou partenariat dans un DAC, ne peut exister en raison de la distance cognitive qui sépare ces acteurs (Torre, 2009). En effet si ces deux associations travaillent sur les oiseaux, leurs objectifs ne semblent pas communs. Celui de la LPO Aquitaine est actuellement conditionné par son inscription dans un mouvement général de professionnalisation, traversant les grandes associations naturalistes. Il se traduit notamment par une augmentation progressive de la masse salariale, et un recours croissant aux dispositifs de connaissance numérisés, comme les bases de données en ligne (Noucher, et al., 2013). L'organisme fonctionne donc sur un mode qui se rapproche du bureau d'étude, répondant à des appels d'offre du Ministère ou des collectivités, tout en continuant de mener en parallèle des actions plus militantes. Cette évolution lui a permis d'accéder à de nombreux marchés, et de récupérer ainsi des ressources financières de l'Etat¹⁹⁰. Sa reconnaissance institutionnelle et sa notoriété croissante font parfois de l'ombre aux associations de plus petite envergure.

Celles-ci se sont donc fédérées pour contrer cette influence, en fondant le Réseau Français Ornithologique (RFO)¹⁹¹ auquel appartient le GOPA. Deux acteurs rencontrés lors du

¹⁹⁰ Entre 2012 et 2014 la LPO a ainsi reçu 3 706 571 euros de subvention du MEDDE, une autre association nationale, comme l'OPIE (office pour les insectes et l'environnement) ayant reçu quant à elle 308 861 euros. Source : données PLF jaune « associations subventionnées », du Ministère, site internet Data.gouv.fr

¹⁹¹ Site internet du réseau : <http://www.reseau-francais-ornithologie.fr/> consulté le 05/02/16

séminaire 4, et membres de deux associations locales (OCL et CPIE Pays Basque) appartenant à ce réseau, nous ont ainsi expliqué que certains programmes, autrefois menés par des associations locales, ont été confiés à la LPO. Ces propos témoignent donc d'une évolution de la place (et des fonctions) occupée par les différents acteurs dans un PAC. La mise en place de PNA (largement confiés à la LPO) sur des espèces jusqu'ici suivies localement, « destitue » en partie certaines associations locales de leur monopole de connaissance sur ces espèces. Par exemple, l'association SAIK, travaillant principalement sur le Pays Basque, suit depuis plus d'une trentaine d'années le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*). Les premières mesures de conservation relatives à l'espèce dès les années 1990, puis l'instauration d'un premier PNA sur la période 2010-2020 a propulsé la LPO en acteur coordinateur au niveau national, reléguant ainsi les associations locales au rang de simples prospectrices dans le PAC.

Cette professionnalisation croissante de l'association l'a conduit également à effectuer des choix parmi les suivis qu'elle effectue et les démarches de connaissance qu'elle engage. Ainsi les espèces bénéficiant d'appels d'offre apparaissent aujourd'hui privilégiées par la LPO, alors qu'avant des critères plus naturalistes et/ou militants semblaient guider ses choix. De nombreux acteurs de ces petites associations locales reprochent ainsi à la LPO de sélectionner ses programmes de recherche en fonction de la demande politique. Cette dissonance cognitive entre les associations locales et la LPO tend à perturber les échanges d'informations, et les deux acteurs rencontrés lors du séminaire 4 soulignent l'impact des mésententes récurrentes sur le bon fonctionnement du réseau associatif (« embrigadement cognitif » des jeunes recrues bénévoles) et la transmission de l'information (blocage récurrent).

En dehors des DAC, les acteurs publics sont soumis aux contraintes des organisations, principalement hiérarchiques, dans lesquelles ils sont insérés, qui peuvent largement réduire leur mobilité, ou leurs moyens d'action pour la réalisation de PAC, si celui n'apparaît pas comme un projet de cet organisme. La liberté n'est alors permise qu'en dehors de ce cadre professionnel, et des acteurs comme l'acteur D s'en saisissent pour accroître leur marge de liberté (tout étant contraint par leur travail de façon indirecte : modalités des prospections selon les horaires et jours de travail, relations avec ses collègues etc.). En dehors de ces contraintes liées aux organismes d'appartenance des acteurs publics, la construction de la connaissance au niveau national et internationale est conditionnée par la remontée de

l'information depuis le niveau local. A cette échelle, les acteurs détenant l'information sont plus ou moins bien reliés entre eux. Dans le réseau travaillant sur le PDB, certains ressortent du lot par le haut degré de connexion qu'ils établissent entre différents acteurs, partenaires ou non dans un PAC. Des individus comme l'acteur A ou l'acteur B apparaissent donc comme centraux dans ce réseau. Si la proximité géographique de certains d'entre eux pourrait faciliter leur connexion, des effets de distance cognitive peuvent en réalité les éloigner. Les intérêts divergents accordés à la collecte d'information sur le PDB entraînent ainsi la naissance de plusieurs PAC, qui s'accompagnent souvent d'un manque de circulation de l'information. L'incertitude peut donc y apparaître sous plusieurs formes.

3. La connaissance des répartitions du PDB : l'arbre qui cache la forêt

Les informations relatives à la présence du PDB dans une forêt permettent, par une comparaison dans le temps, d'estimer la dynamique de ses populations, et de définir la localisation des mesures de conservation qui pourraient affecter l'exploitation forestière. Or la simple observation d'un individu de l'espèce ne suffit pas. Il faut en effet pouvoir prouver qu'un couple se reproduit dans une parcelle pour pouvoir assurer le déclenchement de mesures de conservation. Cette connaissance de la répartition des populations de PDB en Europe, et plus précisément des couples sur un territoire, se décline d'une échelle locale, celle d'une cavité occupée dans une parcelle forestière, à l'échelle des massifs forestiers assurant la survie d'une population entière, donc de territoires dont les dimensions se mesurent parfois en centaines de kilomètres. Si une description à l'échelle fine nous permettra d'étudier les méthodes utilisées par les spécialistes de l'espèce et les failles d'identification, celle effectuée à une échelle plus large nous permettra de questionner la coordination des démarches de connaissance entre acteurs, et leur représentation cartographique.

3.1. Méthodologie et indice de présence : la détermination des spécialistes

3.1.1. Les méthodes et protocoles utilisés par les acteurs des DAC

Les méthodologies utilisées par les différents acteurs rencontrés peuvent être classées en deux catégories : la première regroupe les acteurs ayant utilisé des méthodes et protocoles

référencés en ornithologie, comme la méthode dite des points d'écoute, la deuxième regroupe les acteurs ayant utilisé une méthode référencée mais avec un protocole élaboré par leur soin, donc plus personnel, mais pouvant aboutir à des données moins comparables entre PAC. Deux phases de connaissance se distinguent également, la première vise la connaissance de la répartition des individus de PDB par contact auditif ou visuel, direct ou indirect (cavité), et la deuxième vise le suivi des couples de PDB repérés, pratique relativement peu conduite par les acteurs des PAC.

✓ *L'utilisation des méthodes et protocoles proposés en écologie pour déterminer la présence de l'espèce*

Deux des acteurs accompagnés sur le terrain utilisent la méthode dite de « point d'écoute » (voir chapitre 3). L'acteur O fonde ainsi sa méthode sur des points d'écoute distants de 250 à 300 m. Sur chacun d'entre eux, il reste 5 minutes à écouter les différents cris ou chants des oiseaux environnants. Lorsqu'aucun PDB n'est entendu, il utilise la repasse (cri préenregistré d'un oiseau sur un magnétophone), puis réécoute pendant 10-15 minutes. En cas d'absence de contact auditif, aucun autre passage n'est réalisé. Ces journées de prospection duraient entre 6 et 8 h, étalées sur une période de 2 mois, en Février-Mars. Son protocole est ainsi proche de celui des EFP, mais diffère dans sa répétition, puisqu'aucun autre passage n'est prévu sur les sites prospectés (Ichter, et al., 2014).

Dans l'étude qu'il a conduit en 2001, l'acteur B a utilisé une méthode un peu similaire, avec des arrêts tous les 300-400 m le long des pistes forestières (rapprochés à 200-300 m lors de son étude de 2015). Il utilisait aussi la repasse, suivie d'une seconde écoute n'excédant pas 5 minutes. Ces deux acteurs ont bénéficié d'un « cadrage territorial » réalisé par leurs institutions respectives, l'acteur O ayant à prospecter quatre ZPS, et l'acteur B les forêts de son secteur en 2001, ainsi que la forêt syndicale de Soule en 2015. Ces missions étant déterminées par leur cadre professionnel, ces acteurs voient leurs déplacements et les superficies qu'ils ont à prospecter strictement contraints. L'acteur B, agent patrimonial ONF à l'UT (unité territoriale) du secteur de Laruns, est ainsi très limité en termes de déplacement en dehors de la vallée d'Ossau, tandis que l'acteur O a été chargé par contrat d'une mission par la LPO pour la prospection de ZPS strictement déterminées.

✓ *Une appropriation plus personnelle de ces méthodes et protocoles*

Les trois autres acteurs que sont l'acteur A pour la France, l'acteur C pour l'Espagne et l'acteur D pour la Suisse, ont utilisé des protocoles personnels, notamment parce que leur recherche consistait en une connaissance exploratoire du territoire, et concernait, pour certains, plusieurs centaines de km². Ces recherches, visant toutes à obtenir une connaissance de la répartition quasi-exhaustive de l'espèce, ne se sont pas contentées d'emprunter des sentiers et pistes forestières, comme dans les études de l'ONF, mais ont exploré le cœur des parcelles forestières, parfois difficiles d'accès (zone de montagne, fort dénivelé, pas de pistes etc.). Dans ces parcours exploratoires, chacun utilisait une méthode qui lui est propre. L'acteur D prêtait par exemple une grande attention aux traces de présences (copeaux de bois, trous, cavités etc.) (photo ci-dessous) mais n'utilisait pratiquement jamais la repasse. A l'inverse, l'acteur C et l'acteur A l'utilisent assez fréquemment s'ils n'entendent rien sur les lieux reconnus comme favorables, mais toujours avec parcimonie. En effet comme le précise l'acteur O de la LPO, dans le cadre de ses études : *«On essaye de déranger au minimum l'espèce et pour moi l'utilisation de celle-ci [la repasse] doit se faire avec parcimonie et dans un cadre bien précis »*.

Cette utilisation de la repasse les pousse ainsi à prospecter à plusieurs, car celle-ci est d'autant plus efficace que les observateurs sont nombreux, et largement répartis sur le périmètre d'écoute.



Figure 94 Copeaux de bois laissés par un pic après avoir creusé sur un tronc pour chercher sa nourriture (C. Dunesme, 2014)

Malgré ces différences de méthodes, tous ces acteurs insistent sur les compétences nécessaires à une bonne prospection. Pour une bonne identification des sites propices, ils insistent sur l'importance de l'expérience, qui seule permet d'acquérir une très bonne connaissance de « l'habitat type » du PDB, mais aussi sur l'importance d'une bonne acuité visuelle et auditive, pour reconnaître l'oiseau en vol, ou reconnaître ses cris.

✓ *Les suivis effectués sur l'espèce*

A la plupart de ces phases de reconnaissance des sites de présence de l'espèce, ont succédées des phases de suivis visant une connaissance plus approfondie de sa biologie. L'acteur A, l'acteur C et l'acteur D ont ainsi sélectionné plusieurs sites pour effectuer les suivis de reproduction, en fonction de paramètres scientifiques (site important pour l'espèce, de forte densité etc.) ou personnels (secteur d'activité, accessibilité, attachement au lieu etc.). L'acteur A a ainsi identifié une forêt (Issaux) où plusieurs couples sont présents. Chaque hiver, avant la saison de reproduction, il se rend sur le site pour identifier les nouvelles cavités creusées dans l'année (Figure 95). Il y retourne ensuite au printemps pour localiser les tambourinages et les cavités occupées. Il

explique ainsi que « *sur les secteurs suivis ou dont la présence de l'espèce est connue, tout se fait à l'oreille et à la vue: si l'on veut qu'il y ait le moins de biais possibles, il faut s'abstenir de toute interférence avec les individus étudiés (même les études de passereaux avec des nichoirs présentent de tels biais, leurs résultats n'étant pas applicables tels quels aux populations nichant en cavités naturelles). De plus, cette technique oblige à connaître parfaitement les mœurs de l'espèce.* » (com. pers. Acteur



Figure 95 Cavité de Pic à dos blanc, Navarre (C.Dunesme, 2014)

A)

Si ces spécialistes brillent par leur connaissance de l'espèce, et suivent régulièrement plusieurs sites de reproduction, des éléments viennent parfois perturber leurs certitudes.

3.1.2. L'identification des indices de présence, de nidification et leurs incertitudes

La reconnaissance de la cavité du pic constitue a priori le seul élément permettant d'affirmer de façon certaine sa nidification annuelle dans un secteur. Mais certaines variables peuvent affecter sa détermination, comme la forme de la cavité ou la localisation de l'arbre creusé. La reconnaissance de l'espèce peut également varier en fonction des conditions météorologiques, de la capacité visuelle et auditive de l'observateur ou du comportement de l'oiseau.

✓ *La cavité creusée : forme, taille et localisation*

Selon la localisation de la cavité dans l'arbre, ou encore sa taille, des doutes sur l'espèce l'ayant creusé peuvent apparaître chez l'observateur. La cavité du PDB se trouve en effet généralement située sous la première branche du hêtre (Grangé, 2016), mais l'acteur C l'a par exemple trouvé plusieurs fois dans la zone du houppier. Pour la taille, le diamètre de l'entrée de la cavité est de 6 cm environ, avec une loge de 11 cm (Grangé, 2009). Or certaines espèces, comme le Pic vert (*Picus viridis*), construisent des cavités de même largeur d'orifice. Un élément de distinction réside a priori dans l'essence d'arbre où l'espèce creuse. Le Pic vert s'installe généralement dans les chênes mais aussi parfois dans les hêtres, alors que le PDB ne s'attaque qu'aux hêtres et exceptionnellement aux sapins. Donc une cavité creusée dans un chêne peut sans hésitation être attribuée au Pic vert, et dans un sapin au PDB, mais si un hêtre est en cause, une incertitude apparaît.

Le Pic épeiche (*Dendrocopos major*) construit également des cavités aux orifices d'entrée de même dimension, mais dans une palette d'essences plus variée que celle utilisée par le Pic vert. Dans son cas, l'altitude peut constituer un discriminant (l'espèce se fait plus rare en montagne), mais lorsque l'altitude est basse, seul le contact auditif ou visuel avec un individu permet de lever l'incertitude. L'acteur M, ornithologue du GOPA, souligne ainsi la difficulté à déterminer une cavité de PDB sans contact avec l'individu, « *quant à se baser sur l'observation d'une cavité vide pour supposer la présence du Pic à dos blanc, c'est effectivement impossible du fait de la similitude de la loge avec celle du Pic épeiche. Cette*

dernière espèce est présente dans les mêmes milieux que le Pic à dos blanc en montagne, bien que peu abondante » (com. pers. Acteur M).

Il se peut aussi que la cavité, à la fin de la nidification du pic, soit occupée par une autre espèce, comme la Sittelle torchepot (*Sitta europaea*) qui rétrécit l'entrée de la cavité avec de la boue séchée. Nous avons pu le constater sur le terrain espagnol, lorsque l'acteur C a été contacté par un agent forestier au sujet d'une cavité qu'il avait repéré quelques jours auparavant sur sa parcelle, et qui semblait correspondre à celle d'un PDB. A notre arrivée l'acteur C a pu constater qu'une Sittelle venait de s'y installer, et avait commencé à déformer l'entrée de la cavité. Il était donc difficile pour lui d'établir avec certitude la présence du PDB sur le secteur, avec une cavité déformée.

✓ *La recherche de la localisation des arbres creusés affectée par les paramètres d'accessibilité*

Aux éléments de doutes pouvant concerner la typologie des cavités, s'ajoutent ceux concernant leur localisation. Celles situées près de pistes ou sentiers, ou sur des aires portant une densité d'arbres plutôt faible, seront plus facilement découvertes. L'acteur A souligne ainsi le rôle essentiel des conditions d'accessibilité pour l'identification de nouvelles cavités, affirmant que la chance joue un rôle important. Pour mettre tous les atouts de son côté, il recherche préférentiellement les secteurs ouverts où une bonne visibilité permet de repérer des oiseaux en vol. Ce repérage peut prendre du temps, plusieurs heures étant souvent nécessaires pour trouver la cavité de nidification. Dans ce contexte, on comprend que l'accessibilité conditionne largement la connaissance des sites de reproduction. Les zones éloignées des axes routiers, très escarpées ou à fort dénivelé, sont donc souvent peu prospectées et donc la présence ou non de l'espèce y demeure largement inconnue des acteurs.

✓ *Reconnaître le Pic à dos blanc par l'ouïe*

Si les cavités constituent le meilleur indice de présence potentielle, les cris émis par le PDB peuvent également permettre son identification, et guider jusqu'à la cavité construite. Pour les oreilles des spécialistes avertis, le cri d'alerte du PDB est unique, et se distingue de celui du Pic épeiche. Pour un débutant, les deux cris apparaissent très semblables, même si avec beaucoup d'attention, celui du PDB semble cependant moins aigüe et plus fluté. Dans ce

cadre, le niveau d'expérience acquis par le prospecteur devient un déterminant premier du degré de certitude associé à un programme de recherche ou de suivi de l'espèce. Ainsi, pour l'acteur M, le cri et tambourinement du PDB sont des preuves de présence, non des indices « *Pour ce qui est des cris du Pic à dos blanc, dans les Pyrénées, ils sont tout à fait typiques et différents de ceux de l'épeiche, de même que les tambourinements. Certes un débutant aura plus de mal qu'un ornithologue confirmé, mais que je sache on ne confie pas un inventaire d'une espèce à quelqu'un qui ne sait pas la déterminer !* » (com. pers. Acteur M), soulignant ainsi que seul des ornithologues avertis peuvent mener un suivi efficace, et que des DAC de science citoyenne pourraient difficilement voir le jour sur ce type d'espèces.

Si l'expérience du spécialiste permet de réduire l'incertitude des répartitions de l'espèce, celle-ci ne constitue pas pour autant une garantie absolue contre le risque d'erreur. Le PDB est en effet une espèce relativement discrète et silencieuse, contrairement aux autres pics. Ces moeurs confrontent donc même les spécialistes au risque de confondre une absence de détection avec une absence de l'espèce. L'acteur O souligne ainsi que « *le problème du PDB est que c'est une espèce assez discrète. Il peut très bien s'approcher suite à la repasse mais il ne dira rien. Il tournera autour mais restera muet. Et d'autres oiseaux au contraire sont très volubiles et s'expriment énormément. C'est pas une espèce très facile* » (com. pers. Acteur O). Lors d'une sortie terrain avec l'acteur A, nous avons ainsi repéré un individu au niveau d'un houppier, mais sans qu'il n'émette aucun cri d'alerte. Le contact a duré entre 5 et 10 minutes, au cours desquelles l'individu est resté silencieux, et s'est déplacé dans un faible périmètre. Les conditions météorologiques, de luminosité, mais aussi la présence d'un ou de plusieurs observateurs, peuvent donc influencer considérablement la capacité d'identification de tels individus.

✓ *Confirmer la nidification : le parcours du combattant*

Dans ce contexte déjà délicat, si l'individu est repéré, pouvoir affirmer qu'il est nicheur dans le site relève parfois largement d'un parcours du combattant puisqu'un couple occupe environ 100 ha dans les Pyrénées, au sein desquels le prospecteur doit trouver la cavité de l'année. L'acteur C explique ainsi que sur ses prospections financées par le gouvernement, sur la zone de Zilbeti, et sur les 3000 ha qu'il a identifié comme favorables à l'espèce, il ne l'a contacté que trois fois en 2012, et n'a trouvé aucune cavité de nidification (lors de notre travail de terrain en 2013).

La découverte de ces indices permettant d'affirmer la présence de l'espèce et sa nidification possible doivent en outre être confirmées par l'observation du couple de PDB sur les lieux. L'acteur A explique ainsi que cela nécessite le contact des deux individus, mâle et femelle, et ceci à au moins deux reprises sur le même lieu, à deux moments différents. Une suspicion de reproduction peut être avancée si, à deux moments différents, un individu est contacté une première fois et celui du sexe opposé une deuxième fois au même endroit. Mais en Suisse, l'acteur D explique que ce genre d'indices ne suffit pas à déterminer le nombre de couples présent dans un secteur. Il lui arrive en effet de contacter plusieurs individus, mâle ou femelle, voire parfois les deux de concert. Dans ce dernier cas, si un couple peut donc être confirmé, il ne peut écarter l'hypothèse de l'existence d'un deuxième couple, ne sachant pas si les individus contactés ne sont pas différents à chaque fois. Ainsi, pour l'acteur C, la seule façon de connaître le nombre de couples sur un secteur est de pouvoir identifier plusieurs cavités nouvellement creusées en étant certain qu'elles le sont bien par l'espèce recherchée.

Si un biotope favorable et certains indices de présence reconnus par les spécialistes apparaissent donc déterminants pour affirmer la présence de l'espèce dans une zone, chacun de ces éléments pris individuellement ne suffit souvent pas à acquérir une connaissance certaine. Si des doutes persistent sur l'identification d'une cavité, établir le contact avec un individu ou trouver d'autres cavités permet de réduire l'incertitude. Le degré de celle-ci évolue donc à mesure que la multiplication des indices dans un biotope favorable rapproche la connaissance de la quasi-certitude. Mais accumuler les indices exige de passer beaucoup de temps sur les sites, les indices les plus fiables, comme la découverte d'une cavité annuelle, étant plus difficiles à trouver que d'autres. Ces difficultés expliquent donc en grande partie la sélection qui s'effectue sur les acteurs menant les PAC. Seuls des spécialistes, et donc un très faible nombre d'individus, peuvent effectuer ces démarches de prospection et suivis, et la durée que peut prendre certaines d'entre elles s'explique par la complexité de la phase d'identification de nidification du PDB. La conjugaison de ces deux facteurs explique la faible importance des superficies couvertes par ces démarches.

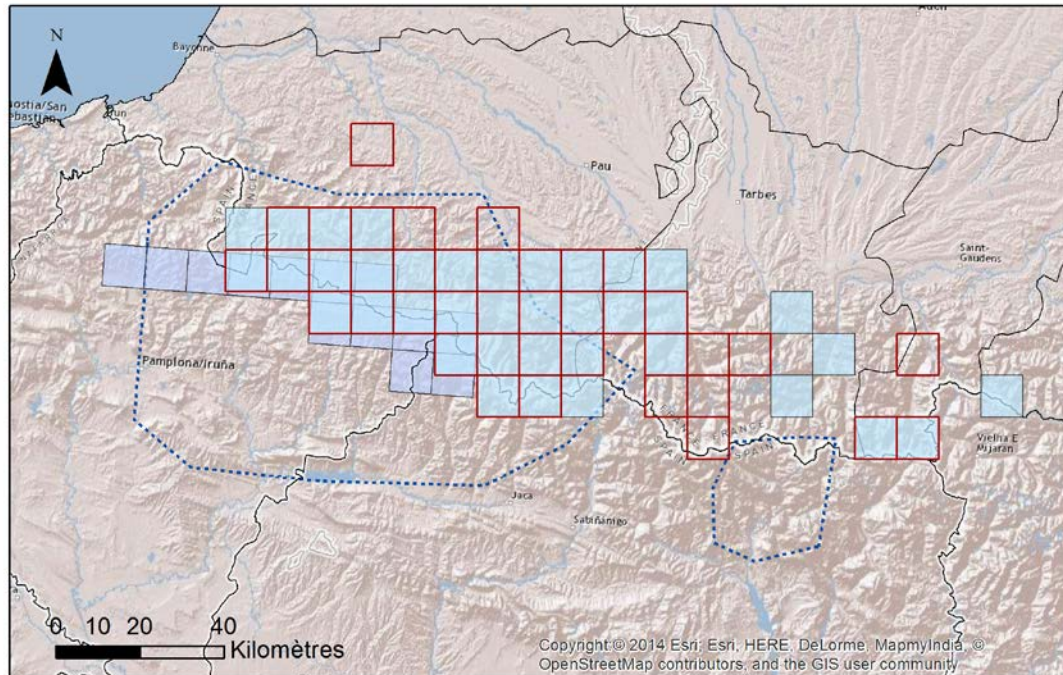
3.2. L'analyse des informations relatives aux répartitions des populations de PDB et de ses effectifs

La connaissance des répartitions de l'espèce, qui participe à la légitimation de certaines mesures de conservation affectant la pratique forestière, repose largement sur la capacité des acteurs à identifier la présence d'un couple, et notamment leur cavité de nidification, apportant ainsi la preuve de leur reproduction sur les lieux. À des échelles plus larges, la détermination des contours de l'aire de répartition du PDB dépend quant à elle d'une compilation d'informations de nature variée, allant de la simple observation d'un animal à celle de sa reproduction. Pour examiner la place qu'occupent la certitude, et donc l'incertitude, dans la connaissance de cette répartition, nous nous appuyerons sur une analyse cartographique, qui met en lumière les modalités de création de l'information, et le rôle qu'elle exerce sur la forme des représentations présentes chez nos acteurs. Nous analyserons ensuite les informations existantes sur les dynamiques et les effectifs de ses populations, et les facteurs pouvant faire varier leur qualité.

3.2.1. L'aire de répartition du PDB selon les sources nationales officielles

Au niveau national, et comme nous l'avons vu précédemment, des organismes publics ou associatifs proposent au public des cartes de répartition de la biodiversité, disponibles en ligne sous forme de cartographie numérique, ou dans des rapports ou études, tels que ceux associés aux atlas faunistiques. La carte de la Figure 96 ci-dessous, a donc été construite par nos soins sur la base des informations publiques officielles et disponibles en ligne. Elle est donc nourrie des données du MNHN, par l'intermédiaire du l'INPN, de celles de la SEOF à travers son Atlas des oiseaux hivernants de France (2005-2012), de celles de son homologue espagnol, la SEO par le biais de ses Atlas¹⁹² également, des oiseaux hivernants (2007-2010) et reproducteurs (2003), et enfin du contour de l'aire de répartition présentée par le Birdlife International en 2014. Les informations sont présentées sur la base d'une maille kilométrique de 10 km par 10 km.

¹⁹² L'inventaire national en ligne de l'Espagne ne propose pas de carte de répartition de l'espèce comme pour l'INPN. Site de Fauna Iberica : <http://iberfauna.mncn.csic.es/distribucion1.aspx?idtax=27423> consulté le 21/06/16



Réalisation : C.Dunesme 2016

Source des données cartographiées :

- pour la France : données de l'INPN, avec l'inventaire des Oiseaux hivernants de France (1804-1989), données du Parc National des Pyrénées (1965-2013), de l'ONF (1500-2016), données du CarObs et de Patrick Haffner (1930-2015) ;
- LPO/SEOF. Atlas des oiseaux nicheurs de France métropolitaine, 2015
- pour l'Espagne : SEO/BirdLife 2012. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife ;
- SEO/BirdLife. Atlas de las aves reproductoras de Espana 2003.

Figure 96 L'aire de répartition du PDB selon les démarches de connaissances de l'avifaune de type inventaires (C. Dunesme, 2016)

Cette carte présente l'aire de répartition par mailles kilométriques du PDB dans les Pyrénées selon les inventaires réalisés par des organismes institutionnels. Deux lectures peuvent être fournies à partir de cette carte, et des sources qui l'ont alimentée. La première réside dans la répartition des informations détenues sur l'espèce et la seconde concerne leur qualité variable. Elle varie notamment en fonction du degré de certitude concernant la nidification de l'espèce sur la maille, et en fonction de la réactualisation ou non des données anciennes.

✓ *L'hétérogénéité spatiale de la connaissance*

A la lecture de la carte, on observe l'inégale répartition des données sur le versant français. Plutôt denses dans les Pyrénées-Atlantiques, elles deviennent plus disparates en se déplaçant vers l'Est. Cette apparente raréfaction de l'espèce en direction de l'Est n'est en fait que le reflet de l'inégale densité de l'information. La richesse de celle-ci suit en réalité l'état d'avancement des connaissances sur l'espèce, sous l'étroite dépendance des PAC réalisés. L'essentiel des PAC de l'acteur A, de l'acteur B et de la LPO s'étant déroulés dans le département des Pyrénées-Atlantiques, l'aire de présence dans ce département est bien mieux connue que dans ceux situés plus à l'Est. Pour les départements de la région Midi-Pyrénées, les données sont issues de certaines prospections réalisées par l'acteur A, ou par Emmanuel Ménoni, biologiste au CNERA de l'ONCFS. L'acteur A, rédacteur de la fiche sur le PDB dans le nouvel atlas des oiseaux explique ainsi que « pour le 65, l'Atlas Midi-Pyrénées est très incomplet et plusieurs données inédites sont sur le nouvel atlas (dues à des prospections ciblées par moi-même et 2 autres membres du GOPA, et fondées sur des données anciennes fiables et des zones proches). Pour le 31, ces données reprennent celles de mon article paru dans *Ornithos*, et confirmées par E. Menoni », il juge ainsi la carte de l'atlas comme « très fiable pour les PA et l'ouest des Hautes-Pyrénées », mais souffrant d'insuffisances sur les autres secteurs (com. pers. Acteur A).

En Espagne, cette hétérogénéité de la répartition spatiale de l'information correspond également à la localisation des études effectuées sur le recensement de l'espèce. Les deux atlas (oiseaux hivernants et reproducteurs) utilisent ainsi les études réalisées par Senosiain (1978), Fernandez (1992, 1993, 1994) sur Quinto Real et Iraty, Campion (1998), et Lorente et al (2002) sur la zone de Huesca, pour fournir des informations de présence de l'espèce, ou d'estimation de ses densités et effectifs de populations. Des informations complémentaires sont également fournies sur « dire d'expert », par D. Campion et l'acteur Q, tous deux gardes pour le Medio Ambiente de Navarre.

✓ *La qualité variable des informations de nidification*

Ensuite, les informations fournies par ces différentes sources ne sont pas toutes de la même qualité. En effet beaucoup d'atlas faunistiques intègrent dans leurs paramètres de validation de l'information, le degré de certitude de l'observation faite. Les nidifications sont

ainsi définies comme possibles, probables ou encore certaines. Le polygone, censé représenter l'aire de répartition de l'espèce, intègre donc des variations de qualité de l'information entre mailles. Ainsi dans l'atlas français, seulement 8 mailles sont jugées comme « certaines » pour la nidification, et 23 sont « probables » (Grangé, 2015).

En Espagne, seul l'Atlas des oiseaux reproducteurs introduit une différence de qualité d'informations entre mailles. La seule qui présente une information de reproduction considérée comme « possible », alors que les autres sont jugées comme « probable à sûre », se situe en Aragon, et s'explique par la tendance régressive de la population dans ce secteur. En effet, elle se base sur la comparaison de deux informations de reproduction, entre 1992 et 2002. La population serait passée de trois couples à un couple dans le secteur selon l'étude de Lorente et al en 2002. Elle ne constitue cependant que la seule étude réalisée sur la zone, la donnée produite est donc jugée de moins bonne qualité comparée aux autres informations, récoltées par plusieurs sources différentes (Campion, et al., 2004).

Les difficultés recensées précédemment sur l'identification des cavités prennent ici tout leur sens, et jouent sur le degré de certitude de l'information par maille.

✓ *Le manque de réactualisation de certaines informations*

En ce qui concerne la limite proposée par le Birdlife, on observe un taux de recouvrement très faible avec les mailles de présence issues des atlas et inventaires. L'isolat qu'elle fait apparaître au sud-est est ainsi fondé sur des données d'observation anciennes, qui ne sont plus d'actualité, puisque l'espèce aurait disparu de ce secteur depuis les années 1990 (Fernandez, et al., 1994). L'acteur A nous explique ainsi que « *la limite de Birdlife peut être "oubliée" : jusqu'à il y a peu, leurs données pour cette espèce étaient inexactes pour quasiment tous les pays hébergeant l'ilfordi, lorsque des publications n'existaient pas (Balkans, Caucase). Récemment, ils essayent de consulter directement les personnes connaissant les espèces dont ils traitent (répartition, effectifs).* » (com. pers. Acteur A).

Si actuellement l'aire de répartition semble plutôt bien connue, comme l'a souligné l'acteur A mais également l'acteur L de la LPO (com. pers. Acteur A et L) pour le cas français, ce sont les effectifs de l'espèce qui le sont assez mal. En Espagne, les tendances

populationnelles évoquées dans les Atlas, concernant la régression de l'espèce à l'Est de son aire, comme sa progression à l'Ouest, doivent être confirmées.

3.2.2. Les informations relatives aux dynamiques des populations de PDB et à leurs effectifs

Comme nous l'avons vu mis en lumière dans le 2.2.1, la connaissance des répartitions au niveau national et international dépend de la quantité et de la qualité des informations transmises depuis l'échelon local. De nombreuses analyses portées par des organismes publics ou des ONG (UICN, Birdlife international) à ces larges échelles reposent donc sur la circulation de l'information, et sur les dires des acteurs locaux prospecteurs. La connaissance des dynamiques de population aux larges échelles varie donc également selon l'objectif, l'efficacité et la localisation des PAC locaux, et la capacité des acteurs de ces PAC à divulguer l'information.

✓ Favoriser le recensement ou les suivis ?

La connaissance des dynamiques de population est avant tout tributaire des suivis qui ont été réalisés localement. Or sur le versant espagnol par exemple, selon l'acteur C, les priorités des PAC conduits jusqu'à maintenant consistaient à cerner le pourtour de l'aire de répartition de l'espèce en notant les sites de présence ou d'absence de l'espèce. Ceci devait permettre de déterminer ses populations étaient en progression ou régression dans le pays par rapport aux études anciennes. Comme il le souligne ensuite, cette priorité a conduit à délaissier l'observation de certaines zones, pourtant identifiées comme constituant le cœur de son aire de présence en Espagne. On ne connaît donc pas actuellement l'évolution des effectifs dans celles-ci, principalement centrées sur la forêt d'Iraty. Au contraire, certains secteurs de forêts sont suivis depuis plusieurs années par l'acteur C en Espagne (Quinto Real) (Carcamo Bravo, 2006), ou l'acteur A en France (Grangé, et al., 2002; Grangé, 2016), ils permettent de connaître, sur des superficies limitées, l'évolution des couples de PDB. L'énergie dévolue aux suivis de certains sites par les acteurs se fait donc souvent au détriment de campagnes de prospection sur des zones nouvelles, ou visant à réactualiser les informations de présence connues.

✓ *Une connaissance des effectifs de population détenue par très peu d'acteurs*

En France, l'estimation des effectifs et des évolutions se base sur des dires d'expert, comme le montre le dernier Atlas des oiseaux français de 2015, qui se base sur les données de l'acteur A pour les effectifs de couples de PDB. Au niveau européen, son analyse est également la seule source d'information dans la Liste rouge européenne des oiseaux concernant le PDB en France (Birdlife international, 2015). La connaissance des effectifs de la population française de l'espèce dépend donc d'une seule personne, l'acteur A, qui a compilé dans un article (2001) les données existantes sur celle-ci (agents du PNP, du GOPA, de l'acteur L ou de l'acteur B), et ses propres observations effectuées depuis plus de 10 ans.

En Espagne l'effectif de couples annoncé repose sur l'étude de Fernandez et al de 1994, et sur des estimations de densité observée dans une étude de Campion (1998) sur une zone de 3 400 ha dans la forêt de Iraty (Campion, et al., 2004).

En Suisse, le site internet de la SOS annonce un effectif compris entre 10 et 20 couples de PDB entre 2007 et 2011¹⁹³.

✓ *Une connaissance des dynamiques de population restreinte spatialement*

Le cas de l'Espagne permet d'illustrer la connaissance restreinte spatialement de ces dynamiques de population. Les couples de PDB y sont estimées entre 77-95, dont seulement un en Aragon. Les sources citées dans l'Atlas des oiseaux hivernants correspondent en réalité à la fiche du livre rouge espagnole, rédigée par Campion et Senosian (Campion, et al., 2004). Ces données résultent de compilations des études réalisées depuis 1994, par Fernandez (1993, 1994, 1996), Campion (1998), Carcamo (2001) et Lorente (2002). L'évolution des populations présente une augmentation des effectifs, en raison de nouvelles études conduites sur la zone d'Iraty, cœur de l'aire, depuis 2002. De nouvelles observations, dans l'Ouest de l'aire (en comparaison de l'aire fixée par Fernandez en 1994) et la disparition de deux couples dans l'Est de celle-ci (étude de Lorente en 2002 sur le secteur nord de Huesca), tendent à être considérées comme un glissement de l'aire de l'espèce vers l'Ouest. En réalité, l'ensemble de l'aire espagnole n'a pas été prospectée et suivie de façon homogène depuis les recherches de Fernandez (1994). Les études réalisées permettent en réalité de connaître l'état des

¹⁹³ Page concernant le Pic à dos blanc, site de la Vogelwarte : <http://www.vogelwarte.ch/fr/oiseaux/les-oiseaux-de-suisse/pic-a-dos-blanc.html> consulté le 28/04/16

populations dans seulement quatre zones, le parc naturel de Bertiz, où un inventaire récent a été réalisé (Campion, et al., 2010), la vallée de Ultzama et le Monte Mortua, la forêt d'Iraty et Quinto Real, et le secteur de los Valles en Aragon.

