

INVENTAIRES ET ATLAS NATIONAUX DE DISTRIBUTION : POUR UNE APPROCHE PLUS ITÉRATIVE ET UN RÉÉQUILIBRAGE TAXINOMIQUE

Julien TOUROULT¹, Laurent PONCET¹, Philippe KEITH², Vincent BOULLET³, Gérard ARNAL⁴, Hervé BRUSTEL⁵ & Jean-Philippe SIBLET¹

¹ Muséum national d'Histoire naturelle, Service du Patrimoine Naturel, CP41, 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire. F-75005 Paris. E-mail : touroult@mnhn.fr ; poncet@mnhn.fr ; siblet@mnhn.fr

² Muséum national d'Histoire naturelle, DMPA, UMR BOREA 7208 (MNHN-CNRS-UPMC-IRD), CP 26, 43 rue Cuvier. F-75231 Paris Cedex 05. E-mail : keith@mnhn.fr

³ Vourlhac. F-43230 Frugières-le-Pin. E-mail : v.boullet43@orange.fr

⁴ 7 allée des Colverts. F-78 390 Bois d'Arcy. E-mail : arnal.botanique@orange.fr

⁵ Université de Toulouse, Institut National Polytechnique de Toulouse, École d'Ingénieurs de Purpan, UMR 1201 Dynafor, 75, voie du TOEC, BP 57611. F-31 076 Toulouse Cedex 03. E-mail : herve.brustel@purpan.fr

SUMMARY.— *National distributional atlases and species inventory: toward a more iterative approach and a taxonomic balancing.*— This synthesis analyses the use and limitations of the distributional atlases data for applied nature conservation studies. From the gaps and opportunities observed in France, we suggest a set of practical and scientific recommendations in order to strengthen their use in systematic conservation planning for terrestrial biodiversity (protected networks, green infrastructure and land settlement). The two main advices are to adopt an iterative approach between field survey and data analysis, and the selection of the species groups to inventory. The iterative process consists of regularly using available valid data to identify spatial and taxonomic gaps in the inventory, to model the potential distribution of each species and to estimate their ecological niche. During the distribution inventory project, this information can enable the sorting of new data according to their plausibility (data validation process) and should be used to identify priority areas for new field surveys. As scientific literature concludes that there is low consistency of biodiversity congruence relationship, we suggest increasing taxonomic representation in new atlases projects in order to provide a more complete view of species distribution for nature conservation initiatives. Ideally, the species groups should be rich in restricted range and low mobility species, or rich in habitat specialist species or contain species playing a recognized role in ecosystem functioning. Taking into account practical and technical criteria, a list of taxa is proposed for new distribution atlases. This proposal would cover about 20 % of known terrestrial species compared to current 5 %, with more effort on invertebrates, plants and fungi.

RÉSUMÉ.— Cette synthèse analyse les utilisations et les limites des atlas nationaux de distribution d'espèces et de leurs données d'inventaires dans le domaine appliqué à la conservation de la nature. À partir des lacunes et des opportunités techniques constatées en France, nous proposons une série de recommandations pratiques et scientifiques afin de renforcer leur utilisation dans les démarches de planification spatiale de la conservation de la biodiversité terrestre (aires protégées, réseaux écologiques, aménagement du territoire). Les deux principaux aspects concernent la mise en place d'une démarche itérative et le choix des groupes d'espèces. La démarche itérative consiste à analyser régulièrement les données disponibles validées afin d'identifier les lacunes de prospection, modéliser la distribution potentielle des espèces et estimer leur niche écologique. Ces informations doivent ensuite faciliter le processus de validation, en triant les nouvelles données selon leur vraisemblance au regard de l'occurrence et de la niche et servir à définir de nouveaux territoires à inventorier prioritairement. Comme la littérature montre que les zones importantes pour la conservation varient suivant les groupes d'espèces, nous proposons d'augmenter la représentativité taxinomique avec de nouveaux atlas, afin d'apporter une vision plus complète de la distribution des espèces pour les dispositifs de conservation. Idéalement, les groupes inventoriés doivent être riches en espèces à répartition restreinte et peu mobiles et/ou présenter une forte proportion d'espèces spécialistes de certains milieux et/ou jouant un rôle reconnu dans les processus écologiques.

Les atlas nationaux de répartition s'inscrivent dans une démarche de connaissance naturaliste des espèces, comme une étape associée aux catalogues, aux Faunes et aux Flores. Par le passé, les catalogues comme celui des Coléoptères de France (Sainte-Claire Deville, 1935) portaient des mentions écrites sur la répartition de chaque espèce, précises pour les espèces rares, générales pour

les autres (par exemple « répandu dans la moitié sud de la France »). L'avènement de l'informatique a permis de développer les bases de données biogéographiques et a facilité la production de cartes de distribution selon une grille de synthèse régulière (Cartan, 1978). Coordonnés par le Secrétariat de la Faune et de la Flore, les atlas reposaient sur des données d'inventaires nationaux de distribution informatisées grâce à un système de formulaires à lecture optique (Beaufort & Maurin, 1988). Les premiers atlas nationaux publiés en France concernent les Oiseaux nicheurs (Yeatman, 1976), la Flore vasculaire (atlas partiel de la flore de France, Dupont, 1980) et pour les invertébrés, les Scarabéides Laparosticti (Lumaret, 1990). Alors que ces premiers travaux reposaient uniquement sur une information gérée par grandes mailles (« IGN 50 », d'environ 20 x 28 km), les cartes des atlas récents comme celui des Orchidées (Dusak & Prat, 2010) ou celui des Poissons d'eau douce (Keith *et al.*, 2011) sont construites en synthétisant des données d'inventaires localisées de façon précise (commune voire coordonnées géographiques). Dès les années 1970, des atlas fondés sur une grille de prospection plus fine ont été initiés dans un cadre territorial plus restreint (régional ou départemental) ou international comme l'Atlas de l'Institut floristique franco-belge (IFFB) couvrant, en maille 4 x 4 km, le nord-ouest et le nord-est de la France.

Ces atlas de répartition, qui mobilisent notamment les naturalistes et les sociétés savantes, sont considérés comme un pivot de la connaissance de la nature, essentiel pour sa conservation. Après le manque de connaissances en taxinomie (« *Linnean shortfall* »), le manque d'informations sur la répartition des espèces, parfois nommé le « *Wallacean shortfall* », est avancé comme le principal obstacle pour une conservation efficace de la biodiversité de nombreux groupes taxinomiques (Cardoso *et al.*, 2011b). À l'inverse des informations taxinomiques qui ont de longue date (comme l'*Index Kewensis* pour la flore) fait l'objet de compilation et de bancarisation à l'échelle mondiale (GBIF, IPNI, WCSP, Tropicos, etc.), les initiatives en matière de répartition des espèces sont rares à une telle échelle ; citons, pour la flore vasculaire, l'*Index Holmiensis* (1969-2010, par exemple Tralau, 1981) qui recense, pour chaque taxon, les cartes de distribution locales, régionales ou mondiales publiées.

En France, les atlas de répartition font l'objet d'initiatives lancées à l'échelle nationale mais aussi de multiples initiatives régionales, échelle d'intervention de nombreuses associations naturalistes et sociétés savantes. En majeure partie fondés sur le bénévolat pour l'acquisition de données, ils sont souvent confortés par des financements publics pour leur coordination ou leur édition. Des lignes directrices paraissent nécessaires pour encourager une évolution de la façon de réaliser les atlas et favoriser les projets les plus utiles pour les stratégies de conservation des espèces. Après une présentation des atlas et des démarches d'inventaires associées puis des principaux usages pour la conservation de la biodiversité, nous passons en revue les évolutions techniques et les aspects pratiques qui sont susceptibles d'influencer leur développement. En conclusion, nous formulons une série de propositions pour la mise en œuvre des atlas et des inventaires sous-jacents, dans un cadre de connaissance générale des espèces.

PRÉSENTATION DES ATLAS NATIONAUX DE RÉPARTITION D'ESPÈCES

ATLAS NATIONAUX, PROTOCOLES D'INVENTAIRE ET DONNÉES ASSOCIÉES

Dans les domaines de la chorologie (« étude explicative de la répartition géographique des espèces vivantes et de ses causes » ou encore « science des répartitions »), les atlas de répartition d'espèces sont des collectifs de cartes de distribution visant une complétude systématique pour un groupe défini, une cohérence et une organisation territoriale de l'information permettant la comparaison des aires de distribution (Meusel, 1943 ; Meusel *et al.*, 1965, 1978 & 1992). Au-delà des applications au cas par cas (taxon par taxon), les atlas s'inscrivent dans une perspective d'exploitation plus globale dans les domaines de la biogéographie (typologie biogéographique,

définition de territoires biogéographiques, etc.), de la diversité biologique (diversité biologique des territoires), de l'évaluation biologique et « patrimoniale », etc. Les atlas servent aussi d'instrument de mesure des niveaux de connaissance et de leur répartition dans le territoire étudié.

Les atlas sont, en premier lieu, des productions scientifiques descriptives dont l'objectif consiste à disposer d'informations fiables sur la répartition de chaque espèce cible, sur une étendue géographique définie, à une ou des périodes données. Les atlas nationaux comportent un ensemble de cartes de distribution nationale, généralement produites à partir d'un programme de recueil de données appelé « inventaire national de distribution » (Cartan, 1978). Trois sources sont habituellement distinguées dans ces inventaires, les données de collection, les données de la littérature et les données issues de la mise en œuvre d'un protocole d'inventaire de terrain (Beaufort & Maurin, 1988). Avec la généralisation des bases de données, les inventaires de distribution peuvent bénéficier de données recueillies lors d'inventaires ayant d'autres buts que l'étude de la répartition. Pour la collecte de données de terrain, le plan d'échantillonnage repose sur des relevés répartis de façon aussi uniforme que possible dans l'espace, selon un maillage régulier (actuellement le standard européen et français est de 10 x 10 km, parfois 5 x 5 km pour certains groupes comme les trachéophytes), « en recherchant un optimum de localisations pour une espèce donnée, et éventuellement un maximum d'espèces pour une localisation donnée » (Cartan, 1978). La majorité des inventaires de distribution s'en tiennent à une collecte d'information de présence, de type « taxon, lieu, date, observateur ». Le recueil de données complémentaires (effectifs, classe d'abondance, comportement, habitat, etc.) a toujours été envisagé dans les inventaires de distribution (Cartan, 1978). Cependant, parmi les 27 atlas nationaux publiés entre 1976 et 2013 concernant la France métropolitaine, très peu utilisent finalement des données complémentaires. On peut cependant signaler la prise en compte du type de milieu et du substrat dans l'atlas des Scarabéides Laparosticti (Lumaret, 1990) et un protocole standardisé incluant un dénombrement facultatif par classe d'abondance dans l'atlas des oiseaux nicheurs 2009-2012 (Issa, 2009).

Le levé d'information de ces inventaires s'appuie souvent, sur le terrain (par exemple pour les trachéophytes), sur un bordereau listant les taxons susceptibles d'être observés et un protocole de coche (pouvant être annotée d'informations complémentaires) des taxons présents permettant de déduire *in fine* les taxons absents.

Cette démarche de connaissance répond à un besoin d'exploration du vivant et de compréhension des déterminants de sa répartition, moteur de l'activité bénévole des naturalistes et des travaux de biogéographie. Pour les naturalistes, acteurs clés des atlas, la motivation réside notamment dans la satisfaction de faire avancer la connaissance et de participer à un projet scientifique collectif.

Les démarches d'atlas se distinguent d'une simple agrégation de données d'inventaires divers car elles sont expertisées (élimination des données erronées) et surtout car la démarche organisée d'acquisition de connaissance vise par son plan d'échantillonnage ou sa compilation de données à couvrir de façon systématique la distribution d'un ensemble d'espèces sur un découpage régulier de l'étendue géographique de l'atlas (Beck *et al.*, 2013).

Si un atlas est toujours un mode de représentation cartographique d'un jeu de données, on peut distinguer, en fonction des processus d'acquisition de ces données, trois types principaux d'atlas :

- atlas de compilation : le jeu de données est la somme des données disponibles (issues de la littérature, des collections, etc.), mais dont l'acquisition ne répond à aucun protocole spécifique d'inventaire territorial ; la pertinence du jeu de données (multisources, protocoles divers connus ou non) et de l'atlas doit être évaluée ; dans la plupart des cas, la « non présence » ne signifie pas pour autant « absence ». Jusqu'à présent, les atlas relatifs aux invertébrés de France sont de ce type.

- atlas inventoriel : le jeu de données est obtenu par un programme spécifique d'inventaire, dans un cadre souvent isoprospectif (homogénéisation de la pression d'observation selon une grille

d'échantillonnage) et selon un mode de sondage global (généralement basé sur un bordereau d'inventaire présentant la liste complète des taxons du territoire étudié) ; dans ce cas, le sondage associe les informations positives (taxons observés) et les informations négatives (taxons non observés). Les atlas des oiseaux nicheurs sont de ce type (Issa, 2009 ; Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994).

