



HAL
open science

Suivi des tendances des effectifs des chiroptères sur les sites hivernaux de Bourgogne

Thibaut Couturier, Alexandre Cartier, Nicolas Varanguin, Adrien Jailloux,
Aurélien Besnard

► **To cite this version:**

Thibaut Couturier, Alexandre Cartier, Nicolas Varanguin, Adrien Jailloux, Aurélien Besnard. Suivi des tendances des effectifs des chiroptères sur les sites hivernaux de Bourgogne. Coopération OFB-CEFE. 2024, 49 p. hal-04796755

HAL Id: hal-04796755

<https://ofb.hal.science/hal-04796755v1>

Submitted on 25 Nov 2024

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

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

Suivi des tendances des effectifs des chiroptères sur les sites hivernaux de Bourgogne



Rapport méthodologique, protocole version 1 (juillet 2024)

Document élaboré dans le cadre de la coopération OFB-CEFE visant à fournir un appui méthodologique et statistique aux gestionnaires d'espaces naturels protégés

Thibaut COUTURIER, Alexandre CARTIER (SHNA),
Nicolas VARANGUIN (SHNA), Adrien JAILLOUX (OFB),
Aurélien BESNARD (CEFE)

En partenariat avec :

AUTEURS

Thibaut COUTURIER, ingénieur indépendant

thibaut.couturier@ecomail.fr

Alexandre CARTIER, chargé de mission Chiroptérologie, Société d'Histoire Naturelle d'Autun-Observatoire de la Faune de Bourgogne (SHNA-OFAB)

alexandre.cartier@shna.fr

Nicolas VARANGUIN, chargé de mission Herpétologie et Base de données, Société d'Histoire Naturelle d'Autun-Observatoire de la Faune de Bourgogne (SHNA-OFAB)

nicolas.varanguin@shna.fr

Adrien JAILLOUX, chargé de mission recherche biodiversité terrestre, parcs nationaux et aires protégées, Office français de la biodiversité, adrien.jailloux@ofb.gouv.fr

Aurélien BESNARD, directeur d'Etudes, CEFE,

aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr

PEER-REVIEW (RELECTURE CRITIQUE PAR DES PAIRS)

Kévin BARRE, post-doctorant Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), MNHN

Sébastien ROUE

CITATION CONSEILLÉE

Couturier T., Cartier A., Varanguin N., Jailloux A., Besnard A., 2024. Suivi des tendances des effectifs des chiroptères sur les sites hivernaux de Bourgogne. Rapport méthodologique, protocole version 1. Coopération OFB-CEFE. 49 pages.

CREDIT PHOTO COUVERTURE

Petit rhinolophe *Rhinolophus hipposideros* © Ludovic Jouve

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : régional

Couverture géographique : Bourgogne-Franche-Comté

Niveau de lecture : professionnels, experts

Suivi des tendances des effectifs des chirop- tères sur les sites hivernaux de Bourgogne

Rapport méthodologique, protocole version 1 (juillet 2024)

RESUME

Le suivi des effectifs de chiroptères sur leurs sites hivernaux repose en général sur des comptages réalisés par de nombreux bénévoles et professionnels dans des cavités naturelles ou d'origine anthropique. Cependant, les moyens humains mobilisables pour ces suivis sont bien souvent insuffisants pour suivre chaque année l'intégralité des sites connus à l'échelle d'un département ou d'une région. La sélection de sites à suivre pour évaluer des tendances de population se base alors bien souvent sur des critères subjectifs tels que les effectifs d'une espèce, l'accessibilité et la proximité des sites, etc. L'absence de mobilisation de plan d'échantillonnage spatial (combien de sites ?, sélectionnés comment ?) et temporels (quelle fréquence ?) rigoureux pour sélectionner ces sites peut alors conduire à des estimations de tendances des effectifs biaisées et/ou imprécises. Ces questions d'échantillonnage ont, de fait, rarement été abordées jusqu'à présent pour les chiroptères qui présentent à la fois des effectifs très variables entre sites et très variables dans le temps. Le travail proposé ici visait à proposer la définition de plans d'échantillonnage spatiaux et temporels afin de fournir des recommandations pour le futur suivi des sites hivernaux de chiroptères en Bourgogne.

Nous avons mobilisé les données de comptages de différents taxons de chiroptères collectées entre 2000 et 2019 en Bourgogne. Ces comptages ont été réalisés par un réseau de bénévoles du Groupe Chiroptères Bourgogne (GCB), sous la coordination de la Société d'Histoire Naturelle d'Autun-Observatoire de la Faune de Bourgogne (SHNA-OFAB). Nous avons utilisé une nouvelle approche de modélisation qui permet d'estimer les taux de croissance de colonies locales (dans notre étude les sites hivernaux des différentes espèces) qui fonctionnent en métapopulation (dans notre étude l'ensemble des sites de Bourgogne qui accueillent des chauves-souris). Ces taux de croissance locaux des espèces sont alors conditionnés par la croissance globale de l'ensemble des sites constituant la métapopulation. Cette démarche permet de prendre en compte le fait que les sites hivernaux soient potentiellement interconnectés entre eux, avec des événements de dispersion possibles d'individus entre ces sites d'une année sur l'autre. Après avoir appliqué ce modèle aux séries temporelles de comptages complètes, nous avons testé plusieurs plans d'échantillonnage spatiaux (tirages d'un nombre croissant de sites, selon plusieurs modalités de tirage) et temporels (tirage d'une année sur deux ou d'une année sur trois) et avons comparé la précision et le biais de ces taux de croissance estimés.

Nous avons montré qu'il était important d'échantillonner préférentiellement, mais pas uniquement, les sites à forts effectifs, et ce, pour la majorité des espèces. Nous avons également montré l'importance d'échantillonner au moins 100 sites pour deux espèces (Petit rhinolophe *Rhinolophus hipposideros* et Murin de Natterer *Myotis nattereri*). Pour les autres espèces, il est possible de réduire l'effort d'échantillonnage à 70 sites. Nos analyses montrent aussi qu'il est possible d'échantillonner les sites une année sur deux pour la plupart des espèces, voire une année sur trois pour deux espèces (Grand rhinolophe *Rhinolophus ferrumequinum* et Murin à oreilles échancrées *Myotis emarginatus*). Sur la base de ces résultats, nous avons tiré 127 sites à prospecter une année sur deux, en sélectionnant préférentiellement les sites abritant de forts effectifs. Une première moitié de ces sites a été suivi l'hiver 2023-2024, fournissant ainsi des informations sur la mise en œuvre concrète de ce plan d'échantillonnage par les équipes de bénévoles.

Ce document justifie les choix méthodologiques réalisés et propose un cadre pour le recueil, le stockage et l'analyse des données. Il fixe également les moyens logistiques nécessaires à la mise en œuvre du protocole proposé. L'ensemble de ces informations garantit la pérennité de l'étude sur le long terme.

L'élaboration de ce protocole s'inscrit dans le cadre d'une coopération entre l'Office Français de la Biodiversité et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive. Cette coopération lancée en 2018 vise à mettre en place un appui méthodologique et statistique pour un transfert continu de compétences, de savoirs, de méthodes, vers les gestionnaires des parcs nationaux et des autres aires protégées.