✓ *Une qualité inégale des données*

Pour illustrer la variation de la qualité d'information constituant les données de dynamique des populations de PDB, nous prendrons le cas suisse. Celles qui concernent ses effectifs proviennent de la SOS, citée comme source dans la fiche du Birdlife. L'estimation de population varierait entre 10 et 20 couples sur la période 2007-2011. Les données de la SOS sont fondées principalement sur celles de leurs observateurs bénévoles, donc très fluctuantes d'une année sur l'autre. Elles comprennent à la fois des observations d'individus, et de nidification. Ainsi entre 1951 et 2013, se sont seulement 32 données de nidification que la SOS a pu compiler, dont un effectif maximal de 5 reproductions sur une année confirmée en 2000 et 2005¹⁹⁴. En 2000 elles proviennent de trois observateurs différents, dans trois cantons (Grisons, Saint-Gall et Glaris), et en 2005 elles proviennent toutes de l'acteur D pour les Grisons. Pour lui, il semble d'ailleurs difficile de déterminer des effectifs précis sur l'ensemble du pays (com. pers. Acteur D). Il préfère ainsi se baser sur des observations précises, plus restreintes en superficie mais plus sûres, qui le conduisent à estimer une moyenne de 5-6 couples dans les Grisons, fluctuant d'une année sur l'autre entre 1997 et 2012. Cet effectif de 5 couples reproducteurs constitue donc une donnée certaine, autour duquel une population potentielle est estimée.

✓ *Des informations utilisées mais réévaluées*

Si ces données concernant les effectifs sont reprises par les acteurs publics ou des ONG aux échelles nationales et internationales, souvent sous couvert du principe de précaution¹⁹⁵, elles sont accompagnées de critères permettant également d'évaluer leur

¹⁹⁴ Informations fournies sous forme de base de données excel par la SOS lors de notre entretien avec l'acteur S, en juin 2013.

¹⁹⁵ Pour les administrations françaises « Le principe de précaution a été introduit en droit français par la loi Barnier du 2 février 1995 sur le renforcement de la protection de l'environnement. Il s'agit du principe selon lequel « l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économique acceptable », dans notre étude il concerne d'avantage les risques de disparition des espèces jugées menacées. Source internet Vie-publique : <http://www.vie-publique.fr>

fiabilité, comme c'est le cas pour les données françaises. En effet, le Birdlife international, dans sa fiche de présentation de l'espèce pour la Liste rouge des oiseaux européens de 2015, cite ainsi les articles de Grangé de 2001 et de 2009 comme sources en ce qui concerne la taille des populations en France. Elle se base sur son « avis d'expert » pour les tendances d'évolution de ces effectifs. Ceux-ci sont fixés à 310-400 couples pour une estimation entre 2008-2012, et sont considérés comme stables entre 1989 et 2012. La qualité de l'information est cependant considérée comme « moyenne », en raison de l'existence d'une source unique, contrairement aux données proposées par la Suède ou la Finlande¹⁹⁶. Ces deux pays bénéficient en effet de programmes de suivis financés, et encadrés par des scientifiques universitaires et leurs gouvernements.

La connaissance des dynamiques de population du PDB, et de ses effectifs, peut donc parfois être détenue par un seul acteur, dont la notoriété seule attesterait de sa qualité. Elle ne concerne en outre parfois que des superficies très faibles, selon la localisation des suivis réalisés. Les informations récoltées sur ces superficies restreintes serviront ensuite de référence à partir desquelles des estimations, concernant la situation globale des populations de l'espèce, seront élaborées. Bien que la qualité de ces informations demeure variable, elles sont pourtant utilisées par les organismes internationaux comme le Birdlife, mais qui ont le souci d'introduire des critères de qualité permettant de renseigner l'acteur qui utilisera l'information synthétisée par l'organisme. Cette variabilité de l'information peut engendrer des interprétations très différentes chez les acteurs concernant l'état des populations du PDB et sa répartition.

3.2.3. Des différences d'interprétations chez les acteurs des PAC alimentées par l'incertitude géographique

Les doutes concernant la dynamique de populations et des aires de répartition du PDB ressentis chez certains acteurs, prennent naissance sur la base d'appréciations différentes de la

publique.fr/decouverte-institutions/institutions/administration/action/action-encadree/administration-est-elle-soumise-au-principe-precaution.html consulté le 15/04/16

¹⁹⁶ En Finlande l'espèce bénéficie de suivi financé, notamment dans le cadre de programme Life (2001-2005) et est suivie chaque année par le Metsähallitus NHS, <http://www.metsa.fi/web/en/threatenedanimals> consulté le 07/02/2016. En Suède l'espèce bénéficie également de programme de suivi financé, notamment par un plan sur la période 2005-2008, et un plan de conservation lancé en 2014, il couvre plus de 10 000ha et permet de suivre l'évolution des populations en fonction des actions de gestion menées (Trogen, 2015).

qualité des informations collectées. C'est notamment le cas en Suisse, où les visions des acteurs rencontrés semblent parfois s'opposer. En effet, selon la SOS, le PDB est une espèce qui n'aurait jamais été nicheuse en Suisse avant 1996, date de sa première observation (reproduction). Elle est donc considérée comme rare en Suisse, située en marge de son aire européenne, et donc en expansion dans ce pays. Cette situation explique son statut de conservation, que nous explique l'acteur R « *Les espèces B5 sont les espèces qui ont toujours été rares en Suisse, par exemple parce qu'elles sont en marge de l'aire de distribution. La responsabilité de la Suisse pour ces espèces est faible. Le pic à dos blanc est rare et plutôt en expansion. Il a donc été placé sur la liste rouge à cause de sa rareté, pas à cause d'un déclin* » (com. pers. Acteur R).

L'interprétation proposée par l'acteur D apparaît totalement différente. Lors de notre entretien conduit en 2013, il estimait que l'espèce recouvrait certainement toute la Suisse, sur la base d'un scénario d'occupation totale de l'Europe de l'Ouest, englobant ainsi l'isolat pyrénéen actuel. Il expliquait ainsi que les populations de PDB suisses auraient alors subi de plein fouet l'accroissement de l'exploitation forestière au XIX^{ème} siècle, le mitage et l'infiltration humaine dans ses milieux, ce qui expliquerait sa raréfaction. L'absence d'observations de reproduction avant 1996 résulterait à ses yeux d'un manque de tradition ornithologique autour de cette espèce, rare et peu visible (les densités ne sont jamais élevées). Certaines observations antérieures à cette date existent pourtant, compilées par la SOS et par l'acteur D dans la bibliographie existante sur cette espèce (Von Burg en 1913, 1914, 1922 ou encore Franz en 1937) (com. pers. Acteur S et acteur D). N'étant cependant pas considérées comme fiables et certaines par la SOS (Maumary, et al., 2007), beaucoup sont donc représentées comme des données incertaines (Figure 97). Leur code atlas reste cependant renseigné dans la base de données concernant l'espèce, il est noté « 99 », ce qui signifie pour l'Atlas une « *espèce non trouvée malgré une recherche ciblée en période de nidification* »¹⁹⁷. La plupart des données entre 1951 et 1959 sont ainsi annotées par ce code. Sur la base d'une appréciation nourrie par ces données anciennes, jugées incertaines, l'espèce serait considérée comme en expansion actuellement, lorsque les données sont considérées comme des absences potentielles ou réelles (posture de la SOS¹⁹⁸), ou à l'inverse considérée comme en forte

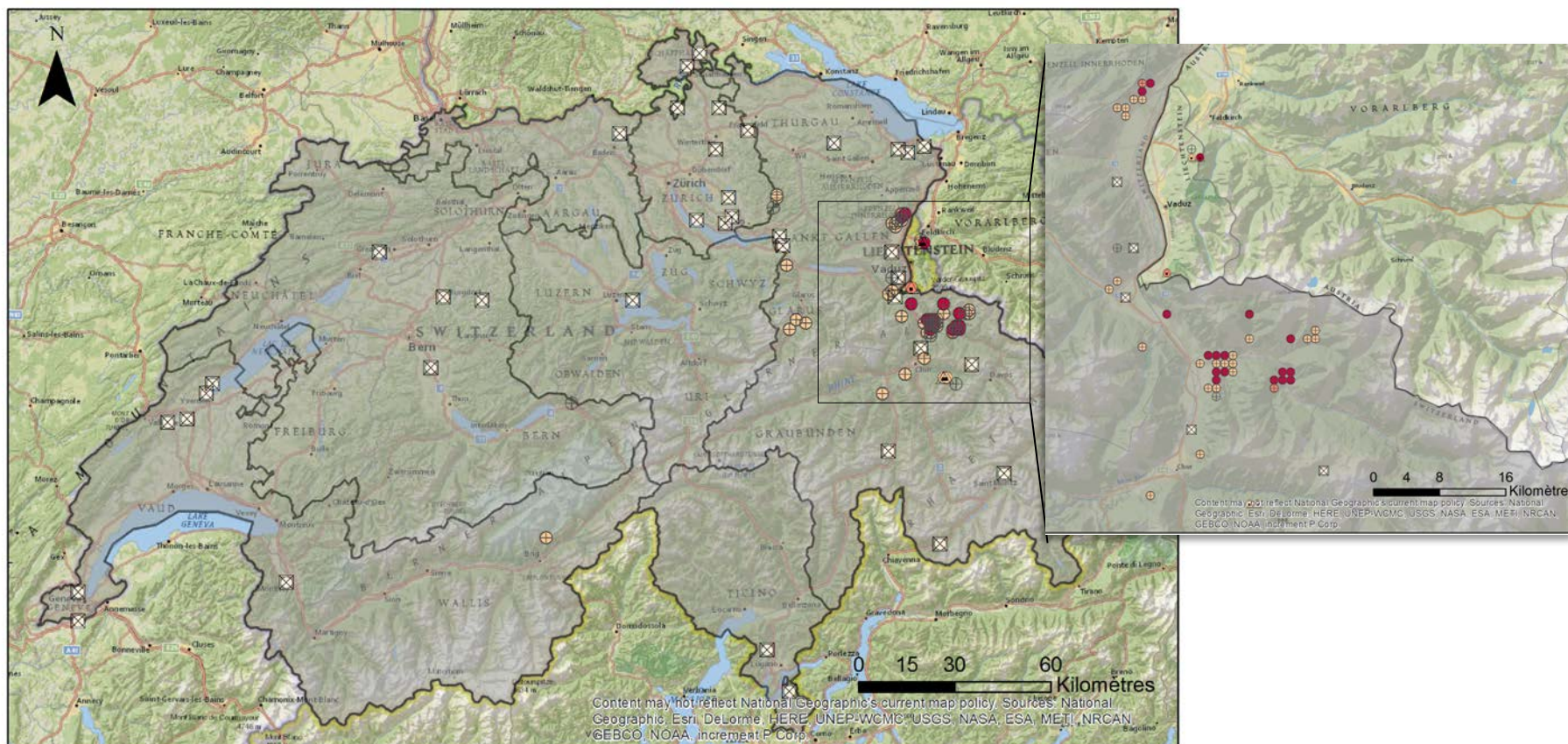
¹⁹⁷ Feuille d'information ornithologique de la Vogelwarte (SOS) de mars 2014

¹⁹⁸ On peut cependant estimer, au vue du dernier programme lancé sur l'espèce en Suisse, qu'une révision de cette appréciation est en cours parmi les membres de la SOS.

diminution lorsqu'on les considère comme douteuses (posture de l'acteur D), ce qui le conduit à souligner les menaces qui pèsent sur l'espèce.

Ces représentations opposées des dynamiques affectant l'aire de répartition du PDB, résultent des incertitudes relatives à la fiabilité de données anciennes, impossible à vérifier à l'heure actuelle. C'est une question d'importance pour la connaissance et l'éventuelle légitimation des mesures de protection concernant ces espèces rares et discrètes. Ceci explique donc que l'acteur A s'attache à démontrer dans un article de 2013, les pérégrinations des connaissances et des certitudes/incertitudes concernant le PDB dans différents pays de son aire. Il compare ainsi plusieurs situations sur la base d'une bibliographie internationale, où les observateurs exposent leurs découvertes sur l'espèce, celles des premiers contacts aux observations de reproduction (Grangé, 2013). Des espèces jugées comme accidentelles par manque d'observations, deviennent ainsi en l'espace de quelques années des espèces reproductrices dans le pays, parce que ces observations sont devenues régulières et répétitives d'une année sur l'autre, en raison de l'intérêt croissant suscité auprès des ornithologues venus l'observer.

Selon l'interprétation des données anciennes ou nouvellement récoltées, pour peu que des incertitudes persistent encore concernant sa répartition et son évolution, une espèce peut être ainsi perçue comme en progression ou en régression dans un pays, et apparaître ainsi comme menacée ou non.



Légende

- | | | | |
|---|--------------------------------|---|-------------------------|
| ⊗ | Observation avant 1960 | ● | Nidification Certaine |
| ⊕ | Observation entre 1960 et 1996 | ○ | Nidification Probable |
| ⊕ | Observation Après 96 | ○ | Nidification possible |
| | | ○ | Nidification Incertaine |

Source : Données fournies par la Vogelwarte
(Station ornithologique Suisse) en 2014

**Figure 97 Les observations du Pic à Dos Blanc en Suisse depuis 1951
(C. Dunesme, 2016)**

4. Reconnaître, réduire, ou gérer l'incertitude dans des DAC hybrides

Dans les DAC hybrides, constitués donc de plusieurs PAC sans coordination nationale, et caractérisés par une hétérogénéité d'acteurs, de méthodes et d'objectifs, certaines incertitudes apparaissent communes à différents PAC, en raison des formes originales qu'elle peut prendre lors de suivis d'espèces rares et à détectabilité faible, comme le PDB. D'autres formes d'incertitudes peuvent par contre émerger des caractéristiques propres à certains PAC découlant de la méthodologie, des acteurs, et du manque de coordination entre eux. La reconnaissance, la réduction ou la gestion de l'incertitude devront donc reposer sur la mise en place de dispositifs visant à la fois les PAC dans leur singularité, et l'ensemble des PAC et leur coordination.

4.1. La reconnaissance de l'incertitude

4.1.1. Les différentes sources d'incertitude géographique repérées

L'analyse des informations relatives aux faits de répartition, et aux dynamiques de population de PDB, nous permet de mettre en avant certaines sources d'incertitudes géographiques.

- ✓ *Les quatre sources principales d'incertitude affectant la représentation des répartitions*

La première source d'incertitude concerne l'origine de la connaissance. Toutes les informations que nous avons présentées ci-dessus sont construites sur des dires d'experts dans la majorité des cas, puisque le faible nombre d'études réalisées sur l'espèce fait reposer la formation de cette connaissance sur quelques acteurs. Une relation de confiance s'établit donc entre les autorités nationales et internationales, élaborant notamment les statuts de conservation de cette espèce (Birdlife, UICN), et les acteurs repérés comme experts. De la faculté de ses derniers à remettre en question leur connaissance, et donc à montrer ouvertement leur doute, dépendra la mise en lumière des incertitudes actuelles autour de la répartition des populations de PDB et leurs évolutions. Si certains acteurs rencontrés restent

prudents sur les informations concernant les effectifs de population, et ne préfèrent pas donner de chiffres relatifs à l'ensemble de l'aire de répartition de leur pays, mais seulement sur quelques zones constituant le cœur de leurs suivis (l'acteur D ou l'acteur C), d'autres proposent des fourchettes d'estimation leur permettant de diluer certaines incertitudes dans des chiffres considérés comme largement possibles, voir certains (acteur A).

La deuxième source d'incertitude est en partie liée à la première et est aussi relative aux acteurs des PAC. Comme l'a présenté le 3.1, de nombreuses incertitudes peuvent naître autour de l'identification des sites de nidification des couples de PDB. Elles reposent sur les capacités des acteurs à différencier les cavités creusées, et à reconnaître par l'ouïe l'espèce, puis à identifier le nombre de couple sur une zone géographique et leur cavité annuelle.

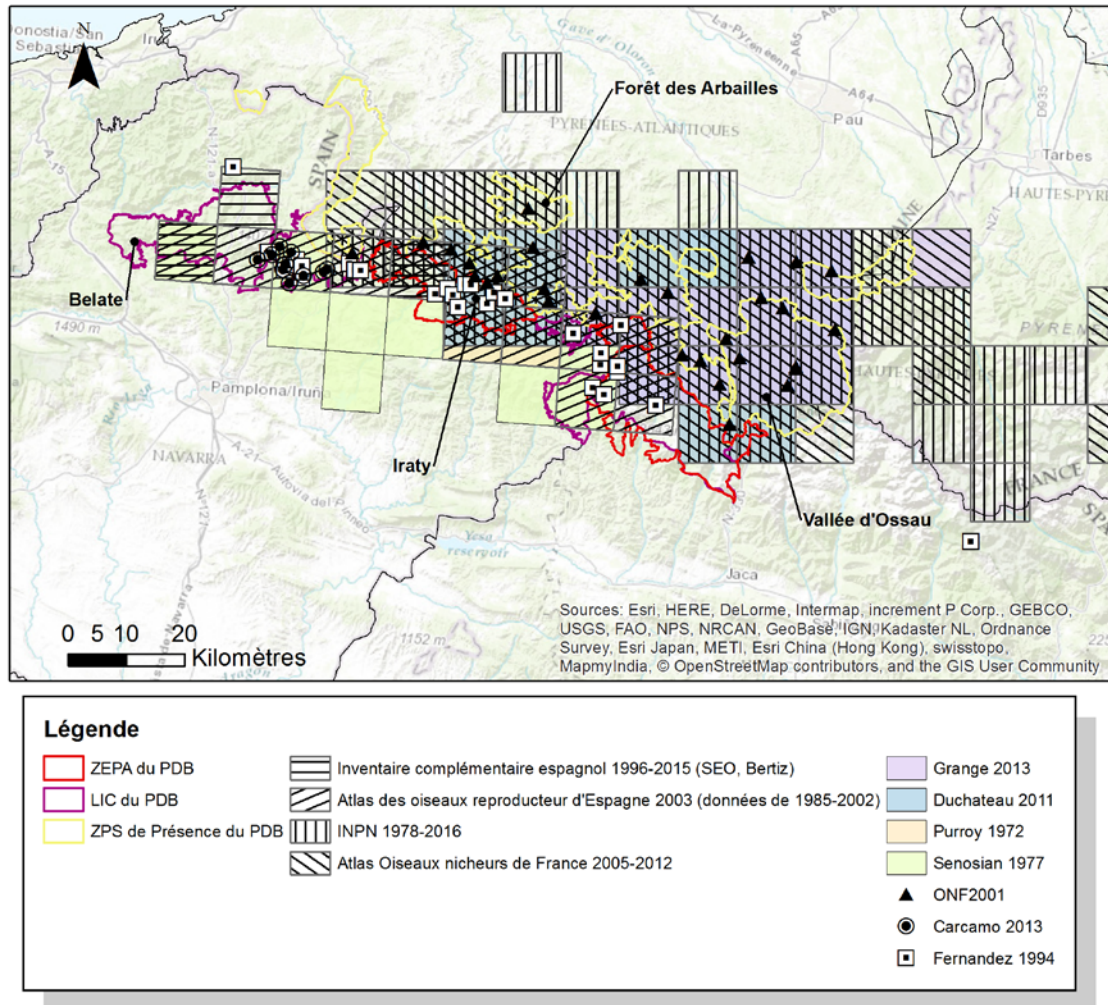
La troisième source d'incertitude repose sur la qualité des données anciennes et leur interprétation. Comme l'a démontré le cas de la Suisse, si les informations sont relativement incertaines, il devient difficile pour un acteur d'évaluer l'évolution de la répartition d'une espèce. Pourtant ces données permettent d'évaluer actuellement la potentielle progression ou régression de l'espèce sur certains secteurs.

La dernière source d'incertitude relève de la relation entre connaissance et espace. La certitude spatiale se dessine ici dans les zones les plus régulièrement parcourues par nos acteurs (Quinto Real, Iraty ou encore Issaux), ou celles ayant bénéficié de programmes d'études financés (inventaire dans le parc de Bertiz par exemple). Des questions d'ordre pratique vont par exemple considérablement faire varier les zones prospectées et suivies. L'acteur A souligne ainsi que ces secteurs sont choisis selon leur distance à son domicile, et la présence de pistes et sentiers. Les suivis de reproduction nécessitant au moins 3 heures sur place pour l'observation, il choisit des secteurs à moins d'une heure de voiture, et des sites de reproduction à moins de 2 heures de marche depuis sa voiture. De plus, le programme de bagage développé par le GOPA et le PNP depuis deux ans, conduit les acteurs participant à sélectionner par avance les sites les plus adaptés aux captures. Les reproductions annuelles sont ainsi recherchées sur ceux qui sont déjà bien connus et parcourus habituellement par ces acteurs, ou sur des secteurs faciles d'accès. Ce type de programme oriente donc les zones de connaissance certaine de la répartition du PDB.

✓ *Représenter l'incertitude des répartitions par l'utilisation de la cartographie*

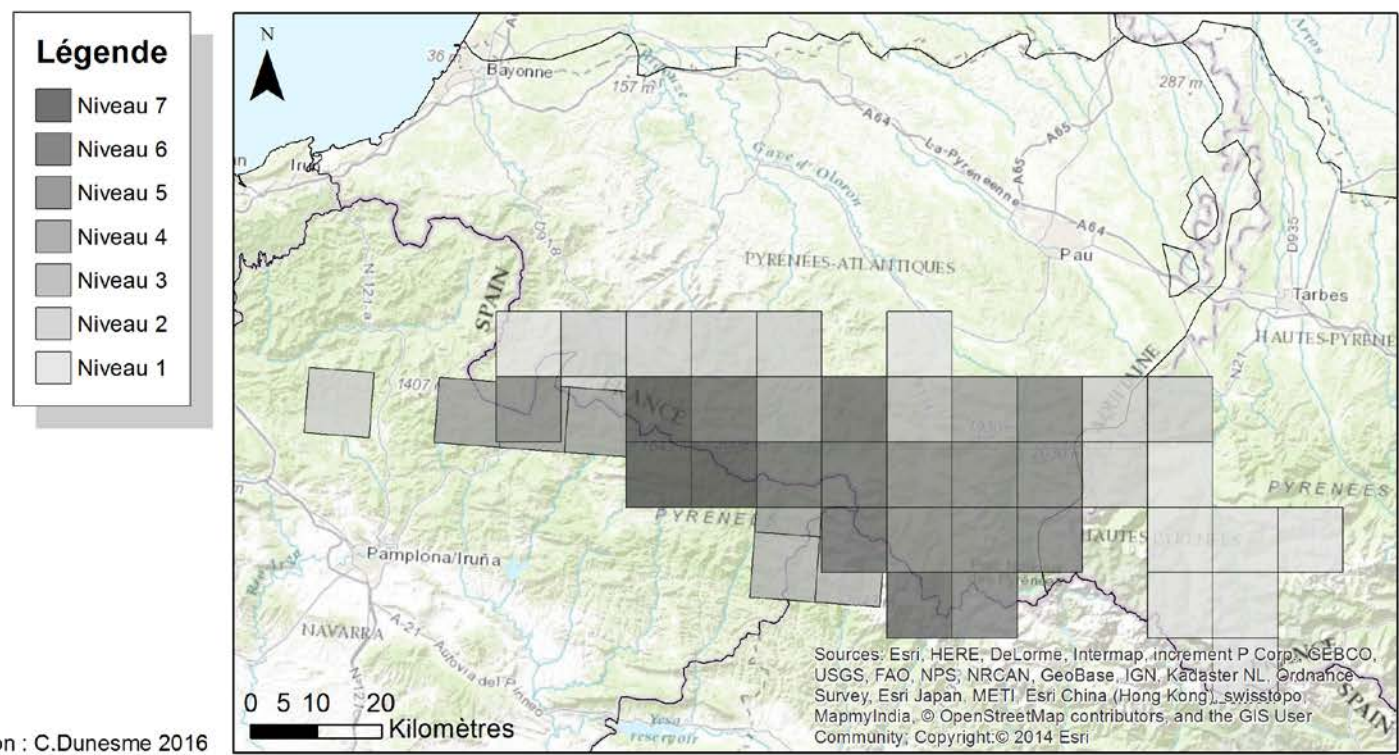
L'incertitude des répartitions se dilue entre ces zones aux connaissances certaines, et le reste de l'aire, peu ou pas étudiée. La variation d'informations n'est alors pas perceptible lors d'une première lecture des cartes représentant les aires de répartition de l'espèce à travers l'utilisation d'un « polygone » qui lisserait l'information récoltée (Figure 81 page 348).

Pour montrer cette variation de l'information derrière la représentation cartographique de l'aire de répartition du PDB, nous avons réalisé une carte de l'aire de répartition du PDB dans les Pyrénées, regroupant l'ensemble des sources que nous avons consultées dans cette thèse (Figure 98), afin d'isoler les zones offrant une connaissance certaine de sa nidification. En effet nous pensons que la diversité des sources est un gage de certitude dans l'information fournie, c'est pourquoi la Figure 99 (page 411) représente cette accumulation d'informations de sources différentes, par mailles kilométriques. Plusieurs niveaux de connaissance y sont représentés, selon le nombre d'observation de PDB en fonction de différentes sources. Le niveau 1 représente une donnée d'observation en fonction d'une source d'information, le niveau 2 deux données en fonction de deux sources d'information, et ainsi de suite. Le niveau 7 permet de montrer les mailles où des individus ou couples de PDB ont été observés par sept sources différentes (voir sept acteurs différents, si on omet le fait que les données de l'acteur A peuvent se retrouver dans l'Atlas des oiseaux de France de 2005-2012, et celles de Fernandez dans l'Atlas espagnol). Trois mailles présentent ce degré, et sont situées en partie dans la forêt d'Iraty, entre la France et l'Espagne. Elles semblent bien correspondre au cœur de son aire de répartition actuelle comme le présente la bibliographie sur l'espèce (Carcamo Bravo, 2006).



Réalisation : C.Dunesme 2016

Figure 98 L'aire de répartition du PDB selon les différentes sources d'informations interrogées dans la thèse (C. Dunesme, 2016)



Réalisation : C.Dunesme 2016

Source : compilation d'informations de l'auteur

Figure 99 La diversité des sources comme facteur de certitude (C. Dunesme, 2016)

Encadré 13 La méthodologie et les limites de nos deux cartes représentant la certitude des répartitions

Objectif : L'objectif est de montrer non pas la distribution réelle de l'espèce mais ce que la connaissance laisse deviner de cette répartition. L'enjeu est de montrer le degré d'incertitude ou de certitude en compilant les informations disponibles, et de montrer que cette compilation d'informations peut permettre de se rapprocher de la certitude quasi-totale de cette répartition.

Méthode : Nous pouvons identifier sur la Figure 98 plusieurs sources et degré de détails de l'information. En premier lieu les sources. Nous avons compilé les données de répartition du PDB en fonction de sources bibliographiques tel Purroy 1972 ou Fernandez 1994. Ensuite nous avons récupéré des informations concernant les inventaires menés soit sur des ENP comme les ZPS en France ou ZEPA en Espagne, et sur des mailles kilométriques de 10km par 10km. Ces informations renvoient à plusieurs types d'acteurs : pour les données bibliographiques, nous avons affaire à des experts soit du monde bénévole (acteur A) soit professionnel (ONF), pour les données par maille ce sont soit des associations nationales (SEO pour l'Espagne), soit des institutions publiques (ONF, PNP), soit des bénévoles indépendants (données du CardObs représentés sur l'INPN). Les données par mailles sont compilées soit directement par l'association naturaliste, c'est le cas pour les atlas, soit par des institutions publiques à vocation scientifique comme le MNHN à travers l'outil INPN pour le versant français.

En ce qui concerne le degré d'information, on retrouve dans les données les plus précises (finesse spatiale) les informations localisées avec points de coordonnées, comme dans l'étude de Fernandez de 1994. Les données ONF représentent quant à elles des informations localisées principalement dans des massifs forestiers. La localisation effectuée correspond donc à ces forêts, non aux données précises d'observation; elles représentent donc un degré moins élevé de précision. Après ces informations localisées de façon relativement précises, nous trouvons les données de présence dans des périmètres plus larges. Ce sont ainsi les données des ENP (ZPS, LIC etc.), ou représentées directement par des mailles de 10 km. L'incertitude est en quelque sorte proportionnelle à la surface, puisque l'information de localisation est lissée par la représentation cartographique (maille ou zone).

Pour tenter d'harmoniser la représentation de l'incertitude, et d'identifier les mailles dont on serait certain qu'elles abritent du PDB, nous avons compilé au sein de celles-ci le nombre de sources mentionnant la présence et reproduction de l'espèce. Les niveaux de la Figure 99 répondent donc à cette logique, en offrant au niveau 1 les mailles où une seule source confirme la présence et nidification de l'espèce, jusqu'au niveau 7, où donc 7 sources différentes l'affirment également.

Quels sont les biais reconnus ? 1) La variation de l'échelle de l'information. En effet la certitude spatiale de présence s'amenuise en fonction de l'augmentation de la superficie de l'aire de présence représentée (maille, ENP). Si la présence du PDB est certaine sur une maille kilométrique de 10 km par 10 km, à l'intérieur de celle-ci il apparaît impossible de localiser avec exactitude la présence des individus ou couples. **2) La superposition des mailles kilométriques françaises et espagnoles.** Les systèmes de projection utilisés entre ces deux pays sont différents, et il n'y a pas de représentation conjointe des mailles. Ainsi sur la zone frontalière de nombreuses mailles se superposent. Cette superposition tend à diviser l'information présente qui, d'un point de vue de la géolocalisation, serait identique puisque le secteur est un invariant, alors que la maille kilométrique varie elle d'un pays à l'autre. **3) Les localisations et leur représentation.** Dans les sources nous avons identifié des mailles en fonction de lieux cités par les auteurs. Cette description est parfois large, elle englobe par exemple sur certains articles des vallées entières. Nous avons donc sélectionné l'ensemble des mailles englobant ces vallées. Il est donc certain que dans ce périmètre la présence ponctuelle de l'espèce ne transparait pas. **4) Le rappel à des références spatiales antérieures.** Dans la bibliographie utilisée, certains auteurs faisaient référence à d'autres auteurs ayant déjà recensé des sites de présence du PDB. Nous avons comptabilisé ces sites dans chaque article car ces rappels sont souvent des gages de certitude, les auteurs contemporains ayant reconnu ces sites comme valides.

Les cartes de répartition présentées, et la connaissance qui les accompagne, cachent des réalités bien différentes selon les lieux géographiques. Les répartitions illustrées dans les nombreuses cartes concernant le PDB ne sont pas homogènes, et dépendent de la qualité de l'information géographique. L'incertitude relative à certaines de ces informations peut parfois faire varier l'appréciation des évolutions des aires de répartitions.

4.1.2. La reconnaissance de l'incertitude par les acteurs des PAC

Le chapitre 4 a montré que la réduction de l'incertitude, par des dispositifs spécifiques, exigeait une accumulation de connaissances nouvelles permettant de faire douter les acteurs, couplée à une bonne circulation de l'information pour accompagner la reconnaissance collective des failles de connaissance, actuelles et passées. Ceci doit permettre la mise en place d'actions collectives, ou personnelles, pour réduire l'incertitude, facilitant ensuite la légitimation de la prise de décision, et la mise en place d'actions de conservation. Nous avons distingué dans le chapitre 4 des facteurs d'incertitude d'ordre technique ou d'ordre social. Si la réduction des premiers passe souvent par l'usage de la technique, les deuxièmes sont plus difficiles à reconnaître et à gérer. Deux attitudes des acteurs sont en effet possibles, celle d'une reconnaissance personnelle et autonome de leur doute, face à une fabrication d'informations de qualité variable (remise en question personnelle), ou celle d'une reconnaissance par autrui, donc d'un autre acteur (parfois du chercheur lui-même), de cette incertitude, qui peut alors être perçue par celui-ci comme une remise en question de son efficacité puis de sa légitimité.

✓ La reconnaissance de certaines incertitudes

Certains acteurs rencontrés reconnaissent ouvertement leurs incertitudes, comme l'acteur N, salarié à la LPO, qui reconnaît ainsi l'impossibilité de donner des informations sûres sur la possible progression ou régression de l'espèce sans suivi de population. L'acteur O, de la LPO, souligne également le manque d'exhaustivité de ses prospections sur les trois ZPS qu'elle devait parcourir, car la superficie de presque 100 000 ha, la rendait impossible. L'acteur L, de la même structure, partage l'opinion de l'acteur N en ce qui concerne la difficulté à connaître l'évolution des populations, mais pense que le diagnostic des zones

Natura2000 effectué entre 2010 et 2014 permet de bien cerner l'aire de répartition de l'espèce dans les Pyrénées-Atlantiques, et confirme une stabilisation de celle-ci.

Si les acteurs de la LPO reconnaissent donc ces incertitudes de finalité, les autres acteurs rencontrés partagent également leur point de vue sur la difficulté à connaître les effectifs réels de l'espèce dans les Pyrénées (l'acteur B, l'acteur C) par exemple. Mais s'ils partagent certaines de ces incertitudes, ils ne remettent pas toujours en question leur méthode d'enquête, mais plutôt celles des autres acteurs des PAC. Ainsi l'acteur N fait part de ses doutes concernant le nombre de couples trouvés, et la méthode utilisée, sur un inventaire qui a été conduit dans la Vallée des Aldudes (Pays basque français, proche de la forêt de Quinto Real). Celui-ci a été réalisé dans le cadre d'un DOCOB, dont le CPIE Pays basque avait la charge du diagnostic écologique. Il note ainsi que *« pour ne pas prendre en compte une espèce qui a justifié la désignation du site dans un DOCOB, il faut le justifier par l'absence de l'espèce. J'ai de forts doutes sur la présence de seulement deux individus sur l'ensemble du sites »* (com. pers. Acteur N). Nous avons rencontré l'un des salariés du CPIE lors du séminaire n°4. Il nous a en effet confié qu'en étant le seul ornithologue à pouvoir prospecter 12 000 ha, cela avait été difficile de fournir un inventaire exhaustif pour cette espèce. Les méthodes souvent utilisées pour les inventaires, reposent sur des prospections par mailles kilométriques, englobant l'ensemble des espèces, alors que le PDB nécessite un protocole bien adapté. Les doutes émis par l'acteur N sont donc justifiés et reconnus par ce salarié, qui souligne quant à lui le manque de moyen humain et le manque d'adaptation de la méthode à l'espèce. De son côté l'acteur A souligne également l'inadaptation des acteurs¹⁹⁹ ayant renseigné les ZNIEFF dans le département *« je sais comment s'est passé cet inventaire chez nous et il a été effectué par des personnes non qualifiées la plupart du temps »* (com. pers. Acteur A).

On observe dans ces deux réactions deux jugements, reposant soit sur des failles concernant la méthode soit sur les compétences des acteurs prospecteurs. Or si la première peut facilement se résoudre par une amélioration des protocoles utilisés, plus de rigueur et une couverture géographique meilleure, la seconde relève de blocage social qu'il semble plus difficile à résoudre.

¹⁹⁹ Plusieurs acteurs ont participé à cet inventaire, comme l'ONF, le Parc national des Pyrénées ou encore la LPO. Données accessibles depuis le site de la DREAL Aquitaine : <http://www.donnees.aquitaine.developpement-durable.gouv.fr/DREAL/> consulté le 28/04/16

✓ *Les incertitudes d'origine sociale : concurrence, conflit et blocage de l'information*

Les nombreuses dissonances cognitives qui existent actuellement entre les acteurs français du DAC sur le PDB, tendent à bloquer la circulation de l'information entre eux. La plupart des PAC existant ne sont pas connectés entre eux, et même si certains acteurs échangent de temps en temps des informations (voir 2.2), les forces de prospection sont dispersées, et chacun travaille de son côté. Ces problèmes sont notamment visibles lorsque les démarches de connaissance sont portées au niveau régional, et dépassent donc le cadre du local, où chaque acteur reste dans son domaine d'intervention et dans son périmètre d'action. Deux acteurs travaillant au niveau de la région Aquitaine nous ont ainsi fait part de leurs observations.

La première est l'acteur T, coordinatrice de l'Atlas régional sur l'avifaune à la LPO Aquitaine. Elle occupe donc une fonction de coordinatrice et de gestionnaire de données. Celle-ci nous explique qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de remontée d'informations de la part du GOPA concernant le PDB. Elle ne récolte donc que les données ponctuelles et opportunistes des bénévoles de son association ou d'indépendants, notamment au travers de la base de données en ligne Faune-Aquitaine, mais souligne les manques concernant la connaissance de l'espèce dans la région. Elle explique ainsi que la connaissance visible est étroitement liée à l'existence de l'information et à sa circulation. L'absence de données ne doit pas être lue comme une absence de l'espèce, surtout dans des contextes de circulation de l'information problématiques entre les acteurs ayant la connaissance et ceux qui la diffusent²⁰⁰.