- atlas mixtes (inventoriel + compilatif) ; associant les deux types précédents de jeu de données. C'est le cas de la plupart des atlas régionaux des trachéophytes en France, mais aussi d'atlas nationaux floristique en Europe (Pays-Bas, Grande-Bretagne, Belgique, Allemagne, etc.), et de certains atlas faunistiques comme celui des Amphibiens et Reptiles de France (Lescure & Massary, 2013).

Dans la pratique, puisqu'un atlas est une construction cartographique fondée sur un inventaire géolocalisé de données, sa valorisation portera autant sur l'expression synthétique, et notamment spatiale, de son jeu de données que sur l'information analytique des données elles-mêmes. Les aspects « atlas » et « inventaire de distribution » sont en conséquence toujours étroitement associés et, dans les développements qui suivent, ces deux facettes n'ont volontairement pas été dissociées.

LES UTILISATIONS DES ATLAS NATIONAUX ET LEURS LIMITES

Comme l'indiquait Leclerc (1979), les seules cartographie et analyse chorologiques de la répartition des espèces ne sont qu'une des valorisations des démarches d'atlas qui peuvent servir à d'autres projets, orientés vers la conservation, la planification territoriale et/ou la recherche en écologie. L'ensemble des dispositifs de conservation s'appuyant sur les zonages et la spatialisation des enjeux (aires protégées, réseaux écologiques) mobilisent les informations des atlas de répartition. Les besoins actuels des utilisateurs d'atlas nationaux, notamment des structures administratives ou associatives concernées par la conservation de la biodiversité, peuvent se résumer en quelques ensembles interdépendants auxquels les atlas apportent une réponse complète ou partielle. L'aspect relatif à la recherche en écologie sera abordé ici de façon partielle, essentiellement sous l'angle de sa contribution aux dispositifs de conservation.

Évaluer le statut des espèces

La distribution des espèces sur un maillage régulier fournit plusieurs informations utilisées pour évaluer le statut de conservation des espèces, que ce soit selon la Liste rouge des espèces menacées (UICN, 2012) ou dans les évaluations au titre de la Directive habitats, faune, flore (Bensettiti *et al.*, 2012). Les atlas permettent de quantifier l'une des trois dimensions de la rareté : la rareté géographique (Rabinowitz, 1981) qui se décline dans l'étendue de l'aire de répartition et l'occupation de cette aire. Pour de nombreux organismes, ces critères liés à la distribution sont, d'un point de vue pratique, les seuls applicables à la totalité des espèces d'un groupe systématique et donc utilisables pour établir une liste rouge (Cardoso *et al.*, 2011a). Ces statuts orientent à leur tour les priorités de dispositifs de conservation (création d'aires protégées, *cf.* Coste *et al.*, 2010 ; protection des espèces, plans nationaux d'actions, etc.).

Estimer l'évolution du statut des espèces

La répétition d'inventaires conçus pour maximiser les contacts d'espèces ne constitue pas un suivi temporel de la distribution des espèces, notamment parce que la détectabilité n'est jamais de 100 % et qu'elle varie dans le temps. Si les inventaires utilisés pour les atlas sont standardisés, ils permettent d'estimer une différence entre deux états en termes de fréquence d'observation voire de taux d'occupation (Joseph & Possingham, 2008). Dans la pratique, la majorité des atlas présentent des biais qui ne sont pas constants dans le temps (Botts *et al.*, 2011). Des techniques pour corriger les changements de pression d'échantillonnage entre plusieurs périodes permettent des estimations « basiques » du changement de distribution des espèces et de leur fréquence (Botts *et al.*, 2012 ;

Carpaneto *et al.*, 2007 ; Hill, 2012 ; Maes & Swaay, 1997). L'étude détaillée des données disponibles à différentes périodes peut permettre de retracer le déclin d'une espèce (par exemple Lescure *et al.*, 2011 ; Antonetti *et al.* 2006 ; CBN Massif central, 2014, etc.). Peu sensibles car s'intéressant à la colonisation ou à la disparition avec une résolution de 10 x 10 km, moins rigoureuses que des suivis (d'abondance ou d'occupation) appuyés sur des protocoles standardisés, de telles approches diachroniques permettent cependant de mesurer grossièrement la dynamique temporelle de distribution de nombreuses espèces pour lesquelles des suivis temporels ne sont pas disponibles, voire même de la modéliser (Braithwaite, 2010). Dans le cadre des listes rouges, ces mesures de changement de distribution sont estimées à partir de données diachroniques d'atlas associées à des avis d'experts afin d'identifier les biais. Ceux-ci peuvent cependant être minimisés, d'une part par un protocole de sondage adapté et, d'autre part, par l'adoption d'une grille d'échantillonnage plus fine (5 x 5 km, 2 x 2 km, 1 x 1 km, voire moins).

En changeant d'échelle, si l'on considère un groupe systématique entier, la répétition d'« atlas », selon un pas de temps donné, même avec des méthodologies différentes (notamment de changement de grain), peut permettre 1) de mesurer l'évolution globale du groupe dans le territoire considéré en lien avec des phénomènes globaux (changements climatiques, impacts des intrants agricoles, retombées acides, invasions biologiques, etc.) et 2) en connaissance de cause, d'évaluer certaines politiques publiques. Les résultats obtenus pour la flore vasculaire des Îles Britanniques (Braithwaite *et al.*, 2006 ; Braithwaite & Walker, 2012), ou encore des Pays-Bas (FLORON), sont dans ce domaine très encourageants.

Alimenter la recherche en macroécologie

La biogéographie, en particulier la branche appliquée à la biologie de la conservation, a toujours utilisé les atlas de répartition (Whittaker *et al.*, 2005). Ceux-ci sont utilisés pour décrire et comprendre les répartitions actuelles (exemple Lobo *et al.*, 1997 ; Lennon *et al.*, 2004), échantillonner et spatialiser la diversité génétique et son évolution, modéliser la répartition future dans le cadre des changements globaux. Les données diachroniques permettent de confronter les modèles à des cas réels (exemples : Braithwaite, 2010 ; Dortel *et al.*, 2013). À ce titre, la couverture géographique homogène des données est importante pour éviter d'injecter des informations biaisées sur la niche écologique dans les modèles de distribution d'espèce (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008). Les données d'atlas permettent des travaux de recherche sur les processus d'assemblage des communautés, les effets de l'histoire évolutive, la répartition des services écosystémiques liés à la présence de certains taxons, etc. Elles permettent aussi de tester la concordance des patrons de répartition et des secteurs clés pour la conservation entre différents groupes et à différentes échelles (par exemple Eglington *et al.*, 2012), validant ou infirmant ainsi l'approche d'un taxon indicateur qui permettrait d'identifier des secteurs importants pour la conservation de l'ensemble de la biodiversité. Ces recherches relativisent *in fine* cette approche intuitive de la protection de la nature qui consiste à penser que les sites protégés pour quelques espèces emblématiques seraient suffisants pour la majorité des autres espèces moins connues (Westgate *et al.*, 2014). Ces travaux de recherche sur les patrons de répartition permettent ensuite d'identifier les zones biogéographiques les plus importantes pour la conservation et d'en planifier la sauvegarde (Ladle & Whittaker, 2011).

Planifier la conservation de la biodiversité

Les initiatives de planification spatiale de la conservation (« *systematic conservation planning* ») utilisent les données d'atlas de répartition pour identifier les zones à forts enjeux de conservation (Margules & Pressey, 2000). La SCAP (Stratégie de création d'aires protégées) mise en place en France (Coste *et al.*, 2010) se rapproche de ces démarches. Il s'agit de méthodes fondées sur la recherche de sites présentant des assemblages d'espèces complémentaires et sur les analyses de lacunes des aires protégées existantes (Williams & Manne, 2007). Elles visent à

optimiser un réseau d'aires protégées afin d'assurer la représentativité et la persistance des espèces. L'objectif consiste à intégrer le plus possible d'espèces dans un réseau de sites, généralement des espèces menacées ou à répartition restreinte, en tenant compte d'autres exigences fonctionnelles (abondance de certaines espèces, processus écologiques, taille des écosystèmes, viabilité, etc.) et économiques (coûts, faisabilité, etc.), l'ensemble étant traduit comme des contraintes et cibles (gains et pénalités) dans une démarche d'optimisation.

La répartition permet également d'estimer la responsabilité relative des territoires vis-à-vis de chaque espèce et de l'intégrer ensuite dans les stratégies de conservation déclinées aux différents échelons administratifs (nationaux, régionaux ou locaux) (Schmeller *et al.*, 2008). Dans la fixation des priorités de conservation, il s'agit, par exemple, de pondérer le degré de menace par la fraction de la répartition représentée par le territoire en question. Cela évite de fournir des efforts inconsidérés pour des espèces localement rares (en marge de répartition notamment) mais communes à l'échelle supérieure (Hunter & Hutchinson, 1994), défaut fréquent qui limite l'optimisation des moyens disponibles (Moilanen *et al.*, 2013).

Ces questionnements sur le positionnement des aires protégées restent d'actualité dans un pays comme la France qui possède un réseau de multiples types d'aires protégées mais qui n'a pas toujours été établis dans une démarche rationnelle fondée sur la distribution des espèces et leur degré de menaces. Cependant l'objectif annoncé en 2007 lors du Grenelle de l'Environnement de placer 2 % du territoire terrestre métropolitain sous un statut de protection « fort » n'a pas encore été atteint (<http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/surfaces-en-aires-protégees-terrestres-en-metropole>). L'absence d'une démarche planifiée de constitution du réseau d'aires protégées, le fort tropisme pour les vertébrés dans les choix de conservation (Martin *et al.*, 2010) et les questions préoccupantes liées au changement climatique font que ce sujet est loin d'être épuisé (Pressey *et al.*, 2007). Les besoins consistent à trouver les meilleurs sites complémentaires aux espaces protégés existant, à évaluer leur adéquation avec les connaissances actuelles sur la distribution de la biodiversité mais aussi leur pertinence pour maintenir une dynamique de la biodiversité. L'investissement dans l'acquisition de nouvelles données de répartition est plus économique que de mauvais choix de spatialisation des mesures de conservation de la biodiversité (Balmford & Gaston, 1999).

Fournir des synthèses et « rapportages » réglementaires sur la biodiversité

Les besoins de « rapportage » sont des obligations découlant des conventions internationales ou des directives communautaires (article 17 de la directive « Habitats Faune Flore », directive dite « Oiseaux », directive cadre pour la Stratégie sur le Milieu Marin, convention OSPAR, conventions de Barcelone, de Bonn, de Berne, etc.) qui demandent périodiquement des informations sur l'état des espèces jugées prioritaires, notamment sur leurs aires de répartition actualisées et leur évolution. Certains taxons sont beaucoup mieux représentés que d'autres dans ces listes (ex. oiseaux, mammifères dont particulièrement les chiroptères et les mammifères marins). Ceci justifie ainsi la réalisation régulière d'atlas de répartition pour l'ensemble du groupe considéré en lien avec les exigences de rapportage (rapportage tous les six ans pour les directives Habitats et Oiseaux, Bensettiti *et al.*, 2012), même si ce n'est pas toujours le cas dans la pratique (exemple : les Chiroptères, tous concernés par le rapportage directive Habitats, n'ont pas fait l'objet d'inventaire national de répartition depuis Fayard, 1984). Ces réglementations engendrent finalement un phénomène circulaire où les espèces les plus attractives et donc mieux connues attirent les ressources, au détriment de l'étude d'une large fraction méconnue de la biodiversité (Leather, 2009).

Les besoins de communication vers le public, comme, par exemple, dans l'Observatoire national de la biodiversité (<http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/>), les rapports de la France pour la Convention sur la diversité biologique ou sa déclinaison dans la Stratégie nationale pour la biodiversité (MEDDTL, 2011) impliquent des besoins de cartes de synthèse sur la

biodiversité spécifique (richesse, endémisme, rareté, etc., exemple : Witté & Touroult, 2014) et qui pourraient être complétées par des représentations spatiales de la diversité non taxinomique (fonctionnelle et phylogénétique), à mesure que ces sujets feront l'objet de transfert depuis la recherche vers les politiques de conservation. Cette forme de communication visuelle adaptée au grand public (Jetz *et al.*, 2012) est utile pour l'appropriation de la biodiversité par d'autres politiques et ne peut se faire qu'en mobilisant des données d'atlas.

Prendre en compte les espèces dans les aménagements et la gestion des espaces

Dans les atlas nationaux ou régionaux, le grain de restitution utilisé, 10 x 10 km dans le standard actuel (<http://inpn.mnhn.fr/telechargement/cartes-et-information-geographique>), parfois 5 x 5 km voire 1 x 1 km dans les démarches régionales, qui conditionnent généralement le plan d'échantillonnage des inventaires associés, reste peu informatif à l'échelle de la gestion opérationnelle des milieux naturels d'un petit territoire comme une réserve ou d'un projet d'aménagement comme une route ou une zone industrielle. De tels besoins sont couverts par des inventaires locaux avec l'objectif de recenser et cartographier les espèces à enjeux (espèces protégées, espèces menacées, etc.), notamment dans le cadre des études réglementaires (Vanpeene-Bruhier *et al.*, 2013). Cependant, les atlas nationaux peuvent servir de précadrage aux études d'impacts et aux plans de gestion d'espaces naturels, en fournissant une première liste d'espèces présentes dans le secteur et donc à rechercher. À plus large échelle, des indices déduits des atlas comme la richesse en espèces menacées et protégées peuvent servir d'alerte pour des choix de tracés d'infrastructures linéaires par exemple.

