

Estimations des tendances des populations de Chiroptères à partir des suivis de gîtes hivernaux

Christian KERBIRIOU *, Yves BAS *, Jean-François JULIEN * et les groupes Chiroptères de la SFPEM

* Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation (UMR 7204 CESCO)

Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN)

43 rue Buffon, CP 135, F-75231 Paris cedex 05

christian.kerbiriou@mnhn.fr / jffjulien@mnhn.fr / ybas@mnhn.fr

Résumé. – Suite à une demande européenne de contribution à la construction d'un indicateur des tendances de populations de Chauves-souris à partir des comptages hivernaux, une réflexion a été menée en France depuis 2015, pour évaluer la faisabilité du réseau français à contribuer à cet indicateur européen. Plusieurs questions se sont alors posées sur les approches à développer pour mobiliser les observateurs et les données, les méthodologies à mettre en œuvre pour prendre en compte les biais inhérents à ce type de suivi. Des formations spécifiques à destination des groupes Chiroptères ont été proposées ainsi que la production d'outils (script R) dans le but de les accompagner dans la structuration de leurs données, l'identification des problèmes potentiels dans les données et les analyses des tendances aux différentes échelles. Les données analysées sur les vingt anciennes régions administratives françaises concernent 9 106 sites dont en moyenne sur la période 2000-2015, plus de 2 000 sites sont suivis annuellement. L'implication des groupes Chiroptères dans ces suivis hivernaux est en très nette augmentation comme en témoigne l'augmentation du nombre de sites suivis. Il a été possible d'obtenir suffisamment de tendances locales pour permettre de produire des tendances locales puis nationales pour douze espèces. Parmi celles-ci, huit espèces ont une tendance significative à l'augmentation (*Barbastella barbastellus*, *Myotis mystacinus*, *M. myotis*, *M. emarginatus*, *M. nattereri*, *Rhinolophus ferrumequinum*, *R. hipposideros*, *R. euryale*), une seule espèce (*Miniopterus schreibersii*) présente une tendance significative à la diminution. Aucune tendance significative n'a été détectée pour trois autres espèces (*Myotis daubentonii*; *Myotis bechsteinii* et *Plecotus auritus*).

Mots-clés. –

INTRODUCTION

En Europe, l'initiative SEBI (Streamlining European Biodiversity Indicators), issue de la Convention sur la Diversité biologique, propose un ensemble d'indicateurs pour suivre l'état de la biodiversité. Parmi ceux-ci, certains sont considérés comme des indicateurs « directs » car construits sur des mesures de la biodiversité : abondance et distribution d'espèces [BALMFORD *et al.*, 2005]. Ces indicateurs directs de la biodiversité sont particulièrement pertinents car ils sont intrinsèquement liés au taux de croissance démographique, un paramètre clé pour comprendre la dynamique des populations. Ce taux de croissance de la population est aussi un critère clé pour l'évaluation du niveau de menace pesant sur une espèce lors de la réalisation par exemple des listes rouges (critères A1 et A2-4 : réduction de la taille de la population sur dix ans/trois générations). Malgré une augmentation récente et considérable de la quantité d'informations disponibles sur la biodiversité [GREGORY & VAN STRIEN, 2010], cette information reste souvent fragmentaire et les synthèses à large échelle spatiale demeurent relativement rares. Actuellement, de tels indicateurs à l'échelle européenne sont disponibles depuis 2007 pour seulement deux taxons : les oiseaux et les papillons diurnes [GREGORY *et al.*, 2005; VAN STRIEN *et al.*, 2001; VAN SWAAY *et al.*, 2005]. Toutefois, il a été reconnu que, lorsque des données appropriées étaient disponibles, l'ensemble des indicateurs devait être élargi pour incorporer des informations sur d'autres taxons. Face à ce manque d'information, il est encore nécessaire

de lancer de nouveaux programmes pour mesurer les changements d'état de la biodiversité aussi bien à des niveaux régionaux, nationaux ou continentaux [PEREIRA & COOPER, 2006]. Ce fut le cas pour le suivi « Vigie Chiro », lancé en 2006 : il a pour objectif de suivre les tendances des espèces de Chauve-souris communes. Une approche complémentaire à la mise en œuvre de nouveaux programmes de suivi de biodiversité consiste à utiliser les informations déjà existantes, parfois collectées à d'autres fins, pour documenter l'état de la biodiversité. En 2011, l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) a financé un projet de développement d'un prototype d'indicateur de Chauves-souris pan-européen. HAYSOM *et al.* [2014] ont évalué la faisabilité du développement d'un indicateur des tendances des populations de Chauves-souris à partir des comptages hivernaux. Ils ont notamment évalué la disponibilité des données susceptibles d'être mobilisées à l'échelle européenne. À l'échelle du site, des études ont déjà démontré que l'analyse de telles séries chronologiques basées sur des comptages de Chauves-souris dans les colonies permettent d'évaluer l'impact de différentes pressions sur des dynamiques locales, comme par exemple l'influence du dérangement lié à la fréquentation humaine [KERBIRIOU *et al.*, 2015], l'impact du climat via son effet sur le moment de la naissance [RANSOME & McOWAT, 1994] ou encore l'influence de l'usage des sols [FROIDEVAUX *et al.*, 2017]. VAN DER MEIJ *et al.* [2015] ont démontré la pertinence d'agréger des données issues de suivis d'un grand nombre de sites pour produire des indicateurs des tendances des populations de Chauves-souris européennes. Ils soulignent le

besoin crucial d'augmenter la représentativité de ce prototype d'indicateur en augmentant le nombre de pays contributeur. Dans sa première version, l'indicateur incluait neuf pays. La France n'y participait pas, notamment du fait d'un manque de centralisation des données à l'échelle nationale et d'une hétérogénéité de la structuration des données en région, ce en partie liée à sa structuration en réseau d'associations régionales. Pourtant, la France possède une importante richesse en Chauves-souris [ULRICH *et al.*, 2007] et permet potentiellement l'étude des tendances de l'ensemble des espèces identifiées par BATTERSBY [2010] pour lesquelles un suivi reposant sur des comptages hivernaux des colonies est particulièrement adapté.