Le deuxième acteur à nous avoir fait part de ses observations concernant cette circulation de l'information problématique est l'acteur I, chargé de mission à la DREAL Aquitaine (en 2014). Actuellement cette administration fonctionne sur la base d'une « valorisation du connu » (com. pers. Acteur I). En effet, l'objectif est de s'appuyer sur les données déjà existantes pour réaliser par la suite les projets de SCAP ou de TVB par exemple. Elle s'appuie donc principalement sur les acteurs locaux, souvent les associations, pour parvenir à récolter suffisamment d'informations. L'observatoire aquitain de la faune sauvage (OAFS) qu'elle a ainsi monté en 2010, en partenariat avec l'UMR Biogéco de Bordeaux, vise

²⁰⁰ Si les informations sur le PDB de l'acteur A sont diffusées dans ses articles scientifiques et à travers les travaux plus généraux du GOPA, cette diffusion reste limitée à un public d'amateurs éclairés, connaissant l'existence de l'association ou celle de l'espèce. Le grand public reste peu concerné par ce genre de publications.

à occuper ce rôle de collecteur de l'information sur le territoire régional. Actuellement la DREAL ne dispose pas de structure permettant de prospecter et collecter ses informations sur la faune, par ses propres moyens, contrairement à la flore pour laquelle des conservatoires botaniques institutionnalisés existent. Sa connaissance du territoire dépend donc du réseau d'acteurs qu'elle peut entretenir et valoriser. Elle a ainsi noué un partenariat avec Cistude Nature et la LPO Aquitaine, avec laquelle elle a monté un contrat concernant les données Faune-Aquitaine. Ces données opportunistes ou d'atlas sont importantes pour l'acteur I, pour fournir une vision d'ensemble de la biodiversité régionale et ses potentielles évolutions. Par contre elles doivent être complétées, selon lui, par des « dire d'experts », fournissant des informations plus précises sur certaines espèces. L'objectif maintenant est de réduire l'échelle de la connaissance, et de se rapprocher du local : « *à partir du moment où on peut donner des réponses à certains niveaux (régional), par exemple arriver à répondre à « où sont les milans royaux ? », d'autres questions vont suivre de la part des décideurs, de second niveau (combien sont-ils ? etc), il faudra donc bien mettre de l'argent pour pouvoir y répondre* » (com. pers. Acteur I). Or si ces financements ne sont pas débloqués pour suivre la faune, la seule façon pour lui de récolter des données plus précises est donc de contacter les acteurs qui travaillent sur les espèces régionales. La connaissance de certaines espèces, dépend donc parfois entièrement de la capacité et du bon vouloir de certains acteurs à transmettre leurs données. L'acteur I explique ainsi qu'il ne reçoit actuellement (2014) aucune donnée de l'acteur A, celui-ci ne voulant pas participer à l'OAFS, par crainte du devenir des données partagées. Or sans ces données, l'espèce ne « *remonte pas au-dessus du panier* », « *je n'ai actuellement pas de dire d'experts qui me permettent de dire que l'espèce est en danger* » (com. pers. Acteur I).

Ce « boycott » se traduit ainsi par un saut d'échelle, entre le niveau local, où l'acteur A détient un nombre important de données, et l'échelle nationale, pour laquelle il a partagé ses informations dans l'Atlas des oiseaux nicheurs. A l'échelle régionale, les acteurs politico-administratif comme la DREAL, et certains associatifs comme la LPO Aquitaine, sont ainsi privés de cette connaissance.

4.2. Réduire ou gérer l'incertitude par l'utilisation de dispositifs : quelles limites ?

4.2.1. Les facteurs d'incertitude repérés et l'utilisation de dispositifs de réduction

Les informations présentées dans les paragraphes précédents révèlent que les acteurs rencontrés ne partagent pas tous le même sentiment de « certitude » concernant les connaissances actuelles des répartitions des populations du PDB et leurs effectifs. Nous avons également repéré plusieurs facteurs pouvant favoriser ces incertitudes que nous présentons dans le tableau suivant, auxquelles nous allons associer les dispositifs de réduction de l'incertitude que nous identifions dans les PAC :

Tableau 15 Synthèse des différents facteurs d'incertitude rencontrés dans les PAC sur le Pic à dos blanc :

Problèmes	Description	Facteur d'incertitude identifié	Dispositif mis en place par les acteurs des PAC	Dispositif potentiel à mettre en place
Identification des cavités	Il est possible de confondre l'espèce ayant creusé la cavité	Incertitude technique	1) Contact visuel obligatoire avec l'espèce à l'entrée de la cavité 2) Donnée incertaine notée en présence potentielle 3) Etudes scientifiques fournissant des caractéristiques de plus en plus précises sur les cavités du PDB (Grangé, 2016)	
Identification des couples	Il est difficile de définir le nombre de couple sur une zone prospectée	Incertitude technique	1) Identifier plusieurs cavités occupées 2) Bagage de certains couples par le GOPA	1) Définir un périmètre d'exclusion à partir duquel la certitude de présence d'un seul couple est la plus forte
Comportement de l'espèce	L'espèce est souvent discrète et ne crie pas toujours	Incertitude technique intrinsèque	1) Multiplier les observateurs sur le lieu de prospection	
Identification des arbres creusés annuellement	L'accessibilité réduit considérablement le périmètre prospecté	Incertitude technique	1) Prospector en dehors des sentiers (acteur C et acteur D) 2) Retourner dans le territoire de reproduction estimé, et près de l'ancienne cavité occupée (déplacement rarement supérieur à 350 m de distance)	

<p>Hétérogénéité spatiale des prospections et des suivis</p>	<p>Selon l'objectif des PAC les zones prospectées ou suivies sont très limitées spatialement</p>	<p>Incertitude d'origine sociale</p>	<p>1) Mise en place par l'acteur B d'un programme d'étude sur l'ensemble des forêts des Pyrénées-Atlantiques 2) Etude conduite par BiomaForestal et Barnard (2015) pour une estimation des zones de présence potentielle et leur protection</p>	<p>1) Favoriser les prospections dans les régions présentant des « vides » de connaissance (ex : Midi-Pyrénées) en mobilisant les acteurs publics ou semi-publics (l'ONF ?)</p>
<p>Qualité variable de l'information</p>	<p>La nidification sur un site n'est pas toujours certifiée Les données anciennes ne peuvent pas toujours être évaluées</p>	<p>Incertitude technique et d'origine sociale</p>	<p>1) Evaluer la qualité de l'information (Birdlife international) 2) Rendre transparentes ces variations d'informations (Atlas avifaunistique)</p>	<p>1) Ne pas prendre en compte les données d'absence potentielle ancienne, antérieures aux études spécifiques à l'espèce utilisant des méthodologies de recherche précises et propres à celle-ci</p>
<p>Monopole de la connaissance</p>	<p>Il n'existe pas toujours de consensus autour de certaines informations relatives à l'espèce (ex : effectif) Certaines informations ne circulent pas entre les acteurs des différents PAC</p>	<p>Incertitude d'origine sociale</p>	<p>1) Certains projets collaboratifs sont en développement (HABIOS, études de l'acteur B)</p>	<p>1) Comprendre les stratégies de chaque acteur ou leur blocage 2) Faire participer chaque acteur à l'ensemble des processus de construction de la connaissance, du local au global</p>

Dans ces facteurs repérés, de nombreuses incertitudes techniques se sont vues réduites par l'utilisation de dispositifs. On peut par exemple citer le programme de bagage développé par le GOPA. Pour cerner les particularités du taxon *Lilfordi*, l'association a développé un programme d'étude utilisant les techniques du bagage²⁰¹, de l'analyse génétique et acoustique des individus de PDB capturés. Dans ce cadre d'étude, dont l'objectif est principalement l'amélioration des connaissances sur la génétique du taxon, un suivi des populations est également prévu. Il passe notamment par le bagage de couples de PDB, qui permettra de

²⁰¹ Présentation du programme sur le site du GOPA : <http://www.xn--gopa-pyrnes-ibbb.fr/lancement-dun-programme-detude-du-pic-de-lilford/> consulté le 10/02/16

suivre d'une année sur l'autre leur localisation, et d'analyser leur comportement. Ces informations pourront à terme permettre de mieux anticiper les déplacements des individus, voire d'améliorer les critères de détermination de leur localisation.

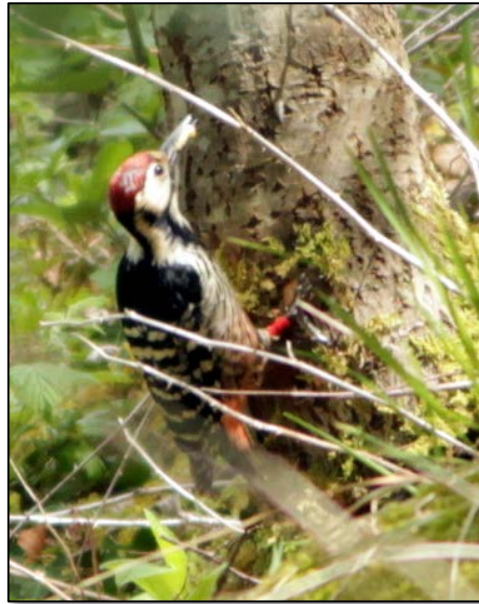


Figure 100 Individu mâle bagué dans les Pyrénées-Atlantiques (C. Dunesme, 2016)

Ensuite pour identifier les nouvelles cavités chaque année, certaines études réalisées permettent d'accumuler progressivement des connaissances facilitant leur localisation et identification. Celles réalisées par Grangé (2002, 2016) permettent ainsi de déterminer que les couples de PDB ne déplacent leurs cavités annuelles qu'entre 0 (même arbre) et 350 m de l'ancien arbre creusé. Ce cercle d'un rayon maximal de 350 m peut donc fournir un indice sur la zone à prospecter pour déterminer la localisation de la nouvelle cavité. Leur identification repose cependant sur l'existence d'anciennes observations préalables.

Les dispositifs utilisés par certains acteurs pour réduire les incertitudes présentent une certaine cohérence par rapport à leur objectif de connaissance. Si l'acteur A privilégie la recherche fondamentale, pour une amélioration de la connaissance du taxon *Lilfordi*, les autres acteurs rencontrés semblent d'avantage tournés vers l'étude des relations exploitation/conservation. Ces différentes démarches s'intègrent dans une biologie de la conservation, visant à la fois à renseigner la gamme complète de la diversité biologique (ici entre *Leucotos* et *Lilfordi*) et étudier les impacts des activités humaines sur cette espèce

(Primack, et al., 2012). Mais certains facteurs d'incertitude ne semblent pas encore réduits par les acteurs des PAC, notamment en ce qui concerne les facteurs d'origine sociale, et de nombreuses incertitudes relatives aux faits de répartition risquent donc persister.

4.2.2. Les freins et leviers actuels à la réduction de ces sources d'incertitude

De nombreux freins ou leviers à la réduction des sources d'incertitude sur les faits de répartition du PDB ont pu être identifiés lors de nos phases de terrains, et de nos rencontres avec les différents acteurs des PAC et DAC. Certains éléments forment un « terreau » plus ou moins favorables à cette réduction. Le « terreau » dans son sens le plus courant est celui d'un milieu favorable à l'émergence d'une culture végétale. Dans le cadre de cette thèse il serait compris comme le support propice à l'émergence des facteurs favorisant l'apparition ou la réduction de l'incertitude. Nous distinguons d'après nos entretiens plusieurs types de « terreau », ceux ayant trait à l'individu, à son profil, ses attentes, ses capacités (intellectuelles et physiques), et à ceux ayant trait à l'individu pris dans un système, qu'il relève du domaine professionnel (le cadre du travail), comme culturel par exemple, dans leur capacité à favoriser certaines prises de décision.

En effet si comme dans beaucoup de démarches de connaissance, les financements représentent souvent un levier à leur évolution et amélioration (meilleure couverture spatiale, utilisation de technique plus perfectionnée etc.), et donc leur absence un frein à celle-ci, les potentialités existantes pour améliorer la situation actuelles reposent pour beaucoup sur les acteurs, leur motivation, leur personnalité et les relations qu'ils entretiennent. Si le cadre professionnel peut contraindre les démarches de connaissance, certains acteurs rencontrés disposent d'une marge de liberté leur permettant de réaliser des PAC de façon plus ou moins autonome vis-à-vis de leur structure d'appartenance, et qu'ils ont su activer en raison de leur personnalité marquée ou de leur passion personnelle. Par exemple l'acteur B fait partie volontairement du réseau avifaune de l'ONF, qui lui permet sur la quinzaine de jours alloués à la recherche naturaliste, de prospecter sur le PDB. Il faut ajouter à cela que la reconnaissance de son action par ses supérieures hiérarchiques du secteur de Laruns, lui permet de mener des études sur de nombreuses espèces, en sollicitant sur la base du bénévolat ou du « temps agent » ses collègues de travail. Ainsi son chef de secteur, l'acteur U explique que la passion de son collègue pour la faune, a permis d'instaurer une dynamique autour des suivis

naturalistes qui sont généralement peu présents dans d'autres secteurs géographiques (com. pers. Acteur U). Il souligne ainsi que, sans cette sensibilité partagée avec ses collègues, aucune mesure ne serait certainement menée autour de ces inventaires et suivis. Les nombreuses bonnes relations que cet acteur entretient avec différents individus, professionnels de l'environnement, d'organisme public (ONCFS, Parc national etc.) mais aussi associatifs (GOPA, LPO), lui permettent plus facilement de faire rencontrer les structures auxquels ils appartiennent, dans des projets de recherche communs.

Si le « terreau » de la quête de connaissance est souvent l'individu, certains ont été stimulés par un cadre majoritairement professionnel. Ainsi ce même acteur, l'acteur B, nous confie que son intérêt pour le PDB a émergé lors de journées de formation, proposées alors par l'ONF, et qui étaient encadrées par un scientifique, Claude Berducou, chargé de mission faune à l'office. Celui-ci a fait appel à un des spécialistes espagnols du PDB, D. Champion, pour encadrer la formation sur le PDB. Ces formations proposées à l'époque par l'ONF ont donc été à la fois propice à la naissance d'une « passion » chez cet acteur, mais aussi à l'établissement d'un réseau de connaissance transfrontalier.

D'autres au contraire ont été en partie freinés par l'évolution de leur cadre professionnel. En Espagne, l'acteur Q nous explique la métamorphose de son travail depuis plusieurs années. Le gouvernement de Navarre a fusionné les fonctions des postes liés à l'environnement, réunissant les gardes-chasse et gardes-pêche et gardes de l'environnement dans un statut unique (voir 2.2). Lui qui était garde environnement s'est ainsi retrouvé garde-forestier alors qu'il n'avait aucune formation à la base sur ce métier (par exemple formation aux martelages). La réalisation d'inventaires ou de suivis faunistiques par les agents, est donc contraint par l'évolution de leurs statuts, et les nouvelles fonctions qu'ils doivent assurer. Ainsi, si un temps important était accordé aux gardes de l'environnement pour ces activités de recherche, la mutualisation des postes a réuni dans un même calendrier professionnel des activités très différentes. Le temps dévolu aux suivis naturalistes est donc « comprimé » entre les activités cynégétiques et forestières. Il devient donc difficile pour lui d'assurer des suivis de reproduction sur certaines périodes (ouverture de la chasse, période d'exploitation etc.), il profite ainsi de ses bons rapports avec l'acteur C et l'acteur P pour mutualiser les informations qu'ils collectent autour des espèces, mais ce n'est pas le cas de tous les agents. Cette mutualisation des postes a également entraîné une reconfiguration de la structure des organismes publics. Elle est à la fois à la source de problèmes de hiérarchie nouvelle, qui

peuvent affecter la circulation de l'information entre les agents de terrain, et les acteurs aux positions de gestionnaires ou décideurs. En effet, l'acteur Q nous explique que les hiérarchies des anciens postes n'ont pas toujours été gardées lors de la mutualisation, et certains ingénieurs d'un domaine (forestier par exemple) se sont retrouvés sous les ordres de techniciens d'un autre domaine (chasse par exemple). De plus, si les anciens gardes avaient chacun un supérieur hiérarchique, la mutualisation des gardes semble avoir affecté principalement les agents de terrain, puisque ceux-ci seraient sous les ordres de trois types de chefs de secteur, un travaillant sur la production, un autre sur l'impact de celle-ci et un autre sur la gestion de la faune (com. pers. Acteur Q). Les relations entre agents, et avec les supérieurs hiérarchiques peuvent donc se complexifier si cette nouvelle organisation n'est pas acceptée par tous. La gestion de l'incertitude peut ainsi être compromise, si des divergences d'objectifs entre acteurs viennent entamer les efforts fournis pour la réduire.

Enfin certaines postures idéologiques, convictions personnelles, propres à certains acteurs, peuvent difficilement être éliminées par l'utilisation de dispositifs techniques. Ainsi l'attitude de l'acteur A vis-à-vis de la LPO Aquitaine, ou encore de la DREAL, s'explique par une méfiance (voir défiance) envers ces organismes, dont il craint une utilisation des données de présence du PDB à des fins économiques. Dans cette situation, la confiance doit se gagner sur la base d'une garantie sur l'utilisation de l'information, et d'un dialogue entre les différents acteurs autour d'un projet commun : la protection des populations de PDB.

Si certains facteurs d'incertitude d'origine sociale ne peuvent être que difficilement réduits, des modèles de protection indirectes du PDB peuvent voir le jour selon les lieux géographiques où se situent ses populations.

4.2.3. Une protection indirecte malgré des incertitudes persistantes

La sauvegarde des populations de PDB passe actuellement par le maintien des milieux forestiers favorables à sa présence. Si certaines politiques forestières sont actuellement propices à cette situation (Suisse), l'évolution de la filière bois en France et en Espagne sur la production du bois énergie peut devenir à terme très préjudiciable pour leurs survies.

✓ *Le cas de la Suisse*

En Suisse, la politique forestière est actuellement plutôt favorable au PDB. Si la forêt suisse a été fortement exploitée jusqu'au XIX^{ème} siècle (Mulhauser, 2008), les différentes réglementations introduites ont permis jusqu'aux années 1940 de la régénérer. Depuis cette période la forêt se densifie et se referme, de 1950 à 2008, les réserves sur pied sont passées de 250 m³/ha à 359 m³/ha. Elle est ainsi considérée comme la forêt la plus dense d'Europe (ibid). A cette évolution positive des surfaces forestières liée à l'application des lois depuis 1872, se conjugue le prix élevé de son exploitation. Comme l'explique Graf (2005) « *Alors que le prix du bois suisse livré à la scierie est comparable à celui des autres pays de l'étude, la valeur de la matière première est de loin la plus basse pour pouvoir compenser les frais considérables de production et de transport. En effet, les coûts d'exploitation sont bien plus élevés en Suisse que dans les Alpes allemandes et autrichiennes qui ont pourtant des conditions géographiques comparables. Cette cherté s'explique principalement par des salaires plus élevés et par le morcellement des propriétés forestières.* ». A cela s'ajoute le coût des transports, deux fois plus élevé qu'en Allemagne, réduisant d'autant plus l'exploitation de secteurs éloignés et difficiles d'accès. De plus les parcelles sont souvent morcelées ou de petites tailles, notamment dans le privé avec environ 1ha en moyenne, et la topographie est souvent prononcée. L'utilisation des machines spécialisées (engins de débardage) reste donc très limitée, ce qui explique que peu de propriétaires privés exploitent leur forêt « *dans un contexte économique difficile et avec une topographie mouvementée comme celle de la Suisse, une proportion importante des forêts a cessé d'être entretenue. Les données de l'inventaire forestier national montrent que 13 % de la surface forestière n'a plus été exploitée depuis plus de 50 ans. Cette proportion s'élève à près de 20 % dans les Alpes, voire 40% au Sud des Alpes* » (Graf Pannatier, 2005). La situation en forêt privée est donc intéressante pour l'espèce, qui y trouve des zones peu exploitées, mais très fragmentées. Cette situation est confirmée par l'acteur D, qui nous explique également que les zones forestières à fort dénivelé, et de protection contre les risques de montagne, constituent des réserves de fait pour l'espèce (com. pers. Acteur D).

✓ *Le cas de la France*

Cette situation est assez comparable en France, où les forts dénivelés permettent l'apparition de secteurs protégés de l'exploitation (com. pers. Acteur B). Les terrains dans les

Pyrénées sont souvent accidentés et peu rentables pour les communes. Seulement 1600 ha sont exploités sur 6000 ha dans l'UT de Laruns. Les coupes à câbles sont encore pérennes sur certains secteurs, garantissant l'exploitation plus lointaine de portions de forêt non atteignables par pistes, mais les volumes sont généralement moins importants. Si l'incertitude de la présence de l'espèce sur ces zones pose donc peu de problème, puisqu'elles ne sont pas exploitables, la situation est tout autre sur les zones forestières qui le sont, comme sur le secteur d'Iraty, où 70 % de la surface est exploitée (en enlevant les peuplements de protection on arrive à 100%) (Auria, 2015). Pour l'acteur B, dans ces secteurs exploités où l'espèce est présente, le maintien des arbres dit « bio »²⁰² n'est pas suffisant. Pour lui la meilleure action consisterait en une modification des dates d'exploitation selon les parcelles; mais il lui faudrait pour cela des agents disponibles pour recenser chaque année la nidification du PDB sur la parcelle exploitée. Actuellement des périodes de "non exploitation" sont fixées, pour permettre la montée en sève, à des dates qui vont du 01/04 au 31/07 de chaque année. Cette période couvre la période de reproduction de l'espèce qui s'étend dans les Pyrénées de fin avril (dépôt des pontes) à mi-mai (envol des jeunes), mais ne garantit pas la présence des arbres propices au creusement des cavités, qui semble s'effectuer entre fin mars et début avril.

A cela s'ajoutent les rythmes d'exploitation des parcelles qui, si elles sont fixées sur 20 ans (plan d'aménagement), peuvent varier selon les besoins des communes. Ainsi sur des secteurs comme le Col de Marie-Blanque (vallée d'Ossau, Pyrénées françaises) les rotations sont effectuées tous les 8 ans entre les parcelles, ce qui produit localement une forêt aux bois de petit diamètre, finalement peu propices à l'installation du PDB (com. pers. Acteur B). Beaucoup de forêts appartiennent actuellement aux communes dans le Béarn et le Pays basque. Des ajustements peuvent être possibles sur les dates d'exploitation ou sur les volumes, en accord avec les communes, mais la présence d'une espèce rare pour laquelle une demande de retard d'exploitation est faite, doit donc être prouvée, et jugée suffisamment de « valeur » pour les communes ou les syndicats d'exploitation. Ainsi à Iraty, l'acteur B cite un cas sur une parcelle où le PDB a été contacté sans qu'il puisse trouver la cavité. Il a suggéré à ses collègues et à l'exploitant d'interrompre l'exploitation du secteur jusqu'au 15 juin, pour permettre, si c'est le cas, la fin de reproduction de l'espèce. La demande a été refusée «

²⁰² Dans les politiques environnementales de l'ONF, il est conseillé de conserver 3 arbres bios par hectare en moyenne. Ils correspondent aux arbres d'essence rare, aux formes atypiques, morts, creux, vieillissants ou encore à cavité, c'est-à-dire présentant un intérêt pour la biodiversité. Site de l'ONF : <http://www.onf.fr/enforet/troncais/comprendre/biodiversite/20120521-134555-66965/@@index.html> consulté le 07/06/16

l'exploitant n'a pas souhaité le faire puisque réglementairement rien ne l'y obligeait » (Auria, 2015). Sans preuve de nidification, et parce que l'espèce n'était pas jugée plus importante que l'exploitation, les préconisations n'ont pas été retenues.

✓ *Le cas espagnol*

En Espagne la gestion forestière globale actuelle est plutôt bénéfique au PDB. Comme pour les Pyrénées françaises, les zones de fort dénivelé sont des îlots de vieillissement peu exploités, qui bénéficient à l'installation de l'espèce. Cette situation varie en fonction des demandes des « pueblos » qui peuvent exiger l'exploitation de certaines zones pentues (com. pers. Acteur Q). Des réserves « mobiles » se construisent donc autour de cette absence de demande dans les forêts pyrénéennes. De façon générale, l'Espagne fait face à une crise du bois selon l'acteur Q, le bois d'œuvre laisse petit à petit la place au bois-énergie. L'objectif est donc la production de bois de petit diamètre et de façon régulière (taillis). La transition actuelle est donc bénéfique au PDB, puisque les exploitants laissent les gros bois évoluer avant la coupe. Mais la formation de taillis, beaucoup plus rentables sur le court terme pour la production de bois de chauffe engendrera à long terme une situation catastrophique pour le PDB. L'espèce présente en Espagne une distribution concentrée à quelques sites, et sa fidélité à son territoire l'expose plus facilement aux changements d'exploitations locales.

Pour faire face à cette situation préoccupante pour le PDB, et en intégrant les incertitudes relatives à sa répartition, Barnard (2015) en partenariat avec les acteurs espagnols rencontrés de Bioma Forestal, ont développé une étude permettant d'identifier les secteurs forestiers pouvant accueillir potentiellement du PDB en fonction de paramètres écologiques. Cette identification permettra la mise en place de réserves forestières. L'auteur propose d'étudier les paramètres affectant la distribution des couples de PDB sur le secteur forestier de Mortua (dans la ZEC Belate). Pour désigner les lieux où pourront s'établir les 5 % de réserves prévus dans le code forestier espagnol, il définit plusieurs critères. Le premier correspond à la superficie de bois mature nécessaire à un couple de PDB, estimé à 20 ha. Les réserves devront donc contenir au moins cette superficie. Le deuxième concerne le comportement des individus. L'espèce étant très fidèle et relativement peu mobile, il faut placer ces réserves sur les territoires déjà identifiés comme abritant du PDB. Le troisième se focalise sur le potentiel d'accueil du secteur. Celui de Mortua peut-il accueillir plus de couples de PDB ? La densité actuelle observée permet d'affirmer cette possibilité. Le quatrième concerne le type

d'essence. En effet le hêtre étant dominant dans les zones de présence du PDB, il faut s'assurer que leurs concentrations dans les nouvelles réserves seront suffisamment élevées. Sur ces zones satisfaisant à l'ensemble de ces critères, il applique deux variables déterminantes. La première concerne la déclivité (dénivelé) et la deuxième la qualité de la station forestière. Si la seconde concerne donc des paramètres purement écologiques, la première se réfère en réalité au potentiel d'exploitation de la zone. Si celle-ci est peu accessible, ou dangereuse, elle ne présente donc pas d'intérêt pour l'exploitation, et les réticences quant à la mise en réserve seront donc moins fortes.

L'incertitude sur le devenir des populations de PDB dans un contexte d'exploitation est donc limitée par un dispositif de protection par anticipation, en sélectionnant les zones, à la fois propices au PDB, et à la fois présentant peu d'enjeux pour l'exploitation.

Les questionnements actuels autour du changement climatique et de la transition énergétique ne sont pas sans répercussions sur les modes d'exploitation de la forêt. Que ce soit en Espagne ou en France, les forestiers se trouvent confrontés à deux enjeux majeurs et souvent contradictoires : produire plus de bois pour répondre à des enjeux économiques (crise énergétique etc), et préserver la biodiversité par la conservation des habitats forestiers (préservation des gros bois, du bois morts etc) (Paillet, et al., 2011). Si l'incertitude des répartitions n'est donc pas actuellement un enjeu de taille pour les acteurs de la conservation et les exploitants, les évolutions sur la pratique forestière vont mettre au défi ces acteurs d'améliorer la précision et la certitude de leur information concernant la localisation des couples de PDB et les effets de l'exploitation sur leur survie. Comme le précise ainsi Paillet et Gosselin (2011) « *en l'absence de connaissances plus précises sur le niveau de diversité requis et sur la nature des espèces ou groupes fonctionnels clefs, la conservation de la diversité du vivant apparaît comme une assurance face au risque de perte irréversible d'espèces : le principe de précaution prévaut* ». Le développement d'un programme transfrontalier POCTEFA sur la période 2014-2020, porté par FORESPIR²⁰³, intégrant un volet sur la préservation des habitats de l'avifaune biodiagnostic des Pyrénées (HABIOS), et financé par l'Union européenne, semble s'intégrer dans cette démarche pour une amélioration de la connaissance pour l'action. Les problématiques liées à l'exploitation sont pensées avec un ensemble d'autres problématiques, notamment écologique (préservation de la biodiversité

²⁰³ Groupement franco-espagnol-andorran ayant pour objectif le maintien et le développement des fonctions économiques, écologiques et sociales des forêts pyrénéennes. Site <http://www.forespir.com/> consulté le 09/02/16

forestière), qui permettent d'appréhender la forêt comme un écosystème, voir un anthroposystème²⁰⁴ à protéger.

²⁰⁴ Concept proposé par Lévêque et al (2003), sur la continuité des travaux menés par Jollivet et Pavé (1992), il s'attache à mettre en relation les dynamiques naturelles et sociales, et leur coévolution sur un territoire. En l'occurrence la forêt se prête bien à cette définition, dont les ressources sont exploitées par des systèmes sociaux. Définition de l'anthroposystème proposée sur Hypergéométrie : <http://www.hypergeo.eu/spip.php?article270> consulté le 21/06/16

Conclusion de chapitre 7

La description de DAC hybrides, dans le cas de l'étude des répartitions des populations du Pic à dos blanc, nous a permis de montrer que, selon les lieux géographiques, les démarches d'acquisition de connaissance ne reposaient pas sur les mêmes organisations. Contrairement aux modèles de DAC présentés précédemment, on observe dans un premier temps une mobilisation d'acteurs aux profils très différents. Se côtoient ainsi dans ces DAC des acteurs associatifs, privés ou publics, et donc professionnels de l'environnement ou bénévoles. Tous partagent cependant une très bonne connaissance du PDB, et oscillent entre les statuts d'experts et d'amateurs éclairés. Leurs différences de moyens (financiers et humains), de compétences, d'objectifs (étude génétique, relation à l'habitat etc.), de localisation et de périmètre d'intervention (massif forestier, ZPS), sont pour certains vus comme des critères de complémentarités, permettant le travail collaboratif (entre l'acteur Q et les membres de Bioma Forestal par exemple), permettant les échanges d'informations (entre l'acteur D et la Vogelwarte), ou au contraire sont perçus comme des freins aux discussions et au travail commun (entre l'acteur A et la LPO Aquitaine).

Ces divergences d'objectifs de recherche, de méthodologie utilisée, ou d'opinions, font apparaître en France trois types de PAC conduits par trois types d'acteurs (ONF, GOPA, et LPO). Chaque PAC fonctionne selon sa zone géographique, sa temporalité, et sa méthode d'enquête, et les échanges d'informations entre les acteurs participant à ces PAC sont ponctuels (avec l'ONF) ou inexistantes (entre la LPO et le GOPA). Si certaines sources d'incertitudes sont propres à l'étude d'espèces rares et à la détectabilité faible, comme le comportement du PDB, pour lesquels les différences de PAC interviennent peu, d'autres au contraire sont renforcées par ces problèmes d'origine sociale. L'absence d'une coordination à plus haute échelle, fixée autour d'un objectif commun de recherche ou d'un organisme structurant, reconnu et respecté par les différents acteurs, ou financeurs, est propre au DAC hybride, et favorise l'émergence des dissonances cognitives entre acteurs. Or si certains sont bien reliés aux différents échelons du territoire, disposent d'une forte notoriété et sont associés aux acteurs décisionnaires politiques et administratifs (DREAL ou Conseil général par exemple), d'autres, bien que porteur d'une connaissance forte, sont isolés dans leur périmètre d'action et peuvent plus difficilement participer aux discussions concernant les projets sur la conservation possible de l'espèce. Des acteurs comme l'acteur A, bien que fin connaisseur de l'espèce, véritable « bible » ornithologique, sont ainsi peu

connectés aux échelons politiques, où sont prises les décisions relatives à la conservation. Ainsi un échange avec deux acteurs ayant participé à la réalisation des Listes rouges françaises, l'acteur V et l'acteur W, nous a montré que les acteurs locaux sont très peu mobilisés dans les comités d'experts au niveau national. Pour les oiseaux, ce comité est ainsi composé de structures comme la LPO, le CRBPO (MNH), l'ONCFS ou encore l'ONF. Ce sont donc ces partenaires du MNHN qui sont censés contacter les acteurs locaux détenteurs d'informations sur les espèces. C'est l'intérêt de cette étude creusant le détail des relations entre acteurs, que de pouvoir mettre en lumière les tensions que font surgir ces dispositifs hiérarchiques, où la collecte de l'information est déléguée à des structures associatives mal perçues par les acteurs locaux. La MNHN a prévu de mettre en place un Comité d'Estimation des Populations d'Oiseaux (CEPO) qui visera à améliorer la traçabilité des informations utilisées lors des évaluations ou classements d'espèces, mais la composition de celui-ci répondra certainement aux mêmes logiques que les comités d'experts nationaux, donc les effets pervers que l'on met en lumière ici ont de fortes chances de se reproduire alors.

Lorsque les relations entre acteurs des différents PAC sont apaisées, on peut par contre voir émerger des initiatives intéressantes. En Suisse, la SOS a ainsi monté un projet visant une amélioration des connaissances de la répartition du PDB dans le cœur de son aire actuelle (Est Suisse), avec des prospections standardisées, en partenariat avec l'acteur D (com. pers. Acteur S). Les interrogations qu'il avait émis lors de notre rencontre en 2013 sur la relation entre la présence des insectes saproxyliques et celle du PDB ont ainsi été reprises dans cette étude²⁰⁵. On observe dans ce projet une belle synergie, entre un acteur possédant les moyens humains et financiers, et la notoriété suffisante à la mise en place de telle démarche (la SOS), et un acteur expert qui possède « la connaissance » sur l'espèce mais qui reste limité dans l'exercice de ses fonctions (l'acteur D).

²⁰⁵ Etude sur l'influence des espèces saproxyliques sur la présence du PDB en Suisse : http://www.wsl.ch/fe/walddynamik/projekte/saproxylic/index_EN consulté le 19/04/2016

Conclusion générale

Cette conclusion de thèse sera l'occasion pour nous de revenir sur le questionnement initial qui a nous conduit à analyser plusieurs dispositifs d'acquisition de connaissance dans différents territoires. Nous montrerons comment nos hypothèses nous ont guidé dans notre démonstration, et les aspects que nous validons ou non. Ensuite nous présenterons les limites relatives à notre méthodologie de recherche et d'enquêtes. Pour finir nous ferons des propositions relatives aux problèmes mis en lumière par la thèse, et des perspectives de recherche future.

1. Etudier la construction de la connaissance des répartitions animales et ses facteurs de variation

❖ Résumé de la problématique de thèse et ses hypothèses

Face aux démarches de conservation actuelles, limitées en nombre, et ne concernant qu'un nombre restreint d'espèces animales menacées, nous nous sommes focalisés sur le rôle de la connaissance des répartitions des populations des espèces dans l'évaluation de leur statut de conservation, pouvant justifier de telles différences d'attention. En effet ces statuts reposent sur l'utilisation de critères, qui nécessitent des informations relatives à la répartition des populations de l'espèce, son évolution ou encore leurs dynamiques démographiques (effectif, puis régression ou progression). L'absence de telles informations, ou leur mauvaise qualité, peuvent donc influencer sur ces évaluations. L'existence d'incertitude profonde peut donc expliquer le manque d'engagement des structures publiques ou privées dans la conservation de ces espèces, qui ne disposent pas de statut de conservation faisant preuve d'une disparition probable sur le court terme de leurs populations. Sur ce postulat nous avons donc établi **notre problématique de recherche**, qui vise à questionner la construction de la connaissance par les acteurs qui se préoccupent de ces espèces et de leur conservation. Si la connaissance des dynamiques de répartition est un déterminant central de l'évaluation du degré de menace d'une espèce, les acteurs participant aux dispositifs d'acquisition de connaissance parviennent-ils à maîtriser l'incertitude géographique ?

Cette problématique appelle une réponse en plusieurs temps. Elle s'intéresse d'abord au poids de la connaissance des dynamiques de répartition des populations d'une espèce dans l'évaluation de ses statuts de conservation. **L'hypothèse 1** visait donc à interroger ce rapport. Les études successives des différents outils législatifs et de conservation, aux échelles

mondiales comme nationales dans le chapitre 2, ont montré le poids des critères utilisés dans ces évaluations, tout comme leur nécessité et légitimité. Leur utilisation s'adosse à des données de plus en plus précises, qui tendent notamment aux échelles les plus fines, à pointer la responsabilité des territoires dans la protection de certaines populations. En France, les régions doivent assurer une partie des démarches de connaissance (Liste rouge régionale, Atlas régionaux etc.), qui impliquent la mobilisation des acteurs de leur territoire pour assurer la collecte des données, leur traitement et leur diffusion.

Notre deuxième hypothèse venait donc questionner cette phase de construction de la connaissance, en insistant notamment sur les critères géographiques qui peuvent agir sur l'efficacité des dispositifs d'acquisition de connaissance. Nous avons montré que trois éléments pouvaient agir sur ces dispositifs, que sont les acteurs mobilisés, l'espèce recherchée et la méthodologie utilisée. L'espèce influence dans un premier temps le DAC par la configuration de son aire de répartition, et sa plus ou moins bonne détectabilité. En effet si les populations de celles-ci sont réparties sur de vastes superficies, il sera nécessaire de mobiliser un effectif important de prospecteurs, pour couvrir l'ensemble de son aire, tandis que si ses populations sont concentrées sur un isolat géographique de faible superficie, cet effectif pourra être plus réduit. La taille de l'aire de répartition et l'effectif de prospecteurs sont donc corrélés. Cependant la détectabilité de l'espèce joue également sur les acteurs mobilisés, puisque selon leur degré de savoir et la diversité de leurs compétences il sera plus ou moins aisé pour eux de l'identifier et de la localiser. En effet une espèce difficile à identifier, rare, peu connue, ne pourra être que difficilement suivie par des acteurs amateurs, ayant peu d'expérience et de connaissance sur celle-ci. Les acteurs experts seront donc nécessaires pour de tels recensements ou suivis. Soit ils se chargeront d'encadrer et de former les amateurs prospecteurs, soit ils se chargeront eux-mêmes de récupérer l'information sur le terrain.