Ces multiples usages pourraient être mieux pris en compte dans la réalisation des atlas de distribution (Robertson *et al.*, 2010) mais également en amont, dans le choix des groupes taxinomiques à inventorier (Manne & Williams, 2003 ; Rodrigues & Brooks, 2007). La perspective adoptée dans la suite de l'article concerne l'utilisation des atlas pour les travaux de planification de la conservation des espèces.

ÉTAT DES LIEUX DES ATLAS NATIONAUX

Bilan quantitatif

La liste des atlas nationaux est disponible sur le site de l'Inventaire national du patrimoine naturel (<http://inpn.mnhn.fr/accueil/recherche-de-donnees/inventaires>) : 27 atlas publiés et 15 projets en cours ont été identifiés dans le cadre de cette étude. Actuellement, seule une faible proportion de la diversité des espèces continentales, environ 5 %, bénéficie d'un atlas de répartition publié (Tab. I). Il en est de même quand on considère les projets en cours, bien que la représentation des invertébrés augmente. Les vertébrés sont de loin les plus inventoriés, suivis des végétaux vasculaires alors que les invertébrés et la fonge n'ont fait l'objet que de très peu d'atlas nationaux.

TABLEAU I

Nombre (arrondi) de taxons métropolitains continentaux concernés par un atlas national de distribution (fin 2013)

	en France	Nombre d'espèces Comprises dans un atlas publié	Comprises dans un atlas publié ou un projet en cours
Vertébrés	850	830 (98 %)	830 (98 %)
Invertébrés	43 400	800 (2 %)	5 700 (13 %)
Flore vasculaire	7 600	1 600 (21 %)	7 600 (100 %)
Flore autre	1 200	0 (0 %)	0 (0 %)
Champignons	14 800	0 (0 %)	0 (0 %)
Total	67 850	3 230 (5 %)	14 130 (21 %)

Les chiffres de richesse sont issus du référentiel TAXREF (version 7, Gargominy *et al.*, 2013), celui concernant la flore comprend uniquement les espèces indigènes et ne tient pas compte des hybrides ni des rangs infra-spécifiques.

À l'exception des mammifères, les groupes de vertébrés ont suscité plusieurs atlas : trois atlas des Oiseaux nicheurs (troisième à paraître en 2015) et des atlas sur des groupes particuliers d'oiseaux (rapaces, oiseaux marins) ; deux atlas des Amphibiens et Reptiles ; trois atlas des Poissons d'eau douce.

Concernant les Végétaux vasculaires, alors que de nombreux atlas régionaux ou départementaux, généralement de type inventoriel, ont été réalisés sous l'impulsion des Conservatoires botaniques (Antonetti *et al.*, 2006 ; Arnal & Guittet, 2004 ; Bardet *et al.*, 2008 ; Chas, 1994 ; Conservatoire botanique national du Massif central, 2013 ; Dupont, 2001 ; Dupré *et al.*, 2009 ; Filoche *et al.*, 2006 ; Garraud, 2003 ; Provost, 1993 ; Toussaint *et al.*, 2008, etc.), on ne dispose que de peu d'information consolidée au niveau national. En effet, mis à part l'atlas des Orchidées (Dusak & Prat, 2010), les travaux sur les espèces messicoles et sur les espèces du livre rouge (Olivier *et al.*, 1995 ; <http://siflore.fcbn.fr/>), le dernier travail d'atlas floristique national remonte à 1980 avec l'Atlas partiel de la flore de France (Dupont, 1980), dont la compilation de données couvre environ 400 espèces et n'est malheureusement pas informatisé. Les travaux d'inventaire et de regroupement des données engagés par les Conservatoires botaniques nationaux et leur fédération devraient permettre de combler très prochainement ces lacunes au niveau national (<http://siflore.fcbn.fr/>).

Concernant les invertébrés, seuls des Insectes et des Crustacés ont pour l'instant fait l'objet d'un atlas publié. Même des groupes populaires comme les Rhopalocères, les Odonates, les Carabes ou les Longicornes ne disposent pas encore d'atlas (certains projets sont en cours, *cf.* Tab. II). Au-delà de cette faible représentation, le nombre de données disponibles et donc la qualité des répartitions disponibles sont modérés. En considérant par exemple deux inventaires entomologiques nationaux réalisés par maille régulière, publiés et largement diffusés sur des groupes prisés des entomologistes (Coléoptères Scarabaeidae, Lumaret, 1990 ; Orthoptères et Mantidae, Voisin, 2003), le nombre moyen de données est environ huit fois moindre que pour les atlas concernant des vertébrés : 184 données par espèce contre 1392 pour les vertébrés (Touroult, 2014).

Les bactéries échappent complètement au référentiel taxinomique, aux inventaires naturalistes et aux atlas de répartition et la connaissance de leur répartition ne peut relever que du domaine de la recherche. Les bryophytes, les champignons et les lichens sont aussi jusqu'à présent absents des démarches nationales d'atlas, ce qui est plutôt surprenant pour la fonge compte tenu de l'existence de sociétés mycologiques actives au niveau national et régional.

En considérant uniquement la métropole, on dénombre actuellement environ 70 900 espèces continentales (Gargominy *et al.*, 2013 et en ligne <http://inpn.mnhn.fr/espece/indicateur>). À l'évidence, à moyen terme, il n'est pas possible d'établir des atlas de répartition par maille de 10 x 10 km pour toutes ces espèces. Pragmatiquement, un équilibre doit être recherché entre l'exploitation des données existantes et l'acquisition de nouvelles données qui n'apportent parfois qu'une amélioration marginale des dispositifs de conservation (Grantham *et al.*, 2008).

Bilan des valorisations

La majorité des inventaires nationaux de distribution a été publiée sous format d'atlas cartographiques, ce qui en assure une diffusion large dans les milieux naturalistes et pour les gestionnaires d'espaces naturels. Depuis 2007, les atlas achevés ou en cours ont alimenté la réalisation de listes rouges nationales réalisées conjointement par le MNHN et l'UICN France. C'est par exemple le cas de l'atlas des Amphibiens et Reptiles (Lescure & Massary, 2013), l'atlas des Orchidées de Guadeloupe (Feldman & Barré, 2001), des Poissons d'eau douce (Keith *et al.*, 2011) ou encore celui des Orchidées métropolitaines (Dusak & Prat, 2010). Les atlas récents alimentent les distributions fournies dans les rapports européens (Bensettiti *et al.*, 2012).

Concernant les recherches s'appuyant sur les atlas français, les valorisations sont relativement ponctuelles au niveau national, particulièrement pour des travaux appliqués aux enjeux spatiaux de

conservation. Certains travaux européens ou mondiaux ont pu s'appuyer sur les données des atlas français pour des analyses à plus large échelle, notamment lorsqu'elles sont reprises dans des atlas européens (exemple de l'atlas des Amphibiens et Reptiles d'Europe, Gasc *et al.*, 2004). Au niveau français, on peut citer plusieurs travaux d'exploitation des données de l'atlas des Coléoptères Scarabaeidae Laparosticti (bousiers) de Lumaret (1990), portant sur l'effort de prospection (Lobo *et al.*, 1997) et sur les patrons de richesse spécifique modélisés une fois corrigés les artefacts de prospection (Lobo *et al.*, 2002). L'atlas des Poissons d'eau douce a également servi à une évaluation de la pertinence des aires protégées françaises pour l'ichtyofaune (Keith, 2000) et contribué aux travaux d'élaboration des « indicateurs poissons » dans le cadre de l'application de la directive cadre sur l'eau (Tales *et al.*, 2004).

On trouve cependant relativement peu d'analyses biogéographiques fondées sur les atlas français, dont certaines analyses simples pourraient utilement figurer dans les atlas eux-mêmes afin d'en faciliter la compréhension. Ce constat est frappant comparativement, par exemple, à la production de nos voisins ibériques et anglais. Il y a ainsi peu d'analyses de l'effort de prospection et de la représentativité des données, ce qui limite l'usage des atlas pour des applications opérationnelles (Romo & García-Barros, 2005 ; Braithwaite & Walker 2010). Il y a également peu ou pas d'analyses à l'échelle française de la concordance des patrons de répartition entre groupes taxinomiques et seuls quelques taxons sont utilisés dans les analyses européennes avec un grain d'analyse très large correspondant aux atlas des années 1980-1990. Ce sujet est pourtant largement traité dans la littérature internationale, souvent avec de plus petits jeux de données que ceux disponibles en France.

Il reste donc beaucoup de valorisations possibles des données des atlas existants, notamment en croisant les groupes taxinomiques pour éviter une vision biaisée sur un groupe particulier dans les choix de conservation et en traitant l'information selon des regroupements fonctionnels ou d'autres métriques adaptées aux données spatialisées de présence d'espèces (Leroy *et al.*, 2014). Cette valorisation permettant la réponse à des questions appliquées à la conservation devrait constituer une priorité à court terme, parallèlement à une démarche pour compléter le corpus d'atlas déjà disponibles.

PERSPECTIVES POUR LE DÉVELOPPEMENT DES ATLAS

MÉTHODES, TECHNIQUES ET OUTILS D'INVENTAIRE

Opportunités concernant les modes d'acquisition et de partage des données

Les bases de données participatives sont des systèmes de saisie de données d'observations « opportunistes » par tout public, qui créent actuellement une nouvelle source de données sur la biodiversité. En France, ces systèmes se sont développés depuis quelques années sous l'impulsion notamment du réseau associatif ornithologique, avec l'outil VisioNature (<http://www.ornitho.fr>) et sur la flore avec le Carnet en ligne de Telabotanica (<http://www.tela-botanica.org>). Avec une interface de saisie conviviale, sur simple inscription, tout participant peut saisir ses observations concernant un nombre limité de groupes taxinomiques et prendre connaissance des observations des autres participants. Ces systèmes apportent une grande quantité de données sur certaines espèces, sans logique d'échantillonnage et parfois sans possibilité de validation s'il n'y pas de preuves associées (photos par exemple). Des travaux statistiques encore en cours de développement montrent que ces données sont exploitables comme des suivis d'occupation, si les données sont très nombreuses et que le suivi peut être confronté avec un suivi standardisé (Van Strien *et al.*, 2013). Pour un groupe comme les oiseaux, cette masse de données présente un fort potentiel pour actualiser l'atlas des oiseaux nicheurs entre deux phases d'enquête. Ceci nécessite cependant de définir les méthodes et critères d'utilisation de ces données.

Les systèmes de facilitation d'accès à l'information (*Global Biodiversity Information Facility* – GBIF – au niveau mondial, Système d'information sur la nature et les paysages – SINP – en France) doivent permettre à chacun, chercheur, naturaliste ou gestionnaire, d'accéder aux données d'occurrence d'espèces mises en partage par leur producteur. Ils ne constituent pas la solution miracle pour la réalisation d'atlas de répartition mais devraient à moyen terme simplifier l'identification des données existantes et leur mobilisation. Moyen de mise en application de la convention d'Aarhus sur l'accès du public à l'information environnementale, le Système d'information sur la nature et les paysages (SINP : circulaire DEVL1311244C du 13 mai 2013) définit un cadre coopératif permettant, à l'échelle française, de définir des standards d'échange et des modalités de libre communication des données publiques et des données privées des structures qui adhèrent à ce protocole (MEDDE, 2013). Grâce à la mise en place du SINP, le temps consacré à récupérer des données existantes devrait être réduit et permettre de concentrer l'effort sur l'acquisition de nouvelles données pertinentes et sur leur analyse. Ces systèmes (GBIF et SINP, notamment sa plateforme d'échange INPN <http://inpn.mnhn.fr/>) permettent aussi de mettre en valeur les résultats des atlas en les rendant disponibles pour des analyses à des échelles supérieures.

Une nouvelle technique, le métabarcoding (ou ADN environnemental), pourrait ouvrir la voie à des échantillonnages plus économiques de groupes taxinomiques non accessibles jusqu'alors (Yu *et al.*, 2012). Cette technique de reconnaissance des fragments d'ADN permet l'identification d'un ensemble d'espèces présentes dans un échantillon (exemple d'un piège entomologique) ou ayant vécu récemment dans le milieu, en particulier dans les eaux closes. Un des principaux freins réside dans la capacité à disposer d'une base de référence des séquences des différentes espèces, ce qui reste difficilement envisageable pour l'ensemble des taxons mais peut être réalisé pour des groupes particuliers. Cette technique, actuellement encore relativement onéreuse, devrait permettre d'envisager à moyen terme l'inventaire de nouveaux groupes. Selon le succès du transfert de cette technique dans la sphère opérationnelle, elle pourrait modifier profondément les pratiques d'acquisition de données pour certains groupes actuellement difficilement inventoriés.