Depuis 2015, une réflexion a été menée en France pour évaluer la faisabilité d'une contribution du réseau français à l'indicateur européen. Plusieurs questions se sont alors posées :

- Comment mobiliser les observateurs et les données ?
- Quelles méthodologies ?
- Quels problèmes et biais dans ces types de données et suivis ?
- Quels outils ?
- Quelles échelles envisager (régionale / nationale / européenne) ?
- Sommes-nous en mesure de détecter des tendances ?
- Peut-on présumer des causes de variations de populations observées ?

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Mobilisation des observateurs et travail collaboratif

Les groupes Chiroptères régionaux sont impliqués très activement dans la réalisation des comptages hivernaux depuis longtemps (plus de 25 ans) mais, dans leur ensemble, n'avaient, que très rarement analysé de manière *ad hoc* leurs données de comptage. Nous avons alors développé une formation spécifique (quatre sessions de deux jours) à destination des groupes Chiroptères et produit des outils (script R) dans le but de structurer les données, identifier les problèmes potentiels dans les données et effectuer des analyses aux différentes échelles spatiales. Ces groupes Chiroptères ont donc été impliqués directement dans le calcul des tendances à l'échelle de leurs régions (anciennes régions administratives). Nous sommes convaincus qu'il est important que les volontaires impliqués dans la collecte des données soient également impliqués dans la production des tendances, parce qu'ils connaissent bien les conditions de collecte des données et sont capables d'en juger la valeur. Ils peuvent en particulier contribuer à identifier des données non fiables et indiquer si un comptage a été réalisé de manière partielle en raison par exemple du manque de connaissance du réseau souterrain à une époque particulière. De plus, la compréhension de la pertinence des outils et des analyses statistiques leur permettent

de mieux comprendre les limites de ces types de suivi (notamment de mieux comprendre l'échantillonnage nécessaire pour pouvoir détecter des tendances). Cette compréhension leur permet aussi d'optimiser leur effort de suivi. Enfin, les associations locales sont déjà particulièrement impliquées dans la préservation des Chauves-souris sur leur territoire et pourront être en mesure de défendre avec les autorités locales des actions concrètes de protection des Chauves-souris basées sur une analyse robuste.

Échelles spatiales considérées

La question des échelles auxquelles considérer ces tendances est importante si on souhaite que cela contribue à une meilleure prise en considération des Chauves-souris dans les politiques de conservation. En effet, c'est à large échelle que sont élaborées certaines politiques européennes comme la politique agricole commune ou la mise en œuvre et l'évaluation des politiques environnementales telles que Natura 2000. Mais c'est aussi localement que les gestionnaires régionaux mettent en œuvre des mesures de conservation effectives. Nous avons donc considéré trois échelles spatiales et calculé (1) des tendances de population de Chauves-souris à l'échelle nationale, (2) des tendances nationales déclinées par région biogéographique permettant d'alimenter les évaluations environnementales européennes, (3) des tendances de population à l'échelle des régions, c'est-à-dire à l'échelle des territoires d'étude des associations en charge des suivis.

Analyse des données

Les données sont issues des comptages hivernaux réalisés de décembre à mars sur la période 1984 à 2015 avec une fréquence en général d'un comptage par hiver (mais pour certaines régions, les sites sont recensés sur des périodes pluriannuelles allant jusqu'à cinq ans). Contrairement aux suivis de biodiversité à large échelle comme les suivis d'oiseaux communs [STOC, suivi temporel des oiseaux communs; JIGUET *et al.*, 2012] qui sont habituellement basés sur une sélection aléatoire des sites, pour garantir une représentativité des sites échantillonnés, ce sont ici les volontaires qui choisissent eux-mêmes les sites d'hibernation qu'ils suivront, généralement en priorisant les sites comportant les effectifs les plus élevés. Nous devons donc faire l'hypothèse que les tendances évaluées par les colonies connues étudiées sont représentatives de l'ensemble des colonies existantes. Cependant, cela ne doit pas dispenser d'évaluer et de prendre en compte les biais inhérents au choix des sites suivis ou des sites pour lesquels les suivis sont abandonnés.

Certaines espèces ont été regroupées car elles sont difficiles à séparer visuellement en hibernation : les dénombrements de *Myotis mystacinus* peuvent inclure certains individus d'espèces rares comme *Myotis brandtii*, *Myotis alcaethoe*, de même que ceux de *Myotis myotis* peuvent comporter des individus de *Myotis blythii*.

Calcul des tendances locales

À l'échelle de vingt anciennes régions administratives françaises (parmi les 22 anciennes régions), les groupes Chiroptères ont calculé des indices de population pour chacune des espèces pour lesquelles des données disponibles étaient suffisantes. Ces indices sont calculés à partir de régression log-linéaire, une approche largement utilisée par de nombreux programmes de suivis de populations à large échelle reposant sur des comptages d'individus [voir pour les oiseaux : GREGORY *et al.*, 2005 ; VAN STRIEN *et al.*, 2001 ; pour les papillons diurnes : VAN SWAAY *et al.*, 2008] et qui semble adaptée pour les Chauves-souris [BARLOW *et al.*, 2015 ; KERBIRIOU *et al.*, 2012, 2015 ; VAN DER MEIJ *et al.*, 2015 ; INGERSOLL *et al.*, 2013]. Une telle approche permet de prendre en compte certains problèmes inhérents aux suivis à large échelle reposant sur des réseaux de bénévoles comme par exemple les valeurs manquantes. Celles-ci surviennent par exemple lorsque les sites ne sont pas suivis chaque année, en raison d'un manque de volontaires (en Midi-Pyrénées du fait de l'importance du réseau de sites suivis, ceux-ci sont généralement suivis une fois tous les deux ans). Les scripts fournis aux groupes Chiroptères ont pour objectif de permettre de produire (1) des indices annuels d'abondance pour chaque espèce et (2) de calculer des tendances temporelles. Ces scripts mobilisent des modèles mixtes linéaires généralisés (GLMM). Pour le calcul des indices annuels d'abondance, l'année a été incluse comme variable catégorielle dans la modélisation dans le but d'estimer des paramètres séparés pour chaque année ce qui permet de reconstruire une série temporelle. Pour tester la tendance linéaire dans les séries temporelles, c'est-à-dire savoir s'il existe une tendance significative au déclin ou à l'augmentation, l'année a été incluse comme variable continue. Une variable « identifiant du site » a été incluse en tant qu'effet aléatoire dans les deux modélisations afin de tenir compte des différences d'abondances relatives entre les sites et de tenir compte de variations temporelles dans l'effort d'échantillonnage (exemple : site non suivi une année donnée ou bien abandon du suivi d'un site ou encore intégration de nouveaux sites au réseau de sites suivis). Seuls les sites ayant au moins deux années de données d'enquête ont été inclus. En outre, dans le but de réduire l'inflation de donnée de comptage nulle, due à l'inclusion de sites marginaux, pour chaque espèce nous avons exclu les sites où l'abondance de celle-ci n'atteint jamais un nombre supérieur à cinq individus ou une moyenne de deux individus.