Or ces effectifs mobilisables, ces compétences recherchées, ne sont pas répartis de façon homogène sur un territoire. Des inadéquations peuvent apparaître entre le besoin en prospecteurs et sa disponibilité par exemple. Cette deuxième hypothèse supposait donc que les DAC et leurs PAC fonctionnent de façon inégale selon les territoires, en fonction des espèces recherchées. Dans ce contexte-là, si les DAC ne pouvaient s'appuyer sur des moyens similaires dans chaque territoire, cela signifiait que dans l'aire de répartition de l'espèce, certaines populations seraient plus ou moins bien connues, suivies, et que les menaces qui pèsent sur elles ne seraient pas toujours bien identifiées dans ces différents territoires. Une

géographie de la connaissance pouvait donc être associée à chaque démarche d'acquisition de connaissance d'une espèce, dans son aire de répartition.

Notre troisième hypothèse s'interrogeait ainsi sur les moyens développés par les acteurs pour agir sur cette « géographie de la connaissance », en réduisant notamment les facteurs d'incertitude et leur représentation (cartographie). Leurs actions pouvaient ainsi passer par la mise en place de dispositifs techniques, nécessitant parfois des moyens financiers importants, comme des dispositifs sociaux, qui s'intéressaient d'avantage aux acteurs participant aux PAC, et leur attitude face à l'incertitude. Leur bon fonctionnement nécessitait alors pour les acteurs porteurs des PAC de connaître les ressorts de certains comportements au sein des systèmes d'acteurs qui prenaient forme dans les démarches.

Notre sélection d'espèce et de DAC devait donc interroger ces trois hypothèses. Leur sélection s'est donc fondée sur la configuration de leur aire de répartition, interrogeant ainsi la dynamique des PAC, et les enjeux de l'évaluation des statuts de conservation sur la base de données plus ou moins fiables, attestant de leur régression en certains lieux. Elle s'est aussi appuyée sur le type de DAC qui pouvait voir le jour sur ces espèces, en fonction de leurs aires, mais également de leur détectabilité. Une aire en isolat et une faible détectabilité, sur une espèce rare et peu connue du grand public, sont des critères qui permettaient ainsi d'étudier des DAC mobilisant peu d'acteurs, mais aux compétences et savoir les rapprochant au maximum de l'expert. Tandis que le choix d'une espèce à large aire de répartition, à détectabilité moyenne, et faisant l'objet d'un DAC de science citoyenne, nous permettait d'étudier la mobilisation des acteurs amateurs, leur gestion, et la naissance de l'incertitude dans ce type de démarches. A cette sélection s'ajoutait des études comparatives au sein de ces DAC, parmi plusieurs territoires. Ils ont permis d'illustrer les différences observables entre PAC et DAC, et de faire ressortir certains déterminants géographiques, propres à ceux-ci, et agissant sur leur modalité d'application. Ces études de cas ont ainsi montré que les caractéristiques, pourtant similaires, de PAC sur une même espèce, ne garantissent pas des résultats identiques entre territoires, et que des éléments externes à ces démarches intervenaient comme des freins ou des leviers à l'action.

❖ **Les résultats de cette recherche**

Les études de cas réalisées nous ont permis de répondre à nos trois hypothèses :

– **Hypothèse 1 : Des politiques de protection efficaces des espèces menacées exigent de disposer d'une connaissance de leurs dynamiques de répartition, fiable et exhaustive**

Le modèle « idéal » de DAC proposé avec le cas du Hamster d'Alsace, montre que l'encadrement fourni par les acteurs publics institutionnels de PAC réalisés sur une très faible superficie, avec la mobilisation d'experts professionnels, permet d'obtenir une qualité et une quantité d'informations suffisantes à l'évaluation avec certitude de son statut de conservation. Les acteurs régionaux, qu'ils soient agents de l'ONCFS ou agriculteurs, savent désormais où se situent les populations de Hamster, et peuvent ainsi mettre en place des actions de conservation dans les surfaces exploitées. La conjonction des facteurs spatiaux (faible superficie de répartition), économiques (budget des PNA), sociologiques (acteurs experts, encadrement régulier des bénévoles etc.) et politiques (pression européenne, responsabilité régionale et française), favorise une réduction aisée de l'incertitude, tout comme sa nécessité. Elle devient dans ce type de DAC un élément central des problématiques liées à la conservation de l'espèce.

En dehors de ce cadre, la capacité des DAC à fournir des informations complètes et fiables pour renseigner ces statuts de conservation dépend largement des acteurs porteurs des démarches, de leur capacité à mobiliser en nombre les acteurs du territoire pour récolter l'information, et à garantir des méthodologies de collecte de l'information solides d'un point de vue scientifique, mais relativement aisées à appliquer, notamment lorsqu'il s'agit de mobiliser des bénévoles amateurs.

L'étude du Campagnol amphibie a ainsi montré que si les Enquêtes nationales espagnoles et françaises se proposent comme réponses au manque de connaissance sur l'état de ses populations, elles nécessitent pour être pleinement effectives d'être reconduites sur les mêmes superficies, avec le même type d'acteurs et selon les mêmes méthodes d'enquête. A l'heure actuelle donc, les statuts de conservation de cette espèce dans les deux pays reposent sur des critères qui ne sont pas garantis par des connaissances complètes et certaines. Ce cas révèle donc que les statuts de conservation des espèces, actuellement dépendantes des démarches de science citoyenne ou participative, ne peuvent être validés sur des critères relevant des dynamiques de population sur plusieurs années, sans que ces démarches n'aient été reproduites plusieurs fois.

Lorsque les superficies de l'aire de répartition sont plus faibles, la mobilisation d'acteurs prospecteurs amateurs importe moins, et la robustesse des méthodologies appliquées répond d'avantage aux pratiques des acteurs spécialistes. La connaissance de nombreuses espèces rares et peu connues est entre leurs mains, ils déterminent par leurs pratiques les

lieux régulièrement parcourus, et donc bien connus, et la façon dont ils le seront (objectif d'étude, habitude etc.). Cette connaissance est donc intimement liée aux caractéristiques de ces acteurs et à leur pratique du territoire. Ainsi pour le Pic à dos blanc, la géographie de la connaissance devient particulièrement bien visible sur le massif pyrénéen, où la majorité des PAC ont été conduits sur l'ouest de la chaîne. Il est ainsi impossible d'évaluer actuellement la situation des populations sur l'ensemble des Pyrénées sans des études approfondies sur sa répartition, et son évolution, dans l'Est. Les acteurs espagnols estiment ainsi que si certaines zones sont bien connues et suivies, et peuvent donc servir de points de repère, les fluctuations démographiques sur les marges de son aire sont très peu connues.

Seules des estimations, établies souvent « à dire d'expert », servent d'indicateurs pour de nombreuses espèces de ces catégories. Les évaluations des statuts de conservation leur permettent parfois de bénéficier d'une attention de la part des acteurs de la conservation. Mais, comme le souligne Flather et Sieg (2007), l'incertitude des connaissances pesant sur ces espèces, fait que l'utilisation du principe de précaution par les acteurs de la conservation, permettant de les classer dans des catégories du menacées (qu'elles soient sur ou sous évaluées), exerce l'effet d'une « épée à double tranchant ». Le classement, parfois sur-évalué, protège certes l'espèce d'une disparition, en l'identifiant comme menacée (sans certitude aucune sur son degré), mais en même temps il lasse le public, voir les politiques, des efforts de conservation, qui ne sont pas justifiés par des preuves indiscutables que l'espèce mérite de telles attentions.

– **Hypothèse 2 : l'efficacité des dispositifs d'acquisition de connaissance est inégale selon les espèces étudiées et les territoires concernés**

L'étude des enquêtes nationales du Campagnol amphibie, nous montre comment sur une même espèce deux DAC peuvent obtenir des résultats totalement différents, selon les modalités adoptées. L'enquête nationale française du CA a par exemple montré une inégale participation des régions aux processus. Les structures régionales, majoritairement associatives, ont adopté différentes positions, soit elles participaient pleinement au DAC, en mettant en place leur propre PAC pour collecter l'information de sa présence par mailles, soit elles participaient mais avec leur propre méthodologie, soit elles n'envoyaient que des données ponctuelles, soit elles ne participaient pas du tout. Les résultats de l'enquête nationale française montre ainsi de larges vides de connaissance dans son aire de répartition. La volonté des acteurs de reconduire la démarche dans quelques années pour observer les évolutions de son aire de répartition se trouve donc

contrainte par les résultats de cette première enquête. Les régions ayant bien participé pourront être capables a posteriori de donner de telles informations. L'évaluation globale de son aire de répartition se trouve donc limitée par la réussite du DAC. Une telle situation peut également se retrouver pour des espèces faisant l'objet de démarches de science citoyenne ou participative. Le dynamisme des structures régionales, lorsque ces démarches reposent dessus, sont un gage premier de leur réussite et conditionnent pour longtemps la connaissance des répartitions des populations de l'espèce recherchée.

Pour le CA en Espagne la problématique est différente puisque l'ensemble du territoire national a été couvert par les prospections. L'enjeu repose d'avantage dans ce DAC sur la qualité de l'information récoltée, que sur la couverture géographique de la démarche.

Contrairement aux DAC de science citoyenne sur le CA, celui du Hamster ne concerne qu'une très faible superficie, à cela s'ajoute le caractère public institutionnel de son DAC, encadré par l'Etat à travers la DREAL Alsace. La totalité de son aire dans la région est ainsi couverte par les démarches de suivis.

Entre ces deux DAC français, l'incertitude géographique ne concerne pas les mêmes dimensions. Pour le CA, la dynamique de répartition des populations est inconnue dans de nombreuses régions, où la participation a été minime voire absente, et une évaluation a posteriori des évolutions de ses populations dans ces territoires, lors d'une reconduite de l'enquête sur ces zones, est donc impossible. Pour le Hamster, l'enjeu ne se pose plus sur les incertitudes relatives à la fluctuation de son aire de répartition, mais sur celles concernant les facteurs explicatifs des déplacements de populations entre parcelles, et communes notamment. Les moyens alloués aux suivis de l'espèce dans la région ont participé à la réduction de l'incertitude géographique, grâce à l'utilisation d'outils (piège photo par exemple) mais aussi grâce à une amélioration au sein de l'organisme gestionnaire, l'ONCFS, des pratiques de recensement et de suivis. Or de telles situations, où la combinaison de critères aussi favorables au suivi sont présents, sont rares, car limitées à un très faible nombre d'espèces. L'avenir se porte donc pour le chercheur vers un questionnement des démarches de sciences participatives et citoyennes.

- **Hypothèse 3 : La fiabilité des représentations des aires de répartition des espèces menacées résulte autant de l'attitude des acteurs face à l'incertitude géographique que de l'importance des moyens dont ils disposent**

Le cas du Hamster a montré que si les moyens, financiers ou humains, ont considérablement aidé à réduire les incertitudes, l'attitude des acteurs de l'ONCFS a également contribué à sa réduction. L'amélioration constante du protocole de recherche,

permise aussi par la durée des DAC (trois PNA), montre une remise en question de l'Office face aux problèmes rencontrés sur le terrain.

Cette remise en question des pratiques, ou des modes de pensées des acteurs est facilitée par le cadrage professionnel et institutionnel du DAC. Dans des configurations où l'associatif prend le pas, et concerne des structures locales avec peu d'adhérents, libres dans leur possibilité d'actions, les personnalités de certains membres peuvent plus facilement ressortir et guider à elles seules le groupe. Les relations entre acteurs du groupe étant plus ténues, régulières (réunion mensuelle, sortie collective etc.), engageant des rapports souvent dans la durée (membres depuis des années), ces personnalités ressortent et façonnent l'identité de la structure. Bell et al (2007) montre ainsi que de nombreuses associations locales en Europe ont des difficultés à mobiliser des jeunes bénévoles, souvent des femmes, car ces associations sont majoritairement composées d'hommes. Ces particularités de compositions ressortent ainsi plus facilement dans ce type de structures associatives, et peuvent donc contraindre la mobilisation de certains profils d'acteurs.

Cette situation est ainsi visible sur le cas du Pic à dos blanc, notamment suivi par ce type de structure associative, locale, à faible nombre d'adhérents, et portée par des acteurs aux personnalités fortes et tranchées, et qui guident facilement la « politique » de l'association. Les relations entre acteurs deviennent ainsi dans ce type de DAC hybride les principaux freins ou leviers à la circulation de l'information. Si celle-ci fonctionne bien en Espagne et en Suisse, en France elles sont conditionnées par les attitudes de certains acteurs. La remontée de l'information produite est ainsi plus ou moins biaisée (incomplète ici), notamment lorsqu'elle concerne l'échelon régional. L'absence de coordination visible entre les acteurs français, et entre ceux-ci et les acteurs espagnols, participe à la pérennisation de certaines incertitudes géographiques.

En ce qui concerne le DAC du CA, les facteurs d'incertitude liés aux démarches de science citoyenne, mobilisant en nombre des amateurs, ont été bien identifiés par les acteurs rencontrés. Des dispositifs de réduction de l'incertitude, prenant en compte l'apparition potentielle de biais et d'erreurs liés à cette mobilisation, ont été mis en place. Cependant, certains facteurs d'origine sociale, ayant trait aux prospecteurs et à leur attitude sur le terrain, n'ont pas forcément été identifiés, ou du moins régulés par des dispositifs. Cette régulation apparaît d'autant plus nécessaire sur l'enquête espagnole, que celle-ci n'a mobilisé que des prospecteurs amateurs, sans la participation d'associations naturalistes locales. Si le résultat de ce DAC montre une meilleure couverture du territoire national, laissant sous-entendre que la variation de l'incertitude géographique entre

régions est très faible, il est aussi beaucoup plus sensible aux facteurs d'origine sociale qui peuvent affecter la qualité de l'information récoltée au sein des mailles. L'existence de coordinateur régional, dans le cas de la France, offre une sécurité supplémentaire dans le contrôle de l'information récoltée, qui sera envoyée ensuite au coordinateur national.

2. Apports et limites méthodologiques de la démarche

Notre méthodologie de recherche présente certaines limites. Certaines sont propres aux techniques d'enquêtes utilisées, d'autres découlent de choix du chercheur. Mais elle a l'intérêt de présenter des outils conceptuels permettant de décrypter des processus peu étudiés en géographie.

❖ Les apports et limites de nos outils conceptuels : les DAC et PAC

L'apport majeur de notre thèse concernant sa méthodologie, repose sur l'utilisation de deux outils conceptuels le DAC et le PAC. Ce dernier présente l'intérêt de décortiquer la circulation de l'information aux différentes étapes de sa fabrication, de son traitement puis de sa diffusion. Conceptualiser ce processus, nous a permis de pouvoir comparer de façon aisée des PAC a priori très différents, concernant des espèces et des terrains non similaires. Des modalités d'acquisition de la connaissance plurielles ont pu ainsi être étudiées grâce à l'identification des rôles des acteurs dans la démarche, leur lien avec la méthodologie d'étude, et les caractéristiques de l'espèce, qui conditionnent également ces deux premiers pôles. Ce concept s'adapte bien à l'étude de l'incertitude, en permettant de cibler les moments de son apparition potentielle, et donc des moyens de sa réduction. Le concept de DAC apparaît lui encore fragile dans son usage typologique. En effet, les modèles présentés dans le chapitre 3 prennent en compte à la fois la description des acteurs dominants dans les PAC, mais aussi leur coordination (modèle hybride). Or si définir la « domination » d'un type d'acteurs par sa visibilité est aisé sur certains types de démarches de connaissance, comme les PNA, cela apparaît plus difficile pour les autres, notamment lorsqu'aucun programme, donc aucune coordination d'ensemble, n'existe.

De plus, le détail des coordinations entre acteurs n'est pas toujours identifiable sans rentrer dans une étude approfondie des systèmes d'acteurs qui se mettent en place pour

l'acquisition de connaissance. Ainsi l'existence de programmes communs, développés à l'échelle régionale pour l'étude d'une espèce, témoigne généralement d'une coordination entre acteurs, mais son repérage est largement lié à leur visibilité. Certaines petites associations locales peuvent en effet monter des programmes en partenariat qui ne sont pas toujours bien diffusés, ou identifiables sur internet par exemple. L'inégale notoriété des acteurs a donc pu constituer un biais potentiel dans notre typologie, notamment pour les DAC hybrides.

❖ **Des limites propres à la méthode de l'observation participante**

En ce qui concerne par exemple la méthode d'observation participante, celle-ci induit certains biais, comme le présente ainsi Anadon (2007) pour la recherche participative, en développant notamment un « *rapport actif et coconstruit aux savoirs et à la réalité* ». En effet, notre découverte des espèces dans leur environnement réel (passage d'une description papier à une observation réelle), ou celle des méthodes de prospection de nos acteurs, ont été conditionnées par leurs propres pratiques du terrain. L'appréciation des méthodes d'observation et de prospections de ces acteurs que nous avons formulée, s'est donc trouvée en partie dépendre des conditions de notre propre apprentissage. L'intuition et l'appel au « bon sens » que nous avons cherché à mobiliser dans de telles situations, ont pu souffrir d'une manque de connaissances des pratiques de terrain, utilisées ailleurs, sur d'autres terrains ou par d'autres acteurs. La qualité de l'observation participante dépendant en partie du stade d'apprentissage dans lequel évolue le chercheur, notre regard s'est aiguisé au fil du temps, et aurait pu être enrichi par d'avantages d'expériences, en multipliant les acteurs et les lieux d'observation.

❖ **Des limites liées aux choix du chercheur**

Si les choix de nos terrains ont été avant tout commandés par leur pertinence scientifique, cette sélection résulte également d'une pertinence pratique (Arborio, et al., 2015). L'inscription de notre recherche dans un contexte régional aquitain nous a ainsi conduit à passer plus de temps auprès des acteurs aquitains. L'affinité relationnelle développée avec certains acteurs rencontrés, nous a par exemple conduit à réaliser un certain nombre de sorties terrains sur une espèce que nous n'avions pas sélectionnée initialement, la Chouette Tengmalm (*Aegolius funereus*), avec un agent de l'ONF. Ce suivi sur une autre espèce a été

perçu comme un avantage pour nous, en nous permettant d'intégrer dans le long terme (plusieurs mois) un suivi scientifique, et de mieux connaître le fonctionnement de cet organisme. De plus, les temporalités imposées par le calendrier de la thèse n'ont pas toujours correspondu à celles de nos acteurs, qui travaillent la plupart du temps sur plusieurs espèces en même temps ou sur d'autres thématiques (exploitations pour les ingénieurs forestiers par exemple). Ainsi en 2013 et 2014, années dévolues au travail de terrain par notre calendrier de thèse, les prospections et suivis des couples de PDB en Aquitaine ont été peu nombreux, l'ONF ne conduisant pas ce type d'action à cette période, l'acteur B n'ayant repris les inventaires qu'en 2015 (Auria, 2015).

En ce qui concerne le terrain suisse, la logistique du séjour (période de l'année, durée du séjour, conditions météorologiques) ne nous a pas permis de passer plus d'une journée sur le terrain avec l'acteur spécialiste identifié, et une journée de recherche solitaire.

Notre pratique personnelle du terrain, lors d'inventaires, ne nous dévoile qu'une partie des problèmes rencontrés par le prospecteur. Pour pouvoir cerner l'ensemble des facteurs d'apparition d'incertitudes dans le PAC, les entretiens et observations participantes conduites auprès des coordinateurs, de l'enquête nationale du CA notamment, auraient dû se compléter d'accompagnement des prospecteurs. Si nous avons préféré porter en priorité notre attention sur le rôle des coordinateurs, c'est parce qu'ils nous paraissent jouer un rôle déterminant dans la détection de l'incertitude, par leur fonction de filtrage de l'information, dans leur capacité à retenir ou à laisser circuler les données incertaines dans le PAC. Par exemple, la présence de fiches d'informations à remplir sur le terrain par les prospecteurs, permet de limiter la variabilité de l'information saisie. L'absence de notation, ou les incohérences, sont plus facilement repérables par le coordinateur qui récupère ces fiches dans le cadre de l'Enquête nationale. Mais elles ne suffisent pas toujours à comprendre les blocages que peuvent ressentir certains bénévoles qui participent à ces démarches.

3. Propositions relatives à nos sujets d'étude et perspectives de recherche

3.1. Proposer des améliorations relatives aux études du Campagnol amphibie, du Pic à dos blanc, et de la gestion de l'incertitude

Les propositions suivantes font échos à l'ensemble des points soulevés dans la thèse, faisant référence aux rôles des critères dans l'évaluation des statuts de conservation tout comme aux modalités différenciées d'application des PAC dans les territoires de l'aire de répartition des espèces étudiées. Les premières renvoient à la question de la connaissance (que faudrait-il savoir ?), tandis que les suivantes s'intéressent aux facteurs d'incertitude, d'origine technique ou sociale, identifiés (que faudrait-il maîtriser pour mieux savoir ?).

❖ **Les propositions en lien avec la connaissance des répartitions animales : cibler les responsabilités**

- **En favorisant les analyses par métapopulation (ESU)** lorsque des espèces présentent des aires en isolat pour affiner certains statuts de conservation au sein d'une aire de répartition plus large. Le statut de conservation d'une espèce dans une partie d'aire de répartition en isolat, serait peut-être plus pertinent à réaliser par métapopulations ou « ESU » (evolutionary significant unit). Celles-ci mettent en avant les particularités génétiques de certaines populations isolées d'une espèce, et permettent de cibler les actions de conservation (Moritz, 1994). Les acteurs experts sont d'autant plus susceptibles de suivre des populations réduites, et présentes dans leur périmètre d'intervention, et donc de donner des avis précis sur celles-ci que sur des ensembles plus larges. Les études conduites par le GOPA sur le Pic à dos blanc, rentrent ainsi dans ce type de démarches, qui visent à analyser la différence génétique qui existe entre les populations pyrénéennes et celles de l'espèce nominale en Europe de l'Est.
- **En définissant des priorités pour l'action en identifiant la responsabilité de certaines régions par rapport à d'autres.** Notre analyse des enquêtes nationales françaises et espagnoles sur le Campagnol amphibie montre que la représentation des dynamiques de répartition de ses populations présente certaines incertitudes en lien avec la méthodologie adoptée. Une solution complémentaire envisagée dans ce type de démarche, pour orienter les programmes de recensement ou de conservation, serait de mettre en évidence les

régions pour lesquelles la responsabilité de conservation de l'espèce est la plus importante. L'enquête espagnole, proposant un protocole relativement « léger » à mettre en place, bien que peu précis, permet d'évaluer le poids des régions grâce à une couverture intégrale du territoire nationale. Selon l'objectif recherché, donc ici évaluer la responsabilité d'une région par rapport à une autre dans la conservation de l'espèce menacée, ce type de protocole semble plus judicieux à adopter (Annexe 4 pour plus de compléments d'informations).

❖ **Propositions en lien avec l'incertitude, sa reconnaissance et sa gestion**

- **Favoriser la reconnaissance de l'incertitude personnelle des acteurs en l'intégrant comme une modalité à part entière des processus de connaissance.** Actuellement les démarches qui collectent les différentes informations relatives à une espèce intègrent peu la dimension « incertitude ». L'afficher comme une « case à remplir » dans des fiches descriptives d'une espèce qui accompagnent certains programmes (Liste rouge, fiche INPN, fiche Atlas etc.) permettrait de formaliser sa reconnaissance. Il deviendrait ainsi plus aisé pour les acteurs travaillant sur cette espèce de mettre en lumière leurs doutes sur certaines informations, ou les vides de connaissance qui subsistent. A cela pourrait s'ajouter, comme le suggèrent Marcot et Molina (2007), une évaluation de la part des acteurs du niveau de certitude/incertitude de l'information (faible, moyen, élevé). Ainsi l'identification de façon précise des informations incertaines, sur l'écologie de l'espèce par exemple, permettrait de mettre en valeur les « manques » dans la connaissance. L'utilisation de mots clés permettrait par la suite de retrouver les espèces sujettes aux mêmes manques d'informations, et de développer ensuite des études par groupes taxonomiques.
- **Prendre en considération l'évaluation personnelle de l'incertitude pour mener des suivis sur le long terme de manière efficace.** Pour identifier l'origine de l'incertitude produite par des enquêtes mobilisant des bénévoles amateurs, l'utilisation d'un questionnaire de pratiques, durant la prospection peut se révéler être une solution. Ce questionnaire reposerait sur des questions relatives à la qualité du parcours choisi par le prospecteur (comment l'évalue-t-il a posteriori ? A quel point correspond-il à l'habitat type de l'espèce recherchée ? etc.), sur ses difficultés à prospecter (a-t-il eu du mal à réaliser la totalité du protocole de prospection ? pourquoi ?), sur le temps passé à la

prospection et la rapidité de découverte des indices, puis sur son impression générale (comment qualifierait-il ce tronçon par rapport à ceux qu'il aura déjà prospecté sur plusieurs critères relatifs à la qualité du biotope, son parcours aisé etc.). Ces questions permettraient d'apporter des critères de qualité, non plus relatives aux milieux favorables à l'espèce, mais à la réussite de la prospection et ses freins. Pour des enquêtes reproductibles, prévues sur le long terme, cela permettrait d'identifier les secteurs « échantillons » de bonne qualité et praticité. L'utilisation de coordonnées GPS pour identifier avec précision l'emplacement de ceux-ci renforcerait la qualité de l'information spatialisée.

Une phase d'évaluation externe pourrait également être envisagée, avec le passage sur l'un des tronçons prospectés par le bénévole, du coordinateur expert pour effectuer une « contre-expertise » des résultats du questionnaire. A la fois pour évaluer l'honnêteté du prospecteur, et pour l'orienter sur ces prochaines prospections (sur ou sous-évaluation de la qualité du tronçon et de la difficulté de prospection). Cette phase peut être mise en place sur la réalisation des premières mailles (année 1). Comme l'a montré Jiguet (2009), dans le cadre de programmes de science participative, les premières prospections réalisées obtiennent des résultats souvent moins fiables que les suivantes. Ceci s'explique notamment par l'expérience accrue du prospecteur au fil du temps, qui se perfectionne dans l'utilisation d'une méthode de recherche.

Par la suite, la rigueur observée chez certains bénévoles, permettrait d'envisager une reconduite future du programme, en mobilisant ces mêmes individus, mais sur de plus petites superficies (les tronçons de bonne qualité étant seuls sélectionnés). La qualité de l'information serait ainsi assurée à la fois par la qualité du prospecteur et celle des tronçons choisis.

- **Solliciter et faire participer l'expertise locale.** Une bibliographie approfondie traitant d'une espèce fournit les premières indications sur l'existence potentielle de spécialistes de celle-ci. Le cas du PDB en est un exemple, puisque de nombreux articles sur l'espèce ont été écrits par l'acteur A, permettant de l'identifier comme un acteur clé de sa connaissance. La mise en place de programmes de conservation, ou d'évaluation de son statut ne peut donc se faire sans l'intégration de ces spécialistes locaux, qui doivent participer aux processus d'acquisition de connaissance puis de conservation, et ne pas seulement transmettre leurs données. Peine (2007) montre que la dynamique institutionnelle peut être vue comme un levier ou comme un frein aux démarches de conservation. En effet, il explique que des formes d'intérêt issues de groupes sociaux (par

exemple une association) sont parfois entremêlées aux systèmes politiques. Si on prend l'exemple des acteurs rencontrés, la LPO est une association très représentée dans le monde institutionnel, elle fait par exemple partie de la plupart des comités d'experts nationaux sur l'avifaune. Elle représente donc pour le grand public, et pour certains acteurs politiques, une figure bien identifiée dans la protection. Cette notoriété peut poser problème à certains acteurs locaux, qui ne se reconnaissent pas forcément dans cette association. L'identification de cette structure, par ceux-ci, dans des programmes de connaissance ou de conservation d'espèces, peut donc freiner l'investissement de certains experts locaux, ou leur partage de données. Un accord entre ces acteurs, experts locaux, et les organismes de l'Etat, fondé sur un code déontologique de l'utilisation des données, devrait constituer une première étape dans cette démarche d'intégration de l'expertise locale. Dans un deuxième temps, sur des espèces à enjeux, bien suivies par des experts locaux assez marginalisés dans les réseaux d'acteurs, les efforts devraient se porter sur l'intégration de ceux-ci dans les processus de décision aux plus hautes échelles (régionales puis nationales), afin de rétablir certains déséquilibres apparents sur la notoriété des acteurs associatifs.

3.2. Perspectives de recherche à développer dans le cadre d'une étude sur la construction de la connaissance des espèces

❖ **Une sociologie des participants aux démarches de connaissance de la Biodiversité**

Le rôle de l'acteur dans la construction de la connaissance est majeur, comme nous l'avons démontré dans cette thèse. Dans le PAC, trois fonctions sont essentielles, celle de la collecte, de la coordination et du traitement de l'information. A chaque fonction, on trouve un acteur, aux profils souvent différents, notamment dans les collecteurs/prospecteurs. Les désigner sous une fonction, le « coordinateur », le « prospecteur », enlève quelque part les particularités de ces individus, c'est-à-dire leur trait de personnalité, leur parcours personnel et professionnel, et qui agissent aussi dans le fonctionnement des PAC et leur réussite. Comprendre les raisons qui poussent certains bénévoles à participer à ces démarches, leurs réticences, doit s'adosser à une analyse plus complète de leur parcours de vie. Identifier des profils dominants, des traits de vie partagés, permettrait peut-être a posteriori d'adapter plus facilement certains protocoles de recherche, de s'appuyer sur certains individus pour des suivis dans le temps long, et donc d'améliorer à termes les conditions de l'engagement

bénévole et sa pérennisation. Certains de ces points font ainsi l'écho des résultats fournis par l'étude de Bell et al (2007), pour le programme EuMon, et qui mettent en avant par exemple les motivations des bénévoles. Cependant l'analyse conduite concerne principalement les bénévoles amateurs prospecteurs, il serait donc intéressant d'approfondir cette étude aux acteurs coordinateurs, gestionnaires et décideurs, ainsi qu'aux profils « experts ».

Cette sociologie de l'acteur participant au PAC pourrait notamment s'appuyer sur une approche méthodologique, qui permettrait de démontrer l'idée selon laquelle les facteurs d'incertitude d'origine sociologique sont tout aussi importants que les facteurs liés à la technique. Dans ce cadre, des fiches ou des entretiens pourraient être réalisés au cours des démarches d'acquisition de connaissance pour obtenir des informations sur l'attitude des prospecteurs face aux difficultés rencontrées, sur ses doutes dans la collecte d'information, ou les blocages qui peuvent surgir lors de celle-ci (liés à l'attitude des autres prospecteurs, du coordinateur, au manque de clarté sur l'objectif de l'enquête etc.). Elles seraient complétées par des entretiens auprès des coordinateurs et gestionnaires de données, sur leurs motivations à participer aux programmes, les liens qu'ils ont avec les prospecteurs, ou avec leur supérieur hiérarchique ou organisationnel (pour le coordinateur le gestionnaire par exemple).

❖ **Approfondir la question de la « géographie de la connaissance » en s'intéressant de près aux facteurs influençant la participation des structures régionales aux démarches de connaissance**

Les résultats de l'enquête nationale sur le Campagnol amphibie en France montrent des efforts de prospection très différenciés entre régions, où certaines associations n'ont tout simplement pas participé. Ils ne sont pas le propre de cette enquête, puisque de nombreuses démarches de sciences participatives ou citoyennes conduisent aux mêmes conclusions. La carte ci-dessous, d'une étude conduite par le MNHN en 2015, montre ainsi une participation très différenciée des structures régionales des Conservatoire des Espaces Naturels (CEN) et Réserves Naturelles de France (RNF), pour la connaissance de la Biodiversité (Lefevre, et al., 2015). Cette carte fait notamment écho aux résultats de l'enquête nationale du Campagnol amphibie, elle montre que des régions comme la Bretagne, Rhône-Alpes, Languedoc-Roussillon ou PACA ont des structures dynamiques dans de nombreuses démarches de connaissance. Une des perspectives de cette étude serait d'approfondir cette « géographie de la connaissance » des régions françaises, en analysant les participations différenciées de

celles-ci aux différentes démarches de connaissance de la Biodiversité, et d'en comprendre les raisons. En effet, en reprenant certains éléments de la thèse, on pourrait imaginer que :

- Les supports politiques soient absents et freinent ainsi le développement de projets associatifs, qui dépendent souvent de leurs financements : l'orientation politique (parti majoritaire) régionale peut-elle être un indicateur sur ces appuis facilités ou non ? À une échelle européenne, l'étude de Bell et al (2007) montre ainsi des modalités de participation différenciée entre pays, selon l'histoire politique de ceux-ci. Ils identifient ainsi deux facteurs majeurs agissant sur les effets de participation des bénévoles entre pays, que sont le type d'organisation politique, et la stabilité dans le temps de la démocratie. L'étude pourrait être affinée à une échelle infranationale en s'intéressant aux particularités des politiques régionales.
- L'histoire associative locale, et la culture régionale peuvent-elles agir de façon évidente sur le dynamisme des structures du territoire ? et sur l'orientation des démarches de connaissance ? Par exemple l'étude de Bell et al (2007) en Europe a montré que le régime communiste dans certains pays de l'Est avait laissé des traces perceptibles, relatives aux représentations du « bénévolat », qui affectaient encore aujourd'hui la mobilisation dans ces pays. Une étude comparée entre régions pourrait mettre en avant les facteurs historiques d'origine culturelle par exemple, qui agissent sur le dynamisme associatif.

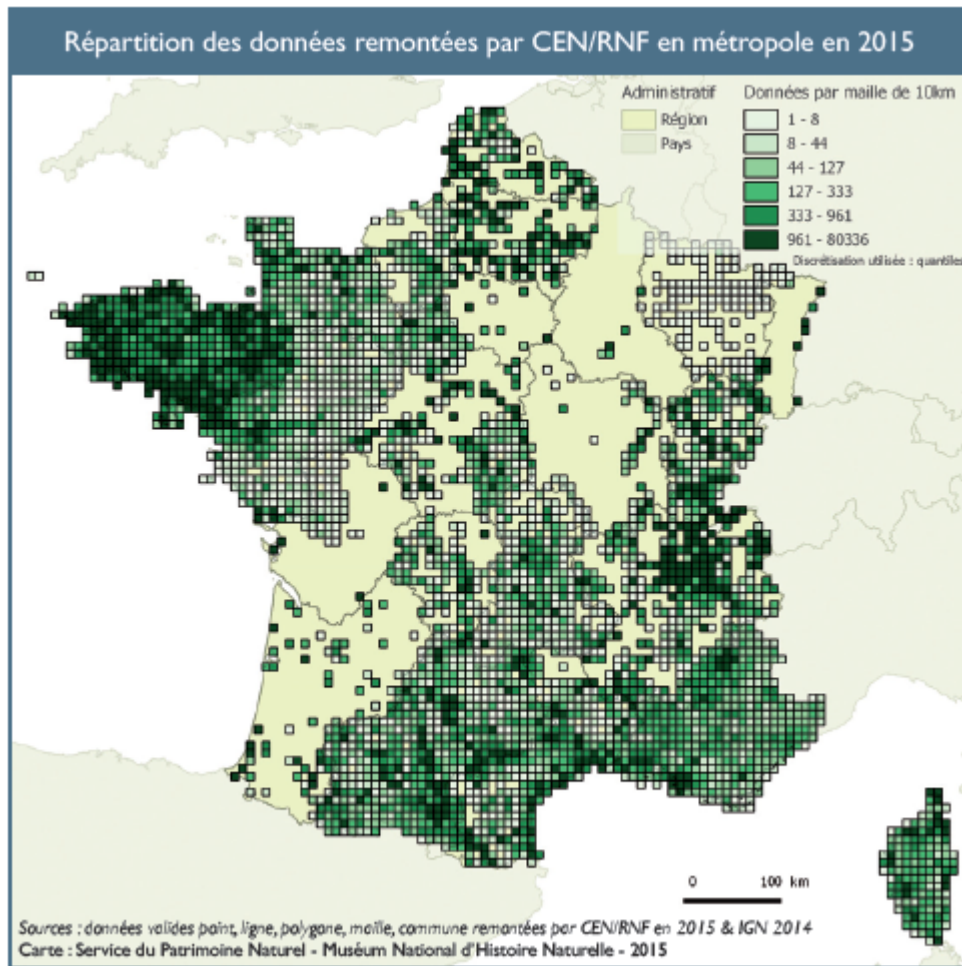


Figure 101 Répartition des données remontées par CEN/RNF en métropole en 2015 d'après le SPN

Bibliographie

Abbadie, L. 2015. Ecosystème. *Encyclopedia universalis*. [En ligne] 27 mai 2015. [Citation : 27 mai 2015.] <http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/ecosystemes/>.