Opportunités concernant les outils

Le développement d'outils de terrain, notamment utilisant les tablettes et téléphones mobiles, permettant de se localiser, de saisir ses données en temps réel et de prendre des photos des spécimens comme témoignage vérifiable de l'observation, devrait simplifier la tâche des observateurs pour certains taxons faciles à reconnaître. Ces évolutions en cours permettent de générer des données plus précises géographiquement et de limiter le travail de saisie « post-terrain » pour les taxons qui le permettent. Dans un avenir proche, ils comprendront probablement des clés de détermination interactives, une reconnaissance assistée par ordinateur ou de simples alertes à la saisie d'espèces délicates à déterminer ou situées hors de leur répartition connue. Certains outils sont déjà opérationnels comme les clés interactives avec Xpert² (exemple Malaco-fr pour la reconnaissance des escargots, Gargominy & Ripken, 2011) ou en développement avancé comme le projet Pl@ntNet (Heaton *et al.*, 2011) de reconnaissance automatisée des plantes à partir de photographies, voire de reconnaissance de chants d'oiseaux.

Opportunités concernant les techniques d'analyses

Les techniques de modélisation offrent de nombreuses possibilités (Araújo & Guisan, 2006) pour estimer la niche écologique des espèces et prédire leur distribution potentielle (c'est-à-dire la présence d'habitat favorable). Dans le cas des inventaires de distribution, les méthodes qui utilisent des données de présence avec des données de contexte, sans besoin de données d'absence (Maxent par exemple, Hernandez *et al.*, 2006), sont adaptées aux données disponibles. Là où les atlas sont limités par les problèmes de non-détection (l'espèce est présente mais n'a pas été observée), la modélisation permet d'estimer une distribution potentielle. Ces modélisations

estiment d'autant mieux les paramètres de la niche qu'elles intègrent un large jeu de données valides, supposées représentatives de la niche écologique de l'espèce (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008) et que les couches de variables environnementales (climat, sol, végétation...) adéquates sont disponibles pour les modèles. Une synergie entre la modélisation et les inventaires de terrain (Guisan *et al.*, 2013) est une piste à développer. Pour des taxons peu connus, à partir de données disponibles et validées, une première modélisation permettrait de définir une enveloppe de répartition possible et certains facteurs discriminants pour la répartition de l'espèce. Cette distribution modélisée peut ensuite orienter de nouvelles prospections de terrain (exemples dans Guisan *et al.*, 2006 ; Williams *et al.*, 2009). Il faut cependant prêter attention aux limites de ces techniques qui restent tributaires de la représentation de la niche écologique dans les données d'entrée et aux nombreux choix de paramétrages (Pearson, 2010). Le recours à la modélisation pour les atlas devra faire appel à des chercheurs experts dans ces modèles.

SYNTHÈSE : EXIGENCES TECHNIQUES POUR DE NOUVEAUX ATLAS NATIONAUX

Les enjeux des nouveaux atlas consistent à mieux répondre aux grands usages cités dans la première partie, notamment en fournissant une image représentative de la répartition de la biodiversité (taxinomique et fonctionnelle). Ils doivent aussi constituer un socle de données de distribution qui pourront être valorisées dans de multiples usages, qui ne sont pas nécessairement ceux que l'on envisage au moment de la collecte des données.

Des données précises

Ces multiples usages potentiels, impliquent que chaque donnée de terrain soit relevée et conservée à la précision maximale pertinente pour le taxon considéré, ce qui n'était pas le cas pour certains atlas « anciens », où seules les feuilles IGN 50 étaient consignées (par exemple dans le premier atlas des Amphibiens et Reptiles, Castanet & Guyétant, 1989). Cette gestion généralisée par les outils modernes (SIG, GPS, outils mobiles, etc.) autorise les synthèses à différentes échelles. Elle permet la réutilisation des données pour des usages locaux (plan de gestion ou étude d'impact par exemple) et des analyses spatiales en fonction des milieux présents à proximité de l'observation (Robertson *et al.*, 2010). Le partage des données précises se heurte fréquemment à la réticence des observateurs ou de leur structure, soit à cause du caractère fastidieux de la numérisation des données, soit pour des raisons de « confidentialité » des informations (Meyer, 2009). Nous estimons que la culture de partage des informations, notamment pour une meilleure prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement du territoire, devrait progressivement s'étendre.

Des protocoles adaptés aux objectifs et aux observateurs

Les atlas d'ampleur nationale reposent généralement sur un compromis entre la quantité des données, la standardisation de l'échantillonnage et sa quantification (Robertson *et al.*, 2010). Chaque atlas devrait être associé à différents protocoles d'inventaire, adaptés aux différents publics potentiels, avec pour chaque protocole une indication des utilisations possibles des données (voir par exemple Dupont, 2014a). Le plus simple, incontournable dans la majorité des démarches d'atlas, consiste à regrouper les observations existantes (données « opportunistes »). Le second niveau concerne une prospection orientée afin de contacter le plus d'espèces dans le plus possible de secteurs géographiques, principe fondateur des inventaires nationaux de distribution. Le niveau suivant relève de protocoles intégrant un relevé du type de milieu, une quantification de l'effort d'inventaire ou une estimation de l'abondance. Dans ce domaine, une nouvelle génération de protocoles tend à se rapprocher de la pratique des naturalistes de terrain, en standardisant le temps passé à chercher sur un site plus que la longueur du parcours ou la quantité d'habitats prospectées (exemples STELI pour les Odonates, <http://odonates.pnaopie.fr/steli> ; chronoventaire pour les Rhopalocères, Dupont, 2014b). L'estimation indirecte de l'abondance (mesure semi-

quantitative par classe, densité d'observation ou rang d'observation) ou de recouvrement pour la flore (cette approche permettant alors d'éviter le dénombrement d'individus souvent problématique pour les végétaux) est également un point utile pour la planification spatiale de la conservation. En effet, cette mesure permet d'optimiser la sélection d'aires protégées en tenant compte des zones de forte abondance des espèces, paramètre important pour la persistance de chaque taxon dans un réseau d'aires protégées (Cabeza & Moilanen, 2001). Dans la gestion des données issues d'un inventaire, il apparaît donc nécessaire de différencier les sources en individualisant les données issues de protocoles d'inventaire standardisés afin de pouvoir en tirer des analyses plus poussées (déteabilité, occupation, abondance, etc.), selon ce que permet le protocole (exemple dans Dupont, 2014a).

Des mailles de référence intensément prospectées

Dans toutes les publications mobilisant des données d'atlas de compilation, revient le besoin de connaître l'effort de prospection des différentes mailles. Ceci permet d'évaluer la possibilité de comparer les mailles (par exemple pour une carte de richesse ou une comparaison diachronique) et d'identifier des mailles à partir desquelles il est possible de bâtir des analyses écologiques plus poussées (Lobo *et al.*, 1997 ; Romo & García-Barros, 2005). Cette estimation peut être obtenue soit *a priori* en standardisant l'effort lors de la prospection (exemple de l'atlas des oiseaux nicheurs 2009-2012 : Issa, 2009) soit *a posteriori* en utilisant des approximations de l'effort, en particulier le nombre de données et la forme de la courbe d'accumulation (Romo *et al.*, 2006 ; Hortal *et al.*, 2007 ; Vallet *et al.*, 2012). Un autre besoin récurrent consiste à disposer de mailles intensivement inventoriées afin de pouvoir ensuite faire des analyses plus poussées. L'analyse des atlas montre souvent de forts biais allant dans le sens d'une plus forte prospection des secteurs les plus riches et les plus accessibles (Romo & García-Barros, 2005). Par exemple pour les bousiers de France, la zone méditerranéenne (hors Corse) et les montagnes sont densément prospectées, à l'inverse d'un large secteur atlantique (Lobo *et al.*, 1997). Quelques dizaines de mailles de référence permettent d'estimer l'effort de prospection (Romo & García-Barros, 2005) ou de modéliser la richesse en fonction des variables environnementales (Lobo *et al.*, 2002). Il paraît donc utile de combiner des données « opportunistes », c'est-à-dire toutes les données mobilisables sur les taxons étudiés et des données associées à un protocole d'inventaire intensif de quelques secteurs. Dès le lancement d'un inventaire, il faudrait ainsi définir une sélection de mailles à inventorier de façon intensive selon une stratification sur les variables environnementales pertinentes pour la répartition du groupe considéré. La sélection et l'inventaire poussés de ces mailles pourraient être réalisés en partenariat avec des gestionnaires d'espaces naturels (Parcs naturels régionaux, réserves naturelles, conservatoires...), ce qui permettrait également de répondre à des besoins de connaissance au profit de la gestion de ces espaces.

Des données validées

La validation des données, c'est-à-dire la détection des données manifestement erronées ou hautement improbables, doit rester un point fort des atlas. Ce travail, fondé sur de l'expertise, devrait être facilité par l'utilisation de modèles de niches. À partir des connaissances disponibles sur la niche (variables climatiques, altitude, habitat, etc.), de la distribution potentielle modélisée avec un premier jeu de données valides, ou encore, lorsque le jeu de données le permet, de la distribution réelle et de l'aire d'occurrence du taxon, il s'agirait de trier automatiquement les nouvelles observations qui sont en dehors de cette enveloppe. Il ne s'agit pas de les considérer automatiquement comme invalides (en effet, la niche, la distribution potentielle ou l'aire d'occurrence peuvent être sous-estimées ou mal définies) mais de les soumettre à un examen plus approfondi, par exemple, par un échange avec l'observateur sur les conditions de l'observation ou un retour au spécimen dans le cas où un prélèvement est associé.

Une prise en compte de l'incertitude

Comme dans tous travaux scientifiques, l'incertitude des cartes de distribution devrait être quantifiée. Il apparaît ainsi nécessaire d'accompagner les atlas d'analyses de la complétude géographique des prospections (par exemple nombre d'observateurs et nombre de données par maille) et de discuter cet aspect. Les nouveaux atlas pourraient proposer des cartes associant données de terrain et une distribution modélisée en mentionnant le degré de confiance à accorder au modèle (Rocchini *et al.*, 2011).

ASPECTS PRATIQUES À PRENDRE EN CONSIDÉRATION

Déteçtabilité

La capacité à détecter les espèces d'un groupe taxinomique est un facteur essentiel dans le coût de réalisation et dans la fiabilité des informations. En effet, plus la probabilité de détection est faible, plus il faut d'effort pour distinguer une absence réelle d'une non-détection (Wintle *et al.*, 2012). L'estimation et la compensation des erreurs de détection reposent sur la réplication temporelle des inventaires ou sur des méthodes à observateurs multiples (Kéry & Schmidt, 2008). Ce point clé dépasse la méthodologie propre aux inventaires réalisés dans le cadre des atlas et devrait faire l'objet de travaux de recherche parallèles. La déteçtabilité relative d'un groupe taxinomique par rapport à un autre, grâce à des méthodes d'échantillonnage efficaces et standardisables, reste un critère pratique de choix des taxons à inventorier dans le cadre d'un atlas. Par exemple, parmi les Coléoptères, les bousiers et les carabes sont déteçtables de façon standardisée et efficace (pièges attractifs) ce qui n'est pas le cas de nombreux autres groupes (charançons par exemple). Dans ce domaine, la flore vasculaire s'avère relativement avantagée par son caractère fixé qui facilite sa détection par rapport à des espèces qui vivent cachées, nocturnes ou qui se déplacent à l'approche de l'observateur, même s'il reste toujours des problèmes de déteçtabilité (voir par exemple Archaux *et al.*, 2009).

Volontaires et experts mobilisables

La faisabilité dépend également de la disponibilité de volontaires compétents pour effectuer les inventaires et de la motivation des groupes d'individus concernés (associations et sociétés savantes, experts individuels et grand public). Au sens large, les démarches d'atlas relèvent de projets de sciences participatives, car faisant appel à un public non professionnel et, pour certains groupes, professionnel, sur la base d'un engagement volontaire bénévole. Il faut d'ailleurs noter que si ce bénévolat était chiffré et financé à son coût réel, beaucoup des inventaires réalisés à ce jour n'auraient pas vu le jour. Cependant, ce caractère participatif s'adresse au public restreint des naturalistes capables d'identifier les taxons visés. Dans certains groupes taxinomiques, les données issues de naturalistes et du grand public peuvent contribuer de façon complémentaire à un atlas. Par exemple, le programme grand public « SPIPOLL » de suivi photographique des insectes pollinisateurs (Deguines *et al.*, 2012) représente une source de données pour les insectes identifiables sur photographies. Grâce à cette possibilité de vérification iconographique, ce programme de suivi contribue à l'atlas en cours sur les papillons diurnes (Dupont, 2014a), en apportant quelques données complémentaires sur la distribution de près de 30 % des 300 espèces de cet inventaire.