Agrégation des tendances locales

Les tendances locales ont ensuite été combinées pour produire des tendances à l'échelle des régions biogéographiques en France (atlantique, continentale et méditerranéenne ; la faiblesse des données pour la région alpine n'a pas permis d'en effectuer l'analyse). Ce sont ces tendances à l'échelle des régions biogéographiques qui ont ensuite été transmises à l'équipe coordinatrice hollandaise

pour un calcul des tendances à l'échelle européenne. Nous avons également combiné ces tendances régionales pour produire une tendance à l'échelle française. De même que pour les tendances locales, nous avons effectué deux modélisations (production d'indice d'abondance par année et test de la tendance générale) utilisant le même type de modélisation (GLMM).

Nous avons également cherché à évaluer l'influence des procédures de pondération sur ces estimations. En effet, lors de l'agrégation des tendances locales, les régressions log-linéaires sont sans pondération explicite. Cependant, elles donnent par construction, implicitement plus de poids aux régions administratives qui ont des sites présentant en moyenne une plus grande abondance. Nous avons donc utilisé deux autres formes de pondération :

- 1) la taille relative de la population évaluée à l'échelle régionale (estimation issue du PNA) ; les régions avec une population importante contribuent davantage à la construction des tendances nationales ;
- 2) les incertitudes autour de l'estimation des tendances : les régions ayant de grandes incertitudes autour de leur estimation contribuent alors moins aux tendances nationales.

RÉSULTATS

Étendue et évolution du suivi

Les données analysées sur les vingt régions administratives concernent 9 106 sites dont plus de 2 000 en moyenne sont suivis annuellement sur la période 2000-2015. L'implication des groupes Chiroptères dans ces suivis hivernaux est en très nette augmentation comme en témoigne l'augmentation du nombre de sites suivis (Figure 1). Si beaucoup de suivis commencent au

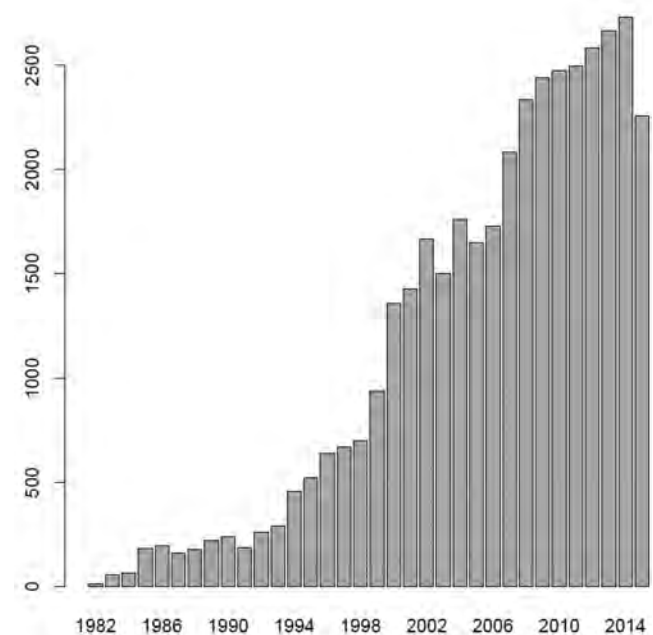


Figure 1. – Nombre de sites suivis par année.

début des années 2000, certains ont parfois débuté avant 1975 comme en Auvergne, Midi-Pyrénées, Nord - Pas-de-Calais ou Rhône-Alpes. Certaines séries temporelles sont remarquables : près de 490 sites ont été suivis sur une période de plus de quinze ans et parmi eux, 166 sur une période de plus de vingt ans (Figure 2).

Tendances locales

Pour treize espèces, il a été envisageable de produire des tendances régionales robustes (Tableau I). En moyenne, pour une espèce, il a été possible de produire une estimation de tendance pour onze régions. Comme attendu, il n'a été possible d'estimer les tendances de populations que dans peu de régions pour des espèces à répartition limitée en France, comme par exemple les tendances du Murin de Capaccini dans les trois régions méditerranéennes. À l'inverse, les tendances du Grand Rhinolophe, à large répartition en France, ont pu être estimées dans 18 des 20 anciennes régions françaises. À l'échelle d'une région, en moyenne, les tendances de près de huit espèces ont pu être évaluées (Tableau I).

Aucun de ces taux d'accroissement calculés à l'échelle des régions ne semble aberrant dans une perspective de dynamique de population régionale. En effet, compte tenu de leur cycle de vie (rarement plus d'un jeune par an, un délai à la reproduction de quelques années pour certaines espèces), l'observation de taux d'accroissement annuel supérieurs à + 33 % apparaîtrait peu envisageable sans l'implication de vastes mouvements de populations [KERBIRIOU *et al.*, 2012]. À l'inverse des variations à l'échelle des sites qui peuvent être importantes et suggèrent des déplacements d'individus entre gîtes [KERBIRIOU *et al.*, 2015], les variations à l'échelle régionale ne suggèrent pas de déplacements massifs entre régions, à l'exception probablement du Minioptère de Schreibers, lorsqu'on regarde plus en détail les données.