AUTEURS

Thibaut COUTURIER, Alexandre CARTIER (SHNA), Nicolas VARANGUIN (SHNA), Adrien JAILLOUX (OFB), Aurélien BESNARD (CEFE)

MOTS CLES

Bourgogne, chiroptères, chauve-souris, tendances, abondance, comptages, bayésien, hibernation

SOMMAIRE

SOMMAIRE	5
Préambule	6
I) Introduction	8
1) Enjeux scientifiques et de conservation	8
2) Déroulement de la coopération avec l'ensemble des acteurs.....	11
II) Présentation du protocole de collecte de données	12
III) Tests de plans d'échantillonnage à partir des données historiques	14
1) Objectifs et déroulé.....	14
2) Modélisation des tendances	14
3) Echantillonnage spatial.....	18
4) Echantillonnage temporel.....	22
IV) Poursuite du protocole	25
1) Plan d'échantillonnage spatial et temporel	25
2) Bilan opérationnel suite au déploiement lors de l'hiver 2023-2024.....	28
3) Stockage, analyse future des données collectées et perspectives	28
VI) Références citées.....	29
Annexes	32

Préambule

Coopération OFB/CEFE

L'élaboration de ce protocole s'inscrit dans le cadre d'une coopération entre l'Office Français de la Biodiversité et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (convention Réf. CNRS 169022). Cette coopération lancée en 2018 vise à mettre en place un appui méthodologique et statistique pour un transfert continu de compétences, de savoirs, de méthodes, vers les gestionnaires des parcs nationaux et des autres aires protégées.

Pour plus d'informations, consulter [le portail technique de l'OFB \(lien vers la page dédiée\)](#).

Domaine de validité et transférabilité du protocole

Ce travail traite la question des plans d'échantillonnage spatiaux et temporels des sites hivernaux à chiroptères à l'échelle de la Bourgogne afin d'estimer des tendances des effectifs. Ce travail se base sur des données issues de séries temporelles collectées de 2000 à 2019 afin de proposer une stratégie à déployer dans le futur. Pour cela, les données de comptage issues de ces séries temporelles ont été « dégradées » (réduction du nombre de sites et de la fréquence de passage sur ces sites) pour étudier l'effet sur les tendances estimées en termes de biais et de précision. Ce travail n'a pas pour objectif d'estimer et interpréter les tendances passées recueillies pour chacune des espèces étudiées. Il ne fournit pas non plus de recommandations sur les techniques de relevés sur le terrain, mission assurée par la SHNA-OFAB qui anime le réseau d'observateurs mobilisés au sein de son Groupe Chiroptères Bourgogne (GCB).

Le modèle utilisé lors de ce travail est issu d'une nouvelle approche de modélisation développée pour les besoins d'un projet de recherche visant à étudier la dynamique des populations d'oiseaux marins (Chambert et al., 2024). Ce modèle démographique, appelé « modèle à deux échelles », est développé dans un cadre bayésien. Il permet d'estimer les taux de croissance de colonies locales qui fonctionnent en métapopulation. Ce modèle semble donc bien adapté à cette étude des tendances des chauves-souris sur leurs sites hivernaux compte-tenu des potentiels mouvements d'individus entre sites. Par ailleurs, le développement de ce modèle dans un cadre bayésien offre une certaine flexibilité pour le faire évoluer. Il serait notamment possible d'introduire certaines covariables pouvant impacter les variables de comptage (ex : données de températures hivernales). Une telle approche pourrait s'avérer pertinente dans le cas d'un travail d'analyse des tendances passées. Ce modèle pourrait également être mobilisé sur d'autres séries temporelles de comptages, notamment celles obtenues sur les sites de mise bas de chiroptères. Toutefois, le suivi de ces sites de mise bas pose des difficultés additionnelles en raison de la complexité de ces sites (grands nombres, difficultés d'accès, fonctionnement en réseau), des problèmes de distinction de classes d'âges (adultes et jeunes) lors des comptages, des techniques de comptage (à l'envol, en gîte à vue ou sur photo) ou encore de la phénologie des espèces à considérer. Le déploiement d'une stratégie d'échantillonnage de ces sites de mise base n'est donc pas abordé dans ce rapport.

La démarche présentée ici est transférable à d'autres régions de France où sont conduits des programmes de suivi des chiroptères sur leurs sites hivernaux. Les sites de Bourgogne sont situés dans

des configurations variées (carrières, cavités naturelles etc.) et sont représentatifs de la majorité des milieux utilisés comme sites hivernaux par les chauves-souris en France métropolitaine. Pour appliquer cette démarche à d'autres régions, il est nécessaire de mobiliser des jeux de données historiques conséquents, avec des séries temporelles collectées sur au moins une quinzaine d'années sur une centaine de sites pour chaque espèce étudiée. Il n'est pas nécessaire que les sites aient été suivis chaque année, le modèle à deux échelles autorisant la présence de données manquantes dans les jeux de données. Toutefois, de telles données manquantes posent des difficultés pour conduite des tests d'échantillonnage temporel reposant sur une « dégradation » des séries de données. Nous présentons dans ce rapport une approche pour combler ces « trous » par des données simulées selon un processus mimant ce qui se passe sur l'ensemble des données disponibles, permettant ensuite de faire varier les fréquences de recueil des données (une année sur deux, une année sur trois...)

Dans le cas d'une volonté d'extension de cette démarche à d'autres régions, le transfert de cette méthode pourrait être assuré par la Coordination Chiroptères Nationale de la SFEPM, la Fédération des conservatoires d'espaces naturels dans le cadre du PNA Chiroptères (relai avec les animateurs des plans d'actions régionaux, site internet, publications...) ou l'équipe Chiroptères du CESCO (MNHN).

Avertissement

Ce document justifie les choix méthodologiques réalisés lors de la définition de cette étude et propose un cadre pour le recueil, le stockage et l'analyse des données. Il fixe également les moyens logistiques nécessaires à la mise en œuvre du protocole proposé. L'ensemble de ces informations garantit la pérennité de l'étude sur le long terme. Le protocole proposé pourra évoluer dans le temps pour de multiples raisons : évolution des questions, de l'échelle de l'étude, des techniques, des moyens disponibles, développement de nouvelles méthodes d'analyse, etc. Il sera important de référencer dans ce document toute modification apportée dans le futur et de s'assurer d'un versionnage clair des documents.

l) Introduction

1) Enjeux scientifiques et de conservation

Les programmes de suivi à long terme sont essentiels pour évaluer l'ampleur des changements de la biodiversité et l'efficacité des stratégies de conservation (Buckland and Johnston, 2017; Yoccoz et al., 2001). Ces programmes de suivi requièrent des ressources financières et humaines importantes afin de produire des données robustes (Schmeller et al., 2009). Les programmes de « sciences participatives » (ou citoyennes), par la mobilisation de bénévoles, permettent de collecter des données sur de vastes territoires (Bonney et al., 2009) tout en sensibilisant les participants à la préservation de la biodiversité et de la nature en général (Bell et al., 2008; Couvet and Prevot, 2015; Dickinson et al., 2010). Ces programmes se sont fortement développés au cours des dernières décennies en Europe (Schmeller et al., 2009), incluant la France (Couturier et al., 2022; Houllier and Merilhou-Gouard, 2016).

Malgré le succès apparent de ces programmes de sciences participatives, la qualité des données qui en découle est fréquemment questionnée en raison de multiples sources d'erreurs ou de biais potentiels dans les estimations produites, associés aux protocoles de collecte de ces données (Brown and Williams, 2019; Conrad and Hilchey, 2011; Lewandowski and Specht, 2015). On peut notamment évoquer les risques d'erreurs d'identification, ou encore l'absence de plan d'échantillonnage spatial et temporel (Dickinson et al., 2010; Falk et al., 2019; Lewandowski and Specht, 2015). Ainsi, une sélection subjective et/ou opportuniste des sites à suivre peut biaiser les tendances des effectifs estimés (Buckland and Johnston, 2017; Fournier et al., 2019) (figure 1).