Facilité de détermination

La faisabilité repose également sur la facilité de détermination. Celle-ci dépend de caractéristiques intrinsèques des espèces, certaines familles ayant des critères plus marqués, plus accessibles et plus stables que d'autres. Elle dépend aussi du matériel nécessaire (loupe binoculaire et dissection des pièces génitales pour certains groupes) et de la disponibilité d'outils comme des

clés d'identification performantes. Cette facilité est aussi dépendante de la pertinence des outils de détermination ; pour la flore, la détermination est encore trop basée sur des « critères optimaux » (faisant souvent appel à des caractères des organes reproducteurs tels que fleurs, fruits, graines, etc. visibles sur une courte période), alors que les démarches d'inventaire de distribution appellent des outils plus pragmatiques de détermination à l'état végétatif, de détermination de restes, etc. Mis à part quelques ouvrages en Europe (comme, en Suisse, *Flora vegetativa*), ce type d'outils pragmatiques de détermination, appliqué à un territoire limité ou un groupe de milieux afin d'en conserver sa pertinence, manque en France.

Existence de démarches à d'autres échelles

De nombreuses démarches d'atlas sont initiées à des échelles proches du terrain et des naturalistes. L'existence de ces démarches dans plusieurs régions (ou départements) est un aspect clé de la faisabilité d'un atlas national, permettant d'avoir des relais régionaux et des jeux de données pour initier des cartes de répartition. Ce point devrait être évalué avant de lancer un projet d'atlas national. Il a par exemple été pris en compte au lancement de l'inventaire national des Rhopalocères et Zygènes, confirmant l'existence de nombreuses démarches régionales ou départementales sur lesquelles le projet national peut s'appuyer (Dupont, 2014a). En France, la coordination des réseaux naturalistes au niveau régional, en lien avec le Système d'information sur la nature et les paysages (SINP) et des observatoires régionaux de biodiversité devrait faciliter le recensement de ces initiatives régionales. Pour la flore, les Conservatoires botaniques nationaux ont officiellement cette mission de coordination et d'animation des réseaux dans le cadre de leur agrément d'État. Dans le même registre, l'existence de démarches d'atlas pour un groupe d'espèces dans les pays voisins est un critère d'opportunité qui permettra probablement de meilleures valorisations des données nationales à l'échelle continentale.

CHOIX DES GROUPES À INVENTORIER

Choix des taxons pour un usage en planification spatiale

La congruence spatiale dans les secteurs clés pour la conservation est modérée et variable selon les zones géographiques, les groupes taxinomiques et les échelles (Rodrigues & Brooks, 2007 ; Eglinton *et al.*, 2012 ; Westgate *et al.*, 2014). Ainsi un ou quelques groupes taxinomiques bien connus ne peuvent représenter à eux seuls le patron de répartition de la diversité des espèces. Par exemple, le gradient sud-nord de richesse spécifique en Europe de l'Ouest s'avère peu prononcé pour l'avifaune (par exemple Diniz-Filho *et al.*, 2003) alors que la diversité baisse brutalement pour les invertébrés à répartition restreinte dès lors qu'on s'éloigne des montagnes méridionales (Deharveng *et al.*, 2000). Les congruences observées entre groupes sont généralement plus fortes quand les taxons sont phylogénétiquement apparentés et/ou partagent les mêmes traits de vie (Rodrigues & Brooks, 2007) et parfois très différentes entre vertébrés et invertébrés (Jenkins *et al.*, 2013). Ainsi, pour définir ou évaluer des grands secteurs prioritaires pour la mise en place de zonages de conservation (aires protégées, réseaux écologiques), fonder le choix des sites sur quelques groupes taxinomiques présente un fort risque de ne pas couvrir les besoins du reste des espèces. Ceci plaide pour renforcer la représentativité taxinomique dans les futurs atlas par l'utilisation de plusieurs groupes éloignés dans la classification du vivant.

Au niveau mondial, comme au niveau français, on dispose actuellement d'atlas sur de nombreux vertébrés et, globalement, sur des groupes à distribution assez large et à relativement bonne capacité de déplacement ou de dispersion (mammifères, oiseaux, odonates ; contre-exemple : amphibiens), les oiseaux étant généralement le premier groupe traité. Une démarche pragmatique consiste à chercher le meilleur complément à ces atlas déjà existants. Partant de cette idée, une analyse à large échelle des groupes complémentaires aux oiseaux pour identifier les secteurs irremplaçables pour la conservation a conclu qu'il n'y avait pas de groupe taxinomique

idéal qui indiquerait les secteurs clés d'un vaste ensemble d'autres espèces (Larsen *et al.*, 2012). Néanmoins, chaque groupe améliore la capacité à identifier les sites prioritaires pour la conservation de l'ensemble des espèces et une sélection d'espèces issues de plusieurs groupes s'avère plus efficace que celle issue d'un seul groupe taxinomique (Larsen *et al.*, 2012). La bibliographie met en évidence certains traits caractérisant les espèces ou les groupes les plus performants pour l'identification des secteurs clés pour la conservation de la biodiversité :

- des aires de répartition limitées (Botts *et al.*, 2013 ; Larsen *et al.*, 2012 ; Manne & Williams, 2003 ; Moritz *et al.*, 2001) ;
- une faible mobilité et de faibles capacités de dispersion, en particulier certaines plantes (Manne & Williams, 2003 ; Ryti, 1992) ;
- des groupes taxinomiques présentant des espèces dans chaque secteur biogéographique de l'aire étudiée et une forte diversité de patrons de distributions (Manne & Williams, 2003).

L'endémisme et la richesse spécifique sont peu corrélés (Orme *et al.*, 2005), notamment parce qu'à une échelle relativement large, le patron de répartition de la richesse spécifique apparaît souvent déterminé par les espèces répandues (Lennon *et al.*, 2004 ; Pearman & Weber, 2007 mais voir aussi Heegaard *et al.*, 2013). Cependant la sélection de secteurs abritant le plus d'espèces endémiques ou à répartition restreinte permet de couvrir une grande proportion de la richesse spécifique (Bonn *et al.*, 2002 ; Lamoreux *et al.*, 2006) et contribuer ainsi à la préservation de nombreuses espèces communes.

Choix des taxons pour d'autres objectifs

Les critères cités plus haut sont ceux trouvés dans la littérature pour une approche de planification visant à sélectionner un réseau de sites permettant de conserver le plus d'espèces. Pour d'autres questions scientifiques, d'autres critères sont à prendre en compte :

- l'amplitude de la niche écologique, la présence d'espèces à fortes exigences (sténoque) témoignant des qualités des écosystèmes (par exemple, espèces associées aux cavités d'arbres ou espèces de tourbières) ;
- le rôle fonctionnel dans les processus de l'écosystème, notamment des espèces communes, pour pouvoir spatialiser certaines propriétés des écosystèmes dans lesquels évoluent ces espèces, y compris certaines fonctions et services écosystémiques associés ;
- le statut d'indigénat, pour mesurer l'expansion spatiale des espèces allochtones et la fonctionnalité des corridors écologiques associés à ces espèces (cas notamment des espèces exotiques envahissantes le long des axes fluviaux et routiers) ; et déterminer des zones « dégradées » par la présence généralisée d'espèces exotiques envahissantes à fort impact sur les communautés d'espèces indigènes ;
- des groupes en interaction biotique (producteur primaire / phytophage, proie / prédateur, parasite, pathogène / hôte), afin de mieux comprendre les interactions, leur répartitions géographiques et d'en inférer les facteurs déterminants.

Ces statuts biologiques, écologiques, chorologiques des taxons sont la clé de l'interprétation des données d'atlas. Ils ouvrent la voie à de très nombreuses interprétations et évaluations des territoires. Par exemple la richesse en espèces d'un secteur ne sera pas interprétée de la même façon selon qu'il s'agit d'espèces exotiques envahissantes ou d'espèces exigeantes quant à la qualité du milieu. De même, l'analyse phytogéographique des territoires, l'isolement, l'expansion ou la régression des espèces selon leurs statuts sont des thèmes fréquemment abordés dans les atlas (Antonetti *et al.*, 2006 ; CBN Massif central, 2014).

Inventorier la répartition des espèces rares ou celle des espèces communes ?

L'importance des espèces endémiques ou à répartition restreinte est soulignée dans la littérature sur les espèces indicatrices utilisables pour la planification spatiale de la conservation

(Bonn *et al.*, 2002 ; Manne & Williams, 2003 ; Orme *et al.*, 2005). Ces espèces ne sont pas celles qui ont un rôle le plus important dans le fonctionnement des écosystèmes, ni celles dont les changements sont les plus faciles à détecter en raison même de leur rareté. À l'inverse les espèces communes assurent un rôle fonctionnel important dans les écosystèmes (Gaston, 2011) et sont par nature fréquemment observées et donc plus simples à suivre dans le temps. Les stratégies de zonage de la conservation sont considérées comme pertinentes pour la conservation des espèces rares (Gaston, 2011) et servent également pour les espèces communes spécialistes (par exemple Pellissier *et al.*, 2013). Pour la conservation des espèces communes, l'adaptation à large échelle des pratiques de gestion des milieux semble être la principale solution (Gaston, 2011). Nous considérons donc que, dans le cadre d'atlas de distribution, ce ne sont pas les mêmes critères qui doivent présider au choix de groupes focaux selon qu'on souhaite répondre à des problématiques de spatialisation des enjeux ou qu'on cherche à mesurer et expliquer les changements par des suivis temporels.

Pour les nouveaux inventaires proposés, le choix s'oriente donc sur des groupes riches en espèces rares. Cependant, dans ces groupes, l'ensemble des espèces est inclus, c'est-à-dire à la fois les espèces exotiques, les endémiques et les espèces indigènes, communes ou rares.

PROPOSITIONS ET PERSPECTIVES POUR LES ATLAS NATIONAUX DE RÉPARTITION

PROPOSITION : DES ATLAS À LANCER, TERMINER OU ACTUALISER D'ICI 2025

Les propositions formulées (Tab. II) pour le milieu continental concernent des efforts particuliers à assurer. Elles ne reprennent pas les atlas existants qu'il convient aussi de mettre périodiquement à jour, à savoir ceux des oiseaux, poissons, amphibiens et reptiles et de poursuivre la relance de l'atlas des mammifères, le précédent ayant été réalisé il y a 30 ans (Fayard, 1984). Nous conseillons une mise à jour tous les 10 à 15 ans, fréquence adaptée en pratique aux besoins de rapportages mais aussi à moduler selon la dynamique attendue des groupes en réponse aux changements environnementaux et aux politiques qui les régulent.

La proposition du tableau II comporte à la fois des groupes très pertinents selon les critères énoncés dans la partie précédente (exemple Coléoptères carabiques, Flore vasculaire, Mollusques) et d'autres groupes qui ne répondent pas strictement aux critères énoncés plus haut mais qui sont listés pour des raisons pratiques (Odonates, Orthoptères, Rhopalocères).

Cette proposition est ambitieuse, recouvrant environ 23 % des espèces continentales françaises : environ 1300 taxons dont la répartition est disponible et pourrait être mise à jour, 11 000 sur lesquelles les atlas nationaux sont en cours à un stade plus ou moins avancé, 3700 pour lesquels ils restent à initier. Cependant, elle constitue un socle pragmatique, à partir de démarches en partie déjà initiées, qui permettrait de disposer d'une vision plus objective de la répartition spatiale des espèces françaises au début du XXI^e siècle.

Notre proposition repose sur le découpage taxinomique habituel ou s'y rattache. D'autres approches plus transversales ou fonctionnelles peuvent être envisagées. Par exemple, un atlas national permanent des espèces exotiques pourrait servir à une surveillance de ces espèces qui peuvent avoir une forte dynamique d'expansion spatiale et ainsi être suivis par un atlas fréquemment mis à jour. Un atlas national des espèces endémiques, voire des indigènes rares (exemple Stewart *et al.*, 1994), pourrait apporter une information centrale pour le diagnostic de la complétude du réseau des aires protégées. Une approche d'inventaire des cortèges associés aux grands types de milieux pourrait également être pratique pour les observateurs et faciliter l'interprétation pour le suivi des écosystèmes. Cependant, pour des atlas dont les inventaires s'appuient sur des naturalistes, nous maintenons la clé d'entrée par groupe taxinomique qui correspond généralement au centre d'intérêt des observateurs. Des approches par milieux, groupes fonctionnels d'espèces ou espèces indicatrices du « bon » fonctionnement d'un écosystème

peuvent constituer des sous-ensembles au sein de ces inventaires par groupe taxinomique, avec éventuellement des protocoles dédiés.