Pour certaines espèces comme le Murin à oreilles échancrées, le Grand Rhinolophe et le Petit Rhinolophe, les tendances sont relativement similaires entre régions (Tableau I). Notons cependant le cas de la région Poitou-

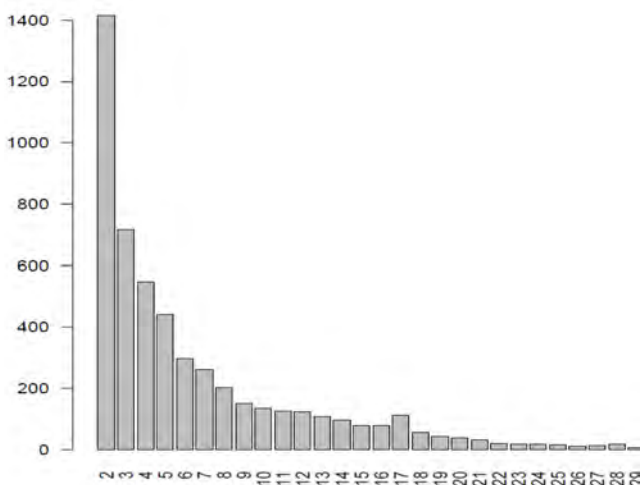


Figure 2. – Longueur des séries temporelles.

Charentes qui est la seule à présenter une tendance stable pour le Grand Rhinolophe, contrastant avec les autres régions. Pour d'autres espèces, les patterns peuvent être différents d'une région à l'autre comme par exemple chez la Barbastelle, le Minioptère de Schreibers, le Murin de Daubenton, le Grand Murin ou les Oreillards (Tableau I). Notons aussi que pour certaines espèces, les tendances locales sont rarement significatives, comme c'est le cas pour le Murin de Bechstein (aucune tendance significative au seuil $\alpha = 0,05$ dans neuf régions) et le Murin de Daubenton (quatre tendances significatives pour quinze régions). Cela est en grande partie dû à la faiblesse des effectifs dénombrés dans les gîtes pour ces espèces ainsi qu'à leur grande variabilité interannuelle.

Tendances biogéographiques

L'agrégation des tendances locales pour produire les tendances françaises déclinées par régions biogéographiques révèle que les tendances globales (déclin, augmentation, relative stabilité) sont bien souvent comparables. Les exceptions notables sont celles du Murin de Daubenton et du Minioptère de Schreibers. Pour ce dernier, la tendance

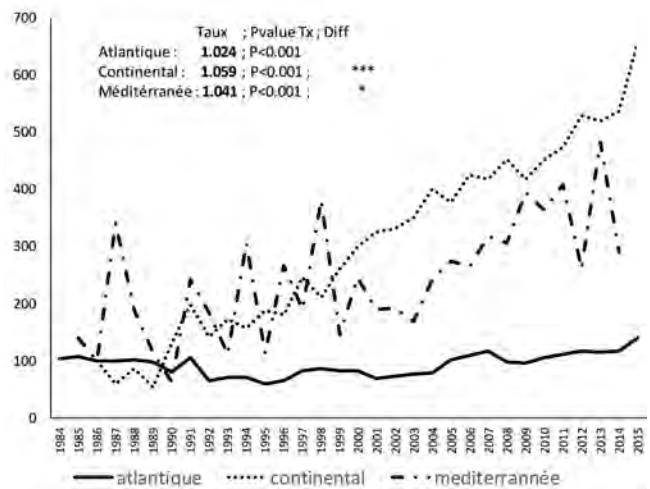


Figure 3 – Tendances locales du Grand Rhinolophe agrégées par régions biogéographiques.

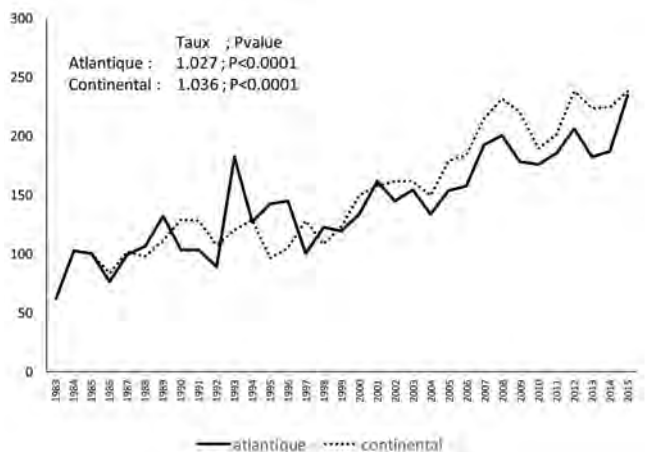


Figure 4 – Tendances locales du Grand Murins agrégées par régions biogéographiques.

correspondrait à un déclin significatif (– 4,7 % par an) en région atlantique, tandis qu’aucune tendance significative ne serait détectée dans les autres régions.

Même si les tendances globales (déclin, augmentation, relative stabilité) sont similaires, les taux d’accroissement peuvent différer quantitativement d’une région à une autre comme par exemple pour les populations de Petit Rhinolophe, de Murin à moustache, de Grand Rhinolophe (Figure 4). Pour ce dernier les taux d’accroissement annuel sont de + 5,9 % en région continentale, + 4,1 % en région méditerranéenne et de seulement de + 2 % en région atlantique (Figure 2).

Enfin, pour certaines espèces comme le Murin de Natterer, le Rhinolophe euryale et le Grand Murin (Figure 4), les taux d’accroissement sont très similaires entre régions biogéographiques.