Ce problème de biais d'échantillonnage est particulièrement marqué dans le cas de suivis espèce-centrée, comme c'est bien souvent le cas pour les chiroptères. Une étude au Royaume-Uni basée sur des simulations révèle ainsi que la sélection opportuniste des sites de suivi et l'absence de fidélisation des observateurs à ces programmes de suivi peuvent biaiser les tendances des effectifs de chiroptères (Dambly et al., 2021). Dans le cas de populations de chauve-souris à fortes variations d'abondance interannuelles ou à forte mobilité, ces biais peuvent être amplifiés, notamment sur les colonies de mise bas où les échanges d'individus entre colonies sont fréquents.

Le mouvement des individus peut entraîner des biais importants dans les estimations de tendances des effectifs, problème bien documenté chez les oiseaux (e.g. Ruete et al., 2017). La dispersion d'individus de sites suivis vers des sites non suivis peut conduire à estimer un déclin apparent des effectifs en raison de l'absence de relevés sur les sites où les effectifs augmentent (Buckland and Johnston, 2017). Le départ de tous les individus d'un site peut conduire à considérer ce site comme abandonné ou éteint, décourageant ainsi les observateurs à maintenir une pression d'observation sur ce site. Ainsi, entre 2013 et 2017, un tiers des participants à un programme de suivi de chiroptères au Royaume-Uni ont interrompu leur suivi en raison d'une absence de chauves-souris sur les sites de mise bas qu'ils suivaient (Dambly et al., 2021). Dans une telle situation, toute recolonisation ultérieure du site abandonné peut être ratée, biaisant ainsi les estimations de tendances. De plus, ces sites qui ne sont plus suivis ne contribuent plus à l'estimation de la tendance, ce qui peut conduire à sur-

estimer la tendance (données manquantes sur les sites qui se sont le plus dégradés). Si ce constat d'abandon de sites par les observateurs se pose surtout pour les suivis de sites de mise bas, ces abandons pourraient être moins fréquents dans le cas des sites hivernaux, en raison du potentiel d'accueil de plusieurs espèces, motivant ainsi les observateurs à poursuivre leurs suivis.

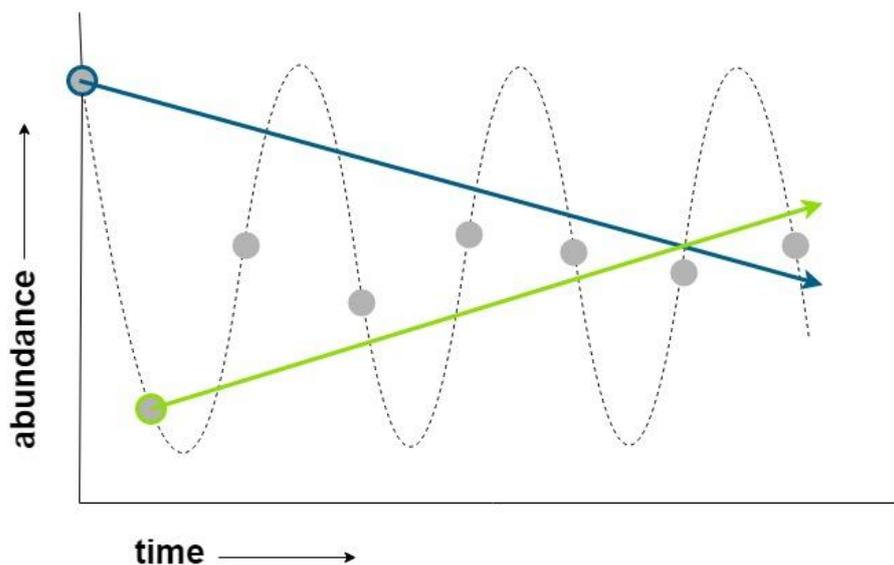


Figure 1 : Population dont la tendance à long terme est stable mais dont les effectifs (ligne pointillée) fluctuent dans le temps autour d'une moyenne. Les cercles gris représentent les moments où l'échantillonnage est réalisé. Si cet échantillonnage commence au moment où l'effectif de la population est élevé (cercle bleu), le taux de croissance estimé décrit un déclin des effectifs (ligne bleue). A l'inverse, si l'échantillonnage commence au moment où l'effectif de la population est faible (cercle vert), le taux de croissance estimé (ligne verte) décrit une augmentation des effectifs. (repris de (Dambly et al., 2021), adapté de (Fournier et al., 2019))

Les chiroptères représentent l'un des ordres de mammifères les plus diversifiés (Russo and Jones, 2015). Ils sont à l'origine d'importants services écosystémiques (Kunz et al., 2011). De nombreuses menaces pèsent sur ces espèces, notamment l'implantation d'infrastructures telles qu'éoliennes (Barré et al., 2022, 2018) ou routes (Claireau et al., 2019; Laforge et al., 2022), l'urbanisation (Border et al., 2017), la pollution lumineuse (Gaston et al., 2012; Lacoeyllhe et al., 2014; Mariton et al., 2022; Stone et al., 2015) ou encore l'homogénéisation des paysages agricoles (Frey-Ehrenbold et al., 2013; Monck-Whipp et al., 2018; Put et al., 2019). Les chauves-souris sont considérées comme de bons bioindicateurs des conséquences des activités anthropiques sur les habitats et sur le climat (Jones et al., 2009; Park, 2015; Russo and Jones, 2015), justifiant ainsi le suivi des tendances de ce taxon à large échelle spatiale et à long terme. De tels suivis permettent par ailleurs d'identifier des espèces à enjeux et à déclencher des mesures de gestion et de conservation adaptées. Ce taxon suscite un intérêt croissant du grand public, permettant ainsi de déployer des programmes de sciences participatives à large échelle, comme c'est par exemple le cas au Royaume-Uni (Barlow et al., 2015). En France, le programme [Vigie-chiros](#) porté par le MNHN s'appuie sur un suivi de l'activité acoustique (Barré et al., 2019), approche complémentaire des comptages réalisés en gîtes. Outre le suivi des tendances à échelle nationale, les données générées par ce programme ont permis de répondre à des

questions relatives à la biologie des espèces (e.g. Mariton et al., 2023), les effets de certains éléments paysagers (e.g. Vallé et al., 2023) ou encore l'impact des turbines d'éoliennes (e.g. Sotillo et al., 2024).

Le suivi des populations des chiroptères sur leurs sites hivernaux et gîtes de reproduction est assuré depuis les années 1980 en France par des associations naturalistes régionales (Kerbiriou et al., 2018). L'effort d'observation est en nette augmentation depuis les années 2000, grâce à une forte dynamique des réseaux de bénévoles (Kerbiriou et al., 2018). Actuellement, le Groupe Chiroptères de la Société française pour l'étude et la protection des Mammifères (SFEPM) fédère au niveau national un très grand nombre de structures agissant pour les Chiroptères. La Coordination Chiroptères Nationale (CCN) de la SFEPM regroupe des coordinateurs pour chaque ex-région et des personnes référentes par thématique afin de mettre en place des actions coordonnées en France. Par ailleurs, un troisième Plan National d'Action en faveur des Chiroptères (PNA 2016-2025) est en cours avec des actions ciblées sur 19 espèces prioritaires et 10 actions dont la première concerne le développement d'un Observatoire national des Chiroptères.