TABLEAU II

Propositions d'inventaires de distribution à lancer ou à finaliser dans le domaine continental métropolitain

Groupe	Nombre d'espèces*	État d'avancement	Faisabilité pratique	Intérêt par rapport aux inventaires existants
Flore vasculaire	7600	Données régionales ou départementales disponibles, consolidation nationale en cours.	Réseau déjà organisé. Les données existent déjà en majorité à la commune ou à la maille 5 x 5 km	La flore constitue la base des réseaux trophiques et présente toute sortes de répartitions et de traits biologiques, avec des endémiques et des espèces peu dispersives.
Bryoflore	1100	Projet émergeant	Communauté d'experts à structurer.	Sensibilité à la présence de micro-habitats, forte réaction aux modifications du milieu (pollutions), faible dispersion.
Mollusques continentaux	700	En cours	Petite communauté d'experts motivés.	Faibles capacités de déplacement et aires souvent limitées avec de nombreux endémiques.
Arachnides araignées	1700	Inventaire préliminaire en cours	Communauté d'expert impliquée.	Prédateurs, présence d'endémiques et d'espèces à répartition restreinte.
Coléoptères carabes et carabiques	900	Pas d'initiative actuellement	Méthode de piégeage standardisée (pièges Barber) experts présents (mais peu nombreux).	Espèces peu mobiles (aptères pour beaucoup), prédatrices, présentes dans tous les milieux, beaucoup présentent des répartitions restreintes et fragmentées et parfois avec du micro-endémisme.
Coléoptères coprophages	200	Atlas paru en 1990. Opportunité d'actualisation	Très bonne détectabilité, ouvrages de détermination disponibles.	Groupe fonctionnel, qui fournit des services écosystémiques (enfouissement matières fécales). Mesurer les évolutions depuis 1990 (changement climatique, fermeture des milieux). Affinité thermophile et de milieux prairiaux.
Coléoptères saproxyliques	2000	Inventaire lancé en 2012.	Fort développement des travaux de recherche en écologie forestière. Réseau amateur et professionnel.	Groupe fonctionnel. Répartitions relictuelles, fragmentées, liées à l'histoire forestière.
Papillons diurnes (rhopalocères et zygènes)	300	Inventaire lancé en 2011	Nombreux sources de données existantes : atlas régionaux, données historiques, sciences participatives et citoyennes, gestionnaires.	Permettrait de s'intégrer dans les travaux européens, tous les pays voisins disposant d'un atlas. Importance pour l'étude de l'état des milieux ouverts.
Orthoptères	250	En projet Premier atlas publié en 2003.	Nombreux gestionnaires compétents pour déterminer.	Groupe indicateur des milieux ouverts et de leur qualité.
Odonates	100	Inventaire lancé en 1985, pré-atlas en 1994. Atlas définitif non publié	Nombreuses données disponibles (> 300 000) et animation déjà assurée.	Insectes prédateurs liés aux zones humides, espèces prédatrices mais relativement mobiles.
Hyménoptères	quelques groupes de taille moyenne	Base de données européenne sur les apoïdes et initiative en cours sur les fourmis	Cibler des groupes à enjeux pour lesquels des initiatives se structurent (Apoïdes, fourmis...).	Augmentation de la représentativité taxinomique ; intérêt vis-à-vis des fonctions (pollinisation, prédation) dans les écosystèmes.
Un groupe fongique	un groupe de taille modérée	À lancer	Association mobilisée sur un projet de liste rouge des champignons.	Augmenter la représentativité sur ce compartiment négligé de la biodiversité.

* en métropole, arrondi. Pour la flore comprend uniquement les espèces indigènes et ne tient pas compte des hybrides ni des rangs infra-spécifiques.

UN CADRE GÉNÉRAL POUR LA CONNAISSANCE DES ESPÈCES

En considérant les différentes exigences et contraintes discutées précédemment, il apparaît impossible de connaître la répartition de toutes les espèces avec le même niveau d'exhaustivité.

Nous distinguons trois ensembles de taxons qui correspondent à des niveaux d'ambition différents pour la connaissance de la répartition et le suivi temporel.

1) Pour tous les taxons, nous préconisons la mise à disposition d'un tronc commun de connaissances élémentaires, relativement facile à acquérir par un système de veille sur les travaux des sociétés savantes, mais dont l'exploitation en termes d'information sur l'état et les tendances de la biodiversité est limitée. Ce tronc commun repose sur la mise à jour de la liste taxinomique des espèces présentes en France (programme TAXREF porté dans le cadre de l'Inventaire national du Patrimoine naturel, Gargominy *et al.*, 2013), sur la consolidation des diverses données valides (objectif du SINP), sans démarche organisée d'inventaire au niveau national ; et sur l'établissement, à partir des données disponibles et de l'expertise, des répartitions par grandes unités, découpées de façon écologique (exemple des sylvoécorégions, <http://inventaire-forestier.ign.fr> ou des régions phyto-écologiques de Dupias & Rey, 1985) ou de façon pratique, selon un découpage administratif comme les départements (Haffner *et al.*, 2012), qui offrent une information synthétique.

2) Pour une fraction relativement importante des taxons (quelques milliers d'espèces, de l'ordre de 20 % des espèces) choisie selon des critères pragmatiques et techniques détaillés dans cet article, disposer d'une répartition précise, par maille de 10 x 10 km (ou 5 x 5 km pour la flore vasculaire) sur la base d'un inventaire organisé au niveau national. Ces atlas sont informatifs sur la répartition spatiale de la biodiversité à une période donnée. Même répétés dans le temps, ils restent généralement peu exploitables pour caractériser précisément une évolution temporelle de la distribution.

3) Pour un nombre restreint de taxons (quelques centaines d'espèces), disposer de suivis temporels par dénombrement, indice d'abondance ou quantification de la détectabilité et de l'occupation. Ils portent sur trois types d'espèces différents : quelques espèces emblématiques menacées ou à forts enjeux sociétaux (suivi de l'ours et du loup), des espèces exotiques envahissantes à forte dynamique (source de pressions) et des communautés d'espèces communes (exemple des oiseaux dans le programme STOC, Julliard & Jiguet, 2002) sensibles aux changements globaux. De telles mesures permettent de suivre précisément l'évolution temporelle des espèces et communautés et de construire des scénarii prédictifs.

En considérant l'importance des interactions biotiques, la connaissance des répartitions de la flore et des végétations, selon une typologie phytosociologique précise (Prodrome des végétations de France) ou habitats naturels définis dans une typologie comme EUNIS (Ichter *et al.*, 2014) constituerait un support utile pour stratifier les inventaires de nombreuses espèces animales. C'est notamment une perspective pour la réalisation d'atlas des groupes phytophages, même si les interactions entre la flore et les espèces phytophages s'avèrent loin d'être triviales (Hawkins & Porter, 2003). Actuellement, en France, on ne dispose que de cartes d'occupation du sol au 1/100 000 (Corine Land Cover) et pas de carte de végétation précise. Une cartographie des types de milieux permettrait une meilleure stratification d'échantillonnage, l'identification de variables prédictives pour les modèles de niche (Divíšek *et al.*, 2014). Les unités écosystémiques identifiées sur une telle carte seraient également utilisables directement dans les approches de planification de la conservation (Payet *et al.*, 2010). Ce besoin doit être comblé par le programme CarHab qui vise une cartographie des végétations et des habitats au 1/25 000 d'ici 2025 (Ichter *et al.*, 2014). De la même manière, la carte des forêts anciennes en cours de numérisation (Dupouey *et al.*, 2007) devrait constituer un support pour les inventaires d'espèces forestières.

UNE DÉMARCHE ITÉRATIVE POUR CONDUIRE LES NOUVEAUX ATLAS

En tenant compte des opportunités et exigences techniques évoquées dans la seconde partie de cet article, nous conseillons pour les nouveaux atlas de développer une approche itérative, reposant sur des allers-retours entre acquisition de données, analyse et restitution, plutôt qu'un projet ne livrant ses résultats qu'à la publication finale d'un atlas. Les points clés sont les suivants :

1) En début de projet, identifier et rassembler des données déjà disponibles et validées, notamment dans un futur proche grâce aux systèmes de facilitation d'accès aux données comme le SINP, avec une expertise pour s'assurer que ces données peuvent alimenter l'atlas ;

2) Utiliser les premières données valides pour estimer la niche écologique et modéliser les enveloppes de répartition potentielle des espèces à partir de variables environnementales pertinentes dont, au fur et à mesure de sa production, la cartographie de la végétation et des habitats issues du programme CarHab ;

3) Lancer une phase de collecte d'information selon des protocoles définis en fonction des objectifs, des échelles et du public visé ; inciter à la prospection répétée de quelques secteurs géographiques sélectionnés comme représentatifs des différents écosystèmes utilisés par les taxons visés ;

4) À partir de la niche connue, analyser les nouvelles données afin de détecter celles situées hors ou en marge de cette niche puis les expertiser ;

5) Analyser régulièrement les lacunes géographiques de prospection en tenant compte des zones avec très peu de données et également des zones à fort écart entre la richesse prédite par les distributions modélisées et la richesse observée. Identifier également les lacunes taxinomiques, c'est-à-dire les espèces sous-représentées ;

6) Établir un plan de prospection ciblé pour combler les principales lacunes géographiques et attirer l'attention des observateurs sur les espèces sous-représentées ;

7) Communiquer sur le niveau de prospection à plusieurs étapes du projet, et rendre visibles, notamment par Internet ou dans des revues spécialisées, les résultats intermédiaires de façon régulière, dès que les données sont validées ;

8) En fin de projet, associer dans les cartes la représentation des occurrences avérées et la distribution potentielle modélisée, avec indication de la qualité du modèle utilisé

Cette démarche, valable pour l'ensemble des taxons, sera d'autant plus utile que le nombre d'observateurs mobilisables est restreint et ne permet pas de couvrir l'ensemble des 5600 mailles de 10 x 10 km que compte la France métropolitaine terrestre. Pour la flore vasculaire, s'inscrivant dans le contexte particulier du réseau des Conservatoires botaniques nationaux dont l'une des missions fondamentales est la production et la mise à jour d'atlas de répartition de la flore, cette démarche pourra être relayée par une couverture plus fine en mailles de 5 x 5 km.

CONCLUSION

Le besoin de données abondantes, spatialisées, couvrant la répartition d'une variété de taxons choisis selon les objectifs poursuivis reste tout à fait actuel, tant pour les questions appliquées à la conservation que pour les recherches en macroécologie et biosystématique. Certaines de nos préconisations méthodologiques, scientifiques ou pratiques peuvent paraître des évidences qui figuraient déjà pour partie dans les recommandations des guides méthodologiques sur les inventaires nationaux (Beaufort & Maurin, 1988 ; Cartan, 1978). Cependant, les moyens techniques, en particulier informatiques et cartographiques, ont fortement évolué depuis les premiers atlas publiés dont les cartes étaient réalisées à la main mais les nouveaux projets ne tirent pas encore tout le parti de ces innovations, parfois confinées dans la sphère de la recherche. Nous pensons possible d'optimiser l'usage de ces nouvelles opportunités techniques dans le but de faciliter la réalisation des atlas de répartition. En France, la coordination nationale des inventaires confiée au Muséum national d'Histoire naturelle (article L. 411-5 du code de l'environnement) doit s'attacher à faciliter le déploiement de ces nouvelles approches et à accompagner scientifiquement les porteurs de projets, à la fois pour assurer la réalisation des atlas nationaux mais aussi pour tenir compte de leurs initiatives régionales ou locales pour lancer ou améliorer les inventaires nationaux.

Les points clés des inventaires restent la compétence, la disponibilité et la motivation des naturalistes pour collecter et valider les données. Cela appelle une réflexion plus large sur le modèle économique et sociétal de la production des connaissances sur la distribution de la biodiversité.

REMERCIEMENTS

Cet article a été rédigé dans le cadre de la subvention accordée au Muséum par le Ministère en charge de l'écologie. Nous remercions la direction de l'eau et de la biodiversité pour les échanges autour des questions d'acquisition de connaissances. Nous remercions sincèrement Patrick Blandin et Romain Julliard pour leurs commentaires pertinents sur une version préliminaire de cet article. Nous remercions Patrick Haffner, chef du pôle Espèces au SPN et Olivier Gargominy, chef du pôle TAXREF, pour la fourniture d'informations quantitatives. Nous remercions également les cinq relecteurs anonymes, pour leurs remarques et leurs conseils avisés. Enfin, nous souhaitons honorer la mémoire de François de Beaufort et celle d'Hervé Maurin, prestigieux devanciers et pionniers de l'aventure des inventaires au Muséum au sein du Secrétariat de la Faune et de la Flore, père de l'actuel Service du Patrimoine Naturel.