Tendances nationales

Il a été possible d’obtenir suffisamment de tendances locales pour pouvoir produire des tendances nationales pour douze espèces. Parmi celles-ci, huit espèces présentent une tendance significative à l’augmentation, une seule une tendance significative à la diminution (le Minioptère de Schreibers) et pour trois autres (le Murin

Tableau 1. – Accroissement annuel des populations : pente des régressions linéaires et significativité selon la valeur de p : *) p entre 0,1 et 0,05; **) p < 0,05; ***) p < 0,01; ns, non significatif) p < 0,001,

Régions	<i>Barbastella barbastellus</i>	<i>Miniopterus schreibersii</i>	<i>Myotis bechsteinii</i>	<i>Myotis capaccinii</i>	<i>Myotis daubentonii</i>	<i>Myotis emarginatus</i>	<i>Myotis myotis</i>
Alsace	+ 0,240 ***	– 0,146	– 0,045 ns		+ 0,032 ***	+ 0,123 ***	+ 0,021 ***
Aquitaine	+ 0,076 ns	+ 0,073 *			+ 0,126 ***	+ 0,084 ***	– 0,009 ns
Auvergne	+ 0,008 ns		+ 0,054 ns			+ 0,016 ns	
Bourgogne	+ 0,072 ***		+ 0,048 ns		– 0,003 ns	+ 0,054 ***	+ 0,038 ***
Bretagne			– 0,163 ns		– 0,021	+ 0,107 ***	+ 0,012 ns
Centre			+ 0,011 ns		+ 0,012 *	+ 0,032 ***	+ 0,009 ***
Corse		– 1,341 ***		+ 0,015 ns			
Île-de-France					+ 0,009 ns	+ 0,189 ***	+ 0,081 ***
Languedoc Roussillon		+ 0,044 **		0,024 ns			
Limousin	+ 0,067				– 0,087 *		
Lorraine	+ 0,113 ***				– 0,001 ns	+ 0,038 ***	+ 0,037 ***
Midi Pyrénées	+ 0,015 ns	– 0,021 *			+ 0,061 ns		
Nord - Pas-de-Calais			0,083 ns		+ 0,022 **	+ 0,015	– 0,098 **
Normandie			– 0,065 ?		+ 0,002 ns	+ 0,126 ***	+ 0,020 ***
Provence Alpes Côte d’Azur		+ 0,049 **		0,023 ns			
Pays de la Loire	+ 0,027 ns		0,003 ns		+ 0,006 ns	+ 0,065 ***	+ 0,022 ***
Picardie			0,102 ns		– 0,003 ns	+ 0,108 ***	+ 0,021 **
Poitou-Charentes	– 0,349 ***	– 0,050 ***			– 0,007 ns	+ 0,049 ***	– 0,018 **
Rhône-Alpes					+ 0,052 ns		
	<i>Myotis mystacinus</i>	<i>Myotis nattereri</i>	<i>Plecotus spp.</i>	<i>Rhinolophus euryale</i>	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	
Alsace	+ 0,062 ***	+ 0,005 ns	+ 0,044 **				
Aquitaine		– 0,065 ns	+ 0,168 *	+ 0,040 ***	+ 0,032 ***		
Auvergne	– 0,012 ns		+ 0,008 ns	– 0,207 **	+ 0,036 ***	+ 0,038 ***	
Bourgogne	+ 0,002 ns	+ 0,061 ***	– 0,036 **		+ 0,047 ***	+ 0,064 ***	
Bretagne	– 0,025 *	– 0,011 ns			+ 0,020 ***	+ 0,049 **	
Centre	– 0,003 ns	+ 0,026 **			+ 0,027 ***	+ 0,059 ***	
Corse				– 0,030 ns	+ 0,055 **	+ 0,029 ***	
Île-de-France	+ 0,034 *	+ 0,045 *			+ 0,087 **	+ 0,110 ***	
Languedoc-Roussillon				+ 0,067 ***	+ 0,028 ***	+ 0,074 ***	
Limousin	+ 0,033 ***				+ 0,077 *	+ 0,069 ***	
Lorraine	+ 0,024 ***	– 0,050 ns			+ 0,069 ***	+ 0,095 ***	
Midi-Pyrénées				+ 0,062 ***	+ 0,101 ***	+ 0,029 ***	
Nord - Pas-de-Calais	+ 0,042 ***	+ 0,082 ***	+ 0,071 *		+ 0,077 ***		
Normandie	+ 0,005	+ 0,001 ns	– 0,050 ***		+ 0,058 ***	+ 0,089 ***	
Provence Alpes Côte d’Azur					+ 0,049 ***	+ 0,059 ***	
Pays de la Loire	+ 0,003 ns	+ 0,045 ***	+ 0,098 **		+ 0,0117 ***	+ 0,067 ***	
Picardie	+ 0,011 *	+ 0,055 ***			+ 0,059 ***	+ 0,093 ***	
Poitou-Charentes	– 0,002 ns	+ 0,095 **	+ 0,173 **	– 0,308 **	+ 0,003 ns	+ 0,029 ***	
Rhône-Alpes		+ 0,031 *		+ 0,049 *	+ 0,0552 ***	+ 0,104 ***	