Abbassi, M, et al. 1998. Répartition et évolution des Arvicola lacépède, 1799 (Rodentia, Mammalia) au cours du Pléistocène moyen et supérieur en France et en Ligurie. *Quaternaire*. 1998, Vol. 9, 2, pp. 105-116.

Affre, G. 1976. Quelques réflexions sur les méthodes de dénombrement d'oiseaux par sondage (IKA et IPA) : une approche théorique du problème. *Alauda*. 1976, 44, pp. 387-409.

Akçakaya, RH, et al. 2000. Making consistent IUCN classification under uncertainty. *Conservation Biology*. 2000, Vol. 14, 4, pp. 1001-1013.

Alphandéry, P et Fortier, A. 2011. Les associations dans le processus de rationalisation des données naturalistes. *Natures, Sciences, Sociétés*. 2011, Vol. 19, 1, pp. 22-30.

—. **2015.** Les données naturalistes à l'épreuve de la transparence. *Etudes rurales*. 2015, 1, pp. 127-144.

—. **2013.** Les données sur la nature entre rationalisation et passion. *Revue du Mauss*. 2013, Vol. 2, 42, pp. 202-220.

Amand, B, et al. 2012. *Plan national d'actions en faveur du Hamster commun (Cricetus cricetus) 2012-2016*. MEDDE - DREAL Alsace, 2012. p. 175.

Amelot, X, Couderchet, L et Noucher, M. 2014. Données institutionnelles et données contributives sur la biodiversité, quelles légitimités ? 2ème colloque du GIS CIST "Fronts et frontières des sciences du territoire". Paris : Université Paris Diderot, mars 2014. p. 7.

Anadon, M et Couture, C. 2007. La recherche participative, une préoccupation toujours vivace. in Anadon, M (dir.). *La recherche participative : Multiples regards*. Québec : Presses Universitaires du Québec, 2007, pp. 3-9.

Anderson, DR, et al. 1983. Density estimation of small mammals populations using a trapping web and distance sampling methods. *Ecology*. 1983, Vol. 64, 4, pp. 674-680.

Andrzejewski, R, et al. 1978. Synurbization processes in an urban population of *Apodemus agrarius*. Characteristics of population in urbanization gradient. *Acta theriologica*. 1978, Vol. 23, 20, pp. 341-358.

Anonyme. 2008. *Cahier d'habitats "oiseaux" Natura 2000 - Pic à dos blanc, Dendrocopos leucotos*. Fiche projet du MEEDDAT-MNHN, 2008. p. 4.

—. **2007.** *Document d'orientation sur la protection stricte des espèces animales d'intérêt communautaire en vertu de la directive "Habitats" 92/43/CEE*. European Commission, 2007. p. 90. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/index_en.htm.

—. **2009.** *Le Grenelle environnement. La première loi du Grenelle*. Paris : MEDDE, 2009. p. 20.

- . **2011.** *Plan régional d'actions 2011-2015 en faveur de la loutre d'Europe (Lutra lutra)*. Limoges : GMHL, 2011. p. 93.
- . **2011.** Stratégie de la biodiversité pour 2020. *Europa- synthèse de la législation de l'UE*. [En ligne] 9 décembre 2011. [Citation : 29 avril 2015.] http://europa.eu/legislation_summaries/maritime_affairs_and_fisheries/fisheries_resources_and_environment/ev0029_fr.htm.
- . **1994.** *Stratégie mondiale de la biodiversité. Propositions pour la sauvegarde, l'étude et l'utilisation durable et équitable des ressources biotiques de la planète*. Bureau des ressources génétiques et le comité français pour l'UICN, 1994. préparé par le WRI, UICN, PNUE en collaboration avec la FAO et l'UNESCO.
- Arborio, AM et Fournier, P. 2015.** *L'enquête et ses méthodes : l'observation directe*. Paris : Armand Colin, 2015. p. 128.
- Arnaud, A et Davoine, PA. 2009.** Approche cartographique et géovisualisation pour la représentation de l'incertitude. *SAGEO*. 2009, p. 12.
- Arnould, P. 2005.** Biodiversité : quelle histoire? in Marty, P et al. *Les biodiversités. Objects, théories, pratiques*. Paris : CNRS éditions, 2005, pp. 67-80.
- Aufray, R et Rovillé, M. 2008.** Les grandes crises d'extinction. Extinction des espèces et crises d'extinction. *Les dossiers du CNRS*. [En ligne] décembre 2008. [Citation : 24 mars 2015.] http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/dosbiodiv/?pid=decouv_chapA_p2_f1&zoom_id=zoom_a2_1.
- Aulen, G. 1988.** *Ecology and distribution history of the White-backed woodpecker (Dendrocopos leucotos) in Sweden*. Uppsala : Swedish University of Agricultural Sciences, Dept of Wildlife ecology. Report 14, 1988.
- Auria, JC. 2015.** *Présence du Pic à dos blanc dans la forêt syndicale de soule Canton Iraty*. Pau : ONF, 2015. p. 53.
- Bahuchet, S et Mckey, D. 2005.** L'homme et la biodiversité tropicale. in Marty, P et al. *Les biodiversités : objects, théories, pratiques*. Paris : CNRS, 2005, pp. 37-55.
- Balland, P. 2007.** *Conclusion technique sur le plan de sauvetage du hamster commun (Cricetus cricetus) en Alsace*. Paris : Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables, 2007. p. 54.
- Balon, JP et Chastel, A. 2012.** *La notion de patrimoine*. Paris : Liana Levi, 2012. p. 141.
- Barbault, R et Chevassus-au-Louis, B. 2005.** *Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche*. Paris : ADPF, 2005. pp. 8-24.
- Barbier, M et Granjou, C. 2005.** Quand l'expertise scientifique construit la précaution : le cas des maladies à prions. *Droit et Société*. 2005, 60, pp. 331-352.
- Barnosky, AD, et al. 2004.** Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science*. 2004, Vol. 306, 5693, pp. 70-75.

- Battersby, J. 2005.** *UK mammals : Species status and population trends. First report by the Tracking Mammals Partnership.* Petersbourg : JNCC/Tracking mammals partnership, 2005. p. 116.
- Baumgart, G et Hildwein, G. 1998.** *Le Grand Hamster (Cricetus cricetus) en France. Situation actuelle et propositions d'actions à mener.* Strasbourg : Mémoire présenté aux pays membres de la Convention de Berne, 1998. p. 12.
- Baumgart, G. 1996.** *Le Hamster d'Europe (Cricetus cricetus L. 1758) en Alsace.* Strasbourg : Office Nationale de la Chasse, 1996. p. 267.
- Baziadoly, S, Roland, S et Monod, A. 2014.** *La politique européenne de l'environnement.* Bruxelles : Bruylant, 2014. p. 208.
- Beaud, S et Weber, F. 2010.** *Guide de l'enquête de terrain : produire et analyser des données ethnographiques.* Paris : La découverte, 2010. p. 334.
- Bell, S, et al. 2007.** *The social science of participatory monitoring networks.* EuMon, 2007. p. 50. Project n°006463.
- Billé, R, et al. 2014.** *Biodiversité : vers une sixième extinction de masse.* Paris : La ville brûle, 2014. p. 199.
- Billet, P. 2006.** Variations autour de la notion d'espèce protégée. *in* Jaffeux, H, et et al. *30 ans de protection de la nature, bilan et perspectives, 1976-2006 : actes des Journées anniversaire de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature.* Paris : SFDE, MEDAD, 2006, pp. 46-58.
- Bini, LM, et al. 2006.** Challenging Wallacean and Linnean shortfalls : knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and distribution.* 2006, Vol. 12, 5, pp. 475-482.
- BirdLife International. 2014.** *Dendrocopos leucotos. The IUCN Red list of threatened species.* [En ligne] 2014. [Citation : 12 mai 2015.] <http://www.iucnredlist.org/details/22727124/0>.
- Birdlife international. 2015.** *European red list of Birds. Dendrocopos leucotos (White-backed woodpecker).* Luxembourg : Official publications of the European communities, 2015. p. 10.
- Blanc, P. 2014.** Une géohistoire du commerce agricole : les temps longs pour éclairer le présent. *in* CIHEAM. *Mediterra 2014. Logistique et commerce agro-alimentaires, un défi pour la Méditerranée.* Bordeaux : Presses de Science Po, 2014, pp. 23-38.
- Blanchet, A et Gotman, A. 2013.** *Les techniques d'enquête en sciences sociales.* Paris : Dunod, 2013. p. 197.
- Blandin, P. 2009.** *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité.* Versailles : édition Quae, 2009. p. 124.
- Blondel, J. 2005.** Biodiversité et science de la nature. L'émergence d'un concept. *in* Marty, P, et al., *Les biodiversités. Objets, théories, pratiques.* Paris : CNRS, 2005, pp. 23-36.

- Boeuf, G, Allain, YM et Bouvier, M. 2012.** *L'apport des sciences participatives dans la connaissance de la Biodiversité.* Paris : Ministère de l'écologie- MNHN, 2012. p. 29.
- Boudon, R. 1995.** *Le juste et le vrai : études sur l'objectivité des valeurs et de la connaissance.* Paris : Fayard, 1995. p. 576.
- Bouisset, C et Degremont, I. 2013.** La patrimonialisation de la nature : processus en renouvellement. *L'espace géographique.* 2013, Vol. 3, 42, pp. 193-199.
- Brito, D, et al. 2010.** How similar are national red lists and the IUCN Red List? *Biological conservation.* 2010, Vol. 143, 5, pp. 1154-1158.
- Bronner, gérald. 1997.** *L'incertitude. Que sais-je?* Paris : Presses universitaires de France, 1997. p. 126.
- Brown, JH et Heske, EJ. 1990.** Control of a desert-grassland transition by a keystone rodent guild. *Science.* 1990, Vol. 250, 4988, pp. 1705-1707.
- Brown, JH, Stevens, GC et Kaufman, DM. 1996.** The geographic range : size, shape, boundaries and internal structure. *Annual review of Ecology and Systematics.* 1996, Vol. 27, pp. 597-623.
- Brunel, S. 2012.** *Le développement durable. Que sais-je?* Paris : Presses Universitaires de France, 2012. p. 128.
- Buckland, ST, et al. 2005.** Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical transactions of the Royal Society B : Biological sciences.* 2005, Vol. 360, 1454, pp. 243-254.
- Buckland, ST., et al. 1993.** *Distance sampling : estimating abundance of biological populations.* Londres : Chapman and Hall, 1993. p. 446.
- Buhler, U. 2008.** Beobachtungen zur Brutbiologie des Weissrückenpechts *Dendrocopos leucotos* in Nordbunden. *Der Ornithologische Beobachter.* 2008, Vol. 105, 3, pp. 217-230.
- Burnham, KP et Anderson, DR. 1976.** Mathematical models for nonparametric inferences from line transect data. *Biometrics.* 1976, Vol. 32, pp. 325-336.
- Butchard, SHM, et al. 2010.** Global biodiversity : indicators of recent declines. *Science.* 2010, Vol. 328, 5982, pp. 1164-1168.
- Callon, M. 1986.** Eléments pour une sociologie de la traduction. La domestication des coquilles Saint-Jacques et des marins-pêcheurs dans la baie de St-Brieuc. *L'Année sociologique.* 1986, Vol. 36, pp. 169-208.
- Callon, M et Rip, A. 1992.** Humains, non-humains : morale d'une coexistence. in Theys, J, et Kalaora, B. *La terre outragée. Les experts sont formels!* Paris : Editions Autrement, 1992, pp. 140-156.
- Callon, M, Lascoumes, P et Barthe, Y. 2001.** *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique.* Paris : Le Seuil, 2001. p. 358.
- Camarra, JJ, et al. 2013.** *Suivi de l'ours brun dans les Pyrénées françaises. Rapport annuel.* Pau, Villeneuve de Rivière : ONCFS - Réseau Ours Brun, 2013. p. 47.

- Campion, D et Senosiain, A. 2004.** Pico dorsiblanco. *Dendrocopos leucotos*. in Madrono, A, Gonzalez, C, et Atienza, JC. *Libro rojo de los aves de Espana*. Madrid : Direccion general para la biodiversidad, SEO/BirdLife, 2004.
- Campion, D, Schwendtner, O et Elozegi, M. 2010.** *Censo de picidos en el Parque natural de Bertiz*. Gestion ambiental viveros y repoblaciones de Navarra - Gobierno de Navarra, 2010. p. 37.
- Carcamo Bravo, S. 2006.** Evolucion de las poblaciones de pito negro (*Dryocopus martius*) y pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos lilfordi*) en los montes de quinto real (Navarra) y su relacion con la gestion forestal. *Pirineos*. 2006, 161, pp. 133-150.
- Carignan, V et Villard, MA. 2002.** Selecting indicator species to monitor ecological integrity : a review. *Environmental monitoring and assessment*. 2002, Vol. 78, 1, pp. 45-61.
- Carlson, A. 1998.** Territory quality and feather growth in the White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos*. *Journal of Avian biology*. 1998, Vol. 29, pp. 205-207.
- . **2000.** The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species : the White-backed woodpecker (*dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management*. 2000, Vol. 131, 1, pp. 215-221.
- Centeno Cuadros, A et Roman, J. 2010.** Distribucion y conservacion de la rata de agua en Espana. *Quercus*. 2010, Vol. 296, pp. 16-23.
- Centeno-Cuadro, A, Delibes, M et Godoy, JA. 2009.** Phylogeography of Southern Water vole (*Arvicola sapidus*) : evidence for refugia within the Iberian glacial refugium? *Molecular Ecology*. 2009, Vol. 18, pp. 3652-3667.
- Cerqueira, MC, et al. 2013.** Rare or elusive? A test of expert knowledge about rarity of Amazon forest birds. *Diversity and distribution*. 2013, Vol. 19, 7, pp. 710-721.
- CERTU. 2010.** Protection des espèces et des habitats (article 123 à 150). *Fiche n°2. Décryptage Grenelle Biodiversité*. novembre 2010. 2, p. 4.
- Challeat, M et Lavarde, P. 2014.** *Les plans nationaux d'action en faveur des espèces menacées. Une politique à refonder*. Paris : MEDDE - CGEDD, 2014. p. 124.
- Chambre d'agriculture de Région Alsace et ONCFS. 2015.** Projet agro-environnemental et climatique (PAEC) 2015 "Mesures agricoles de restauration des habitats du Grand Hamster". 2015.
- Chanlat, JF. 1990.** *L'individu dans l'organisation : les dimensions oubliées*. Presses université Laval, 1990. p. 842.
- Chansigaud, V. 2013.** *L'homme et la nature : une histoire mouvementée*. Paris : Delachaux et Niestlé, 2013. p. 271.
- Chape, S, et al. 2005.** Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical transactions of the Royal Society B : biological science*. 2005, Vol. 360, 1454, pp. 443-455.

- Charles, L et Kalaora, B. 2007.** De la protection de la nature au développement durable : vers un nouveau cadre de savoir et d'action? *Espaces et sociétés*. 2007, Vol. 130, 3, pp. 121-133.
- Charvolin, F. 2009.** Comment penser les sciences naturalistes "à amateurs" à partir des passions cognitives. *Natures Sciences Sociétés*. 2009, Vol. 17, 2, pp. 145-154.
- Chegrani, P. 2012.** *Finalisation des prospections et mise à jour de la répartition de la loutre en région Auvergne*. Clermont-Ferrand : DREAL Auvergne, Service de l'eau, de la biodiversité et des ressources - pôle Nature, 2012. p. 10.
- Childe, VG. 1949.** *L'aube de la civilisation européenne*. Paris : Payot, 1949.
- Choay, F. 1992.** *L'allégorie du patrimoine*. Paris : Seuil, 1992. p. 272.
- Combessie, JC. 2007.** *La méthode en sociologie*. La découverte, 2007. p. 128.
- Comte, L et Grenouillet, G. 2013.** Species distribution modelling and imperfect detection : comparing occupancy versus consensus methods. *Diversity and Distributions*. 2013, Vol. 19, 8, pp. 996-1007.
- Conner, R. 1979.** Seasonal changes in woodpecker foraging methods : strategies for winter survival. in Dickson, JG, et al., *The role of insectivorous birds in forest ecosystems*. NY : Academic Press, 1979, pp. 95-105.
- Coste, S, et al. 2010.** *Stratégie nationale de création d'aires protégées : première phase d'étude - Volet Biodiversité*. Paris : Rapport SPN - MNHN - MEEDDM, 2010. p. 84.
- Couderchet, L et Amelot, X. 2010.** Faut-il brûler les ZNIEFF? *Cybergeo : European journal of Geography*. [En ligne] 5 mai 2010. [Citation : 15 janvier 2013.] <http://cybergeo.revues.org/23052>.
- Couvet, D, et al. 2008.** Enhancing citizen contribution to biodiversity science and public policy. *Interdisciplinary science reviews*. 2008, Vol. 33, 1, pp. 95-104.
- Craipeau, S et Metzger, JL. 2007.** Pour une sociologie critique de la gestion. *Recherches sociologiques et anthropologiques*. 2007, Vol. 38, 1, pp. 145-162.
- Cramp, S (ed), et al. 1985.** *Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic*. Oxford, New York : Oxford University press, 1985. p. 960. Vol. IV.
- Crandall, KA, et al. 2000.** Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*. 2000, Vol. 15, 7, pp. 209-295.
- Crimmins, T et Crimmins, M. 2012.** Appreciating and archiving present-day naturalists' contributions to science. *BioScience*. juin 2012, Vol. 62, 6, pp. 531-532.
- Crozier, M et Friedberg, E. 1977.** *L'acteur et le système*. Paris : Editions du Seuil, 1977. p. 500.
- Cury, P et Miserey, Y. 2011.** *Une mer sans poisson*. Domont : Calmann-lévy, 2011. p. 283.

- Cury, P et Morand, S. 2005.** Biodiversité marine et changements globaux : une dynamique d'interactions où l'humain est partie prenante. *in* Barbaut, R (dir.), et al. *Biodiversité et changements globaux*. Paris : ADPF, 2005, pp. 50-80.
- De Groot, RS, Wilson, MA et Boumans, RMJ. 2002.** A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*. 2002, Vol. 41, 3, pp. 393-408.
- De Jong, J et Lonnstad, J. 2002.** *White-backed woodpecker landscapes and new nature reserves*. Jonkoping : National board of forestry, 2002. p. 97, Rapport n°6.
- De Jouvenel, H. 1999.** La démarche prospective. Un bref guide méthodologique. *Revue Futuribles*. 1999, 247, pp. 47-68.
- De la Mare, WK. 1987.** On the definition of threats to the survival of species. *in* Fitter, R, et Fitter, M., *The road to extinction: problems of categorizing the status of taxa threatened with extinction: proceedings of a symposium held by the Species Survival Commission*. Madrid : IUCN, 1987, pp. 113-121.
- De Redon, L. 2012.** R27 : Biodiversité et droit international. *Société française d'écologie SFE*. [En ligne] 25 janvier 2012. [Citation : 14 novembre 2014.] <http://www.sfecologie.org/regards/2012/01/25/r27-louis-de-redon/>.
- De Wever, P et David, B. 2015.** *La biodiversité de crise en crise*. Paris : Albin Michel, 2015. p. 300.
- Deguignet, M, et al. 2014.** *Listes des Nations Unies des aires protégées*. Cambridge (Uk) : UNEP-WCMC, 2014. p. 44.
- Deléage, JP. 2016.** Environnement, un enjeu planétaire. *Encyclopedia Universalis*. [En ligne] 25 avril 2016. [Citation : 25 avril 2016.] <http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/environnement-un-enjeu-planetaire/>.
- . **2010.** *Histoire de l'écologie : une science de l'homme et de la nature*. Paris : La découverte, 2010. p. 334.
- . **1994.** *Une histoire de l'écologie*. Paris : Seuil, 1994. p. 330.
- Delfour, O. 1998.** *La conservation des espèces menacées d'extinction : étude de droit comparé : Espagne, Etats-Unis, France, Grande-Bretagne, Suisse*. Université de Panthéon-Sorbonne, Paris I : thèse de doctorat en droit, 1998.
- Descola, P. 2004.** *Le sauvage et le domestique*. Le sauvage et le domestique. *Communications*. 2004, Vol. 76, 1, pp. 17-39.
- Devictor, V. 2015.** *Nature en crise*. Paris : éditions du Seuil, 2015. p. 358.
- Diaz Caballero, JA. 2010.** Rata de Agua. *Arvicola sapidus*. *In* MJ Palacios, et al. *Catalogo regional de especies amenazadas de Extremadura, Fauna I*. Medio Ambiente y Junta de Extremadura, 2010, pp. 216-217.
- Diaz de la Guardia, R et Pretel, A. 1979.** Comparative study of the karyotypes of two species of water vole : *Arvicola sapidus* and *Arvicola terrestris* (Rodentia, Microtinae). *Caryologia*. 1979, Vol. 32, 2, pp. 183-189.

Direction de la culture et du patrimoine culturel . 2008. *Projet d'ordre du jour annoté.* . Strasbourg : Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, 2008. p. 17. T-PVS (2008) 20.

Dobson, SF, Yu, J et Smith, AT. 1995. The importance of evaluating rarity. *Conservation Biology*. 1995, Vol. 9, 6, pp. 1648-1651.

DREAL Alsace. 2011. *Plan national d'action 2007-2011 en faveur du Hamster commun.* Strasbourg : MEDAD, DREAL Alsace, ONCFS, 2011. p. 162.

—. **2013.** *Plan national d'actions (PNA) 2012-2016 en faveur du hamster commun.* ACTeon, Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, 2013. p. 175.

Dubois, PJ et Hulot, N. 2004. *Vers l'ultime extinction : la biodiversité en danger.* Paris : la Martinière, 2004.

Ducarme, F, Luque, GM et Courchamp, F. 2013. What are "charismatic species" for conservation biologists? *BioSciences Master Reviews*. 2013, Vol. 10, pp. 1-8.

Duchateau, S. 2011. *Histoire et bibliographie de l'ornithologie des Pyrénées françaises.* Pau : Groupe Ornithologique des Pyrénées et de l'Adour, 2011. p. 704.

Dufrene, M et Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species : the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*. 1997, Vol. 67, 3, pp. 345-366.

Duméry, H. 2016. Axiologie. *Encyclopedia Universalis*. [En ligne] 4 avril 2016. [Citation : 4 avril 2016.] <http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/axiologie/>.

Dupre, L et Micoud, A. 2007. Savoirs pulics sur la nature et politiques publiques de l'environnement : rôle et place des naturalistes amateurs et professionnels. in Charvolin, F, Micoud, A, et Nyhart, LK. *Des sciences citoyennes? La question de l'amateur dans les sciences naturalistes.* La Tour d'Aigues : Editions de l'Aube, 2007, pp. 219-231.

Dupuy, JP. 2006. L'incertitude dans les systèmes complexes. Climat et sociétés. in Bard, E., *L'homme face au climat : symposium annuel.* Paris : Odile Jacob, 2006, pp. 343-363.

During, E. 2013. Présentation. *Critique*. 2013, Vol. 12, 799, p. 963. www.cairn.info/revue-critique-2013-12-pages-963.htm.

Durousseau, M, et al. 2006. *30 ans de protection de la nature, bilan et perspectives 1976-2006 : actes des journées anniversaire de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature.* Paris : SFDE, MEDAD, 2006. p. 360.

Dussuet, A et Flahault, E. 2010. Entre professionnalisation et salarisation, quelle reconnaissance du travail dans le monde associatif? *Formation emploi*. 2010, 111, pp. 35-50.

Eidenschonck, J. 2014. *Mise en oeuvre du plan national d'actions 2012-2016 en faveur du hamster commun (Cricetus cricetus). Actualisation de l'aire de répartition de l'espèce en 2013 et tendances d'évolution de l'abondance de l'espèce sur certains territoires.* ONCFS, 2014. p. 37.

Eldredge, N. 2001. The sixth extinction. *ActionBioscience*. [En ligne] juin 2001. [Citation : 26 mars 2015.]

http://endangeredink.com/programs/population_and_sustainability/extinction/pdfs/Eldridge-6th-extinction.pdf.

Ellisalde-Videment, L, et al. 2004. *Guide méthodologique sur la modernisation de l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique. Mise à jour 2004.* Paris : MNHN, 2004. p. 73.

Escobar, A. 1998. Whose knowledge? Whose nature? Biodiversity, conservation and the political ecology of social movements. *Journal of political ecology*. 1998, Vol. 5, pp. 53-82.

Estebanez, J, Gouabault, E et Michalon, J. 2013. "Où sont les animaux? Vers une géographie humanimale". *Carnets de géographes*. [En ligne] janvier 2013. [Citation : 16 février 2015.]

http://www.carnetsdegeographes.org/PDF/debat_05_01_Estebanez_Gouabault_Michalon.pdf.

Estrosi, C et Spagnou, D. 2003. *Commission d'enquête sur les conditions de la présence du loup en France et l'exercice du pastoralisme dans les zones de montagne.* 825 (Tome II), Pau : Assemblée nationale, 2003.

Faugère, E, et al. 2010. Des connaissances scientifiques en quête de connaissances d'acteurs. *Natures Sciences Sociétés*. 2010, Vol. 18, 4, pp. 395-403.

Fedriani, JM, et al. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Ecoscience*. 2002, Vol. 9, 1, pp. 12-19.

Fernandez, C et Azkona, P. 1996. Influence of forest structure on the density and the distribution of the White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* and Black woodpecker *Dryocopus martius* in Quinto Real (Spanish Pyrenees). *Bird study*. 1996, Vol. 43, 3, pp. 305-313.

Fernandez, C, Azkona, P et Lorente, L. 1994. Corología y caracterización del hábitat del pico dorsiblanco (*dendrocopos leucotos lilfordi*) en el Pirineo occidental español. *Ardeola*. 1994, Vol. 41, 2, pp. 135-140.

Ferry, C et Frochot, B. 1958. Une méthode pour dénombrer les oiseaux nicheurs. *Terre et Vie*. 1958, pp. 85-102.

Fischesser, B et Dupuis-Tate, MF. 1996. *Le guide illustré de l'écologie*. Turin : édition la Martinière, 1996. p. 319.

Flahaut, E, Loiseau, D et Dussuet, A. 2010. Bénévolat et salariat : quelle coexistence dans les associations? in Gallibour, E. *Transitions professionnelles dans le monde associatif et l'animation*. L'Harmattan. Paris : L'Harmattan, 2010, pp. 41-51.

Flather, CH et Sieg, CH. 2007. Species rarity : definition, causes and classification. in Raphael, MG, et Molina, R. *Conservation of rare or little-known species*. Washington, Covelo, London : Island Press, 2007, pp. 40-67.

Fleishman, E, Murphy, DD et Blair, RB. 2001. Selecting effective umbrella species. *Conservation in practice*. 2001, Vol. 2, 2, pp. 17-23.

Flipo, S et al, et. 2004. *Modernisation de l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF). Listes préliminaires d'espèces et cortèges de*

faune déterminants. Union Européenne : Conservatoire régional des espaces naturels de Midi-Pyrénées - DIREN Midi-Pyrénées, 2004. p. 116.

Foessel, M, Gingras, Y et Ladrière, J. 2016. Connaissance. *Encyclopedia universalis*. [En ligne] 13 janvier 2016. [Citation : 13 janvier 2016.] <http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/connaissance/>.

Fonderflick, J. 2006. Mémento de terrain n°83 "Suivi de la faune : méthodes de dénombrement des oiseaux". *ATEN*. [En ligne] 2006. [Citation : 27 octobre 2015.] <http://ct83.espaces-naturels.fr/suivi-de-la-faune-methodes-de-denombrement-des-oiseaux>.

Frafjord, K. 2014. Grazing by sheep *Ovis aries* reduces island populations of water voles *Arvicola amphibius*. *Fauna norvegica*. 2014, Vol. 34, pp. 79-81.

Franklin, JF. 1994. Response. *Ecological application*. 1994, Vol. 4, pp. 208-209.

Freeman, LC. 1979. Centrality in social networks. Conceptual clarification. *Social networks*. 1979, Vol. 1, pp. 215-239.

Fressoz, JB, et al. 2014. *Introduction à l'histoire environnementale*. Paris : La Découverte, 2014. p. 128.

Fromageau, J. 2006. De la protection implicite à la protection intégrée. in Jaffeux, H, et al. *30 ans de protection de la nature, bilan et perspectives, 1976-2006 : actes des Journées anniversaire de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature*. s.l. : SFE, MEDAD, 2006, p. 360.

Fromentin, JM et Powers, JE. 2005. Atlantic bluefin tuna : population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries*. décembre 2005, Vol. 6, 4, pp. 281-306.

Funtowicz, S et Ravetz, JR. 1992. Connaissance utile, ignorance utile : dissertation sur deux types de science. in Theys, J, et Kalaora, B. *La terre outragée. Les experts sont formels!* Paris : Autrement, 1992, pp. 204-209.

Fusco, G, Emsellem, K et Douvinet, J. 2013. L'incertitude dans les sciences géographiques. Spécificités , schémas d'appréhension. *L'incertitude : regards pluridisciplinaires*. Nice : MSHS, 19 juin 2013. p. 23.

Gail, MH et Benichou, J. 2000. *Encyclopedia of epidemiologic methods*. John Wiley & Sons, 2000. p. 978.

Gambardella, S. 2014. L'expert scientifique un acteur multifacettes du processus décisionnel : l'exemple des commissions régionales de pêche. *Journal international de bioéthique*. 2014, Vol. 25, 1, pp. 91-104.

Garcia, P, et al. 2009. Aproximacion al estatus de la rata de agua (*Arvicola sapidus*) en Espana central. Bilbao : IX Congreso de la SECEM, 2009.

Gargominy, O et Demonet, S. 2013. *La protection juridique des espèces biologiques : gestion de l'information, diffusion sur l'INPN*. Paris : Museum national d'Histoire naturelle. Rapport SPN, 2013. p. 26.

Garibaldi, A et Turner, N. 2004. Cultural keystone species : implication for ecological conservation and restoration. *Ecology and society*. 2004, Vol. 9, 3, p. 18.

- Garmendia, A, Carcamo, S et Schwendtner, O. 2006.** Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish western Pyrenees). *Biodiversity and Conservation*. 2006, 15, pp. 339-355.
- Gaston, KJ. 2003.** *The structure and dynamics of geographic ranges*. s.l. : Oxford University Press, 2003. p. 266.
- Gayon, J. 2015.** Espèce, biologie. *Encyclopedia Universalis*. [En ligne] 17 juin 2015. [Citation : 17 juin 2015.] <http://www.universalis-edu.com/encyclopedie/espece-biologie/>.
- Gippoliti, S et Amori, G. 2007.** The problem of subspecies and biased taxonomy in conservation lists : the case of mammals. *Folia Zoologica*. 2007, Vol. 56, 2, pp. 113-117.
- Glowka, L, et al. 1996.** *Guide de la convention sur la diversité biologique*. Gland et Cambridge : UICN, 1996.
- Goodchild, MF. 2007.** Citizens as sensors : the world of volunteered geography. *Geojournal*. 2007, Vol. 69, 4, pp. 211-221.
- Gosselin, M, Gosselin, F et Julliard, R. 2010.** L'essor des sciences participatives pour le suivi de la biodiversité : intérêts et limites. *Sciences Eaux & Territoires*. 2010, 3, pp. 76-83.
- Goux, N. 2011.** *Gestion forestière et biodiversité, les enjeux de conservation d'une espèce parapluie : Limoniscus violaceus (Coleoptera)*. Université Pierre et Marie Curie, Paris VI : Thèse de doctorat, 2011.
- Grangé, JL. 2016.** Breeding biology of the Lilford Woodpecker *Dendrocopos leucotos lilfordi* in the Western Pyrenees (SW France). *Denesia*. 2016, Vol. 36, 164, pp. 99-111.
- . 2009. Caractéristiques des arbres de nid chez le Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos lilfordi* dans les Pyrénées occidentales françaises. *Le casseur d'os*. 2009, Vol. 9, pp. 92-110.
- Grangé, JL. 2001.** Le Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos lilfordi* dans les Pyrénées françaises. 1, 2001, *Ornithos*, Vol. 8, pp. 8-17.
- Grangé, JL. 2013.** Le Pic de Lilford *Dendrocopos leucotos lilfordi* (Sharpe & Dresser, 1871) : historique de sa découverte et réflexions sur les tribulations de ses dénominations taxinomiques. 2013, *Casseur d'os*, Vol. 13, pp. 96-121.
- Grangé, JL. 2015.** Pic de Lilford. in Yves Muller et Nidal Issa. *Atlas des oiseaux de France métropolitaine : nidification et présence hivernale*. LPO, MNHN et SEOF, 2015, pp. 820-823.
- Grangé, JL, et al. 2002.** Biologie de reproduction du Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos lilfordi* dans les Pyrénées occidentales (France). *Nos oiseaux*. 2002, Vol. 49, pp. 199-212.
- Granjou, C, Mauz, I et Cosson, A. 2010.** Le recours aux savoirs dans l'action publique environnementale : un foisonnement expérimental. *Sciences de la société*. 2010, Vol. 79, pp. 115-129.
- Grenier, C. 2000.** *Conservation contre nature. Les îles Galapagos*. collection Latitudes 23. Paris : IRD, 2000. p. 376.

- Gu, W et Swihart, RK. 2004.** Absent or undetected? Effects of non detection of species occurrence on wildlife habitat models. *Biological conservation*. 2004, Vol. 116, 2, pp. 195-203.
- Guiral. 2013.** *Les valeurs de la biodiversité : un regard sur les approches et le positionnement des acteurs*. Paris : Fondation pour la recherche sur la biodiversité, 2013. <http://www.pyrenees-pireneus.com/Environnement/Biodiversite/Marchandisation-Finance/2013-05-00-Valeurs-de-la-biodiversite.pdf>.
- Haffner, P. 2007.** *Evaluation du statut du Campagnol amphibie (Arvicola sapidus) en France métropolitaine. Proposition de mesures pour sa conservation*. Convention MEDAD/MNHN Fiche n°2a : Rapport du SPN 2007/11, 2007.
- Hartley, S et Kunin, WE. 2003.** Scale dependency of rarity, extinction risk and conservation priority. *Conservation biology*. 2003, Vol. 17, 6, pp. 1559-1570.
- Hastie, T, Tibshirani, R et Friedman, J. 2009.** *The elements of statistical learning. Second edition*. Springer-verlag, 2009. p. 763.
- Hayne, DW. 1949.** An examination of the strip census method for estimating animal populations. *Journal of Wildlife management*. 1949, Vol. 13, 2, pp. 145-157.
- Hennique, S, et al. 2013.** *Deuxième plan national d'actions en faveur du rôle des genêts (Crex crex) 2013-2018*. LPO, LPO Anjou, Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie, DREAL des Pays de la Loire, 2013. p. 140.
- Héritier, S et Laslaz, L. 2008.** *Les parcs nationaux dans le monde. Protection, gestion et développement durable*. Paris : Ellipses, 2008. p. 312.
- Héritier, S. 2007.** Les parcs nationaux entre conservation durable et développement local. *Géocarrefour*. 2007, Vol. 82, 4, pp. 171-175.
- Hernandez, PA, et al. 2006.** The effect of sampling size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*. 2006, Vol. 29, 5, pp. 773-785.
- Hondt, JL. 2006.** *Histoire de la zoologie*. Paris : Ellipses, 2006. p. 126.
- Houllier, F et Merilhou-Goudard, JB. 2016.** *Les sciences participatives en France. Etat des lieux, bonnes pratiques et recommandations*. Ministère de l'éducation nationale, de l'enseignement supérieur et de la recherche, 2016. p. 63.
- Ichter, J, Poncet, L et Touroult, J. 2014.** *Catalogues des méthodes et des protocoles. Phase 1 : Etude et proposition d'une démarche*. Paris : Rapport du MNHN-SPN, 2014. p. 30.
- Ihobe et Sociedad publica del departamento de Medio Ambient. 2012.** *Distribucion de la rata de agua (Arvicola sapidus) en la Comunidad Autonoma del Pais Vasco*. Bilbao : Gobierno Vasco, 2012. p. 16.
- Isaac, NJB, Mallet, J et Mace, GM. 2004.** Taxonomic inflation : its influence on macroecology and conservation. *Trends in ecology and evolution*. 2004, Vol. 19, 9, pp. 464-649.

IUCN. 2003. *Guidelines for application of IUCN Red List criteria at regional levels. Version 3.0.* Gland (Suisse), Cambridge (Royaume-Uni) : IUCN, Species Survival Commission, 2003. <http://www.iucn.org/themes/ssc/redlists/regionalguidelines.htm> .

Jaworski, V. 2006. La protection pénale des milieux et des espèces. *in* Durousseau, M, et al. *30 ans de protection de la nature, bilan et perspectives, 1976-2006 : actes des Journées anniversaire de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature.* Paris : SFDE, MEDAD, 2006, pp. 59-67.

Jenkins, DW. 1971. Global biological monitoring. *in* Matthews, WH, Smith, FE, et Goldberg, ED. *Man's impact on terrestrial and oceanic ecosystems.* USA : The colonial press, 1971, pp. 351-370.

Jiguet, F. 2009. Method learning caused a first-time observer effect in a newly started breeding bird survey. *Bird study.* 2009, Vol. 56, 2, pp. 253-258.

Jiguet, F, et al. 2012. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta oecologica.* 2012, Vol. 44, pp. 58-66.