RÉFÉRENCES

- ARNAL, G. & GUITTET, J. (2004).— *Atlas de la flore sauvage du département de l'Essonne*. Biotope, Mèze (Collection Parthénope) et MNHN, Paris.
- ANTONETTI, P., BRUGEL, E., KESSLER, F., BARBE, J.-P. & TORT, M. (2006).— *Atlas de la flore d'Auvergne*. Conservatoire botanique national du Massif central.
- ARAÚJO, M.B. & GUIBAN, A. (2006).— Five (or so) challenges for species distribution modelling. *J. Biogeogr.*, 33: 1677-1688.
- ARCHAUX, F., CAMARET, S., DUPOUEY, J.-L., ULRICH, E., CORCKET, E., BOURJOT, L., BRÊTHES, A., CHEVALIER, R., DOBREMEZ, J.-F., DUMAS, Y., DUMÉ, G., FORÊT, M., FORGEARD, F., GALLET, M.L., PICARD, J.-F., RICHARD, F., SAVOIE, J.-M., SEYTRÉ, L., TIMBAL, J. & TOUFFET, J. (2009).— Can we reliably estimate species richness with large plots? an assessment through calibration training. *Plant Ecol.*, 203: 303-315.
- BALMFORD, A. & GASTON, K.J. (1999).— Why biodiversity surveys are good value. *Nature*, 398: 204-205.
- BARDET, O., FEDOROFF, E., CAUSSE, G. & MORET, J. (2008).— *Atlas de la flore sauvage de Bourgogne*. Biotope, Mèze (Collection Parthénope) et MNHN, Paris.
- BEAUFORT, F. DE & MAURIN, H. (1988).— *Le secrétariat de la faune et de la flore et l'inventaire du patrimoine naturel. Objectifs, méthodes et fonctionnement*. MNHN, Paris.
- BECK, J., BALLESTEROS-MEJIA, L., NAGEL, P. & KITCHING, I.J. (2013).— Online solutions and the 'Wallacean Shortfall': What does GBIF contribute to our knowledge of species' ranges? *Divers. and Distrib.*, 19: 1043-1050.
- BENSETTITI, F., PUISSAUVE, R., LEPAREUR, F., TOUROULT, J. & MACIEJEWSKI, L. (2012).— *Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire*. Rapport SPN 2012-27, MNHN, Paris. URL : <http://www.mnhn.fr/spn/docs/rapports/>
- BONN, A., RODRIGUES, A.S.L. & GASTON, K.J. (2002).— Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecol. Letters*, 5 : 733-741.
- BOTTS, E.A., ERASMUS, B.F. & ALEXANDER, G.J. (2011).— Geographic sampling bias in the South African Frog Atlas Project: Implications for conservation planning. *Biodiv. Conserv.*, 20: 119-139.
- BOTTS, E.A., ERASMUS, B.F. & ALEXANDER, G.J. (2012).— Methods to detect species range size change from biological atlas data: A comparison using the South African Frog Atlas Project. *Biol. Conserv.*, 146: 72-80.
- BOTTS, E.A., ERASMUS, B.F. & ALEXANDER, G.J. (2013).— Small range size and narrow niche breadth predict range contractions in South African frogs. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 22: 567-576.
- BRAITHWAITE, M. (2010).— How well has BSBI chronicled the spread of neophytes? *Watsonia*, 28: 21-31.
- BRAITHWAITE, M.E., ELLIS, R.W. & PRESTON, C.D. (2006).— *Change in the British Flora 1987—2004*. The Botanical Society of the British Isles, London.
- BRAITHWAITE, M. & WALKER, K. (2012).— *50 years of mapping the British and Irish flora 1962-2012*. The Botanical Society of the British Isles, London.
- CABEZA, M. & MOILANEN, A. (2001).— Design of reserve network and persistence of biodiversity. *TREE*, 16: 242-248.
- CARDOSO, P., BORGES, P.A.V., TRIANTIS, K.A., FERRÁNDEZ, M.A. & MARTÍN, J.L. (2011a).— Adapting the IUCN RedList criteria for invertebrates. *Biol. Conserv.*, 144: 2432-2440.
- CARDOSO, P., ERWIN, T.L., BORGES, P.A.V. & NEW, T.R. (2011b).— The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Conserv.*, 144: 2647-2655.

- CARPANETO, G.M., MAZZIOTTA, A. & VALERIO, L. (2007).— Inferring species decline from collection records: roller dung beetles in Italy. *Divers. and Distrib.*, 13: 903-919.
- CARTAN, M. (1978).— *Inventaires et cartographies de répartitions d'espèces faune et flore*. Centre national de la recherche scientifique, Paris.
- CASTANET, J. & GUYÉTANT, R. (1989).— *Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Société herpétologique de France, Paris.
- CHAS, E. (1994).— *Atlas de la flore des Hautes-Alpes*. Conservatoire botanique national alpin de Gap-Charance, Conservatoire des espaces naturels de Provence et des Alpes du Sud & Parc national des Écrins.
- CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DU MASSIF CENTRAL (2013).— *Plantes sauvages de la Loire et du Rhône, atlas de la flore vasculaire*. Conservatoire botanique national du Massif central.
- COSTE, S., COMOLET-TIRMAN, J., GRECH, G., PONCET, L. & SIBLET, J.-P. (2010).— *Stratégie Nationale de Création d'Aires Protégées : Première phase d'étude*. Rapport SPN 2010-7, MNHN, Paris. URL : <http://spn.mnhn.fr/servicepatrimoinenaturel/rapports.html>
- DEGUINES, N., JULLIARD, R., FLORES, M. DE & FONTAINE, C. (2012).— The whereabouts of flower visitors: contrasting land-use preferences revealed by a country-wide survey based on citizen science. *PLoS One*, 7(9) : e45822.
- DEHARVENG, L., DALENS, H., DRUGMAND, D., SIMON-BENITO, J.C., DA GAMA, M.M., SOUSA, P., GERS, C. & BEDOS, A. (2000).— Endemism mapping and biodiversity conservation in western Europe: an Arthropod perspective. *Belgian J. Entomol.*, 2: 59-75.
- DINIZ-FILHO, J., FELIZOLA, A., BINI, L.M. & HAWKINS, B.A. (2003).— Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 12: 53-64.
- DIVÍŠEK, J., ZELENÝ, D., CULEK, M. & ŠTĚPÁNKOVÝ, K. (2014).— Natural habitats matter: Determinants of spatial pattern in the composition of animal assemblages of the Czech Republic. *Acta Oecol.*, 59: 7-17.
- DORTEL, E., THULLER, W., LOBO, J.M., BOHBOT, H., LUMARET, J.-P. & JAY-ROBERT, P. (2013).— Potential effects of climate change on the distribution of Scarabaeidae dung beetles in Western Europe. *J. Insect Conserv.*, 17: 1059-1070.
- DUPOUEY, J.-L., BACHACOU, J., COSSERAT, R., ABERDAM, S., VALLAURI, D., CHAPPART, G. & CORVISIER DE VILLÈLE, M.-A. (2007).— Vers la réalisation d'une carte géoréférencée des forêts anciennes de France. *Revue du Comité Français de Cartographie (CFC)*, 191 : 85-98.
- DUPONT, P. (1980).— *Atlas partiel de la Flore de France*. MNHN, Paris.
- DUPONT, P. (2001).— *Atlas floristique de la Loire-Atlantique et de la Vendée*. 2 tomes, Société des Sciences naturelles de l'Ouest de la France, Siloë & Conservatoire botanique national de Brest.
- DUPONT, P. (2014a).— *Cadre méthodologique de l'inventaire national des Rhopalocères et Zygènes de France métropolitaine. Partie I*. Rapport SPN 2014-23, MNHN, Paris.
- DUPONT, P. (2014b).— *Le Chronoventaire. Un protocole d'acquisition de données pour l'étude des communautés de Rhopalocères et Zygènes. Version I*. Rapport SPN 2014-22, MNHN, Paris. URL : http://spn.mnhn.fr/spn_rapports.
- DUPRÉ, R., BOUDIER, P., DELAHAYE, P., JOLY, M., CORDIER, J. & MORET, J. (2009).— *Atlas de la flore sauvage du département d'Eure-et-Loir*. Biotopie, Mèze (Collection Parthénope) & MNHN, Paris.
- DUSAK, F. & PRAT, D. (coordinateurs). (2010).— *Atlas des orchidées de France*. Biotopie, Mèze (collection Parthénope) & MNHN, Paris.
- EGLINGTON, S.M., NOBLE, D.G. & FULLER, R.J. (2012).— A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions. *J. Nature Conserv.*, 20: 301-309.
- FAYARD, A. (1984).— *Atlas des mammifères sauvages de France*. SFEPM, Paris.
- FELDMAN, P. & BARRÉ, N. (2001).— *Atlas des orchidées sauvages de la Guadeloupe*. Patrimoines naturels, 48. MNHN et CIRAD.
- FILOCHE, S., ARNAL, G. & MORET, J. (2006).— *La biodiversité du département de la Seine-Saint-Denis. Atlas de la flore sauvage*. Biotopie, Mèze (Collection Parthénope) & MNHN, Paris.
- GASTON, K.J. (2011).— Common ecology. *BioScience*, 61: 354-362.
- GARGOMINY, O. & RIPKEN, T.E.J. (2011).— Une collection de référence pour la malacofaune terrestre de France. *MalaCo*, Hors Série 1: 1-108.
- GARGOMINY, O., TERCERIE, S., RÉGNIER, C., RAMAGE, T., DUPONT, P., VANDEL, E., DASZKIEWICZ, P. & PONCET, L. (2013).— *TAXREF v7.0, référentiel taxonomique pour la France. Méthodologie, mise en œuvre et diffusion*. Rapport SPN 2013-22, MNHN, Paris.
- GARRAUD, L. (2003).— *Flore de la Drôme. Atlas écologique et floristique*. Conservatoire botanique national alpin de Gap-Charance.
- GASC, J.-P., CABELA, A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J., DOLMEN, D., GROSSENBACHER, K., HAFFNER, P., LESCURE, J., MARTENS, H., MARTINEZ RICA, J.P., MAURIN, H., OLIVEIRA, M.E., SOFIANIDOU, T.S., VEITH, M. & ZUIDERWIJK, A. (2004).— *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. SEH & MNHN, Collection patrimoines naturels, Paris.

- GRANTHAM, H.S., MOILANEN, A., WILSON, K.A., PRESSEY, R.L., REBELO, T.G. & POSSINGHAM, H.P. (2008).— Diminishing return on investment for biodiversity data in conservation planning. *Conserv. Letters*, 1: 190-198.
- GUISAN, A., BROANNINMANN, O., ENGLER, R., VUST, M., YOCOZ, N.G., LEHMAN, A. & ZIMMERMANN, N.E. (2006).— Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conserv. Biol.*, 20: 501-511.
- GUISAN, A., TINGLEY, R., BAUMGARTNER, J.B., NAUJOKAITIS-LEWIS, I., SUTCLIFFE, P.R., TULLOCH, A.I.T., REGAN, T.J., BROTONS, L., McDONALD-MADDEN, E., MANTYKA-PRINGLE, C., MARTIN, T.G., RHODES, J.R., MAGGINI, R., SETTERFIELD, S.A., ELITH, J., SCHWARTZ, M.W., WINTLE, B.A., BROENNIMANN, O., AUSTIN, M., FERRIER, S., KEARNEY, M.R., POSSINGHAM, H.P. & BUCKLEY, Y.M. (2013).— Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecol. Letters*, 16: 1424-1435.
- HAFFNER, P., TOUROULT, J., DA COSTA, H. & PONCET, L. (2012).— *Atlas de la biodiversité départementale et des secteurs marins : Rapport méthodologique – version 1.1*. Rapport SPN 2012-36, MNHN, Paris. URL: <http://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/inventaires>
- HAWKINS, B.A. & PORTER, E.E. (2003).— Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies. *Am. Nat.*, 161: 40-49.
- HEEGAARD, E., GJERDE, I. & SÆTERSDAL, M. (2013).— Contribution of rare and common species to richness patterns at local scales. *Ecography*, 36: 937-946.
- HEATON, L., MILLERAND, F., CRESPEL, É. & PROULX, S. (2011).— La réactualisation de la contribution des amateurs à la botanique. *Terrains & travaux*, 18: 155-173.
- HERNANDEZ, P.A., GRAHAM, C.H., MASTER, L.L. & ALBERT, D.L. (2006).— The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29: 773-785.
- HILL, M.O. (2012).— Local frequency as a key to interpreting species occurrence data when recording effort is not known. *Methods Ecol. Evol.*, 3: 195-205.
- HORTAL, J., LOBO, J.M. & JIMENEZ-VALVERDE, A. (2007).— Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conserv. Biol.*, 21: 853-863.
- HUNTER, M.L. & HUTCHINSON, A. (1994).— The virtues and shortcomings of parochialism: conserving species that are locally rare, but globally common. *Conserv. Biol.*, 8: 1163-1165.
- ICHTER, J., EVANS, D. & RICHARD, D. (2014).— *Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview*. EEA Technical report No 1/2014, Joint MNHN-EEA report, Copenhagen.
- ISSA, N. (2009).— *Atlas des oiseaux nicheurs de France métropolitaine. Guide méthodologique du participant. Version 1*. SEOF, MNHN et LPO. Rapport. URL : <http://atlas-ornitho.fr>
- JENKINS, C.N., GUÉNARD, B., DIAMOND, S.E., WEISER, M.D. & DUNN, R.R. (2013).— Conservation implications of divergent global patterns of ant and vertebrate diversity. *Divers. and Distrib.*, 19: 1084-1092. doi:10.1111/ddi.12090.
- JETZ, W., MCPHERSON, J.M. & GURALNICK, R.P. (2012).— Integrating biodiversity distribution knowledge: toward a global map of life. *TREE*, 27: 151-159.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., LOBO, J.M. & HORTAL, J. (2008).— Not as good as they seem: The importance of concepts in species distribution modelling. *Divers. and Distrib.*, 14: 885-890.
- JOSEPH, L.N. & POSSINGHAM, H.P. (2008).— Grid-based monitoring methods for detecting population declines: Sensitivity to spatial scale and consequences of scale correction. *Biol. Conserv.*, 141: 1868-1875.
- JULLIARD, R. & JIGUET, F. (2002).— Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France. *Alauda*, 70: 137-147.
- KEITH, P. (2000).— The part played by protected areas in the conservation of threatened French freshwater fish. *Biol. Conserv.*, 92: 265-273.
- KEITH, P., PERSAT, H., FEUNTEUN, E. & ALLARDI, J. (2011).— *Les poissons d'eau douce de France*. MNHN, Paris.
- KÉRY, M. & SCHMIDT, B.R. (2008).— Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Commun. Ecol.*, 9: 207-216.
- LADLE, R.J., & WHITTAKER, R.J. (eds.) (2011).— *Conservation biogeography*. John Wiley & Sons.
- LAMOREUX, J.F., MORRISON, J.C., RICKETTS, T.H., OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., MCKNIGHT, M.W. & SHUGART, H.H. (2006).— Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440: 212-214.
- LARSEN, F.W., BLADT, J., BALMFORD, A. & RAHBEK, C. (2012).— Birds as biodiversity surrogates: will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *J. Appl. Ecol.*, 49: 349-356.
- LEATHER, S.R. (2009).— Taxonomic chauvinism threatens the future of entomology. *Biologist*, 56: 10-13.
- LECLERC, J. (1979).— Tous ces atlas, toutes ces cartes, c'est pour quoi faire ? *Notes faunistiques de Gembloux*, 2: 1-21.
- LENNON, J.J., KOLEFF, P., GREENWOOD, J.J.D. & GASTON, K.J. (2004).— Contribution of rarity and commonness to patterns of species richness. *Ecol. Letters*, 7: 81-87.
- LEROY, B., LE VIOL, I. & PÉTILLON, J. (2014).— Complementarity of rarity, specialisation and functional diversity metrics to assess community responses to environmental changes, using an example of spider communities in salt marshes. *Ecol. Indic.*, 46: 351-357.
- LESCURE, J. & MASSARY, J.-C. DE (2013).— *Atlas des amphibiens et reptiles de France*. MNHN, Paris.