En 2015, le Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation (CESCO) du Muséum national d'Histoire naturelle a conçu un script d'analyse des données sous R (R Core Team, 2017) pour permettre aux structures régionales travaillant sur les chiroptères d'analyser leurs propres données de suivis hivernaux, tout en contribuant à l'estimation des tendances au niveau national. Des formations ont été proposées aux structures coordinatrices afin de les rendre autonomes dans ce travail d'analyse de données. Cette démarche a été présentée lors des rencontres nationales de Bourges en 2016. Des initiatives d'estimation des tendances ont été proposées à des échelles régionales. On peut notamment évoquer des travaux de stage de Master (Hamel, 2019; Thomasset, 2020) qui avaient pour objectif d'optimiser les suivis des chiroptères sur les sites hivernaux en région Auvergne-Rhône-Alpes.

La Bourgogne abrite huit espèces de l'annexe II de la Directive habitats, ce qui lui confère une forte responsabilité en termes de conservation des chiroptères (Cartier et al., 2016). Une liste rouge régionale dressée en 2015 fait état de cinq espèces menacées et de six espèces quasi-menacées, concernant ainsi près de la moitié (45 %) des espèces connues en Bourgogne. La majorité des sites hivernaux d'enjeu régional, national et européen sont intégrés à un réseau de sites Natura 2000. Ce réseau régional est co-animé depuis 2019 par la SHNA-OFAB et le CEN Bourgogne, avec l'implication de 10 collectivités locales.

Depuis 1995, un suivi annuel des sites hivernaux majeurs est coordonné en Bourgogne (Cartier et al., 2008). En 1995, la naissance du Groupe Chiroptères Bourgogne et le lancement de comptages sur un vaste réseau de cavités du Sud de l'Yonne qui accueillent plus de 15 000 individus, a permis la formation de plus de 340 observateurs (naturalistes, étudiants, propriétaires...) à l'identification des chiroptères en hibernation et à leur écologie (Cartier et al., 2016). Dans le cadre du Plan Régional d'Actions pour les Chiroptères (PRAC) mis en place dès 1999, la SHNA a lancé de grandes campagnes de recensement des chiroptères en période hivernale, mais aussi en période de mise bas dans les bâtiments. Chaque année, les suivis des gîtes en Bourgogne mobilisent entre 50 et 60 jours salariés SHNA (animation réseau, organisation, terrain, saisie) et a minima l'équivalent de 200 jours bénévoles (terrain) réalisés par plus de 120 observateurs.

Bien que les moyens humains mobilisés pour le suivi des sites hivernaux en Bourgogne soient relativement importants, ils sont insuffisants pour suivre l'intégralité des sites connus chaque année qui ne cesse d'augmenter avec les nouvelles découvertes. La sélection de sites à échantillonner chaque année reposait jusqu'à présent sur des critères subjectifs tels que l'importance des sites en termes d'effectifs, des projets de conservation, la veille sur les sites, la localisation géographique des observateurs, etc. Cette sélection ne s'appuyait pas sur un plan d'échantillonnage formel, ce qui peut conduire à des biais et à une faible précision des tendances des effectifs estimées (Dambly et al., 2021). Une faible précision des estimations des tendances réduit alors la possibilité de détecter de faibles déclin ou augmentations des effectifs de manière significative. La première étape de notre travail consiste à tester plusieurs plans d'échantillonnage spatiaux et temporels à partir des données de comptages de chiroptères collectées par le réseau de bénévoles en Bourgogne. Les résultats de ces tests nous permettent, dans un second temps, de fournir des recommandations pour le futur plan d'échantillonnage qui soient en adéquation avec les moyens humains disponibles.

2) Déroulement de la coopération avec l'ensemble des acteurs

Cette étude est à l'initiative de la Société d'Histoire Naturelle d'Autun-Observatoire de la Faune de Bourgogne (SHNA-OFAB) qui a pu bénéficier d'un accompagnement méthodologique dans le cadre d'un appel à manifestation d'intérêt lancé fin 2019 par l'Office français de la Biodiversité (OFB) et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE). Une première réunion de lancement de cet accompagnement a eu lieu le 26 mars 2020 entre Alexandre Cartier (chargé de mission chiroptérologie à la SHNA), Thibaut Couturier (ingénieur de recherche) et Aurélien Besnard (directeur d'études au CEFE). Une seconde réunion a eu lieu entre les mêmes personnes, ainsi que Nicolas Varanguin (chargé de mission herpétologie et bases de données SHNA) et qui a permis de faire le point sur les données disponibles dans la base de données gérée par la SHNA. A l'issue de cette réunion, Nicolas Varanguin a fourni une extraction de cette base de données permettant ainsi au CEFE de visualiser son contenu. Le travail a repris en janvier 2021, avec des échanges par mail pour clarifier le contenu des données à extraire pour l'analyse. Thibaut Couturier s'est rendu en Bourgogne pour accompagner les équipes de bénévoles et salariés sur le protocole de dénombrement dans les cavités du Sud de l'Yonne le 6 février 2021. La veille, une réunion entre Thibaut Couturier, Nicolas Varanguin et Alexandre Cartier a permis de bien clarifier certains points concernant l'extraction des données de la base en vue des analyses à réaliser. Un extrait des données a été transmis au CEFE en avril 2021. Après une nouvelle interruption du travail, une réunion a eu lieu le 2 décembre 2021 entre Nicolas Varanguin, Thibaut Couturier et Alexandre Cartier. Les données à analyser, ainsi que la notice d'extraction de ces données ont été fournies au CEFE le 17 janvier 2022. Lors des deux mois qui ont suivi, Thibaut Couturier a réalisé des analyses exploratoires du jeu de données (graphes, tableaux synthétiques, etc.). Entre avril et novembre 2022, Thibaut Couturier et Aurélien Besnard ont réalisé des premiers tests de modélisation à partir de scripts d'analyse du CESCO, adaptés lors d'un travail conduit dans la région Grand-Est. En décembre 2022, Thierry Chambert (post-doctorant au CEFE) a fourni à Thibaut Couturier un script d'analyse permettant d'appliquer le modèle dit « à deux échelles » d'analyse des tendances en bayésien. Après quelques tests, ce modèle s'est révélé pertinent pour le travail à mener. Les premiers résultats issus de ces tests ont été envoyés à la SHNA

début janvier 2023. Le travail d'analyse pour tester différents plans d'échantillonnage spatiaux a été conduit par le CEFE jusqu'en avril 2023. Les résultats de ces tests ont été discutés lors d'une réunion entre Thibaut Couturier, Alexandre Cartier et Nicolas Varanguin le 11 mai 2023. Le travail d'analyse pour les tests d'échantillonnage temporel s'est déroulé les mois suivants. Les résultats de ce travail ont été fournis à la SHNA le 20 septembre 2023. Une réunion entre Thibaut Couturier et Alexandre Cartier le 30 novembre 2023 a permis d'identifier quelques pistes d'amélioration. Les analyses ont été finalisées les semaines suivantes, ce qui a permis d'aboutir à la finalisation de la proposition de plan d'échantillonnage. Ce plan d'échantillonnage des sites hivernaux a été mis en place dès janvier 2024 en Bourgogne. Ce travail a été présenté par Alexandre Cartier et Thibaut Couturier lors des rencontres nationales chiroptères de Bourges le 8 mars 2024. Thibaut Couturier a également présenté ce travail lors d'un séminaire à l'IREC (Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos) à Ciudad Real (Espagne) le 20 mars 2024. La rédaction de ce présent rapport a démarré fin 2023 et s'est achevée fin mars 2024. Ce rapport a ensuite été soumis à la critique de reviewers externes : Kévin Barré (CESCO) et Sébastien Roué. Ce rapport a été finalisé en juillet 2024.