Keller, V, et al. 2010. Liste rouge oiseaux nicheurs. Espèces menacées en Suisse, état 2010. *L'environnement pratique.* Office fédéral de l'environnement, Berne, et Station Ornithologique de Suisse, Sempach, 2010, 1019, p. 53.

Kéry, M et Schmid, H. 2004. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic and applied ecology.* 2004, Vol. 5, 1, pp. 65-73.

Kiss, A. 1989. Droit international. *in* Kiss, A, et Carbiener, R. *L'écologie et la loi. Le statut juridique de l'environnement.* Paris : L'Harmattan, 1989, pp. 171-185.

—. 1980. La protection internationale de la vie sauvage. *Annuaire français de droit international.* 1980, Vol. 26, 1, pp. 661-686.

Kromarek, P. 1989. Droit communautaire. *in* Kiss, A, et Carbiener, R. *L'écologie et la loi. Le statut juridique de l'environnement.* Paris : L'Harmattan, 1989, pp. 133-171.

Kuhn, R. 2009. *Plan national d'actions pour la Loutre d'Europe (Lutra lutra), 2010-2015.* SFPEPM, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, 2009. p. 111.

Lacoste, A et Salanon, R. 1999. *Eléments de biogéographie et d'écologie.* Paris : Armand colin, 1999. p. 300.

Lambeck, RJ. 1997. Focal species : a multispecies umbrella for nature conservation. *Conservation biology.* 1997, Vol. 11, 4, pp. 849-856.

Landres, PB, Verner, J et Thomas, JW. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species : a critique. *Conservation biology.* 1988, Vol. 2, 4, pp. 316-328.

Larrère, C et Larrère, R. 1997. *Du bon usage de la nature.* Paris : Champs d'essai, 1997. p. 355.

Larrère, C. 2007. Protection de la nature et éthiques environnementales. *Mouvements info.* [En ligne] 22 octobre 2007. [Citation : 15 février 2015.] <http://mouvements.info/protection-de-la-nature-et-ethiques-environnementales/>.

- Larrère, R et Fleury, P. 2004.** Malentendus, incompréhensions et accords dans la gestion de la biodiversité. *Fourrages*. 2004, 179, pp. 307-318.
- Larrère, R. 2000.** La loi sur la protection des espèces sauvages : des mesures inefficaces, inadéquates... et pourtant bien utiles. *Economie rurale*. 2000, 260, pp. 126-134.
- Larrère, R, Lizet, B et Berlan-Darqué, M. 2009.** *Histoire des parcs nationaux. Comment prendre soin de la nature?* Paris : Edition Quae, 2009. p. 240.
- Lascoumes, P. 2012.** *Action publique et environnement. Que sais-je?* Paris : PUF, 2012. p. 128.
- Lascoumes, P et Le Galès, P. 2007.** *Sociologie de l'action publique*. Paris : Armand Colin, 2007. p. 126.
- Lascoumes, P. 1994.** *L'éco-pouvoir, environnements et politiques*. Paris : La découverte, 1994. p. 318.
- Launer, AE et Murphy, DD. 1994.** Umbrella species and the conservation of habitat fragments : a case of threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem. *Biological conservation*. 1994, Vol. 69, 2, pp. 145-153.
- Laurier, E. 2010.** Participant observation. in N Clifford, S French et G Valentine. *Key methods in Geography*. Los Angeles, London, New Delhi, Singapore, Washington DC : SAGE, 2010, pp. 116-130.
- Le Louarn, H et Quéré, JP. 2003.** *Les rongeurs de France : faunistique et biologie*. Paris : Quae, 2003. p. 264.
- . **2011.** *Les rongeurs de France : Faunistique et biologie*. Versailles : Quae, 2011. p. 314.
- Leader-Williams, N et Dublin, H. 2000.** Charismatic megafauna as "flagship species". in Entwistle, A, et Dunstone, N. *Priorities for the conservation of mammalian diversity : has the panda had its day?* Cambridge : Cambridge University Press, 2000, pp. 53-81.
- Lecomte, J. 2001.** Conservation de la nature : des concepts à l'action. *Courrier de l'INRA*. 2001, Vol. 43.
- Lefeuvre, B, et al. 2015.** *Connaître et protéger la biodiversité et la géodiversité. Regards sur le rôle des deux réseaux*. Paris : CEN-MNHN-RNF, 2015. p. 4.
- Legendre, P. 2007.** *Espèces indicatrices*. [Cours] Montréal : Département de sciences biologiques, Université de Montréal, 2007. biol09.biol.umontreal.ca/CoursPL/Especies_indicatrices.pdf.
- Lelay, G. 2002.** *Modélisation des interactions entre système anthropique et faune sauvage : la carte de risque appliquée à la gestion de la faune en milieu urbain*. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes, 2002. p. 352.
- Lelebina, O et Sardas, JC. 2011.** L'expertise et les experts dans les organisations. Une approche multidisciplinaire pour la définition des notions clés. *Actes du XXIIe Congrès de l'AGRH*. Marrakech, Maroc, 2011. p. 18.

- Lemarchand, C, Boulade, Y et Bouchardy, C. 2011.** *Déclinaison pour la région Auvergne du Plan national d'actions en faveur de la loutre d'Europe (Lutra lutra) 2010-2015.* Catiche Productions, DREAL Auvergne, 2011. p. 43.
- Lemieux, V et Ouimet, M. 2004.** *L'analyse structurale des réseaux sociaux.* Québec et Bruxelles : Les presses de l'Université Laval et de Boeck Université, 2004. p. 112.
- Lewandowski, AS, Noss, RF et Parsons, DR. 2010.** The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation biology.* 2010, Vol. 24, 5, pp. 1367-1377.
- Lewin, R. 1986.** Damage to tropical forests, or why were there so many kinds of animals? *Science.* 1986, Vol. 234, 4773, pp. 149-150.
- Lochard, Y et Simonet, M. 2010.** Les experts associatifs, entre savoirs profanes, militants et professionnels. in Demazière, D, et Gadea, C. *Sociologie des groupes professionnels.* Paris : La Découverte, 2010, pp. 274-284.
- Lomolino, MV, Riddle, BR et Brown, JH. 2005.** *Biogeography.* Sunderland : Sinauer Associates, 2005. p. 845.
- Longhurst, R. 2010.** Semi-structured interviews and focus groups. in Clifford, N, French, S, et Valentine, G. *Key methods in Geography.* London : SAGE, 2010, pp. 103-115.
- Loos, J, et al. 2015.** Challenges for biodiversity monitoring using citizen science in transitioning social-ecological systems. *Journal for Nature conservation.* 2015, Vol. 26, pp. 45-48.
- Lorimer, J. 2008.** Counting corncrakes : the affective science of the UK corncrakes census. *Social studies of science.* 2008, Vol. 38, 3, pp. 377-405.
- Losinger, I et Wencel, MC. 2008.** Répartition du Hamster commun (*Cricetus cricetus* L.) en France et mesure de conservation. *Revue scientifique Bourgogne-Nature.* 2008, 8, pp. 139-146.
- Losinger, I, Wencel, MC et Migot, P. 2006.** Réflexions autour de la gestion d'une espèce animale dans un écosystème agricole : le cas du Grand Hamster. *Natures Sciences Sociétés.* 2006, Vol. Supplément 1, pp. 63-64.
- Luniak, M. 2004.** Synurbization - adaptation of animal wildlife to urban development. *4th International Symposium Urban Wildlife Conservation.* Tucson : s.n., 2004. pp. 50-55.
- Mac Arthur, RH. et Wilson, EO. 1963.** An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution.* the society for study of evolution, 1963, Vol. 17, 4, pp. 373-387.
- MacArthur, R et Wilson, EO. 1967.** *The theory of island biogeography.* Princeton University Press, 1967. p. 203.
- Mallet, J. 1995.** A species definition for the Modern synthesis. *Trends in Ecology & Evolution.* 1995, Vol. 10, 7, pp. 294-299.
- . 2007. Subspecies, semispecies, superspecies. *Encyclopedia of Biodiversity.* 2007, pp. 1-5.
- Manel, S, Williams, HC et Ormerod, SJ. 2001.** Evaluating presence-absence models in ecology : the need to account for prevalence. *Journal of applied ecology.* 2001, Vol. 38, 5, pp. 921-931.

- Manning, P. 2005.** Fisheries and Aquaculture topics. Trends in capture fisheries development. *FAO Fisheries and aquaculture departeent*. [En ligne] 27 mai 2005. [Citation : 17 mars 2015.] <http://www.fao.org/fishery/topic/13838/en>.
- Marcot, BG et Molina, R. 2007.** Special considerations for the science, conservation, and management of rare or little-known species. in Raphael, MG, et Molina, R. *Conservation of rare or little-known species*. Washington, Covelo, London : Island Press, 2007, pp. 93-125.
- Martin, T. 2007.** *Le tout et les parties dans les systèmes naturels*. collection Philosophie des sciences. Paris : Vuibert, 2007. p. 241.
- Martinez, C. 2007.** *Analyse du dispositif français des aires protégées au regard du Programme de travail "Aires protégées" de la convention sur la diversité biologique. Etat des lieux et propositions d'actions*. Paris : Comité français de l'UICN, 2007. p. 53.
- Marty, P, et al. 2005.** *Les biodiversités, objets, théories et pratiques*. Paris : CNRS édition, 2005. p. 261.
- Marvinval-Vigne, MC et Thiébaud, S. 1996.** Faune et flore, témoins de l'exploitation du territoire rural. *Actes des congrès de la Société d'archéologie*. Grenoble : Société d'archéologie médiévale, 1996. Vol. 5, pp. 11-19.
- Matagne, P. 1999.** *Aux origines de l'écologie. Les naturalistes en France de 1800 à 1914*. Paris : CTHS, 1999. p. 301.
- Mathevet, R et Godet, L. 2015.** *Pour une géographie de la conservation*. Paris : l'Harmattan, 2015. p. 397.
- Maumary, L, et al. 2007.** *Les oiseaux de Suisse*. Sempach : Station ornithologique de Suisse, 2007. p. 848.
- Mauz, I. 2009.** Espaces naturels protégés : que sont devenus les projets des précurseurs? Le cas du parc national de la Vanoise et des réserves naturelles de Haute-Savoie. in Larrère, R, Lizet, B, et Berlan-Darqué, M. *Histoire des parcs nationaux. Comment prendre soin de la nature?* Paris : Quae, 2009, pp. 59-76.
- Mauz, I et Granjou, C. 2005.** L'incertitude scientifique explique-t-elle la défiance. Le cas de la réception des résultats du suivi scientifique du loup. *Actes des journées "Incertain et environnement. Mesures, modèles, gestion"*. Arles : Société d'écologie humaine, 2005. pp. 23-25.
- Maxim, L et Slujis, V. 2008.** L'incertitude : cause ou effet des débats entre acteurs? Analyse de cas du risque de l'insecticide Gaucho vis-à-vis des abeilles. in Allard, P, Fox, D, et Picon, B. *Incertain et environnement. La fin des certitudes scientifiques*. Aix-en-Provence : s.n., 2008, pp. 351-369.
- McNeely, JA, CITES et UICN. 2003.** Le Monde de la Cites. [En ligne] 3 mars 2003. www.cites.org/fra/news/world/30_anniversary.pdf.
- Méchin, C. 2013.** Stratégies et rôle des agriculteurs en Alsace concernant le Hamster commun (*Cricetus cricetus*). *Courrier de l'environnement de l'INRA*. 2013, 63, pp. 27-37.
- . 2011. Une espèce protégée qui dérange : le Hamster commun (*Cricetus cricetus* L.) en Alsace. *Anthropozoologica*. 2011, Vol. 46, 1, pp. 127-140.

- MEDDE. 2012.** *Guide "espèces protégées, aménagements et infrastructures"*. MEDDE, 2012. p. 65.
- . **2012.** *Plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées : objectifs et exemples d'actions*. MEDDE, 2012. p. 44.
- MEEDDM. 2010.** *L'articulation avec les plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées*. MEEDDM, 2010. p. 4.
- Meine, C, Soule, M et Noss, RF. 2006.** A mission-driven discipline : the growth of Conservation biology. *Conservation biology*. 2006, Vol. 20, 3, pp. 631-651.
- Melleti, M et Penteriani, V. 2003.** Nesting and feeding tree selection in the endangered White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos lilifordi*. *Wilson Bulletin*. 2003, Vol. 115, 3, pp. 299-306.
- Mericskay, B et Roche, S. 2011.** Cartographie 2.0 : le grand public, producteur de contenus et de savoirs géographiques avec le web 2.0. *Cybergeo, European Journal of Geography*. [En ligne] 20 octobre 2011. [Citation : 30 juillet 2015.] <http://cybergeo.revues.org/24710> ; DOI : 10.4000/cybergeo.24710.
- Mermet, L et Benhammou, F. 2005.** Prolonger l'inaction environnementale dans un monde familier : la fabrication stratégique de l'incertitude sur les ours du Béarn. *Ecologie et Politique*. 2005, Vol. 2, 31, pp. 121-136.
- Micoud, A. 2001.** La nébuleuse associative. in Rochefort, R, et Voynet, D. *Environnement, question sociale : dix ans de recherche pour le Ministère de l'Environnement*. Paris : Odile Jacob, 2001, pp. 119-129.
- . **2010.** Sauvage ou domestique, des catégories obsolètes? *Sociétés*. 2010, Vol. 2, 108, pp. 99-107.
- Mikusinski, G et Angelstam, P. 1998.** Economic geography, forest distribution and woodpecker diversity in Central Europe. *Conservation biology*. 1998, Vol. 12, 1, pp. 200-208.
- Mikusinski, G, Gromadzki, M et Chylarecki, P. 2001.** Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation biology*. 2001, Vol. 15, 1, pp. 208-217.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005.** *Ecosystems and Human well-being : biodiversity synthesis*. Washington DC : World Resources Institute, 2005.
- Miller, GH, et al. 2005.** Ecosystem collapse in Pleistocene Australia and a human role in Megafaunal extinction. *Science*. juillet 2005, Vol. 309, 5732, pp. 287-290.
- Miller, RM, et al. 2007.** National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines : current status and future perspectives. *Conservation biology*. 2007, Vol. 21, 3, pp. 684-696.
- Mills, SL, Soulé, ME et Doak, DF. 1993.** The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*. avril 1993, Vol. 43, 4, pp. 219-224.
- Molina, R et Marcot, BG. 2007.** Definitions and attributes of little-known species. in Raphael, MG, et Molina, R. *Conservation of rare or little known species*. Washington, Covelo, London : Island Press, 2007, pp. 67-93.

- Moning, C et Muller, J. 2009.** Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological indicators*. 2009, Vol. 9, 5, pp. 922-932.
- Morilhat, C, et al. 2007.** Responses of *Arvicola terrestris* scherman populations to agricultural practices, and to *Talpa europaea* abundance in eastern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2007, Vol. 122, 3, pp. 392-398.
- Moritz, C. 1994.** Defining Evolutionary Significant Units for conservation. *Trends in ecology and evolution*. 1994, Vol. 9, 10, pp. 373-374.
- Mortureux, Y. 2004.** Le retour d'expérience en questions. *Techniques de l'ingénieur. Sécurité et gestion des risques*. 2004, Vol. SE1, SE1040, pp. SE1040.1-SE1040.6.
- Moscovici, S. 1972.** *La société contre nature*. Paris : Union générale d'éditions, 1972. p. 381.
- Munton, P. 1987.** Concepts of threat to the survival of species used in Red data Books and similar compilations. in Fitter, R, et Fitter, M. *The road to extinction : problems of categorizing the status of taxa threatened with extinction : proceeding of a symposium held by the Species Survival Commission*. Madrid : IUCN, 1987, pp. 72-95.
- Myers, N. 1996.** The biodiversity crisis and the future of evolution. *The Environmentalist*. Chapman & Hall, 1996, Vol. 16, pp. 37-47.
- Myers, N, et al. 1999.** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 1999, Vol. 403, 6772, pp. 853-858.
- Nash, RF. 2014.** *Wilderness and the American mind. Fifth edition*. Yale : Yale University press, 2014. p. 409.
- Naughton-Treves, L, Buck Holland, M et Brandon, K. 2005.** The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual review of environment and resources*. 2005, Vol. 30, pp. 219-252.
- Noblet, JF. 2005.** *Sauvons le campagnol amphibie*. Paris : Nature et Humanisme, 2005. p. 22.
- Norton, JP. 2006.** To what extent, and how, might uncertainty be defined? Comments engendered by "Defining uncertainty : a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support" Walker et al. *Integrated assessment 4 : 1*, 2003. *The integrated assessment journal*. 2006, Vol. 6, 1, pp. 83-88.
- Noss, RF. 1999.** Assessing and monitoring forest biodiversity : a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*. 1999, Vol. 115, 2, pp. 135-146.
- . 1990. Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach. *Conservation biology*. 1990, Vol. 4, 4, pp. 355-364.
- Noucher, M et Gautreau, P. 2013.** Le libre accès rebat-il les cartes? Nouvelles perspectives pour les données géographiques. *Les cahiers du numérique*. 2013, Vol. 9, 1, pp. 57-83.
- Obstfeld, D. 2005.** Social networks, the Tertius lungens orientation, and involvement in innovation. *Administrative science quarterly*. 2005, Vol. 50, 1, pp. 100-130.
- OCDE. 2007.** *Examens environnementaux de l'OCDE : Suisse 2007*. OECD Publishing, 2007. p. 169.

—. 2001. *Perspective de l'environnement de l'OCDE*. OCDE, 2001. p. 370.

ONCFS. 2015. *Cahier des charges 2015 à destination des aménageurs et/ou des bureaux d'étude pour la réalisation des prospections des terriers et indices de présence du hamster commun*. Gerstheim : ONCFS- Délégation régionale Nord-Est- Cellule technique, 2015. p. 17.

—. 2013. *Suivi de l'ours dans les Pyrénées françaises*. Réseau Ours Brun (ROB), 2013.

Otero, I, et al. 2006. Landscape history and heritage revaluation in Olzinelles valley (Montnegre, NE Spain). A socioecological approach (1851-2006). Florence, Italie : Secretariat of the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE), 2006.

Owen-Smith, RN. 1992. *Megaherbivores: the influence of very large body size on ecology*. Cambridge : Cambridge university press, 1992. p. 331.

Paavola, J, Gouldson, A et Kluvankova-Oravska, T. 2009. Interplay of actors, scales, frameworks and regimes in the governance of biodiversity. *Environmental Policy and governance*. 2009, Vol. 19, 3, pp. 148-158.

Paillet, Y et Gosselin, M. 2011. Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : état des connaissances en forêt tempérée européenne. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*. [En ligne] 9 septembre 2011. [Citation : 26 mars 2013.] <http://vertigo.revues.org/11133>.

Pascal, M, Lorvelec, O et Vigne, JD. 2006. *Invasions biologiques et extinctions, 11 000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Paris : Belin, 2006. p. 350.

Pauli, E. 1992. *Les sentiers sinueux de la connaissance. Traité de gnoseologie sur le doute et la certitude*. Louvain-la-Neuve : Academia, 1992. p. 208.

Pech, P. 2008. Mission des acteurs publics. *UVED*. [En ligne] 2008. [Citation : 30 mars 2016.] <https://e-cours.univ-paris1.fr/modules/uvad/risques-naturels/html/3/32/321.html>.

Peeters, H et Charlier, P. 1999. *Contributions à une théorie du dispositif*. Contributions à une théorie du dispositif. *Hermes*. 1999, Vol. 3, 25, pp. 15-23.

Peine, JD. 2007. Social consideration. in Raphael, MG, et Molina, R. *Conservation of rare or little-known species*. Washington -Covelo- London : Island press, 2007, pp. 236-273.

Pinchot, G. 1903. *A primer of forestry*. Washington : Gouvernement printing office, Department of agriculture, 1903. p. 136 (Part I).

—. 1910. *The fight for conservation*. Doubleday, 1910. p. 92.

Piolle, X. 1990. Proximité géographique et lieu social, de nouvelles formes de territorialité? *Espace géographique*. 1990, Vol. 20, 4, pp. 349-358.

Pison, G. 1986. La révolution néolithique remise en cause. *Population*. 1986, Vol. 41, 2, pp. 372-375.

Poinsot, Y. 2010. Protection de la grande faune et territoires : deux modèles de gestion dans la cordillère Cantabrique. *L'espace géographique*. 2010, Vol. 38, 4, pp. 289-302.

- Poly, JP et Gamon, D (coord.). 2015.** *Contrat d'objectifs 2012-2016. Etat/Office national de la chasse et de la faune sauvage.* Jouve : ONCFS, 2015. p. 60.
- Possingham, HP, et al. 2002.** Limits to the use of threatened species lists. *Trends in ecology & evolution.* 2002, Vol. 17, 11, pp. 503-507.
- Powell, GVN et Powell, AH. 1986.** Reproduction by Great white herons *Ardea herodias* in Florida bay as an indicator of habitat quality. *Biological conservation.* 1986, Vol. 36, 2, pp. 101-113.
- Primack, RB, Sarrazin, F et Lecomte, J. 2012.** *Biologie de la conservation.* Paris : Dunod, 2012. p. 360.
- Purroy, FJ. 1972.** El Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) del Pirineo. *Ardeola.* 1972, Vol. 20, pp. 145-158.
- Purvis, A, et al. 2000.** Predicting extinction risk in declining species. *The Royal society of London.* octobre 2000, Vol. 267, 1456, pp. 1947-1952.
- Rabinowitz, D. 1981.** Seven forms of rarity. in Syngé, H. *The biological aspects of rare plant conservation.* Chichester, New York, Brisbane, Toronto : IUCN, John Wiley and Sons, 1981, pp. 205-217.
- Ramade, F. 1993.** *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement.* Paris : Ediscience international, 1993. p. 822.
- Raphael, MG et Marcot, BG. 2007.** Introduction. in Raphael, MG, et Molina, R. *Conservation of rare or little known species.* Washington, Covelo, London : Island Press, 2007, pp. 1-17.
- Redon de, L. 2012.** Biodiversité et droit international. *SFE.* [En ligne] 25 janvier 2012. [Citation : 27 mai 2015.] <http://www.sfecologie.org/regards/2012/01/25/r27-louis-de-redon/>.
- Regan, HM, Colyvan, M et Burgman, MA. 2000.** A proposal for fuzzy international union for the conservation of nature IUCN categories and criteria. *Biological conservation.* 2000, Vol. 92, 1, pp. 101-108.
- Rémy, E. 1995.** L'élaboration d'un savoir naturaliste. Approche anthropologique d'un atlas. *Etudes rurales.* 1995, 137, pp. 55-72.
- Rey, R. 2010.** *Le suivi des populations du Grand Hamster d'Alsace (Cricetus cricetus). Outils pour l'amélioration du diagnostic des terriers.* Poitiers : ONCFS - Master pro 2ème année "Génie écologique" - Faculté des Sciences de l'Université de Poitiers, 2010. p. 109.
- Ridley, M. 1997.** *Evolution biologique (trad).* Paris, Bruxelles : De Boeck Université, 1997. p. 719.
- Rigaux, P. 2012.** *Le Campagnol amphibie. Un rongeur entre deux eaux.* Bourges : SFEPM, 2012. p. 15.
- . **2015.** *Les campagnols aquatiques en France - Histoire, écologie, bilan de l'enquête 2009-2014.* Bourges : Société Française pour l'Etude et la Protection des mammifères, 2015. p. 164.
- . **2014.** The habitat of water vole *Arvicola sapidus* Miller, 1908 in France : description and conservation. *Munibe Monographs Nature Series.* 2014, Vol. 3, pp. 93-100.

- Rigaux, P, et al. 2009.** *Eléments sur la densité locale et l'utilisation de l'espace du campagnol amphibie (Arvicola sapidus) : exemple de trois sites en Auvergne.* GMA, 2009. p. 22, Rapport d'étude.
- Ripple, WJ. et Beschta, RL. 2004.** Wolves and the ecology of fear : can predation risk structure ecosystems? *BioScience*. aout 2004, Vol. 54, 8, pp. 755-766.
- Roberge, JM et Angelstam, P. 2004.** Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*. 2004, Vol. 18, 1, pp. 76-85.
- Robin, L. 2011.** The rise of the idea of biodiversity : crises, responses and expertise. *Quaderni*. 2011, Vol. 3, 76, pp. 25-37.
- Rocchini, D, et al. 2011.** Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Progress in physical geography*. 2011, Vol. 35, 2, pp. 211-226.
- Rodrigues, ASL, et al. 2006.** The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 2006, Vol. 21, 2, pp. 71-76.
- Rolland-May, C. 2000.** *Evaluation des territoires : concepts, modèles, méthodes.* Paris : Hermès, 2000. p. 381.
- Roman Sancho, J. 2007.** *Historia natural de la Rata de agua (Arvicola sapidus) en Donana.* Madrid : Thèse en science écologique et en biologie de la conservation., 2007. p. 200.
- Roman, J. 2007.** Arvicola Sapidus (Miller, 1908). Rata de agua. in Palomo, L, Gisbert, J, et Blanco, JC. *Atlas y libro rojo de los mamíferos de Espana.* Madrid : Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, 2007, pp. 408-409.
- . **2003.** Habitat y hábitos de la rata de agua (Arvicola sapidus) durante el periodo de sequía estival en Donana. *VI Jornadas de la Sociedad española para la conservación y estudio de los mamíferos.* Ciudad Real : s.n., 2003.
- . **2010.** *Manual de campo para un sondeo de rata de agua (Arvicola sapidus).* Malaga : SECEM, 2010. p. 34.
- Roth, RE. 2009.** A qualitative approach to understanding the role of geographic information uncertainty during decision-making. *Cartography and geographic information Science*. 2009, Vol. 36, 4, pp. 315-330.
- Royle, AJ. et Dorazio, RM. 2008.** *Hierarchical modeling and inference in ecology : the analysis of data from populations, metapopulations and communities.* s.l. : Academic Press, 2008. p. 464.
- Ryder, OA. 1986.** Species conservation and systematics : the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution*. 1986, Vol. 1, 1, pp. 9-10.
- Safina, C et Klinger, DH. 2008.** Collapse of Bluefin Tuna in Western Atlantic. *Conservation biology*. 2008, Vol. 22, 2, pp. 243-246.
- Sauermann, H et Franzoni, C. 2015.** Crowd science user contribution patterns and their implications. *Proceedings of the national academy of sciences*. 2015, Vol. 112, 3, pp. 679-684.

Savouré-Soubelet, A. 2013. *Evolution des PNA : éléments méthodologiques. Proposition d'un protocole d'établissement d'une liste d'espèces prioritaires.* Paris : Rapport SPN-MNHN, 2013. p. 79.

Savouré-Soublet, A. 2015. *Liste hiérarchisée d'espèces pour la conservation en France. Espèces prioritaires pour l'action publiques.* Paris : Muséum national d'Histoire naturelle et Service du Patrimoine naturel, 2015. p. 22.

Schmeller, DS, et al. 2009. Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conservation biology.* 2009, Vol. 23, 2, pp. 307-316.

Scott, P, Burton, JA et Fitter, R. 1987. Red data books : the historical background. in Fitter, R, et Fitter, M. *The road to extinction: problems of categorizing the status of taxa threatened with extinction: proceedings of a symposium held by the Species Survival.* Madrid : UICN, 1987, pp. 1-5.

Selmi, A. 2009. L'émergence de l'idée de parc national en France. De la protection des paysages à l'expérimentation coloniale. in Larrère, R, Lizet, B, et Berlan-Darqué, M. *Histoire des parcs nationaux. Comment prendre soin de la nature?* Paris : Quae, 2009, pp. 43-58.

Senosiain, A. 1978. Observaciones de Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en el Pirineo navarro y primera nidificación comprobada en la península Iberica. *Ardeola.* 1978, Vol. 24, pp. 236-242.

Shekelle, M, et al. 2008. *Tarsius tumpara* : A new Tarsier species from Siau Islan North Sulawesi. *Primate conservation.* 2008, Vol. 23, 1, pp. 55-64.

Shoo, LP, Williams, SE et Hero, J. 2006. Detecting climate change induced range shifts : where and how should we be looking? *Austral ecology.* 2006, Vol. 31, 1, pp. 22-29.

Sierra Jimenez, M. 2011. L'évolution des politiques de protection et l'intégration du secteur privé dans la conservation : l'exemple du Parc amazonien Amacayacu en Colombie et l'application du nouveau système de gestion-concession. *Caravelle.* 2011, 96, pp. 111-132.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones : is single-species management passé in the landscape era? *Biological conservation.* 1998, Vol. 83, 3, pp. 247-257.

Simonnet, F (coord.). 2015. *Atlas des mammifères de Bretagne.* Saint-Thonan : Locus Solus, 2015. p. 303.

Sordello, R. 2012. *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*, Miller 1908) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques.* Paris : Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, 2012. p. 10.

Sordello, R, Comolet-Tirman, J et De Massary, JC. 2011. *Trame verte et bleue - Critères nationaux de cohérence - Contribution à la définition du critère sur les espèces.* Paris : Rapport MNHN-SPN, 2011. p. 57.

Soriguer, RC, Palomo, LJ et Ventura, J. 2001. Rata de agua. *Arvicola sapidus.* in Ruiz, A, , Rodriguez de los Santos, M, et Consejería de Medio ambiente de la Junta de Andalucía. *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía.* Medio Ambiente y Junta de Andalucía, 2001.

- Soulé, ME. 1991.** Conservation : tacts for a constant crisis. *Science*. 1991, Vol. 253, 5021, pp. 744-750.
- Spellerberg, IF. 1991.** *Monitoring ecological change*. Cambridge : Cambridge university press, 1991. p. 334.
- SRAL et DRAAF, Alsace. 2015.** Regard sur la campagne culturelle 2013/2014. Alsace conjoncture. *Agreste*. janvier 2015, 84, p. 4.
- Stearns, BP et Stearns, SC. 2010.** Still watching from the Edge of Extinction. *BioScience*. 2010, Vol. 60, 2, pp. 141-146.
- Stevens, S. 1997.** *Conservation through cultural survival : indigenous peoples and protected areas*. Washington DC : Island Press, 1997. p. 383.
- Suter, W, Graf, RF et Hess, R. 2002.** Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and the Avian biodiversity : Testing the umbrella species concept. *Conservation biology*. 2002, Vol. 16, 3, pp. 778-788.
- Temple, HJ et Terry, A. 2007.** *The status and distribution of European mammals*. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities, 2007. p. 48.
- Testart, A. 1983.** *Les chasseurs-cueilleurs ou l'origine des inégalités*. Paris : Société d'ethnologie, 1983. p. 254.
- Teysseère, A. 2005.** Vers une sixième crise d'extinction? *Colloque Biodiversité Science et Gouvernance*. Paris : ADPF, 2005. pp. 24-50.
- Theys, J et Kalaora, B. 1992.** *La Terre outragée. Les experts sont formels!* Paris : Collection Autrement, 1992. p. 270.
- Thierry, D. 2012.** Les relations entre les salariés et les bénévoles dans les associations. *France bénévolat*. [En ligne] aout 2012. [Citation : 31 mai 2016.] <http://www.francebenevolat.org/uploads/documents/249df0030b3ea1754b81c80d0f674bccc4b7c0cb.pdf>.
- Tingley, MW et Beissinger, SR. 2009.** Detecting range shifts from historical species occurrences : new perspectives on old data. *Trends in Ecology & Evolution*. 2009, Vol. 24, 11, pp. 625-633.
- Torre, A. 2009.** Retour sur la notion de proximité géographique. *Géographie, économie, société*. 2009, Vol. 11, 1, pp. 63-75.
- Torres Martinez, JF. 2003.** Recursos naturales y economia de los cantabros de la edad del Hierro. *Complutum*. 2003, Vol. 14, pp. 169-196.
- Trogen, N. 2015.** *Restoration of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* habitats in central Sweden - Monitoring future habitat suitability and biodiversity indicators*. Umea : Swedish university of Agricultural Sciences. Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies, 2015. p. 33.
- Turner, BL, et al. 1990.** *The Earth as transformed by Human action : global and regional changes in the Biosphere over the past 300 yers*. Cambridge : CUP archive, 1990. p. 713.

- UICN. 2012.** *Catégories et critères de la Liste rouge de l'UICN : Version 3.1. Deuxième version.* Gland (Suisse), Cambridge (Royaume-Uni) : UICN, 2012. p. 32.
- UICN France. 2013.** *Les espaces naturels protégés en France : une pluralité d'outils au service de la conservation de la biodiversité.* Paris : 2013. p. 44.
- UICN, France, et al. 2011.** *La liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine.* Paris : UICN, 2011.
- Untermaier, J. 2006.** Que reste-t-il des principes de la loi du 10 juillet 1976? in Jaffeux, H (coord.), et al. *30 ans de protection de la nature, bilan et perspectives, 1976-2006.* Paris : SFDE, MEDAD, 2006.
- Van Apeldoorn, RC, et al. 1992.** Effects of habitat fragmentation on the Bank Vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. *Oikos*. 1992, Vol. 65, 2, pp. 265-274.
- Van de Whaal, E, Borgeaud, C et Whiten, A. 2013.** Potent social learning and conformity shape a wild primate's foraging decisions. *Science*. 2013, Vol. 340, 6131, pp. 483-485.
- Van der Sluijs, J, et al. 2008.** Qualité de la connaissance dans un processus délibératif. *Natures Sciences Sociétés*. 2008, Vol. 16, 3, pp. 265-273.
- Van Gennep, A. 1924.** *Le folklore. Croyances et coutumes populaires françaises.* Paris : Librairie Stock, 1924. p. 125.
- Van Helsdingen, PJ, Willemsse, L et Speight, MCD. 1996.** *Background information on Invertebrate of Habitats perspective and the Bern Convention : Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera.* s.l. : Council of Europe, 1996. p. 217.
- Vaslin, M. 2009.** Campagnol amphibie-*Arvicola sapidus*. in Marchadour, B (coord.). *Mammifères, amphibiens et reptiles prioritaires en Pays de la Loire.* Coordination régionale LPO Pays de la Loire, Conseil régional des Pays de la Loire, 2009, pp. 38-39.
- Ventura, J. 2012.** Rata de agua, *Arvicola sapidus*. *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles.* [En ligne] 28 02 2012. [Citation : 04 07 2013.] <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- Virkkala, R, et al. 1993.** Population contraction of the White-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological conservation*. 1993, Vol. 66, 1, pp. 47-53.
- Vitousek, PM et Reiners, WA. 1975.** Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience*. 1975, Vol. 25, 6, pp. 376-381.
- Walker, WE, et al. 2003.** Defining uncertainty : a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated assessment*. 2003, Vol. 4, 1, pp. 5-17.
- Walpole, MJ et Leader-Williams, N. 2002.** Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and conservation*. 2002, Vol. 11, 3, pp. 543-547.
- Whittaker, RH. 1970.** *Communities and ecosystems.* London : Macmillan Company, Collier-Macmillan limited, 1970. p. 158.

Wilbert, C. 2009. Animal geographies. *in* Kitchin, R, et Trift, N, *International encyclopedia of Human Geography*. Elsevier, 2009, pp. 122-126.

Williams, P, et al. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hospots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation biology*. 1996, Vol. 10, 1, pp. 155-174.

Wilson, EO. 1985. The biological diversity crisis. *BioScience*. 1985, Vol. 35, 11, pp. 700-706.

—. **1988.** The current state of biological diversity. *Biodiversity*. 1988, Vol. 521, 1, pp. 3-18.

Woinarski, JCZ, Burbidge, AA et Harrison, PL. 2015. Ongoing unraveling of a continental fauna : Decline and extinction of Australian mammals since European sttlement. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2015, Vol. 112, 15, pp. 4531-4540.





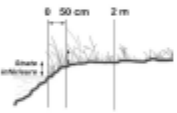
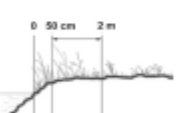
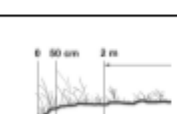
Yu, J et Dobson, S. 2000. Seven forms of rarity in mammals. *Journal of Biogeography*. 2000, Vol. 27, 1, pp. 131-139.