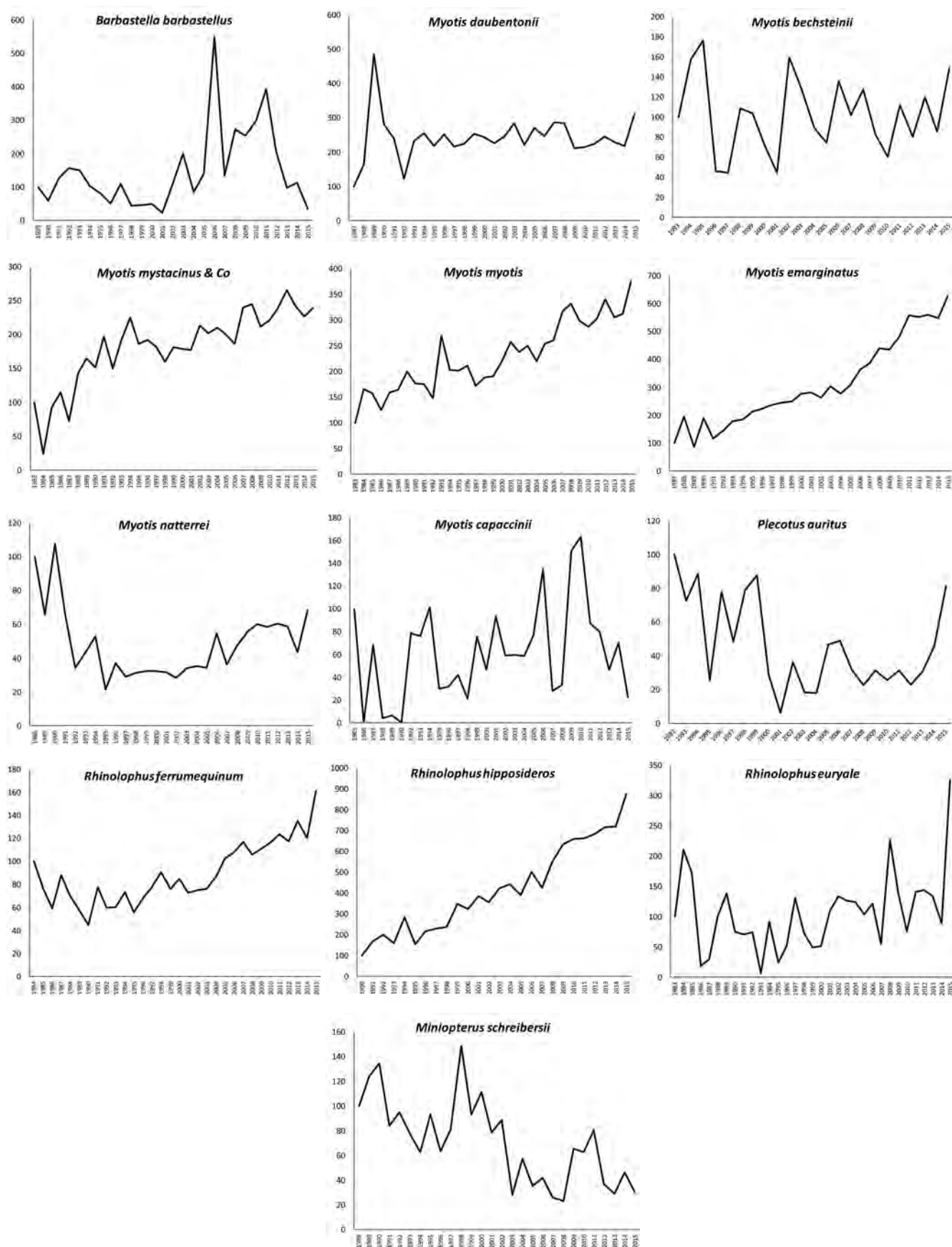


Figure 5. – Tendances locales agrégées à l'échelle nationale.

de Daubenton, le Murin de Bechstein et l'Oreillard roux) aucune tendance significative n'a été détectée (Tableau II), Figure 5).

Tableau II. – Taux d'accroissement annuel calculés à l'échelle nationale (l'astérisque indique une tendance significative) et à l'échelle européenne.

	France		Europe
	≈1980 – 2015	1993 – 2011	1993 – 2011
<i>Barbastella barbastellus</i>	+ 5,0 % *	+ 4,1 % *	+ 4 %
<i>Myotis daubentonii</i>	0 %	0 %	+ 2 %
<i>Myotis bechsteinii</i>	0 %	0 %	– 4 %
<i>Myotis mystacinus</i>	+ 2,1 % *	+ 2,4 % *	+ 6 %
<i>Myotis myotis</i>	+ 2,9 % *	+ 2,8 % *	+ 2 %
<i>Myotis emarginatus</i>	+ 5,9 % *	+ 5,9 % *	+ 8 %
<i>Myotis nattereri</i>	+ 2,1 % *	+ 2,1 % *	+ 5 %
<i>Plecotus auritus</i>	+ 0,1 %	+ 0,1 %	– 1 %
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	+ 3,5 % *	+ 4,5 % *	+ 4 %
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	+ 6,9 % *	+ 5,7 % *	+ 6 %
<i>Rhinolophus euryale</i>	+ 4,3 % *	+ 4,3 % *	+ 4 %
<i>Miniopterus schreibersii</i>	– 3,9 % *	– 3,9 % *	0 %

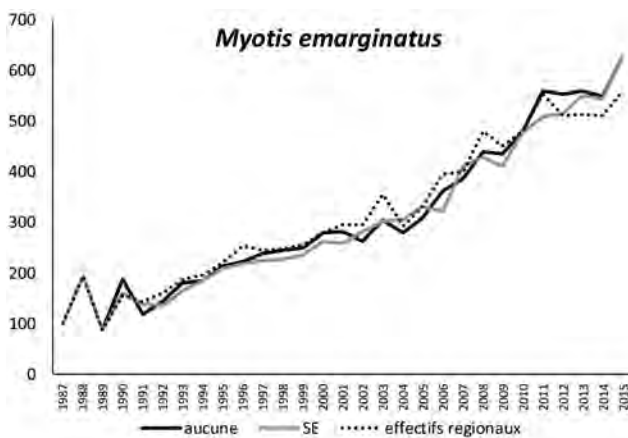


Figure 6. – Indicateur tendance du Murin à oreilles échancrées en fonction des pondérations.

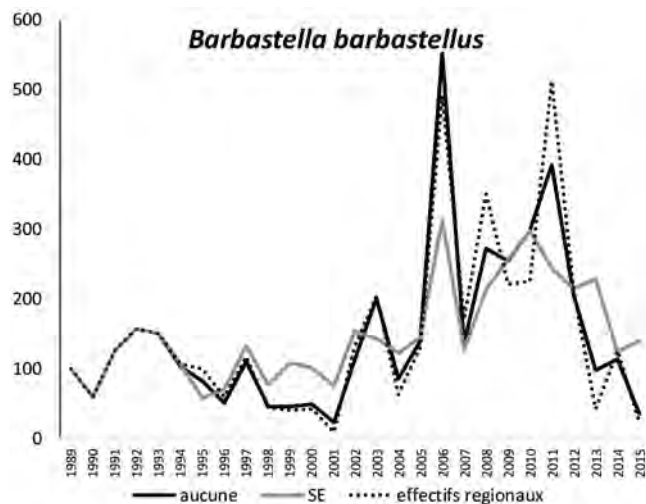


Figure 7. – Indicateur tendance de la Barbastelle en fonction des pondérations.