II) Présentation du protocole de collecte de données

Grâce aux travaux de baguage des biospéléologues dans les années 1950-1970, les premiers sites hivernaux de chauve-souris ont été mis en évidence en Bourgogne et ont permis de recueillir les premières données d'effectifs. Depuis le début des années 1980, des recherches et inventaires ciblés ont été menés par des naturalistes. A partir de 1995, la création du Groupe Chiroptères Bourgogne (GCB) a permis de coordonner ces inventaires. Le lancement du Plan Régional d'Actions pour les Chiroptères (PRAC) en 1998 a permis de lancer une nouvelle dynamique autour de ces inventaires. Ces actions ont considérablement décuplé les connaissances des sites hivernaux en Bourgogne et cette dynamique se poursuit toujours actuellement avec la recherche et la découverte continue de nouveaux sites.

Grâce aux publications des spéléologues, aux archives départementales (des mines et carrières), aux témoignages, etc. des prospections sont menées sur les sites ayant le plus de potentiel d'accueil de chiroptères afin de compter les individus présents et couvrir le maximum des réseaux souterrains.

Suite à ce premier travail d'inventaire, une hiérarchisation des sites est réalisée en appliquant la méthodologie de hiérarchisation nationale issue du Plan National d'Actions (PNA) qui permet de classer les sites selon leurs intérêts chiroptérologiques au niveau régional, national ou européen. Chaque année, sur la base de cette liste, une sélection de ces sites pour le suivi des populations est réalisée en croisant les enjeux de conservation, les projets de protection, les besoins relationnels (ex : lien avec les propriétaires des sites) et les moyens mobilisables.

L'équipe chiroptères de la SHNA-OFAB anime le réseau de bénévoles et coordonne les activités afin qu'elles respectent une déontologie et s'intègrent dans un cadre scientifique. Plusieurs week-ends de suivis sont organisés au cours des mois de janvier et février avec la tenue du plus important comptage de l'hiver lors des suivis du réseau de carrières du sud de l'Yonne qui mobilise chaque année une trentaine de personnes. Les sites isolés sont suivis par les bénévoles ou salariés selon leur

localisation et les disponibilités de chacun.

Le suivi des populations hivernales de chauves-souris consiste en un contrôle visuel des individus dans les sites hivernaux (grottes, carrières souterraines, caves, tunnels...) au cours des mois de janvier et février avec la majorité des sites comptés entre le 01/01 et le 15/02. En journée, à l'aide de lampes, une inspection des plafonds, des parois, des fissures, est réalisée afin de compter les individus et déterminer les espèces (à l'aide de jumelles pour les sites haut de plafond). Les réseaux souterrains praticables sont couverts au maximum à l'identique à chaque suivi. Tous les sites suivis font l'objet d'une fiche de récolte de données en lien avec la topographie du site (localisation des individus). Les effectifs isolés et en colonies pour chaque espèce ou groupe d'espèces sont différenciés.

L'identification à l'espèce est réalisée à chaque fois que les conditions d'observation le permettent. Concernant les espèces difficilement identifiables à vue (groupes des Pipistrelles, Oreillard et des Murins « à museaux sombres »), elles sont notées au genre ou au groupe d'espèces selon les cas. Pour le groupe des Murins « à museaux sombres », selon l'expérience des observateurs et les conditions d'observation un « type » est noté afin de ne pas perdre ces informations de terrain (« type moustaches », « type Brandt », « type Alcathoé »).

Toutes les données sont ensuite saisies dans la base de données référente en Bourgogne, la Bourgogne Base Fauna (BBF) et géolocalisées. Le maximum des informations collectées est saisi (individus éveillés, accouplement, mort, hauteur inhabituelle etc.). Toutes les données sont vérifiées et validées et un nettoyage continu du jeu de données est réalisé.

Dans les années 1990, deux visites étaient parfois réalisées au cours de la période hivernale. Actuellement, une seule visite est faite sur chaque site au cours de l'hiver afin de limiter les dérangements lors de cette période sensible dans le cycle des chiroptères.

Avec l'augmentation continue du nombre de sites hivernaux connus, il n'est plus envisageable de suivre annuellement tous les sites majeurs, i.e. ceux accueillant de forts effectifs avec un enjeu régional et plus (méthode de hiérarchisation nationale), par manque de moyens humains et financiers. Une sélection annuelle de sites est donc obligatoire en tenant compte des moyens mobilisables tout en permettant d'obtenir des estimations de tendances suffisamment précises pour détecter des déclin ou augmentations d'effectifs significatifs.

III) Tests de plans d'échantillonnage à partir des données historiques

1) Objectifs et déroulé

Cette première étape consiste à tester plusieurs plans d'échantillonnage spatiaux et temporels à partir des données de comptages des différents taxons de chiroptères collectées les 15 à 20 dernières années en Bourgogne par le réseau de bénévoles. Ces données de comptage nous permettent d'estimer les taux de croissance des différentes espèces à l'échelle régionale. Ces taux de croissance sont obtenus à partir d'un modèle d'estimation des tendances développé lors d'une étude récente (Chambert et al., 2024). Nous testons ensuite plusieurs plans d'échantillonnage spatiaux (tirages d'un nombre croissant de sites, selon plusieurs modalités de tirage) et temporels (tirage d'une année sur deux ou d'une année sur trois) et comparons alors la précision et le biais de ces taux de croissance estimés.

2) Modélisation des tendances

Extraction des données

Le détail de la procédure d'extraction des données mobilisées pour cette analyse depuis la base de données, réalisée par la SHNA au 20 janvier 2022, est fourni en Annexe 1.

Description des données

Le jeu de données transmis par la SHNA au CEFÉ est composé de 963 956 lignes, qui correspondent à des comptages d'individus de chiroptères sur des sites hivernaux de la Bourgogne. Ces données de comptages ont été collectées entre les hivers 1979/1980 et 2020/2021 sur 1 632 sites pour 14 taxons de chiroptères. Ces taxons correspondent à des espèces ou des groupements d'espèces (indéterminées ou complexes d'espèces très proches morphologiquement). Dès lors qu'un site a été prospecté une année donnée, le jeu de données intègre des valeurs de comptages (dont zéro pour les espèces non-observées sur le site-année en question). Des données manquantes « NA » sont renvoyées pour l'ensemble des taxons dès lors que les sites n'ont pas été prospectés certaines années.

Filtres appliqués à l'ensemble du jeu de données

Parmi les 14 taxons relevés, nous avons exclu ceux qui correspondent à des espèces rares en Bourgogne (Rhinolophe euryale *Rhinolophus euryale*, Minioptère de Schreibers *Miniopterus schreibersii*, Annexe 1) car les taux de croissance estimés auraient été très peu précis compte-tenu des très nombreuses données d'absence et des faibles effectifs comptés. Nous avons également exclu les données d'espèces non déterminées (*Chiroptera sp.*, *Plecotus sp.*, *Myotis sp.*). L'analyse porte ainsi sur les neuf taxons suivants : la Barbastelle d'Europe *Barbastella barbastellus*, le Murin de Bechstein *Myotis bechsteinii*, le Murin de Daubenton *Myotis daubentonii*, le Murin à oreilles échancrées *Myotis*

emarginatus, le Grand murin *Myotis myotis*, le Murin de Natterer *Myotis nattereri*, le Grand rhinolophe *Rhinolophus ferrumequinum*, le Petit rhinolophe *Rhinolophus hipposideros* et le complexe de Murins (groupe des Murins « à museaux sombres ») *Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus*. Les effectifs recueillis pour chaque taxon, chaque année, sur les sites hivernaux figurent dans le document « visualisation données brutes.html » sur le [dépôt github](#)). Ces graphiques mettent en évidence de fortes différences d'abondance entre les espèces.