- LESCURE, J., PICHENOT, J. & COCHARD, P.-O. (2011).— Régression de *Bombina variegata* (Linné, 1758) en France par l'analyse de sa répartition passée et présente. *Bull. Soc. Herpétol. France*, 137: 5-41.
- LOBO, J.M., LUMARET, J.-P. & JAY-ROBERT, P. (1997).— Les atlas faunistiques comme outils d'analyse spatiale de la biodiversité. *Ann. Soc. Entomol. France*, 33: 129-138.
- LOBO, J.M., LUMARET, J.-P. & JAY-ROBERT, P. (2002).— Modelling the species richness distribution of French dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) and delimiting the predictive capacity of different groups of explanatory variables. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 11: 265-277.
- LUMARET, J.-P. (1990).— *Atlas des coléoptères scarabéides laparosticti de France*. MNHN (collection Inventaire de Faune et de Flore), Paris.
- MAES, D. & SWAAY, C.A.M. VAN (1997).— A new methodology for compiling national Red Lists applied to butterflies (Lepidoptera, Rhopalocera) in Flanders (N-Belgium) and the Netherlands. *J. Insect Conserv.*, 1: 113-124.
- MANNE, L.L. & WILLIAMS, P.H. (2003).— Building indicator groups based on species characteristics can improve conservation planning. *Anim. Conserv.*, 6: 291-297.
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. (2000).— Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 6783: 243-253.
- MARTÍN, J.L., CARDOSO, P., ARECHAVALA, M., BORGES, P.A.V., FARIA, B.F., ABREU, C., AGUIAR, A.F., CARVALHO, J.A., COSTA, A.C., CUNHA, R.T., FERNANDES, F.M., GABRIEL, R., JARDIM, R., LOBO, C., MARTINS, A.M.F., OLIVEIRA, P., RODRIGUES, P., SILVA, L., TEIXEIRA, D., AMORIM, I.R., HOMEM, N., MARTINS, B., MARTINS, M. & MENDONÇA, E. (2010).— Using taxonomically unbiased criteria to prioritize resource allocation for oceanic island species conservation. *Biodiv. Conserv.*, 19: 1659-1682.
- MEDDE (2013).— *Circulaire du 15 mai 2013 relative au protocole d'adhésion au système d'information sur la nature et les paysages*. NOR : DEVL1311244C ; BO 2013-11 du 25 juin 2013.
- MEDDTL (2011).— *Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020*. Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement. URL: <http://www.developpement-durable.gouv.fr>
- MEUSEL, H. & JÄGGER, E.J. (coord.) (1992).— *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 3*. Fischer, Jena.
- MEUSEL, H., JÄGGER, E.J. & WEINERT, E. (1965).— *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. 1. Teil*. Fischer, Jena.
- MEUSEL, H., JÄGGER, E.J., WEINERT, E. & RAUSCHERT, S. (1978).— *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. 2. Teil*. Fischer, Jena.
- MEYER, M. (2009).— Objet-frontière ou Projet-frontière? Construction, (non-)utilisation et politique d'une banque de données. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 3: 127-148.
- MOILANEN, A., ANDERSON, B.J., ARPONEN, A., POUZOLS, F.M. & THOMAS, C.D. (2013).— Edge artefacts and lost performance in national versus continental conservation priority areas. *Divers. and Distrib.*, 19: 171-183.
- MORITZ, C., RICHARDSON, K.S., FERRIER, S., MONTEITH, G.B., STANISIC, J., WILLIAMS, S.E. & WHIN, T. (2001).— Biogeographical concordance and efficiency of taxon indicators for establishing conservation priority in a tropical rainforest biota. *Proc. R. Soc. London. Ser. B: Biol. Sci.*, 268: 1875-1881.
- OLIVIER, L., GALLAND, J.-P. & MAURIN, H. (coord.). (1995).— *Le livre rouge de la flore menacée de France. Tome 1 : espèces prioritaires*. MNHN (collection Patrimoines naturels, vol. 20), Paris.
- ORME, C.D.L., DAVIES, R.G., BURGESS, M., EIGENBROD, F., PICKUP, N., OLSON, V.A., WEBSTER, A.J., DING, T.S., RASMUSSEN, P.C. & RIDGELY, R.S. (2005).— Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436, 7053: 1016-1019.
- PAYET, K., ROUGET, M., LAGABRIELLE, E. & ESLER, K.J. (2010).— Measuring the effectiveness of regional conservation assessments at representing biodiversity surrogates at a local scale: a case study in Réunion Island (Indian Ocean). *Austral Ecol.*, 35: 121-133.
- PEARMAN, P.B. & WEBER, D. (2007).— Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biol. Conserv.*, 138: 109-119.
- PEARSON, R.G. (2010).— Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. *Lessons in Conservation*, 3: 54-89.
- PELLISSIER, V., TOUROULT, J., JULLIARD, R., SIBLET, J.-P. & JIGUET, F. (2013).— Assessing the Natura 2000 network with a common breeding birds survey. *Anim. Conserv.*, 16: 566-574.
- PRESSEY, R.L., CABEZA, M., WATTS, M.E., COWLING, R.M. & WILSON, K.A. (2007).— Conservation planning in a changing world. *TREE*, 22: 583-592.
- PROVOST, M. (1993).— *Atlas de répartition des plantes vasculaires de Basse-Normandie*. Presses universitaires de Caen, Caen.
- RABINOWITZ, D. (1981).— Seven forms of rarity. Pp 205-217 in: H. Synge (ed.). *The biological aspects of rare plant conservation*. Wiley, New York.
- ROCCHINI, D., HORTAL, J., LENGUEL, S., LOBO, J.M., JIMENEZ-VALVERDE, A., RICOTTA, C., BACARO, G. & CHIARUCCI, A. (2011).— Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Progr. Phys. Geogr.*, 35: 211-226.

- ROBERTSON, M.P., CUMMING, G.S. & ERASMUS, B.F.N. (2010).— Getting the most out of atlas data. *Divers. and Distrib.*, 16: 363-375.
- RODRIGUES, A.S.L. & BROOKS, T.M. (2007).— Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Ann. Rev. Ecol., Evol., Syst.*, 38: 713-737.
- ROMO, H. & GARCÍA-BARROS, E. (2005).— Distribución e intensidad de los estudios faunísticos sobre mariposas diurnas en la Península Ibérica e Islas Baleares (Lepidoptera, Papilionoidea y Hesperioidea). *Graellsia*, 61: 37-50.
- ROMO, H., GARCÍA-BARROS, E. & LOBO, J.M. (2006).— Identifying recorder-induced geographic bias in an Iberian butterfly database. *Ecography*, 29: 873-885.
- RYTI, R.T. (1992).— Effect of the focal taxon on the selection of nature reserves. *Ecol. Applic.*, 2: 404-410.
- SAINTE-CLAIRE-DEVILLE, J. (1935-1938).— Catalogue raisonné des Coléoptères de France. *L'Abeille*, 36 : 1-467.
- SCHMELLER, D.S., GRUBER, B., BAUCH, B., LANNO, K., BUDRYS, E., BABJI, V., JUUSKAITIS, R., SAMMUL, M., VARGA, Z. & HENLE, K. (2008).— Determination of national conservation responsibilities for species conservation in regions with multiple political jurisdictions. *Biodiv. and Conserv.*, 17: 3607-3622.
- STEWART, A., PEARMAN, D.A. & PRESTON, C.D. (1994).— *Scarce plants in Britain*. Joint Nature Conservation Committee (JNCC), Peterborough.
- TALES, E., KEITH, P. & OBERDORFF, T. (2004).— Density-range size relationships in French riverine fishes. *Oecologia*, 138: 360-370.
- TOUROULT, J. (2014).— Les inventaires nationaux de répartition: une approche dépassée ? *Mém. Soc. Entomol. France*, 9: 61-70.
- TOUSSAINT, B., MERCIER, D., BEDOUET, F., HENDOUX, F. & DUHAMEL, F. (2008).— *Flore de la Flandre française*. Centre régional de phytosociologie agréé Conservatoire botanique national de Bailleul, Bailleul.
- TRALAU, H. (coord.) (1981).— *Index Holmiensis: 5. A world index of plant distribution maps. Dicotyledonaceae C.* Swedish Natural Science Research Council, Stockholm.
- UICN. (2012).— *Lignes directrices pour l'application des critères de la Liste rouge de l'UICN aux niveaux régional et national : Version 4.0*. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni.
- VALLET, J., RAMBAUD M., COQUEL, L., PONCET, L., & HENDOUX, F. (2012).— Effort d'échantillonnage et atlas floristiques – exhaustivité des mailles et caractérisation des lacunes dans la connaissance. *C R Biologies*, 335: 753-763.
- VANPEENE-BRUHIER, S., PISSARD, P.-A. & KOPF, M. (2013).— Prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement : comment améliorer la commande des études environnementales ? *Développement durable et territoires* (en ligne), 4(1). URL : <http://developpementdurable.revues.org/9701>
- VAN STRIEN, A.J., VAN SWAAY, C.A.M. & TERMAAT, T. (2013).— Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analysed with occupancy models. *J. Appl. Ecol.*, 50: 1450-1458.
- WHITTAKER, R.J., ARAÚJO, M.B., PAUL, J., LADLE, R.J., WATSON, J.E.M. & WILLIS, K.J. (2005).— Conservation biogeography: assessment and prospect. *Divers. and Distrib.*, 11: 3-23.
- WILLIAMS, J.N., SEO, C., THORNE, J., NELSON, J.K., ERWIN, S., O'BRIEN, J.M. & SCHWARTZ, M.W. (2009).— Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Divers. and Distrib.*, 15: 565-576.
- WILLIAMS, P. & MANNE, L. (2007).— Complementarity. *Encyclopedia of Biodiversity* : 1-12.
- WINTLE, B.A., WALSH, T.V., PARRIS, K.M. & MCCARTHY, M.A. (2012).— Designing occupancy surveys and interpreting non-detection when observations are imperfect. *Divers. and Distrib.*, 18: 417-424.
- WITTÉ, I. & TOUROULT, J. (2014).— Répartition de la biodiversité en France métropolitaine : une synthèse des Atlas faunistiques. *VertigO —la revue électronique en sciences de l'environnement*, 14(1). URL : <http://vertigo.revues.org/14645>
- WESTGATE, M.J., BARTON, P.S., LANE, P.W. & LINDENMAYER, D.B. (2014).— Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Comm.*, 5: 3899.
- YEATMAN, D. (1976).— *Atlas des oiseaux nicheurs de France (de 1970 à 1975)*. Ministère de la qualité de la vie & Société ornithologique de France.
- YEATMAN-BERTHELOT, D. & JARRY, G. (1994) (eds).— *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France*. Société ornithologique de France, Paris, France.
- YU, D.W., JI, Y., EMERSON, B.C., WANG, X., YE, C., YANG, C. & DING, Z. (2012).— Biodiversity soup: metabarcoding of arthropods for rapid biodiversity assessment and biomonitoring. *Meth. Ecol. Evol.*, 3: 613-623.