Pondération

Lors de l'agrégation des tendances locales, des pondérations implicites ou explicites peuvent être incluses (voir partie méthodologie). Pour la plupart des espèces, les différents types de pondération n'influent que très marginalement sur la construction de l'indicateur comme par exemple pour le Murin à oreilles échancrées (Figure 6). Des différences notables sont surtout détectées pour des espèces présentant naturellement de fortes variations inter-annuelles ou intra- et inter-régions comme le Murin de Capaccini, le Murin de Bechstein ou la Barbastelle (Figure 7).

DISCUSSION

Le réseau français, par l'ampleur de son tissu associatif et la densité de sites suivis (2 500 sites suivis chaque année actuellement, pour un total de plus de 9 000 sites et des séries temporelles couvrant deux à trois décennies) représente un effort de la même ampleur que l'ensemble des neuf pays contributeurs à la première version de l'indicateur [VAN DER MEIJ *et al.*, 2015] soulignant la responsabilité de la France à contribuer à l'élaboration de ces tendances des populations de Chiroptères en Europe.

Les tendances calculées révèlent que parmi les douze espèces suffisamment suivies, huit (*Barbastella barbastellus*, *Myotis mystacinus*, *M. myotis*, *M. emarginatus*, *M. nattereri*, *Rhinolophus ferrumequinum*, *R. hipposideros* et *R. euryale*) présentent des dynamiques de population en augmentation sur les deux dernières décennies à l'échelle nationale. Cette dynamique d'augmentation des populations est observée dans la plupart des régions, même si les taux d'accroissement peuvent différer. Autre point important : les taux d'accroissement français pour ces huit espèces sont très similaires à ceux observés en Europe, suggérant l'existence d'un phénomène global de recouvrement des populations. Parmi les causes, celle qui nous semble probable est l'effet de l'arrêt de la commercialisation et l'utilisation de pesticides organochlorés (type DDT). Ces derniers, jusqu'au début des années 1970, ont eu des conséquences dramatiques sur de très nombreuses populations animales, les espèces en haut des chaînes trophiques et longévives ayant été les plus impactées [KREBS *et al.*, 1999; NEWTON, 1979]. Pour certaines espèces comme le Murin à oreilles échancrées, le Grand Rhinolophe et le Petit Rhinolophe, les taux d'accroissement annuel, respectivement 7,7 %, 4,9 % et 6,6 % sont considérables : compte tenu de leur cycle de vie [KERBIRIOU *et al.*, 2012], on ne peut en effet espérer raisonnablement des taux d'accroissement beaucoup plus élevés. Si ces tendances sont particulièrement encourageantes en terme de perspectives futures, cela ne doit pas masquer le niveau actuel des populations qui sont très certainement très faibles par rapport à des niveaux de population du milieu du xx^e siècle. À titre d'exemple, en Île-de-France, malgré une forte pression

de prospection, les effectifs connus actuellement de Grand Murin, de Murin à oreilles échancrées, de Grand Rhinolophe et de Petit Rhinolophe sont bien moindres qu'au milieu du xx^e siècle [KERBIRIOU *et al.*, 2011]. Il est donc probable que ces espèces soient dans une phase de reconquête. Espérons que cette dynamique se poursuive.

Pour trois espèces (*Myotis daubentonii*, *M. bechsteinii* et *Plecotus auritus*), aucune tendance significative n'a été détectée. Cette relative stabilité n'est sans doute pas bon signe, car pour le Murin de Bechstein et l'Oreillard roux, les tendances européennes sont au déclin. Une amélioration du dispositif de suivi de ces espèces est donc nécessaire, la non détection actuelle de tendance pouvant masquer un léger déclin.

Enfin, seul le Minioptère de Schreibers présente une tendance significative à la diminution. Cette tendance est relativement importante (- 3,9 % par an) mais elle est en partie liée à un effondrement brutal des populations en 2002 [KERBIRIOU *et al.*, 2012]. À l'échelle européenne, la tendance pour cette espèce présente une relative stabilité.

Cette première évaluation des tendances des populations à différentes échelles spatiales (niveau national, régional administratif, régional biogéographique), à partir des comptages hivernaux, souligne d'une part tout l'intérêt de poursuivre ces suivis et de garantir la pérennité de ces réseaux associatifs. L'impressionnante augmentation du nombre de sites suivis depuis 1990 (+ 1 000 %) laisse espérer des résultats encore plus fins à l'avenir comme l'estimation de tendances d'un plus grand nombre d'espèces et/ou à des échelles plus locales.

Ce travail souligne aussi l'intérêt d'étendre ces suivis en intégrant et analysant les données issues d'autres dispositifs (comptages des colonies de reproduction, suivis acoustiques, comptages de sorties de gîte, etc.) pour mieux suivre les espèces pour lesquelles les estimations manquent de robustesse comme par exemple pour le Murin de Bechstein, le Murin de Daubenton ou l'Oreillard roux ou pour renseigner les tendances de la vingtaine d'autres espèces présentes sur le territoire français. Enfin, ce travail préliminaire devrait permettre de mieux identifier les causes de ses variations : impacts des variations climatiques, des changements d'usages des sols, des pratiques agricoles, mais aussi des mesures conservatoires comme la mise en protection des gîtes.