Nous avons exclu les données collectées sur les "sites mères" pour ne conserver que les « sites normaux » et les « sites rattachés ». Dans la base de données, les "sites mères" correspondent à plusieurs cavités très proches (un complexe de sites). Ils sont utilisés lorsqu'il n'y a pas eu de distinction des effectifs par cavités lors des suivis (données « anciennes ») ou pour faire des analyses par complexe de sites. Lorsque plusieurs passages ont été réalisés sur un même site lors d'un hiver donné, nous avons arbitrairement conservé le comptage obtenu lors de la première visite uniquement. Notons que ce choix peut être questionné lorsque les comptages ont été réalisés en décembre, période qui peut correspondre à l'arrivée des individus sur les sites hivernaux (donc effectifs potentiellement faibles).

Exemple du Petit rhinolophe

Nous présentons un exemple ci-dessous sur les données du Petit rhinolophe pour illustrer le contenu et la forme des jeux de données ainsi constitués. Davantage de graphiques sont disponibles dans le document « visualisation données brutes.html » disponible sur le [dépôt github](#).

Tout d'abord, nous avons exclu les données issues des sites où aucun relevé de cette espèce n'avait été réalisé entre 1979 et 2020. Parmi les autres, i.e. ceux ayant accueilli au moins une fois l'espèce, la proportion de sites prospectés varie entre 1% et 22% selon les années. Cette proportion de sites prospectés a augmenté au fil des années en raison d'une plus forte mobilisation des observateurs pour ces suivis et suite à la découverte de nouveaux sites, alors intégrés dans l'ensemble des sites à suivre. La dynamique mise en place en Bourgogne depuis 1995 a permis de former et d'augmenter significativement le nombre d'observateurs et donc la pression de recherche et de suivis. Notons une légère tendance à la diminution de cette proportion de sites prospectés en 2020, en lien avec la crise covid qui a limité la capacité à déployer les efforts habituels sur le terrain.

Peu de sites ($n = 152$) ont été suivis sur au moins 20% des années la période considérée. Parmi l'ensemble des relevés réalisés sur les sites où l'espèce est présente ($n = 3\ 845$ relevés), 38% ($n = 1\ 459$ relevés) fournissent des absences de l'espèce (effectif = 0) et 11% ($n = 431$ relevés) ont un seul individu contacté. 508 sites enregistrent des abondances moyennes proches de zéro et 121 sites des abondances moyennes d'un individu. Seuls 3% ($n = 110$ relevés) correspondent à des effectifs supérieurs à 100 individus. Ils ont été obtenus sur huit sites hivernaux différents. L'effectif maximum contacté est de 1 142 individus (code site « 91-121212123108CAR » en 2015). On observe plutôt une tendance à l'augmentation des effectifs sur les 15 dernières années parmi les sites abritant les plus gros effectifs (figure 3).

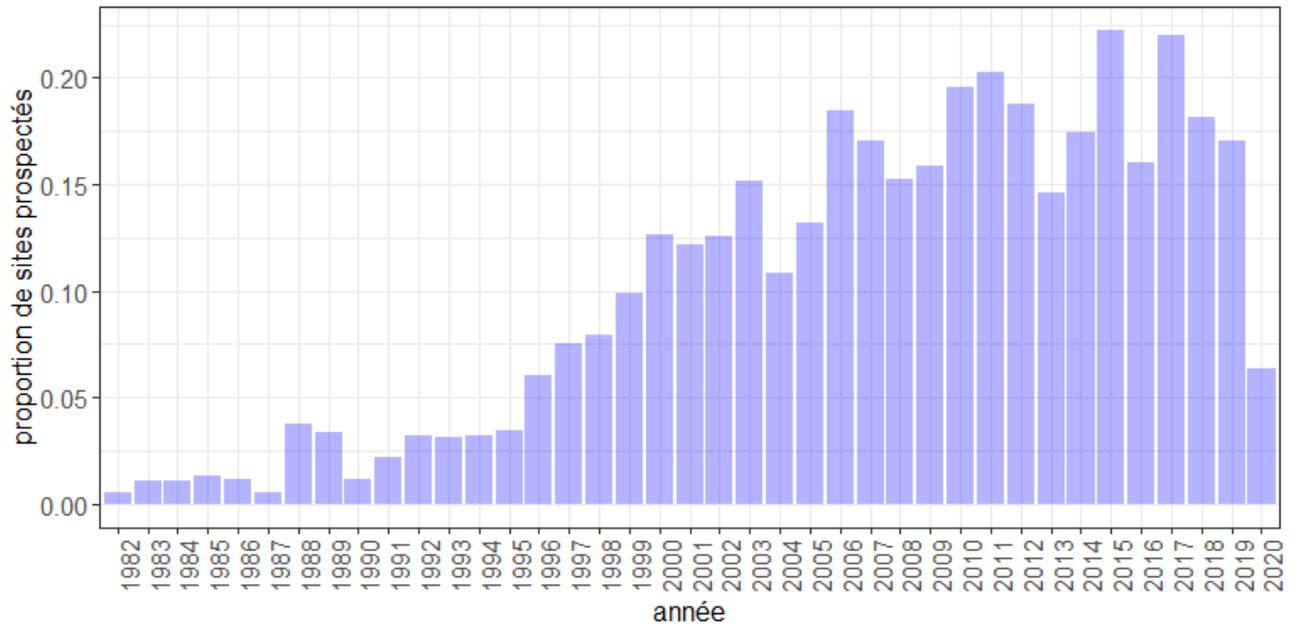


Figure 2 : Proportion de sites hivernaux prospectés parmi l'ensemble des sites ayant accueilli au moins une fois des Petits rhinolophes entre 1982 et 2020.

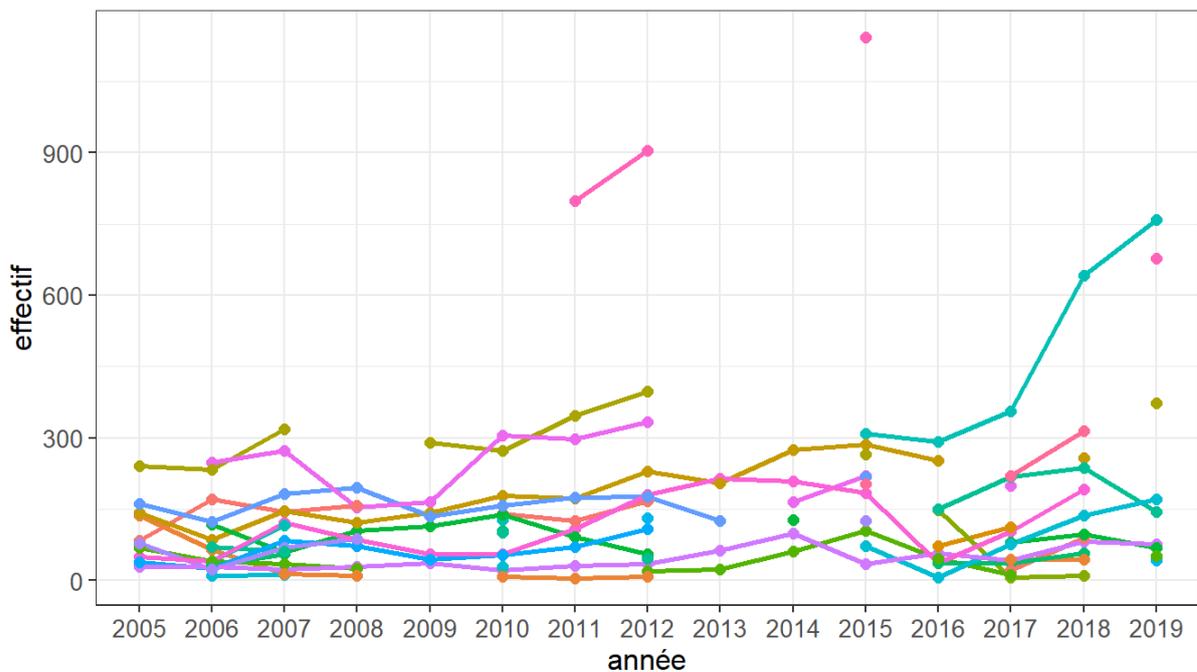


Figure 3 : Effectifs relevés lors des recensements réalisés sur les 20 plus gros sites hivernaux de Petit rhinolophe (>100 individus contactés au moins une fois) entre 2005 et 2019.