ANNEXES

Annexe n° 1 : Grille de synthèse des critères de l'UICN

Utiliser n'importe lequel des critères A à E	En danger critique (CR)	En danger (EN)	Vulnérable (VU)
A. Réduction de la population mesurée sur la plus longue des deux durées : 10 ans ou 3 générations			
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 et A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
<p>A1 Réduction de la taille de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction sont clairement réversibles ET comprises ET ont cessé.</p> <p>A2 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.</p> <p>A3 Réduction de la population prévue ou supposée dans le futur (sur un maximum de 100 ans).</p> <p>A4 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée (sur un maximum de 100 ans), sur une période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.</p>			
		en se basant sur l'un des éléments suivants :	<p>(a) l'observation directe (sauf A3)</p> <p>(b) un indice d'abondance adapté au taxon</p> <p>(c) la réduction de la zone d'occupation (AOO), de la zone d'occurrence (EOO), et/ou de la qualité de l'habitat</p> <p>(d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels</p> <p>(e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites</p>
B. Répartition géographique			
B1 Zone d'occurrence (EOO)	< 100 km ²	< 5 000 km ²	< 20 000 km ²
B2 Zone d'occupation (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2 000 km ²
<i>ET remplir au moins deux des trois conditions a, b ou c suivantes :</i>			
<p>(a) Sévèrement fragmentée OU nb de localités : = 1 ≤ 5 ≤ 10</p> <p>(b) Déclin continu de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat, (iv) nb de localités ou de sous-populations, (v) nb d'individus matures.</p> <p>(c) Fluctuations extrêmes de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) nb de localités ou de sous-populations, (iv) nb d'individus matures.</p>			
C. Petite population et déclin			
Nombre d'individus matures	< 250	< 2 500	< 10 000
<i>ET remplir au moins un des sous-critères C1 ou C2 suivants :</i>			
C1 Un déclin continu estimé à au moins : (max. de 100 ans dans l'avenir)	25 % en 3 ans ou 1 génération	20 % en 5 ans ou 2 générations	10 % en 10 ans ou 3 générations
C2 Un déclin continu ET l'une des 3 conditions suivantes :			
(a) (i) Nb d'individus matures dans chaque sous-population :	< 50	< 250	< 1 000
(ii) % d'individus dans une sous-population égal à :	90 - 100 %	95 - 100 %	100 %
(b) Fluctuations extrêmes du nb d'individus matures			
D. Population très petite ou restreinte			
D1 Nombre d'individus matures OU	< 50	< 250	< 1 000
D2 Pour la catégorie VU uniquement : Zone d'occupation restreinte ou nb de localités limité et susceptibles d'être affectées à l'avenir par une menace vraisemblable pouvant très vite conduire le taxon vers EX ou CR.			En règle générale : AOO < 20 km ² ou nb de localités ≤ 5
E. Analyse quantitative sur 100 ans maximum			
Indiquant que la probabilité d'extinction dans la nature est :	≥ 50 % sur 10 ans ou 3 générations	≥ 20 % sur 20 ans ou 5 générations	≥ 10 % sur 100 ans

Annexe N°2 : Fiches de prospection de l'enquête nationale du Campagnol amphibie, fournie par la SFPEM, et l'enquête espagnole fournie par la SECEM aux prospecteurs.

		ENQUÊTE NATIONALE CAMPAGNOL AMPHIBIE (<i>Arvicola sapidus</i>) Fiche de prospection (une seule fiche par tronçon) <i>A retourner au coordinateur régional</i> <i>Contact national : Pierre Rigaux 06 84 49 58 10 pr.rigaux@laposte.net</i>			
		Nom de l'observateur : _____			
Bassin hydrographique :		_____			
Sous-bassin hydrographique :		_____			
Coordonnées du caré 10x10 (centre en Lambert II étendu) :		_____			
Numéro du tronçon (n°1 à 20) :		_____			
Coordonnées géographiques du tronçon (facultatif) :		_____			
Département :		_____			
Commune :		_____			
Lieu-dit :		_____			
Date :		_____			
<i>1 seule croix par case grise</i> TYPE DE TRONÇON					
Rivière, ruisseau	→	Profondeur	< 50 cm		0-50 cm
Canal, chenal, fossé, drain	→		> 50 cm		50 cm - 1 m
Etang, lac, mare				Largeur	1-2 m
ZH sans cours d'eau défini	→	Préciser :	_____		2-5 m
					> 5 m
VEGETATION AQUATIQUE (IMMERGÉE OU ÉMERGÉE)					
					
0-25 %		25-50 %		50-100 %	
		Absente			
		0-25 % de la surface du lit			
		25-50 % de la surface du lit			
		50-100% de la surface du lit			
		BERGES DE 0 A 50 cm DE L'EAU : végétation dominante dans la strate inférieure (entre 0 et 50 cm de haut) Végétation herbacée hygrophile* > 30 cm de haut Végétation herbacée non hygrophile > 30 cm de haut Végétation herbacée < 30 cm de haut, ou éparse, ou sol nu Végétation buissonnante Autre (préciser) : _____		RIVE GAUCHE	RIVE DROITE
		BERGES DE 50 cm A 2 m DE L'EAU : milieu dominant Prairie non humide, ou autre végétation herbacée non hygrophile* Prairie humide, zone humide diverse Végétation ligneuse (buisson, bois...) Culture (préciser) : _____ Zone urbanisée (chemin, bâtiment...)		RIVE GAUCHE	RIVE DROITE
		ENVIRONNEMENT DE 2 m A 100 m DE L'EAU : milieu dominant Prairie à végétation non hygrophile* Prairie humide, zone humide Grande culture Lande buissonnante, bois Zone urbanisée Autre (préciser) : _____		RIVE GAUCHE	RIVE DROITE
Campagnol amphibie Présent _____ Absent _____		Traces et indices d'autres espèces (plusieurs réponses possibles)			
		Campagnol "type agrestis"		Rat musqué	Castor
		Rat gris = Sumulot		Ragondin	Autre
		Autre (préciser) : _____			
Remarques (facultatif) : _____					
<small>* végétation herbacée = sans bois (au contraire des buissons même bois). * hygrophile = des milieux humides</small>					

1º SONDEO NACIONAL DE RATA DE AGUA (*Arvicola sapidus*)

INFORMACIÓN GENERAL

Nº Punto	<input type="text"/>	Localidad	<input type="text"/>
Provincia	<input type="text"/>	UTM	<input type="text"/>
Fecha	<input type="text"/>	Observadores	<input type="text"/>
Telf. contacto	<input type="text"/>	e-mail	<input type="text"/>
positivo	<input type="checkbox"/>	negativo	<input type="checkbox"/>
Tiempo 1º juicio positivo			<input type="text"/>

INFORMACIÓN DEL ENTORNO DEL PUNTO DE MUESTREO

Hábitat 250 m	Cursos de agua	marcar con X si presente	Otros mamíferos detectados
<input type="checkbox"/> 1. < 5% superficie <input type="checkbox"/> 2. 5-50 % <input type="checkbox"/> 3. >50 %	<input type="checkbox"/> rios <input type="checkbox"/> arroyos permanentes <input type="checkbox"/> arroyos estacionales <input type="checkbox"/> azudes <input type="checkbox"/> pantanos <input type="checkbox"/> cunetas inundables <input type="checkbox"/> canales <input type="checkbox"/> lagunas permanentes <input type="checkbox"/> lagunas estacionales <input type="checkbox"/> fuentes <input type="checkbox"/> abrevaderos <input type="checkbox"/> marisma		
<input type="checkbox"/> bosque caducifolio <input type="checkbox"/> bosque coníferas <input type="checkbox"/> bosque ribera <input type="checkbox"/> cultivos cereal <input type="checkbox"/> cultivos arbóreos <input type="checkbox"/> cultivos..... <input type="checkbox"/> matorral <input type="checkbox"/> roca <input type="checkbox"/> pastizal <input type="checkbox"/> urbano			

INFORMACIÓN DE LA RIBERA (marcar con una X una sola casilla de cada asunto)

anchura de las riberas <input type="checkbox"/> <2m <input type="checkbox"/> 2-5 m <input type="checkbox"/> 5-10 m <input type="checkbox"/> 10-20 m <input type="checkbox"/> >20m	anchura de los cauces <input type="checkbox"/> <2 m <input type="checkbox"/> 2-5 m <input type="checkbox"/> 5-10 m <input type="checkbox"/> 10-20 m <input type="checkbox"/> >20m	canalizado <input type="checkbox"/> no canalizado <input type="checkbox"/> canalizado agua <input type="checkbox"/> seco <input type="checkbox"/> agua corriente <input type="checkbox"/> agua retenida	pastoreo <input type="checkbox"/> sin pastoreo <input type="checkbox"/> pastoreo leve <input type="checkbox"/> sobrepastoreo contaminación <input type="checkbox"/> aguas limpias <input type="checkbox"/> moderada <input type="checkbox"/> cloaca	sustrato de las orillas <input type="checkbox"/> arcilloso <input type="checkbox"/> arenoso <input type="checkbox"/> roca <input type="checkbox"/> otros
arbolado <input type="checkbox"/> sin árboles <input type="checkbox"/> <50% arbolado <input type="checkbox"/> >50% arbolado esp. dominantes	matorral <input type="checkbox"/> sin matorral <input type="checkbox"/> <50% matorral <input type="checkbox"/> >50% matorral esp. dominantes	helófitos <input type="checkbox"/> sin helófitos <input type="checkbox"/> <50% helófitos <input type="checkbox"/> >50% helófitos esp. dominantes	gramíneas <input type="checkbox"/> sin gramíneas <input type="checkbox"/> <50% gramíneas <input type="checkbox"/> >50% gramíneas esp. dominantes	

INFORMACIÓN SOBRE LA COLONIA		Altitud (msnm):-												
Distancia máxima entre los indios de una misma colonia		<input type="checkbox"/> < 33 m <input type="checkbox"/> 30-100 m <input type="checkbox"/> > 100 m												
zona (marcar con X, sólo una opción) <input type="checkbox"/> río <input type="checkbox"/> arroyo permanente <input type="checkbox"/> arroyo estacional <input type="checkbox"/> azud <input type="checkbox"/> laguna permanente <input type="checkbox"/> laguna estacional	uso del espacio en el entorno inmediato de la colonia (1: < 5% sup.; 2: 5-50 %; 3: >50 %) <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 33%; border: none;"><input type="checkbox"/> bosque caducifolio</td> <td style="width: 33%; border: none;"><input type="checkbox"/> matorral</td> </tr> <tr> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> bosque coníferas</td> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> roca</td> </tr> <tr> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> bosque ribera</td> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> pastizal</td> </tr> <tr> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> cultivos cereal</td> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> urbano</td> </tr> <tr> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> cultivos arbóreos</td> <td style="border: none;"></td> </tr> <tr> <td style="border: none;"><input type="checkbox"/> cultivos</td> <td style="border: none;"></td> </tr> </table>		<input type="checkbox"/> bosque caducifolio	<input type="checkbox"/> matorral	<input type="checkbox"/> bosque coníferas	<input type="checkbox"/> roca	<input type="checkbox"/> bosque ribera	<input type="checkbox"/> pastizal	<input type="checkbox"/> cultivos cereal	<input type="checkbox"/> urbano	<input type="checkbox"/> cultivos arbóreos		<input type="checkbox"/> cultivos	
<input type="checkbox"/> bosque caducifolio	<input type="checkbox"/> matorral													
<input type="checkbox"/> bosque coníferas	<input type="checkbox"/> roca													
<input type="checkbox"/> bosque ribera	<input type="checkbox"/> pastizal													
<input type="checkbox"/> cultivos cereal	<input type="checkbox"/> urbano													
<input type="checkbox"/> cultivos arbóreos														
<input type="checkbox"/> cultivos														
corriente <input type="checkbox"/> seco <input type="checkbox"/> rápida <input type="checkbox"/> lenta <input type="checkbox"/> muy lenta <input type="checkbox"/> retenida	profundidad <input type="checkbox"/> < 0.5m <input type="checkbox"/> 0.5-1 m <input type="checkbox"/> 1-2 m <input type="checkbox"/> > 2 m	talud <input type="checkbox"/> casi llano < 10° <input type="checkbox"/> suave < 45° <input type="checkbox"/> pendiente > 45° <input type="checkbox"/> vertical												
sustrato de las orillas <input type="checkbox"/> arcilloso <input type="checkbox"/> arenoso <input type="checkbox"/> canto rodado <input type="checkbox"/> roca <input type="checkbox"/> otra														
vegetación en la que se asienta la colonia														
herbáceas/helófitos (indicar si se conoce la especie principal) altura modal cobertura (%) especie														
matorral (indicar si se conoce la especie principal) altura modal cobertura (%) especie														
arbolado (indicar si se conoce la especie principal) altura modal cobertura (%) especie														
OBSERVACIONES														

Annexe n° 3: Préconisation de gestion forestière pour la conservation du Pic à dos blanc dans les Pyrénées à partir de la bibliographie par l'auteur

Préconisation de gestion	Actions	Source
Garantir une masse forestière suffisante	Aire basimétrique > 20m ² /ha sur l'aire de reproduction	Fernandez et al (1994), Fernandez et Azcona (1996), Carcamo et al (2001), Carcamo (2006), Garmendia et al (2006), Barnard (2015), Auria (2015)
	Lors de la coupe définitive de régénération garantir la présence de bois suffisant autour (5 à 10 pieds/ha)	Carcamo et al (2001), Carcamo (2006), Barnard (2015)
	Garantir 20 ha de surface forestière de bois matures par couple	Carcamo (2006), Garmendia et al (2006), Barnard (2015)
	Garantir une masse forestière supérieure à 250 m ³ /ha	Barnard (2015)
	Garantir la présence de bois morts (à hauteur de 8m ³ /ha minimum)	Garmendia et al (2006), Barnard (2015)
Garantir un peuplement adéquat (composition et structure)	Garantir la présence du hêtre	Fernandez et Azcona (1996), Carcamo (2006), Garmendia et al (2006), Barnard (2015)
	Garantir la présence de tous les sapins > 50 cm de diamètre	Auria (2015)
	Privilégier les futaies régulières à gros arbres ou arbres moyens	Carcamo et al (2001),
	Privilégier la futaie irrégulière par bouquet ou pied d'arbre	Auria (2015)
	Préconisation des coupes d'éclaircie < 10ha	Carcamo et al (2001), Carcamo (2006)
	Privilégier une exploitation différenciée entre parcelles (création de mosaïque)	Carcamo et al (2001), Carcamo (2006)
Garantir la présence des arbres profilés	Diamètre supérieur à 33 cm pour reproduction	Carcamo (2006), Garmendia et al (2006)
	Diamètre supérieur à 50 cm pour reproduction et alimentation	Fernandez et Azcona (1996), Carcamo et al (2001), Barnard (2015)
	Préservation des TGB > 75 cm de diamètre	Auria (2015)
	Agés de 109 à 148 ans environ	Carcamo (2006), Garmendia et al (2006)
	Préserver les arbres à cavités	Auria (2015)

Annexe n°4 : Evaluer la responsabilité régionale dans la conservation d'une espèce : méthodologie appliquée à l'enquête espagnole de la SECEM sur le Campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*)

Dans les résultats de l'enquête espagnole, deux informations sont disponibles (Figure 102), elles concernent le nombre de mailles positives par provinces (par exemple trois mailles positives sur quatre), et le nombre de tronçons positifs par province (par exemple trois tronçons jugés positifs sur six). Comme nous l'avons présenté dans le chapitre 6, ces deux informations combinées permettent de déterminer la plus ou moins bonne répartition des populations de CA dans une province. Il manque selon nous une information concernant le nombre de tronçons positifs par maille positive qui permettrait de fournir une information complémentaire sur l'abondance potentielle de l'espèce au sein d'une maille validée. En effet celle-ci peut l'être en fonction d'un, de deux, ou de trois tronçons jugés positifs. Par exemple dans la figure ci-dessous, la première maille est validée par un tronçon sur trois, tandis que dans la maille 2 se sont deux tronçons qui ont permis de la valider, et le dernier cas trois tronçons sur trois. La présence de l'espèce semble donc plus marquée dans la dernière maille que dans la première, elle traduit une certaine forme d'abondance, qui n'en demeure pas moins une estimation puisque ces trois tronçons ne couvrent pas l'intégralité de la maille.

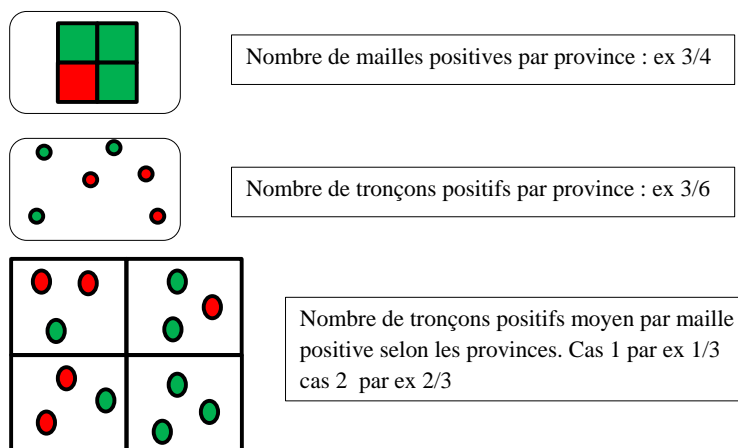
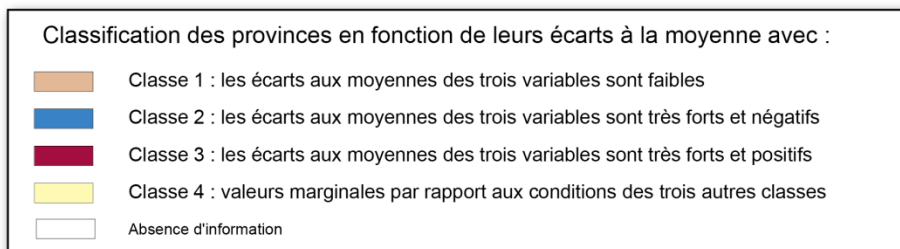
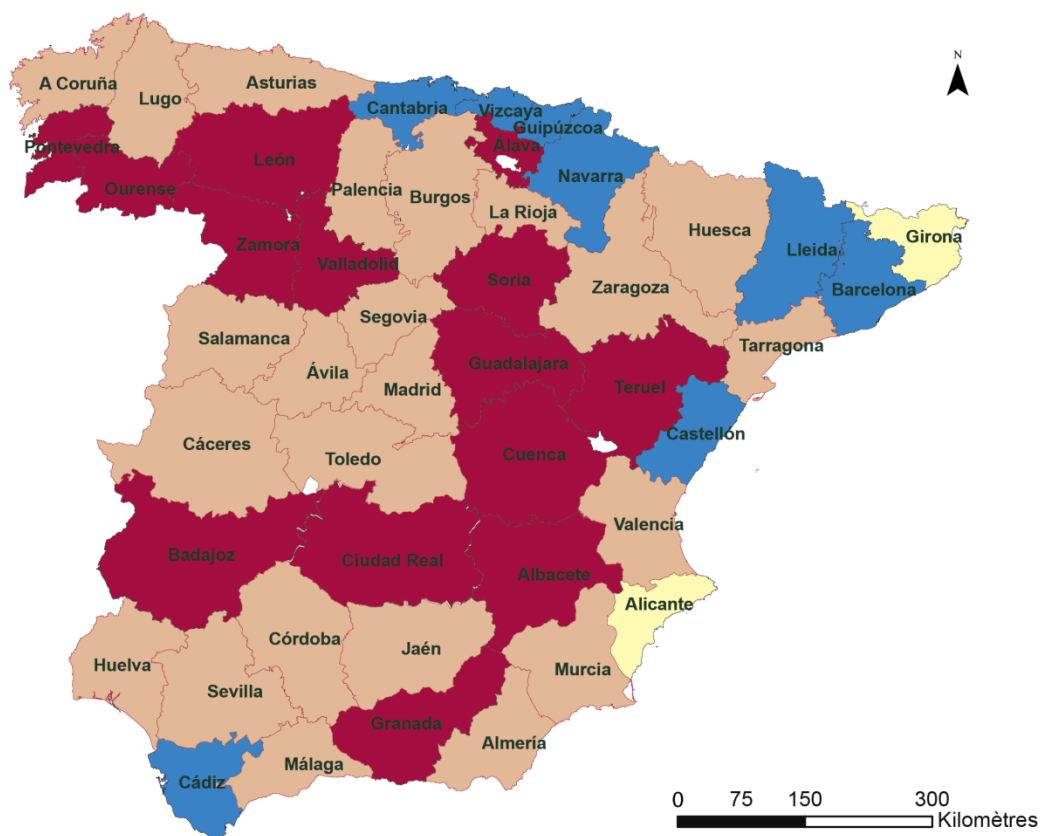


Figure 102 Présentations des trois types d'informations disponibles pour déterminer la répartition du Campagnol amphibie (C.Dunesme)

Nous avons donc réalisé une nouvelle carte des provinces espagnoles (Figure 103), intégrant cette nouvelle variable, mais en la combinant avec les deux autres, pour mettre en évidence les provinces qui présentent une bonne situation selon les trois paramètres (à la fois une proportion élevée de tronçons jugés positifs, une proportion élevée de mailles positives, et une proportion élevée de tronçons positifs par maille positive). Le classement des provinces (dans la catégorie + ou - pour ce paramètre) s'effectue donc par rapport à la moyenne générale des provinces selon le paramètre considéré. Le classement en quatre catégories permet d'identifier les provinces qui ont une moyenne supérieure ou inférieure à l'ensemble des provinces en ce qui concerne ces trois paramètres, et qui accueillent donc une population de CA à la fois répartie de façon homogène et en forte densité, ou au contraire mal répartie et en faible densité. Les régions dans la classe 3 en rouge, sont celles qui présentent dans chaque situation une moyenne supérieure à la moyenne générale de l'ensemble des provinces, contrairement à la classe 2 en bleu.



Source : Blog «El rateador» (J. Roman, 2012)

Réalisation : C.Dunesme 2016

Fait avec Philcarto * 11/03/2016 13:05:03 * <http://philcarto.free.fr>

Figure 103 La répartition du Campagnol amphibie entre provinces espagnoles selon les résultats de l'enquête nationale de la SECEM et nos paramètres (C.Dunesme, 2016)

Pour réaliser cette carte nous avons calculé l'écart à la moyenne de chaque province sur les trois paramètres sélectionnés. Sous Philcarto nous avons utilisé la fonction CAH Mesure qui permet de regrouper dans des classes des valeurs similaires. Elle utilise des mesures de dissemblance ou de distance entre les objets pour réaliser les différentes classes. Quatre classes ont été sélectionnées. Deux classes permettent de montrer les situations jugées «extrêmes» que sont la classe 2 et 3. La classe 1 regroupe des valeurs moyennes. La classe 4 présente certaines aberrations liées à notre troisième paramètre. En effet en calculant la part de tronçons positifs par maille jugée positive, on peut se retrouver avec des provinces ayant très peu de mailles positives, comme Girona avec une seule maille, mais dans laquelle les trois tronçons prospectés ont été notés positifs. Cette variable considérée seule ne peut donc pas donner d'indication sur la répartition de l'espèce ou sa densité potentielle dans la province. Elle n'a de sens que combinée aux deux autres variables.

La figure ci-dessous complète les informations proposées par la carte en précisant les modalités géographiques de présence de l'espèce dans la province, sur la base de la valeur affichée par celle-ci pour chacun des trois paramètres

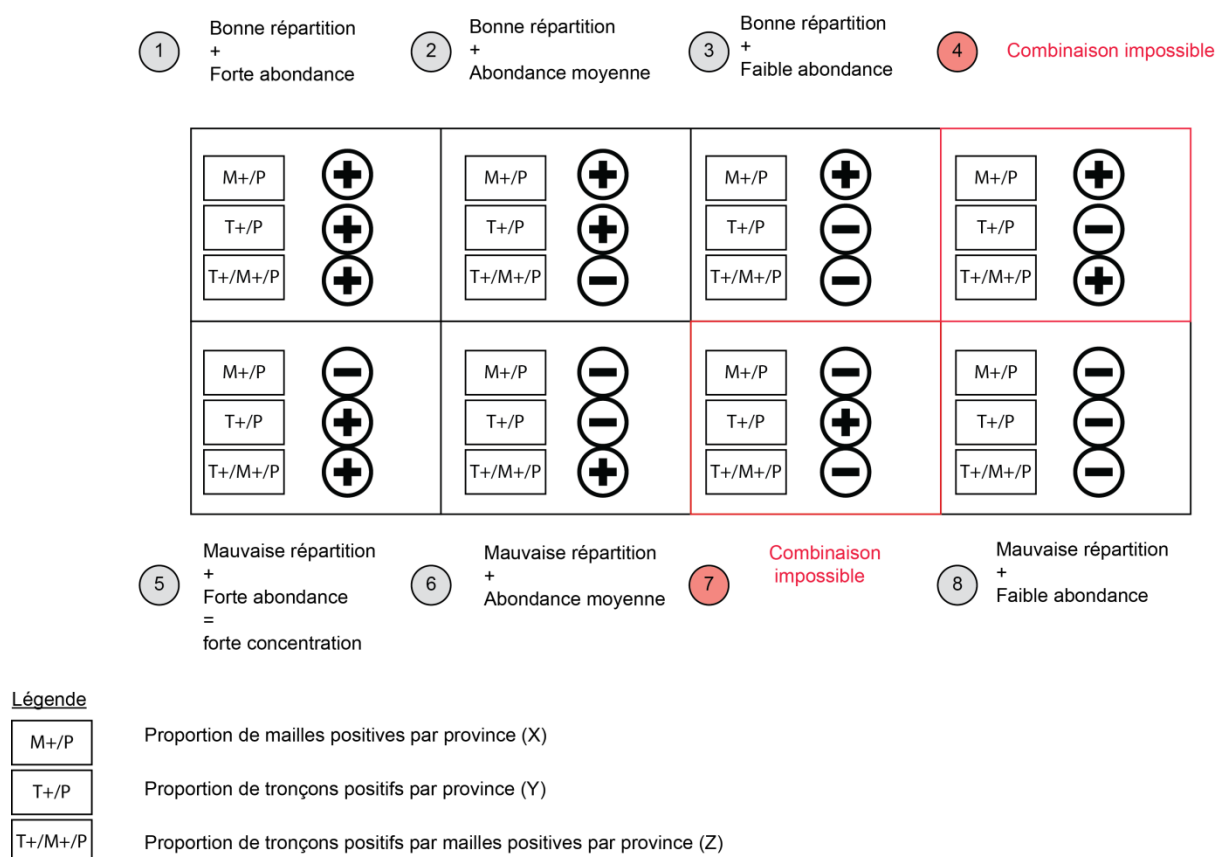


Figure 104 Modèle de répartition du Campagnol amphibie selon les trois paramètres identifiés (C.Dunesme, 2016)

Les modèles sont définis à partir de la combinaison des positions de la province par rapport aux moyennes générales des trois paramètres considérés. Huit types différents en résultent donc en théorie, mais deux correspondent à des situations dont l'existence est impossible dans la réalité (le 7 et le 4).

Par exemple, le modèle 1 correspondrait à une province qui aurait à la fois une moyenne de mailles positives supérieures aux autres provinces, comme celles de ses tronçons positifs, et de ses tronçons positifs par mailles positifs. Ces caractéristiques signifient que le CA y serait bien réparti aux différentes échelles de l'analyse. Le nombre de mailles positifs y est en effet plus élevé que la moyenne des autres provinces, sa présence est régulièrement répartie comme l'indique le nombre élevé de tronçons positifs, et sa densité semble plutôt élevée en raison du nombre élevé de tronçons positifs par mailles positives. Au contraire le dernier modèle (8) correspond à une province où l'espèce est très peu présente, qu'on examine le problème sous l'angle de l'aire concernée ou de la densité. Les quatre catégories présentées dans la carte précédente recouvrent donc ces différents types, puisque la catégorie 3 (rouge) représente les provinces ayant, pour chaque variable, une moyenne supérieure à la moyenne générale, et donc correspondrait vraisemblablement aux types 1 ou 2. Au contraire la catégorie 2 (bleue) correspondrait au dernier type, le CA y étant rare.

Annexe n°5 : Les variations des caractéristiques des pôles du PAC : Acteur, Espèce et Méthodologie

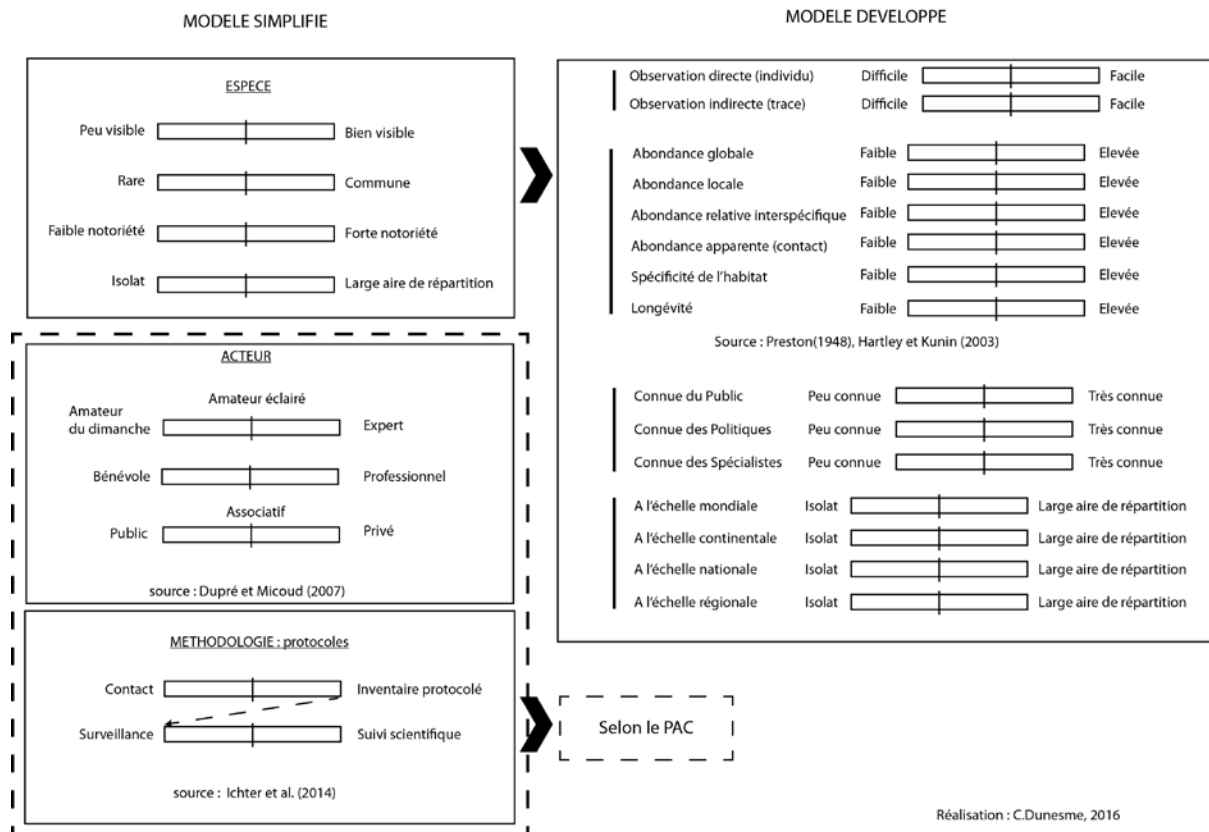


Figure 105 Représentation graphique des variations des pôles d'un PAC (C.Dunesme, 2016)

Le modèle simplifié à gauche permet de présenter les pôles du PAC, et les variations potentielles que l'on peut observer. Les différentes caractéristiques pourront à la fois jouer sur la typologie du PAC, comme sur les facteurs d'incertitude. Par exemple pour le pôle acteur, un PAC pourra être constitué d'amateur du dimanche, éclairé ou expert, qui seront soit majoritairement bénévoles ou au contraire professionnels. Ils appartiendront ensuite à des structures publiques, associatives ou privées. Si l'espèce est un invariant des PAC, au contraire les pôles acteurs et méthodologie peuvent être différents entre PAC. Pour établir des comparaisons simplifiées, ces modèles peuvent servir d'outils de lecture ou de synthèse. Le modèle développé à droite présente un peu plus en détails les caractéristiques d'une espèce, agissant ensuite sur les pôles acteurs et méthodologie.

Ci-dessous nous avons utilisé ces modèles pour représenter nos études de cas sur la Loutre, le Hamster, le Pic à dos blanc et le Campagnol amphibie. Ils permettent par une représentation graphique d'illustrer les différences que l'on peut rencontrer entre PAC, et les points sur lesquels elles sont le plus marquées.

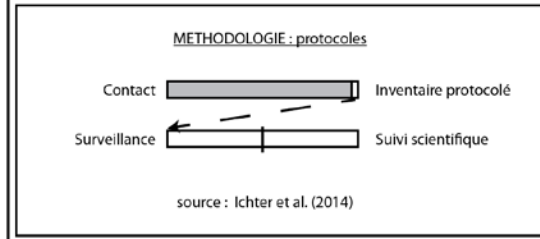
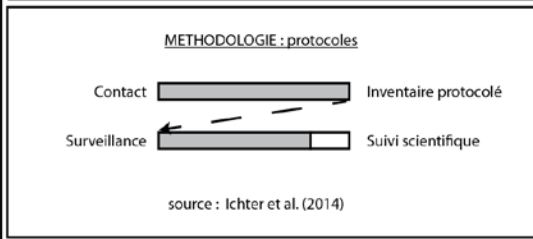
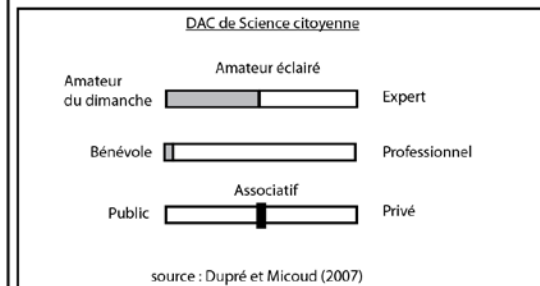
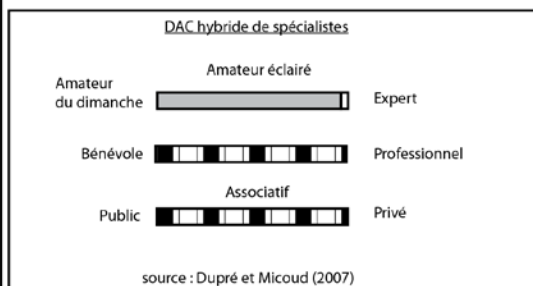
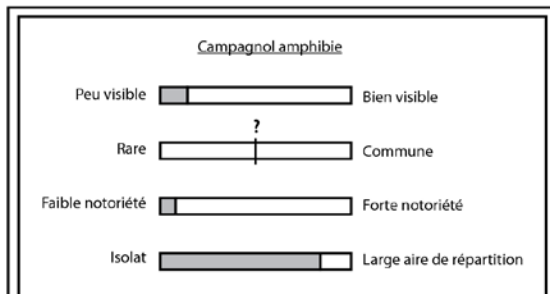
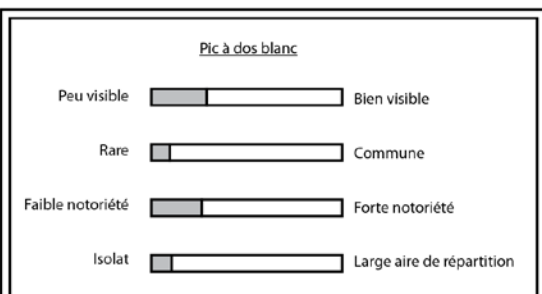
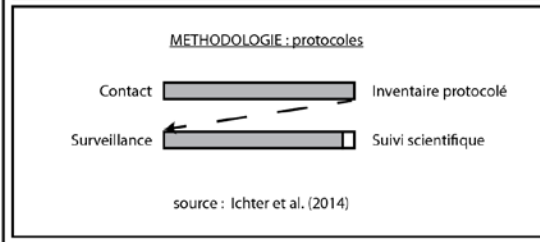
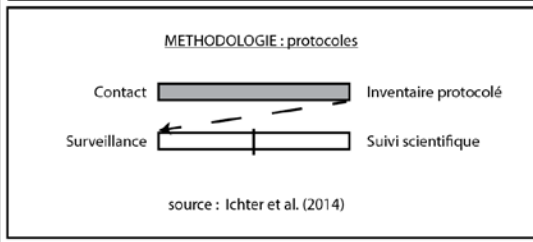
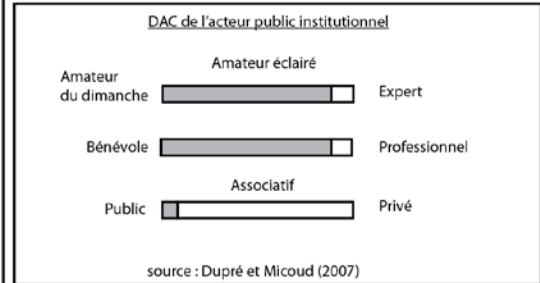
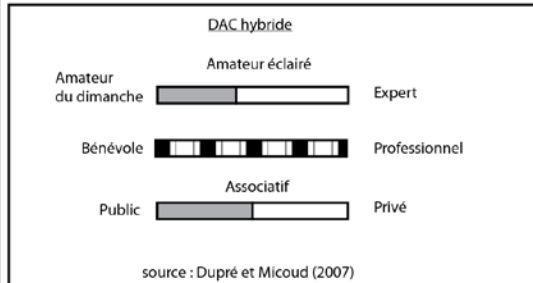
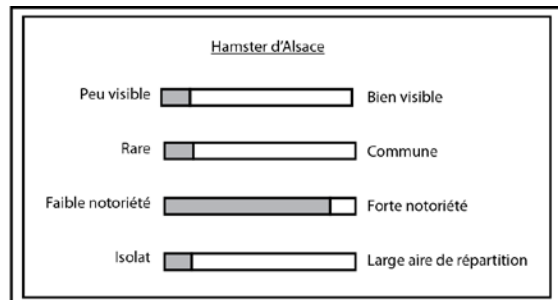
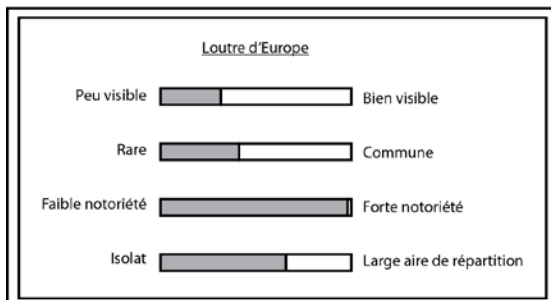