Remerciements. – Ce suivi repose sur l'investissement sans faille de plus de 1 500 volontaires et de dizaines d'associations naturalistes, ainsi que les groupes régionaux (Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin, Commission de protection des eaux, du patrimoine, de l'environnement, du sous-sol et des Chiroptères, CEN Midi-Pyrénées, GEPMA, Groupe Chiro Aquitaine, Chauve-Souris Auvergne, Groupe mammalogique normand, Société d'histoire naturelle d'Autun,

Groupe mammalogique breton & BV-SEPNB, Groupe Chiro Corse, Groupe Chiro Languedoc-Roussillon, Coordination mammalogique du Nord de la France, Groupe Chiro Pays de la Loire, Groupe Chiro Poitou-Charentes, Groupe Chiro Provence, Groupe Chiroptère Rhône-Alpes, Groupe Chiroptère Midi-Pyrénées, Muséum d'histoire naturelle de Bourges, Picardie Nature, Groupe d'études et de protection des Mammifères d'Alsace, Indre Nature, LPO Touraine) qui pris en charge les analyses pour leurs régions. Qu'ils en soient chaleureusement remerciés. Ce travail leur est dédié. Nos remerciements à Isabelle Le Viol pour la relecture attentive de ce manuscrit.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BALMFORD A., CRANE P., DOBSON A., GREEN R.E. & MACE G.M., 2005. – The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. *Philosophical Transaction of the Royal Society Serie B*, **360** : 221-228.
- BARLOW K.E., BRIGGS P.A., HAYSOM K.A. HUTSON A.M., LECHIARA N.L., RACEY P.A., WALSH A.L. & LANGTON S.D., 2015. – Citizen science reveals trends in bat populations: The National Bat Monitoring Programme in Great Britain. *Biological Conservation*, **182** : 14-26.
- BATTERSBY J., 2010. – *Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats. Eurobats Publication Series, vol. 5.* Bonn, UNEP / EUROBATS, 95 p.
- FROIDEVAUX J.S.P., BOUGHEY K.L., BARLOW K.E. & JONES G., 2017. – Factors driving population recovery of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) in the UK: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, **26** (7) : 1601-1621.
- GREGORY R.D. & VAN STRIEN A., 2010. – Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*, **9** (1) : 3-22.
- GREGORY R.D., VAN STRIEN A.J., VORISEK P., GMELIG MEYLING A.W., NOBLE D.G., FOPPEN R.P.B. & GIBBONS D.W., 2005. – Developing indicators for European birds. *Philosophical Transaction of the Royal Society Serie B*, **360** : 269-288. DOI : 10.1098/rstb.2004.1602
- HAYSOM K.A., DEKKER J., RUSS J., VAN DER MEIJ T. & VAN STRIEN A., 2014. – *European bat population trends. A prototype biodiversity indicator. EEA Technical Report No.19/2013.* Luxembourg, Publications Office of the European Union, 61 p.
- INGERSOLL T.E., SEWALL B.J. & AMELON S.K., 2013. – Improved analysis of long-term monitoring data demonstrates marked regional declines of bat populations in the Eastern United States. *PlosONE*, **8** (6) : e65907. DOI : 0.1371/journal.pone.0065907
- JIGUET F., DEVICTOR V., JULLIARD R. & COUVET D., 2012. – French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica*, **44** : 58-66.
- KERBIRIOU C., MARMET J., LEMAIRE M., ARTHUR L., ROBERT A., LOIS G. & JULIEN J.-F., 2011. – Current trends in french bats population highlighted by heterogeneous old

- data. *25th International Congress for Conservation Biology, Symposium « Climate Change Case Studies: Using Historic Data to Predict Future Responses »*, December 2011, Auckland (New Zealand).
- KERBIRIOU C., MARMET J., MONSARRAT S., ROBERT A., LEMAIRE M., ARTHUR L., HAQUART A. & JULIEN J.-F., 2012. – Éléments de réflexion sur le suivi des gîtes de Chiroptères. *Symbioses*, **28** : 1-4.
- KERBIRIOU C., JULIEN J.F. MONSARRAT S., LUSTRAT P., HAQUART A. & ROBERT A., 2015. – Information on population trends and biological constraints from bat counts in roost cavities: a 22-year case study of a pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber) hibernaculum. *Wildlife Research*, **42** : 35-43.
- KREBS J.R., WILSON J.D., BRADBURY R.B. & SIRIWARDENA B.M., 1999. – The second Silent Spring? *Nature*, **400** : 611-612.
- NEWTON I., 1979. – *Population Ecology of Raptors*. T&AD Poyser, London.
- PEREIRA H.M. & COOPER D.H., 2006. – Towards the global monitoring of biodiversity change, *Trends in Ecology & Evolution*, **21** (3) : 123-129.
- RANSOME R.D. & McOWAT, T.P., 1994. – Birth timing and population changes in greater horseshoe bat colonies (*Rhinolophus ferrumequinum*) are synchronized by climatic temperature. *Zoological Journal of the Linnean Society*, **112** : 337-351.
- ULRICH W., SACHANOWICZ K. & MICHALAK M., 2007. – Environmental correlates of species richness of European bats (Mammalia: Chiroptera). *Acta Chiropterologica*, **9** (2) : 347-360.
- VAN DER MEIJ T., VAN STRIEN A.J., HAYSOM K.A., DEKKER J., RUSS J., BIALA K., BIHARI Z., JANSEN E., LANGTON S., KURALI A., LIMPENS H., MESCHEDÉ A., PETERSONS G., PRESETNIK P., PRÜGER J., REITER G., RODRIGUES L., SCHORCHT W., UHRIN M. & VINTULIS V., 2015. – Return of the bats? A prototype indicator of trends in European bat populations in underground hibernacula. *Mammalian Biology*, **80** : 170-177.
- VAN STRIEN A.J., PANNEKOEK J. & GIBBONS D.W., 2001. – Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study*, **48** : 200–213.
- VAN SWAAY C.A.M., NOWICKI P., SETTELE J. & VAN STRIEN A., 2008. – Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, **17** : 3455. DOI : 10.1007/s10531-008-9491-4
- VAN SWAAY C. & VAN STRIEN A. 2005. – Using butterfly monitoring data to develop a European grassland butterfly indicator. In KUHN E., FELDMANN R., THOMAS J. & SETTELE J. (ED.), *Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe, volume 1 : General concepts and case studies (Conference Proceedings, UFZ Leipzig-Halle, December 2005)*. Sofia, Pensoft Publishers, 128 p.