Présentation du modèle à deux échelles

Nous avons analysé les séries temporelles d'effectifs collectées sur les sites hivernaux selon une nouvelle approche de modélisation développée pour les besoins d'un projet de recherche visant à étudier la dynamique des populations d'oiseaux marins nichant le long de la côte atlantique française (Chambert et al., 2024). Ce modèle démographique, appelé « modèle à deux échelles », permet

d'estimer les taux de croissance de colonies locales qui fonctionnent en métapopulation. Ces taux de croissance sont alors conditionnés par la croissance globale de l'ensemble des colonies constituant la métapopulation, ce qui permet de prendre en compte le fait que les colonies soient interconnectées entre elles. Une telle approche évite ainsi l'estimation de tendances irréalistes qui peuvent se produire lorsque la trajectoire de chaque colonie est modélisée indépendamment des autres colonies de la métapopulation (Chambert et al., 2024).

Ce modèle s'appuie dans un premier temps sur un modèle en population fermée pour décrire les changements d'effectifs à l'échelle de la métapopulation (dans notre cas la région Bourgogne) au fil du temps. Ensuite, les effectifs totaux de cette métapopulation sont redistribués entre les sous-populations (dans notre cas les sites hivernaux). Cette approche en deux étapes garantit que la croissance à long terme de chaque sous-population soit limitée par le nombre d'individus effectivement présents dans la métapopulation. A l'issue de l'analyse, la tendance des effectifs de l'ensemble de la métapopulation et celles de chacune des colonies la constituant sont estimées. Signalons également qu'en plus d'estimer les tendances passées, cette approche permet très facilement de prédire les effectifs futures probables des colonies via l'ajout d'années supplémentaires dans l'analyse.

Ce modèle à deux échelles se base sur une approche de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCMC) dans un cadre bayésien (voir code en Annexe 3). Nous avons utilisé le package jags sous R version 4.2.2 (R Core Team ...). Pour chacune des analyses conduites, nous avons exécuté 3 chaînes parallèles de 20 000 itérations, avec une phase de burn-in de 1000 itérations et un thin de 5 itérations (n.adapt = 5000). Nous nous sommes assurés que la convergence des chaînes soit bien atteinte, en vérifiant que les valeurs de la statistique R-hat soient inférieures à 1,01.

Nous avons appliqué ce modèle aux jeux de données correspondant à chacun des neuf taxons étudiés. Dans un premier temps, nous avons analysé les jeux de données complets (après application de filtres, voir ci-dessous) puis testé plusieurs plans d'échantillonnage spatiaux (partie 1.3) et temporels (partie 1.4) (figure 4). Chaque modèle nécessitait plusieurs heures de temps de calcul. Il était donc nécessaire de limiter le nombre de modèles testés (donc le nombre de combinaisons nombre de sites x nombre d'années de suivi), notamment en raison du grand nombre de taxons étudiés. L'utilisation d'un cluster de calcul permettait d'exécuter plusieurs modèles en même temps, réduisant ainsi la durée de l'analyse.

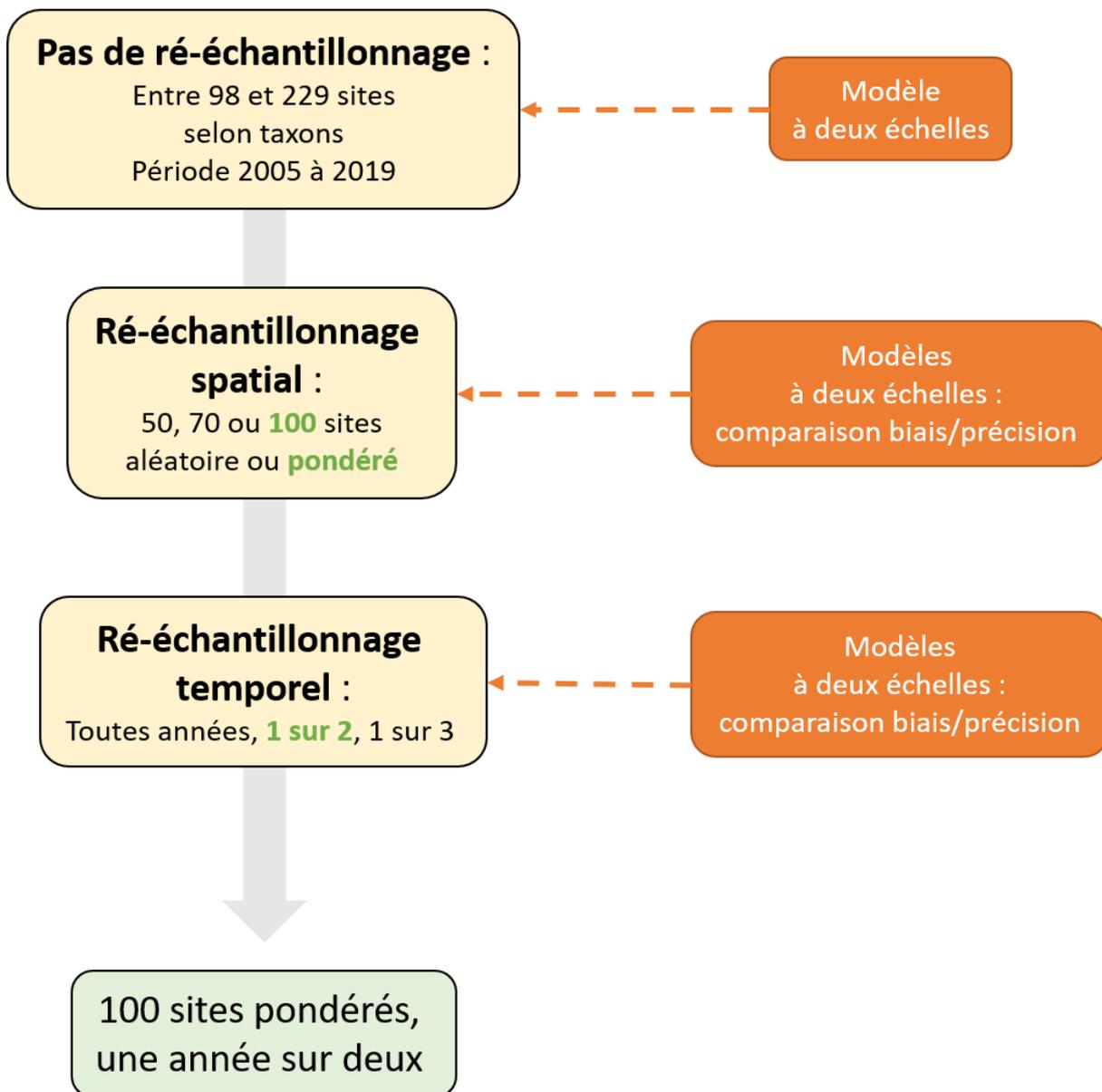


Figure 4 : Schéma synthétisant les étapes de l'analyse (jaune), le modèle utilisé (orange) et les recommandations issues des résultats (vert)

3) Échantillonnage spatial

Filtres

Lors de cette étape, nous avons cherché à maximiser le nombre de sites hivernaux potentiels à inclure. Pour cela, nous avons filtré les données sur une période de 15 ans (2005 à 2019). Pour chaque taxon, nous avons retenu les sites comportant au moins deux années de comptage (soit moins de 14 années avec absence de données) et avec au moins un individu contacté. Cela permettait de mobiliser entre 98 et 229 sites selon les taxons (Tableau 1).