Figure 106 Représentation graphique des variations des pôles des PAC sur les quatre espèces étudiées dans la thèse (C.Dunesme, 2016)

Annexe n°6 : Liste des espèces PNA et leurs classements dans différents outils de protection et d'évaluation. Méthodologie proposée et expliquée dans le chapitre 2

Nom vernaculaire	Berne AII	Arrêté de 1999/2009	Statut UICN mondial	Statut français (métropole)	DHAB/DO	SPN 2013 (≥5)	Espèce "Grenelle"	Total des critères remplis
Autour des palombes	0	0	0	1	1	0	0	2
Phragmite aquatique	0	1	1	1	1	0	0	4
Vautour moine	0	1	0	1	1	0	0	3
Chouette chevêche	1	0	0	0	0	0	0	1
Butor étoilé	1	0	0	1	1	0	0	3
Râle des genêts	1	1	0	1	1	1	0	5
Albatros d'Amsterdam	0	0	1	0	0	0	1	2
Faucon crécerellette	1	1	1	1	1	0	0	5
Gypaète barbu	0	1	0	1	1	0	0	3
Vautour Fauve	0	0	0	0	1	0	0	1
Aigle de Bonelli	0	1	0	1	1	1	0	4
Goéland d'Audouin	1	1	0	1	1	1	0	5
Milan royal	0	0	0	1	1	0	0	2
Vautour percnoptère	0	0	1	1	1	1	0	4
Balbusard pêcheur	0	0	0	1	1	0	0	2
Ganga cata	0	0	0	1	1	1	0	3
Alouette calandre	0	1	0	1	1	1	0	4
Pie-grièche à poitrine rose	1	1	0	1	1	1	0	5
Pie-grièche grise	1	0	0	1	0	1	0	3
Pie-grièche méridionale	1	0	0	1	0	1	0	3
Pie-grièche à tête rousse	1	0	0	0	0	0	0	1
Pétrel de Bourbon	0	0	0	0	0	0	1	1
Sittelle corse	1	1	1	0	1	1	0	5
Grand Tétrás	0	0	0	1	1	1	0	3
Outarde canepetière	1	1	0	1	1	1	0	5
Bouquetin des Alpes	0	0	0	0	0	0	0	0

Bouquetin des Pyrénées	1	0	0	0	1	0	0	2
Loup	1	0	0	1	1	1	0	4
Hamster commun	1	1	0	1	0	0	0	3
Desman des Pyrénées	1	0	1	0	1	0	0	3
Loutre	1	1	0	0	1	0	0	3
Vison d'Europe	1	1	1	1	1	1	0	6
Barbastelle d'Europe	1	0	0	0	1	0	0	2
Sérotine de Nilsson	1	0	0	0	0	0	0	1
Sérotine commune	1	0	0	0	0	0	0	1
Vespère de Savi	1	0	0	0	0	0	0	1
Minioptère de Schreibers	1	0	0	1	1	0	0	3
Murin d'Alcatheo	1	0	0	0	0	0	0	1
Murin de Bechstein	1	0	0	0	1	0	0	2
Petit murin	1	0	0	0	1	0	0	2
Murin de Brandt	1	0	0	0	0	0	0	1
Murin de Capaccini	1	0	0	1	1	0	0	3
Murin des marais	1	1	0	0	1	0	0	3
Murin de Daubenton	1	0	0	0	0	0	0	1
Murin à oreilles échancrées	1	0	0	0	1	0	0	2
Grand murin	1	0	0	0	1	0	0	2
Murin à moustaches	1	0	0	0	0	0	0	1
Murin de Natterer	1	0	0	0	0	0	0	1
Murin du Maghreb	1	0	0	1	0	0	0	2
Grande Noctule	1	0	0	0	0	0	0	1
Noctule de Leisler	1	0	0	0	0	0	0	1
Noctule commune	1	0	0	0	0	0	0	1
Pipistrelle de Kuhl	1	0	0	0	0	0	0	1
Pipistrelle de Nathusius	1	0	0	0	0	0	0	1

Pipistrelle commune	0	0	0	0	0	0	0	0
Pipistrelle pygmée	1	0	0	0	0	0	0	1
Oreillard roux	1	0	0	0	0	0	0	1
Oreillard gris	1	0	0	0	0	0	0	1
Oreillard montagnard	1	0	0	0	0	0	0	1
Rhinolophe euryale	1	0	0	0	1	0	0	2
Grand rhinolophe	1	0	0	0	1	0	0	2
Petit rhinolophe	1	0	0	0	1	0	0	2
Rhinolophe de Méhely	1	1	1	1	1	1	0	6
Molosse de Cestoni	1	0	0	0	0	0	0	1
Sérotine bicolore	1	0	0	0	0	0	0	1
Ours	1	1	0	1	1	1	0	5
Sonneur à ventre jaune	1	0	0	1	1	1	0	4
Crapaud vert	1	1	0	0	0	0	0	2
Cistude	1	0	0	0	1	0	0	2
Lézard pyrénéen du Val d'Aran	0	0	1	1	0	1	1	4
Lézard pyrénéen d'Aurélio	0	0	1	1	0	1	0	3
Lézard pyrénéen de Bonnal	0	0	0	1	1	1	0	3
Emyde lépreuse	0	1	0	1	0	1	0	3
Pélobate brun	1	1	0	1	0	1	0	4
Tortue d'Hermann	1	0	0	1	1	1	0	4
Lézard Ocellé	0	0	0	1	0	0	0	1
Tortue verte	1	0	1	0	1	0	1	4
Caouanne	1	0	1	0	1	0	0	3
Tortue olivâtre	0	0	1	0	0	0	0	1
Tortue imbriquée	1	0	1	0	0	0	0	2
Tortue luth	1	0	1	0	0	0	0	2
Vipère d'Orsini	1	1	1	1	1	1	0	5
Esturgeon d'Europe	1	1	1	1	1	1	1	7

Apron du Rhône	1	1	1	1	1	1	1	7
Escargot de corse	0	0	1	1	0		1	3
Naiades (grande mulette)	1	0	1	1	0		1	4
Naiades Mulette perlière	0	0	1	1	1		0	3

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Représentation de l'exploitation des stocks halieutiques.....	24
Figure 2 Les extinctions naturelles des différentes périodes géologiques	39
Figure 3 Evolution des publications entre 1978 et 2014.....	41
Figure 4 La comparaison des taux d'extinctions estimés et effectifs par groupe faunistique.....	50
Figure 5 le taupin violacé	53
Figure 6 Le Grand tétras	53
Figure 7 Le Pic noir	54
Figure 8 Une limule, sous différents angles	56
Figure 9 Les "big five" de la conservation.....	58
Figure 10 Représentation de l'effet Allee anthropogénique	61
Figure 11 Frise chronologique des événements cités dans ce chapitre	65
Figure 12 Arbre des risques d'extinction en fonction des traits écologiques chez les mammifères.....	70
Figure 13 Genre Genyornis.....	72
Figure 14 La Tourte voyageuse	73
Figure 15 L'espèce menacée : des facteurs de vulnérabilité combinés à des facteurs de menace.....	74
Figure 16 Typologie définie par Rabinowitz (1981) sur les formes de rareté.....	75
Figure 17 Catégories des Listes rouges selon l'UICN, version 3.1.....	79
Figure 18 Résumé du critère A et de ses sous-critères.....	81
Figure 19 Résumé des différentes étapes de la méthode de priorisation des espèces PNA	109
Figure 20 Photo de <i>Chirocephalus spinicaudatus</i>	114
Figure 21 Photo du genre <i>Gammarus</i>	114
Figure 22 Appât de térébenthine.....	132
Figure 23 Mise en place d'un revoir par des agents de l'ONF.....	132
Figure 24 Degré de complexité technique dans l'acquisition de connaissance relative à une espèce et ses populations sur une zone géographique	135
Figure 25 Carte "outline map"	138
Figure 26 Carte "dot map" et "outline map"	138
Figure 27 Carte « contour map » selon l'abondance	139
Figure 28 Répartition de la Loutre en 2012	140
Figure 29 Le PAC sur la Loutre	141
Figure 30 Harmonie ou hétérogénéité des engagements dans un DAC fictif.....	145
Figure 31 Un DAC sur une marge d'aire de répartition	145
Figure 32 Configuration du DAC sur une aire en isolat	145
Figure 33 Fonctions et rôles associés aux acteurs du PAC.....	148
Figure 34 Localisation des pressions d'observation dans le cadre de la réalisation de l'atlas des oiseaux nicheurs, en fonction des unités urbaines des Pyrénées-Atlantiques.....	150
Figure 35 Rôle des acteurs dans les DAC/PAC de portée régionale ou nationale	154
Figure 36 Les caractéristiques de l'expert et ses fonctions selon la bibliographie mentionnée.....	165

Figure 37 Logiques d'interaction entre acteurs	169
Figure 38 Structure de l'acteur public: quelques exemples d'établissements publics et leur organisation à différentes échelles	171
Figure 39 Structure de l'acteur associatif autour de quelques exemples d'acteurs en Aquitaine.....	171
Figure 40 Le DAC et les PAC Loutre.....	173
Figure 41 Répartition des associations départementales d'étude et de préservation de la faune en France	177
Figure 42 Les périmètres d'action de trois associations en Aquitaine	179
Figure 43 Organisation territoriale du réseau LPO en 2012.....	182
Figure 44 Un PAC dans le cadre d'un DAC de l'action publique.....	185
Figure 45 Un modèle de PAC dans un DAC relevant de la science participative	187
Figure 46 Organisation du réseau de coordinateurs dans le cadre du programme STOC.....	188
Figure 47 Un modèle de PAC dans un DAC relevant de la science citoyenne	190
Figure 48 Un modèle de PAC dans un DAC hybride porté par des spécialistes	191
Figure 49 De la certitude à l'incertitude : la construction d'une connaissance	199
Figure 50 L'incertitude de sens et l'incertitude de finalité	201
Figure 51 L'apparition de l'incertitude et sa reconnaissance au cours du PAC.....	204
Figure 52 L'utilisation de dispositif de réduction de l'incertitude dans le cadre d'un PAC théorique	209
Figure 53 Quelques éléments de description de l'espèce.....	223
Figure 54 Le PAC du Hamster d'Alsace.....	224
Figure 55 Frise chronologique des actions menées pour le Hamster	227
Figure 56 Les dispositifs de réduction de l'incertitude dans la méthodologie de l'ONCFS	236
Figure 57 Types de parcelles et répartition des individus.....	238
Figure 58 Etat de l'avancé de l'enquête nationale sur le Campagnol amphibie en juin 2012	257
Figure 59 Les acteurs interrogés durant la thèse.....	264
Figure 60 Le Campagnol amphibie	276
Figure 61 Carte de l'aire de répartition du Campagnol amphibie en Europe selon l'UICN	277
Figure 62 Habitat occupé par le Campagnol amphibie en Bretagne.....	278
Figure 63 Habitat occupé par le Campagnol amphibie dans le Parc de Doñana, Andalousie.....	278
Figure 64 Exemple de terrier creusé dans la berge.....	278
Figure 65 Carte bibliographique sur le Campagnol amphibie.....	288
Figure 66 Organisation des PAC dans le cadre de l'enquête nationale française.....	293
Figure 67 Profil des structures ayant participé à l'enquête nationale sur le Campagnol amphibie.....	295
Figure 68 Structures régionales ayant prospecté selon le protocole de la SFEPM, durant l'enquête nationale sur le Campagnol amphibie	297
Figure 69 Organisation du PAC en Espagne dans le cadre de l'enquête nationale.....	299
Figure 70 Crottes fraîches de Campagnol amphibie	301
Figure 71 Coulée formée par le passage du campagnol, prise à hauteur d'homme.....	301
Figure 72 Exemple hypothétique d'une maille de 10km par 10km prospectée dans le cadre de l'Enquête nationale du Campagnol amphibie en France.....	303

Figure 73 Carte présentée dans le rapport de Rigaux (2015) fixant les contours approximatif de la répartition du CA (en rose) et du Campagnol terrestre de forme aquatique (en bleu), et de sa possible présence (bleu clair).....	306
Figure 74 Carte des mailles prospectées durant l'enquête, et jugées positives, selon le rapport de Rigaux (2015).....	307
Figure 75 Les résultats de l'enquête nationale du Campagnol amphibie en Espagne : répartition et abondance selon les provinces prospectées.....	309
Figure 76 Représentation cartographique des données de présence et d'absence du CA en France.....	313
Figure 77 Participation des structures naturalistes régionales aux prospections standardisées durant l'enquête nationale.....	325
Figure 78 Représentation de la rareté d'une espèce selon trois modèles de répartition	330
Figure 79 La Comunidad Autonoma del Pais Vasco	338
Figure 80 Le Pic à dos blanc (<i>Dendrocopos leucotos</i>)	347
Figure 81 Aire de répartition de l'espèce nominale et de la sous-espèce Lilfordi.....	348
Figure 82 Les Pyrénées occidentales.....	349
Figure 83 Aire de répartition du PDB en Suisse selon les limites des districts d'après Buhler (2008).....	350
Figure 85 Le Pic à dos blanc, phénotype Leucotos	350
Figure 84 Le Pic à dos blanc, phénotype Lilfordi.....	350
Figure 86 Inscription des acteurs dans la connaissance progressive de l'espèce et de sa répartition dans les Pyrénées françaises	360
Figure 87 Inscription des acteurs dans la connaissance progressive de l'espèce et de sa répartition dans les Pyrénées espagnoles	367
Figure 88 Inscription des acteurs dans la connaissance progressive de l'espèce et de sa répartition en Suisse.....	371
Figure 89 Carte illustrée par l'acteur D sur sa zone de recherche en Suisse	372
Figure 90 L'organisation du DAC français et la construction de la connaissance autour du PDB.....	375
Figure 91 (à gauche) Organisation du DAC suisse	375
Figure 92 (au -dessus) Organisation du DAC espagnol	376
Figure 93 Les relations entre acteurs autour du PDB	382
Figure 94 Copeaux de bois laissés par un pic après avoir creusé sur un tronc pour chercher sa nourriture	390
Figure 95 Cavité de Pic à dos blanc, Navarre.....	391
Figure 96 L'aire de répartition du PDB selon les démarches de connaissances de l'avifaune de type inventaires	397
Figure 97 Les observations du Pic à Dos Blanc en Suisse depuis 1951.....	406
Figure 98 L'aire de répartition du PDB selon les différentes sources d'informations interrogées dans la thèse.....	410
Figure 99 La diversité des sources comme facteur de certitude.....	411
Figure 100 Individu mâle bagué dans les Pyrénées-Atlantiques	419
Figure 101 Répartition des données remontées par CEN/RNF en métropole en 2015 d'après le SPN.....	447

Figure 102 Présentations des trois types d'informations disponibles pour déterminer la répartition du Campagnol amphibie.....	VI
Figure 103 La répartition du Campagnol amphibie entre provinces espagnoles selon les résultats de l'enquête nationale de la SECEM et nos paramètres.....	VII
Figure 104 Modèle de répartition du Campagnol amphibie selon les trois paramètres identifiés.....	VIII
Figure 105 Représentation graphique des variations des pôles d'un PAC.....	IX
Figure 106 Représentation graphique des variations des pôles des PAC sur les quatre espèces étudiées dans la thèse.....	X

LISTE DES ENCADRES

Encadré 1 L'ours brun dans les Pyrénées : menaçant ou menacé?	60
Encadré 2 Les organisations internationales à l'origine de la Stratégie mondiale pour la Biodiversité et l'approche "espèce menacée"	91
Encadré 3 Qu'est-ce qu'un PNA?.....	107
Encadré 4 Méthodologie et évolution des nouvelles listes d'espèces PNA selon le SPN	109
Encadré 5 Explication de notre méthodologie d'analyse des critères de sélection des espèces PNA et des résultats obtenus	111
Encadré 6 l'ichnologie	131
Encadré 7 La structure des réseaux d'acteurs, selon Lemieux et Ouimet (2004)	170
Encadré 8 La SEPNB.....	176
Encadré 9 Les structures constitutives de la LPO	181
Encadré 10 « Agir dans un monde incertain » : les stratégies des agriculteurs dans la conservation du Hamster d'Alsace	240
Encadré 11 : Méthodologie de la cartographie des études réalisées sur le Campagnol amphibie.....	287
Encadré 12 Méthodologie de la cartographie des structures régionales ayant prospecté à l'Enquête nationale sur le Campagnol amphibie.....	296
Encadré 13 La méthodologie et les limites de nos deux cartes représentant la certitude des répartitions	412

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Les concepts de l'espèce d'après Ridley (1997) :	45
Tableau 2 Présentation des principales conventions internationales sur la conservation de la faune sauvage :.....	87
Tableau 3 Part de chaque critère dans l'inscription des espèces aux PNA.....	111
Tableau 4 Le poids des groupes taxonomiques dans les PNA et les critères de sélection.....	112
Tableau 5 Synthèse des éléments permettant la sélection des espèces bénéficiant des dispositifs de conservation français :	115

Tableau 6 Relations entre le statut des individus et leur situation professionnelle	166
Tableau 7 Proposition technique et degré de certitude, fondée sur les solutions proposées par Rey (2010) :	234
Tableau 8 Présentation des séminaires et journées d'études auxquelles nous avons participé :	269
Tableau 9 Résultats de l'enquête nationale de la SFEPM, présentés dans le rapport de Rigaux (2015).....	305
Tableau 10 Synthèse des données des résultats de l'enquête espagnole sur le CA :.....	308
Tableau 11 Proportion de professionnels de l'environnement dans les bénévoles ayant prospecté durant l'enquête nationale :	321
Tableau 12 Description des facteurs d'incertitude repérés et leurs conséquences potentielles sur l'efficacité des PAC	331
Tableau 13 Synthèses des problèmes de l'Enquête nationale française du Campagnol amphibie et les facteurs d'incertitude correspondant :	336
Tableau 14 La répartition du CA dans la Communauté autonome du Pays basque espagnole :.....	339
Tableau 15 Synthèse des différents facteurs d'incertitude rencontrés dans les PAC sur le Pic à dos blanc :	417

TABLE DES MATIERES

Introduction générale.....	1
Première partie : De l'importance d'un outil à la limite de son utilisation : « l'espèce animale menacée » dans un contexte de crise de la biodiversité.....	15
Présentation de la première partie	16
Chapitre 1 : L'évolution du rapport Homme-Nature : d'une Nature menaçante à une Biodiversité menacée.....	17
Introduction du chapitre 1.....	18
1. D'une nature menaçante à une nature menacée : la construction du rapport de l'homme à son environnement du Paléolithique à nos jours.....	19
1.1. Du sauvage au domestique, et de l'exclusion à l'exploration.....	19
1.1.1. Des chasseurs-cueilleurs à la révolution néolithique : la maîtrise progressive des milieux et de la faune	19
1.1.2. La Nature pendant la Renaissance : approches spirituelles et scientifiques.....	21
1.1.3. La prise de conscience collective des menaces sur l'environnement : dégradation et disparition des ressources naturelles.....	23
1.2. Gestion des ressources naturelles ou « mise sous cloche » : les courants conservacionniste et préservationniste.....	26
1.2.1. La confrontation des modèles	26
1.2.2. La conservation par l'espace	29
2. De la nature menacée à la biodiversité menacée : une discipline comme remède, la Biologie de la conservation	33
2.1. L'évolution des concepts: de la Nature à la Biodiversité.....	33
2.1.1. Les liens étroits entre biodiversité, écosystème et Développement durable.....	33
2.1.2. Le concept de biodiversité et l'évolution du rapport société-nature.....	35
2.2. Les principes de la biologie de la conservation comme remède à l'extinction ...	36
2.2.1. Les principes de la biologie de la conservation et les solutions proposées	36
2.2.2. La sixième crise d'extinction	38
3. Le rôle de l'espèce dans la protection de la Biodiversité.....	43
3.1. Les définitions de l'espèce et de l'animal.....	44
3.1.1. Les concepts associés à l'espèce biologique.....	44
3.1.2. L'animal, un lien direct entre l'homme et la nature.....	47
3.2. L'espèce comme un indicateur du déclin de la biodiversité	48
3.3. L'espèce : un support de la variabilité génétique et un sujet des variations écosystémiques.....	51
3.3.1. Les espèces bioindicatrices.....	51
3.3.2. Les espèces parapluies.....	52
3.3.3. Les espèces « clés de voûte ».....	54
3.4. Quels sont les différentes valeurs que l'on peut attribuer à une espèce animale ?	55
Conclusion du chapitre 1:	63

Chapitre 2 : Agir pour limiter les extinctions : connaitre et identifier les espèces les plus menacées	67
<i>Introduction du chapitre 2</i>	<i>68</i>
1. Identifier les espèces menacées d'extinction.....	69
1.1. L'espèce animale menacée : vulnérabilité et facteur de pression anthropique . 69	
1.1.1. Quels sont les facteurs biologiques et écologiques participant à la vulnérabilité d'une espèce ? 69	
1.1.2. Les facteurs de pression d'origine anthropique	72
1.1.3. La rareté : une catégorie à part ?	74
1.2. L'identification des espèces menacées : la constitution des Listes rouges de l'UICN 77	
1.2.1. L'outil Liste rouge de l'UICN : classer les espèces menacées d'extinction	77
1.2.2. Un outil fondé sur la connaissance des répartitions animales et de leurs évolutions.....	79
1.2.3. Les limites des Listes rouges UICN : un travail de « longue haleine » souvent critiqué	82
2. Agir sur les espèces animales menacées : des mesures par échelles d'intervention	85
2.1. Les actions internationales : agir dans le compromis	87
2.1.1. Les premiers efforts relatifs à la protection de la faune menacée.....	87
2.1.2. La Convention sur la Diversité Biologique et la mise en place d'une stratégie mondiale pour la biodiversité	89
2.1.3. L'efficacité des mesures internationales face au droit interne	92
2.1.4. L'Union européenne et la politique Natura2000 : identifier les espèces d'intérêt communautaire.....	94
2.2. La législation en faveur de la protection et les dispositifs de conservation de la biodiversité : le cas français.....	99
2.2.1. La législation relative à la protection des espèces menacées en France	99
2.2.2. La démarche SNB en France et les plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées	105
<i>Conclusion du Chapitre 2</i>	<i>118</i>
<i>Conclusion de la première partie.....</i>	<i>121</i>
Deuxième partie : De la méconnaissance à l'incertitude, la construction d'une connaissance des répartitions animales fiabilisée.....	123
<i>Présentation de la deuxième partie :</i>	<i>124</i>
Chapitre 3 : La construction d'une connaissance des répartitions animales par les acteurs : le développement des DAC et la mise en place de PAC.....	125
<i>Introduction du chapitre 3.....</i>	<i>126</i>
1. Acquérir des connaissances sur la répartition d'une espèce animale menacée : utiliser les « bonnes » méthodes et mobiliser les acteurs des territoires concernés	128
1.1. Récupérer l'information : les méthodes et les protocoles	128
1.1.1. Les différents types de données	128
1.1.2. Les méthodes et protocoles : quelques exemples des solutions utilisées en écologie	129
1.1.3. Les limites à ces méthodes et protocoles : biais et erreurs	134
1.2. La représentation des aires de répartitions et leurs rôles dans les démarches de conservation	136
1.2.1. Des cartes de répartition pour identifier les lieux de « vulnérabilité ».....	136
1.2.2. Les différentes cartes de répartition	137

1.3.	La mise en place d'un processus d'acquisition de connaissance	140
1.3.1.	Le DAC Loutre et les acteurs mobilisés	140
1.3.2.	L'influence de la configuration de l'aire de répartition sur la mobilisation et la coordination des acteurs du DAC.....	143
2.	<i>L'acteur dans le processus d'acquisition des connaissances</i>	147
2.1.	Fonctions et rôles des acteurs dans le PAC	147
2.2.	La typologie des acteurs	155
2.2.1.	Les catégories d'acteurs principaux des DAC et des PAC: le public et l'associatif.....	155
2.2.2.	Le niveau de compétences et de savoir d'un acteur : de l'amateur à l'expert	161
2.2.3.	Les fonctions des acteurs dans un PAC : l'effet des statuts et des niveaux de compétences.....	166
2.3.	L'organisation des acteurs en dehors et au sein du PAC	167
2.3.1.	L'organisation verticale des acteurs	169
2.3.2.	L'organisation horizontale	173
3.	<i>Les différents modèles de DAC</i>	183
3.1.	La multiplication des processus d'acquisition de connaissance dans un DAC ..	183
3.2.	Les modèles de DAC selon le type d'acteurs dominants dans le (ou les) PAC	184
3.2.1.	Le DAC dominé par les acteurs publics institutionnels.....	184
3.2.2.	Le modèle des sciences participatives : la place de l'expert scientifique	185
3.2.3.	Le modèle de science citoyenne : la domination de l'acteur associatif	189
3.2.4.	Les modèles hybrides : plusieurs PAC et plusieurs profils d'acteurs.....	190
	<i>Conclusion de chapitre 3</i>	193
	<i>Chapitre 4 : L'élaboration progressive d'une Connaissance fiabilisée par l'utilisation de dispositifs de réduction de l'incertitude</i>	195
	<i>Introduction du chapitre 4</i>	196
1.	<i>L'élaboration d'une connaissance des répartitions animales face à l'existence d'incertitudes géographiques</i>	197
1.1.	Approche théorique de la notion d'incertitude	197
1.1.1.	La vérité, la certitude et la Connaissance.....	197
1.1.2.	Incertitude de sens et incertitude de finalité	200
1.1.3.	Incertitude technique et incertitude sociale	202
1.2.	L'apparition d'incertitudes au cours du PAC	204
2.	<i>L'utilisation de dispositifs de réduction de l'incertitude au cours d'un PAC</i>	206
2.1.	Les dispositifs de réduction de l'incertitude : approche théorique	207
2.2.	Description et fonction d'un dispositif de réduction de l'incertitude dans le cas d'un PAC	208
2.2.1.	Le fonctionnement d'un dispositif de réduction de l'incertitude au cours d'un PAC.....	209
2.2.2.	Les conditions de son fonctionnement.....	210
2.3.	Les stratégies des acteurs face à l'incertitude	212
2.3.1.	La maîtrise de l'incertitude et le pouvoir	212
2.3.2.	La circulation de l'information dans le PAC.....	214
2.3.3.	Comment les formes d'organisations jouent sur l'incertitude	218
2.4.	PNA et gestion de l'incertitude	221
3.	<i>Le DAC du Hamster commun en Alsace : une incertitude reconnue et gérée</i>	222
3.1.	L'évolution du rapport à la connaissance au cours des trois PNA : des certitudes aux premiers doutes	223

3.1.1.	Les principaux acteurs du DAC et des PAC	223
3.1.2.	Le degré de connaissance détenu par les acteurs du PAC.....	225
3.1.3.	Les premiers doutes relatifs à la qualité de l'information et la prise de conscience de la nécessité d'un dispositif de réduction de l'incertitude	228
3.2.	Le rôle de certains acteurs dans la reconnaissance de l'incertitude	229
3.2.1.	La place de l'ONCFS dans le PAC : l'expertise publique.....	230
3.2.2.	L'élaboration et l'ajustement régulier d'un protocole unique de comptage.....	231
3.3.	La mise en place des dispositifs de réduction de l'incertitude : facteur de réussite et traduction territoriale.....	236
<i>Conclusion du chapitre 4.....</i>		<i>242</i>
<i>Conclusion la deuxième partie.....</i>		<i>244</i>
<i>Troisième partie : Application des modèles théoriques de DAC à des études de cas sur deux espèces animales menacées : le Campagnol amphibie (Arvicola sapidus) et le Pic à dos blanc (Dendrocopos leucotos).....</i>		<i>247</i>
<i>Introduction de la troisième partie</i>		<i>248</i>
<i>Chapitre 5 : Méthodologie de sélection des espèces représentatives des DAC sélectionnés.....</i>		<i>249</i>
<i>Introduction du chapitre 5.....</i>		<i>250</i>
1.	<i>Identifier des espèces modèles de DAC de science citoyenne et hybride.....</i>	<i>251</i>
2.	<i>Présentation de nos études de cas.....</i>	<i>253</i>
2.1.	Un DAC de science citoyenne : les enquêtes nationales françaises et espagnoles sur le Campagnol amphibie	253
2.2.	Un DAC hybride : les recensements et suivis du Pic à dos dans trois pays	257
3.	<i>Les méthodes d'enquête qualitative</i>	<i>261</i>
3.1.	Recherche bibliographique et sélection des acteurs	261
3.2.	Des entretiens semi-directifs à ouverts.....	264
3.3.	Les observations participantes.....	266
3.4.	L'utilisation des outils « grand public »	268
3.4.1.	La consultation des forums de discussions et listes de diffusion	268
3.4.2.	Les séminaires et journées de rencontres naturalistes.....	269
<i>Conclusion du chapitre 5 :</i>		<i>271</i>
<i>Chapitre 6 : Les DAC de science citoyenne : étude de cas sur les enquêtes nationales, françaises et espagnoles, du Campagnol amphibie (Arvicola sapidus).....</i>		<i>272</i>
<i>Introduction du Chapitre 6</i>		<i>273</i>
1.	<i>Présentation de l'espèce Arvicola sapidus ou Campagnol amphibie: son écologie, ses statuts de conservation et les valeurs qui lui sont associées.....</i>	<i>275</i>
1.1.	Quelques éléments de sa biologie et de son écologie	275
1.2.	Le Campagnol amphibie une espèce menacée ?	280
1.1.1.	Les statuts UICN : de l'échelle mondiale aux échelles nationales	280
1.1.2.	Les statuts légaux et les dispositifs de protection nationaux	281
1.1.3.	La combinaison des menaces favorisant le déclin du CA	282

1.3. Une espèce spécialiste des milieux humides, et ayant une valeur patrimoniale en Espagne	283
2. Réduire les méconnaissances relatives aux répartitions du Campagnol amphibie par la mise en place d'enquêtes nationales.....	286
2.1. Le campagnol amphibie dans la littérature scientifique: de l'abondance à la régression	287
2.1.1. La situation française.....	288
2.1.2. La situation espagnole	290
2.2. La mise en place des enquêtes nationales françaises et espagnoles : l'émergence de DAC de science citoyenne	291
2.2.1. L'organisation de la collecte des données	292
2.2.2. La méthodologie appliquée dans les PAC.....	300
2.3. Les résultats des enquêtes : vers une meilleure connaissance du CA ?.....	305
2.3.1. Les faits de répartition et de densité	305
2.3.2. Les variables environnementales affectant la présence du CA.....	310
3. Science citoyenne et incertitude : le cas des enquêtes nationales, française et espagnole, sur le Campagnol Amphibie	312
3.1. Les incertitudes relatives aux répartitions : de la région aux tronçons	312
3.2. Les facteurs de fabrication de l'incertitude des répartitions dans un DAC de science citoyenne	316
3.2.1. Les méthodologies utilisées et leurs limites : représentativité, exhaustivité et adaptabilité	316
3.2.2. Le « biais » prospecteur	319
3.2.3. Les facteurs affectant les efforts de prospection et la mobilisation	323
3.3. Les solutions pour réduire l'incertitude et ses facteurs d'apparition	332
3.3.1. Les dispositifs d'ordre technique ou social développés pour réduire ces facteurs d'incertitude	332
3.3.2. Les facteurs d'incertitude repérés à la fin des DAC.....	336
<i>Conclusion du chapitre 6.....</i>	<i>341</i>
<i>Chapitre 7 : Les DAC hybrides : les recensements et les suivis des couples de Pic à dos blanc (Dendrocopos leucotos), en France, Espagne et Suisse.....</i>	<i>344</i>
<i>Introduction du Chapitre 7.....</i>	<i>345</i>
1. Le Pic à dos blanc (Dendrocopos leucotos), une espèce menacée indicatrice des forêts matures de montagne.....	347
1.1. Présentation générale : quelques éléments de biologie et d'écologie.....	347
1.2. Le Pic à dos blanc, une espèce menacée	352
1.2.1. Statut de conservation et critères d'évaluation selon l'UICN	352
1.2.2. Les statuts légaux et les dispositifs nationaux de conservation.....	353
1.3. Les particularités du Pic à dos blanc.....	354
1.3.1. Une espèce exigeante quant à la qualité de son biotope.....	354
1.3.2. Une espèce aux nombreuses fonctions écologiques.....	357
2. Un ou des PAC sur l'espèce ? Analyse de la typologie des acteurs et de leur organisation.....	358
2.1. Présentation des acteurs et des DAC	359
2.1.1. Le cas Français.....	359
2.1.2. Le cas espagnol.....	366
2.1.3. Le cas suisse.....	370

2.2. L'inscription des PAC dans une organisation territoriale et sociale.....	374
2.2.1. Les acteurs externes aux PAC et leur rôle dans l'acquisition de connaissance	374
2.2.2. La théorie des graphes et la position des acteurs dans le réseau d'échange d'informations 381	
2.2.3. La proximité géographique et son impact sur les relations entretenues.....	385
3. La connaissance des répartitions du PDB : l'arbre qui cache la forêt.....	388
3.1. Méthodologie et indice de présence : la détermination des spécialistes	388
3.1.1. Les méthodes et protocoles utilisés par les acteurs des DAC.....	388
3.1.2. L'identification des indices de présence, de nidification et leurs incertitudes.....	392
3.2. L'analyse des informations relatives aux répartitions des populations de PDB et de ses effectifs.....	396
3.2.1. L'aire de répartition du PDB selon les sources nationales officielles	396
3.2.2. Les informations relatives aux dynamiques des populations de PDB et à leurs effectifs.....	400
3.2.3. Des différences d'interprétations chez les acteurs des PAC alimentées par l'incertitude géographique	403
4. Reconnaître, réduire, ou gérer l'incertitude dans des DAC hybrides	407
4.1. La reconnaissance de l'incertitude.....	407
4.1.1. Les différentes sources d'incertitude géographique repérées.....	407
4.1.2. La reconnaissance de l'incertitude par les acteurs des PAC	413
4.2. Réduire ou gérer l'incertitude par l'utilisation de dispositifs : quelles limites ? 417	
4.2.1. Les facteurs d'incertitude repérés et l'utilisation de dispositifs de réduction.....	417
4.2.2. Les freins et leviers actuels à la réduction de ces sources d'incertitude.....	420
4.2.3. Une protection indirecte malgré des incertitudes persistantes	422
<i>Conclusion de chapitre 7.....</i>	<i>428</i>
Conclusion générale	430
<i>1. Etudier la construction de la connaissance des répartitions animales et ses facteurs de variation.....</i>	<i>431</i>
<i>2. Apports et limites méthodologiques de la démarche.....</i>	<i>438</i>
<i>3. Propositions relatives à nos sujets d'étude et perspectives de recherche</i>	<i>441</i>
3.1. Proposer des améliorations relatives aux études du Campagnol amphibie, du Pic à dos blanc, et de la gestion de l'incertitude.....	441
3.2. Perspectives de recherche à développer dans le cadre d'une étude sur la construction de la connaissance des espèces.....	444
Bibliographie.....	448
<i>ANNEXES.....</i>	<i>.....</i>
<i>LISTE DES FIGURES</i>	<i>XVI</i>
<i>LISTE DES ENCADRES.....</i>	<i>XIX</i>
<i>LISTE DES TABLEAUX.....</i>	<i>XIX</i>
<i>TABLE DES MATIERES.....</i>	<i>XXI</i>

Résumé :

La connaissance des dynamiques de répartitions des populations d'une espèce animale menacée dans une aire géographique, sert à la fois à déterminer son statut de conservation et à orienter les politiques de protection dont elle pourrait faire l'objet. Elle est le produit de différents processus de collecte de l'information, que mettent en place les acteurs de la conservation, qu'ils soient d'origine publique, privée ou associative. Nous nous proposons dans cette thèse d'analyser cette construction de l'information géographique par une approche s'intéressant à la fois aux caractéristiques des espèces étudiées, aux acteurs qui s'y intéressent, et aux méthodologies utilisées pour récolter et traiter la donnée prélevée sur le terrain. L'étude des facteurs conduisant à l'apparition d'incertitude dans ces démarches nous permettra de montrer les limites à cette construction, puis les dispositifs développés par les acteurs de la conservation pour tenter de la maîtriser.

Mots-clés : connaissance, incertitude, espèces, répartition, acteurs

Abstract :

Conservation of threatened species needs knowledge about their populations' distribution and dynamics, in a geographic area. It is a necessity to definite conservation assessment. This knowledge is the product of processes that collect information, put in place by conservation actors, with public, private or associative origins. We propose to analyse this construction of geographic information by an approach that focus on species' characteristics, actors whom interest, and methodologies used to collect, and processing information coming from field. Put in light factors that conduct to uncertainty rise in those processes will enable us to study the limits of this knowledge construction, then actors' device to control this uncertainty.

Key-words : knowledge, uncertainty, species, distribution, actors

ECOLE DOCTORALE :
Sciences Sociales et Humanité (ED481)

LABORATOIRE :
PASSAGES UMR 5319

CONTACT

caroline.dunesme@gmail.com