Tableau 1 : Nombre de sites hivernaux disponibles pour les tests d'échantillonnage spatial pour chaque taxon après application des différents filtres. Note : Ici, « complexe murins » se réfère à *Myotis mystacinus/Brandtii/alcathoe*

Taxon	Nombre de sites retenus pour l'analyse
Barbastelle	100
Murin de Bechstein	98
Murin à oreilles échancrées	108
Murin de Daubenton	173
Murin de Natterer	153
Complexe des Murins	148
Grand murin	188
Petit rhinolophe	229
Grand rhinolophe	161

Taux de croissance estimés sans échantillonnage spatial

Nous avons appliqué le modèle à deux échelles sur ces jeux de données filtrés. Les résultats montrent des taux de croissance estimés supérieurs à 1 chez tous les taxons lorsqu'on conserve l'ensemble des sites. Ils varient entre 1,01 (Barbastelle) et 1,15 (Petit rhinolophe) (figure 5). Ces tendances à l'augmentation des effectifs pour la plupart des espèces sur les sites hivernaux sont cohérentes avec celles enregistrées sur une autre région (Thomasset, 2020), à l'échelle nationale (Kerbiriou et al., 2018) et européenne (Van Der Meij et al., 2015). A l'échelle nationale (Kerbiriou et al., 2018) montrent une absence de tendance significative pour le Murin de Daubenton et de Bechstein, i.e. celles pour lesquelles nous estimons un taux de croissance légèrement supérieur à 1. Seule la Barbastelle ne montre pas une tendance des effectifs en accord avec Kerbiriou et al. (2018) qui enregistrent une croissance des effectifs.

La précision de ces taux de croissance varie entre taxons, avec une forte précision enregistrée pour le Murin à oreilles échancrées ($sd = 0,002$) et une faible précision pour la Barbastelle ($sd = 0,01$). Ceci peut être expliqué par le fait que la Barbastelle est une espèce plutôt forestière et qui a une résistance notable aux basses températures, lui permettant de se retrouver dans des arbres et bâtis durant l'hiver (Arthur and Lemaire, 2009; Thomasset, 2020) et n'occupant généralement les sites souterrains en hiver que lors d'épisodes de grands froids.

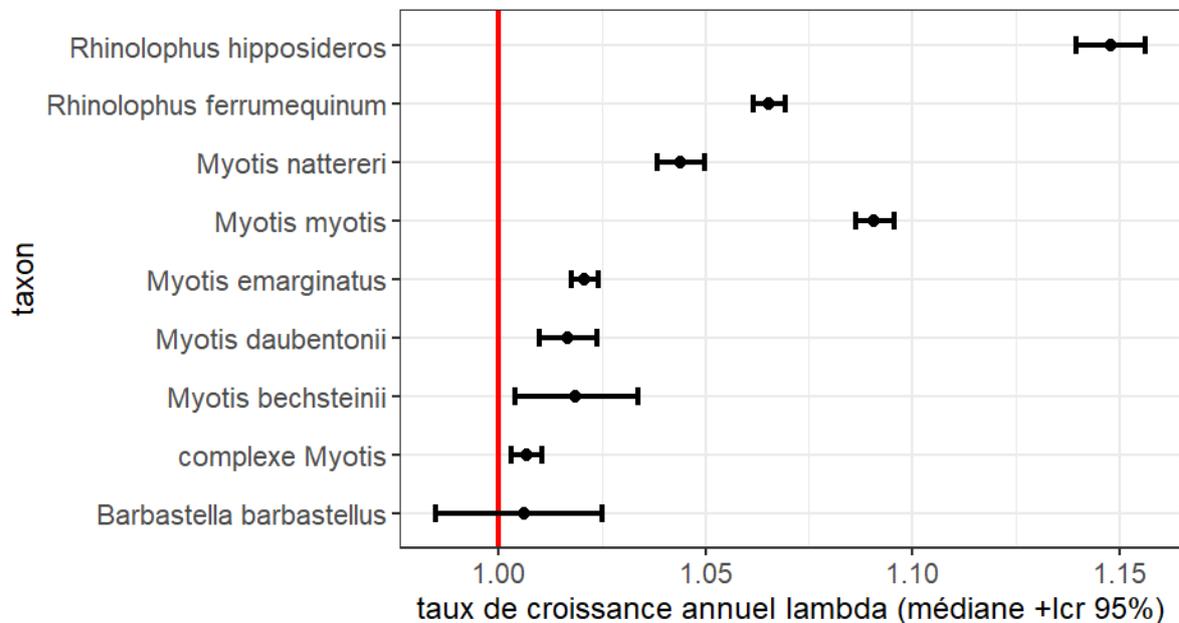


Figure 5 : Taux de croissance estimés pour chaque taxon à partir des données collectées sur les sites hivernaux de Bourgogne qui présentent au moins deux relevés et une présence confirmée du taxon entre 2005 et 2019.

Echantillonnage spatial

Nous avons testé plusieurs modalités de tirage : 50 sites, 70 sites ou 100 sites (lorsqu'assez de sites sont occupés par l'espèce dans ce dernier cas) parmi l'ensemble des sites disponibles pour chaque taxon (figure 4). Ce tirage était soit aléatoire strict, soit aléatoire pondéré par les effectifs qu'accueillent le site (log des effectifs moyens obtenus sur la série temporelle), soit aléatoire pondéré par la durée de la série temporelle (i.e. plus on a de données sur un site, plus il a de chances d'être tiré). Pour les tirages de 50 sites, nous avons également testé des tirages de jeux de données composés des sites régulièrement suivis (i.e. les sites avec plus de 8 relevés sur 15 ans), et d'autres avec sélection des sites peu suivis (i.e. moins de 6 relevés, présentés en Annexe 2 uniquement). Pour chacune de ces modalités de tirage, nous avons réalisé 10 tirages indépendants. L'ensemble des résultats obtenus pour les différentes espèces est fourni en Annexe 2.

Nous illustrons ici cette approche par les résultats obtenus chez le Petit rhinolophe. Lorsqu'on tire 100 sites de manière aléatoire (parmi les 229 sites disponibles, une fois les filtres appliqués), ou avec pondération selon la durée des séries temporelles, les taux de croissance estimés peuvent être fortement biaisés pour certains tirages, et parfois très peu précis (figure 6).

Lorsqu'une pondération par les effectifs du site est appliquée à ce tirage de 100 sites, les estimations sont assez précises et le biais est faible quels que soient les tirages. Elles sont comprises entre 1,09 [lcr95% 1,08 – 1,10] et 1,12 [lcr95% 1,11 – 1,13] selon les tirages, donc inférieures à l'estimation de 1,15 [lcr95% 1,14 – 1,16] obtenue sur l'ensemble des 229 sites potentiels.

Lorsqu'on réduit le nombre de sites à 70, en appliquant également une pondération selon les effectifs, les taux de croissance estimés peuvent être fortement biaisés pour certains tirages. Ces biais sont encore plus élevés pour un tirage de 50 sites, y compris dans le cas de tirages pondérés par les effectifs, et restent élevés lorsqu'on sélectionne aléatoirement 50 sites qui ont été suivis plus de 8 ans.

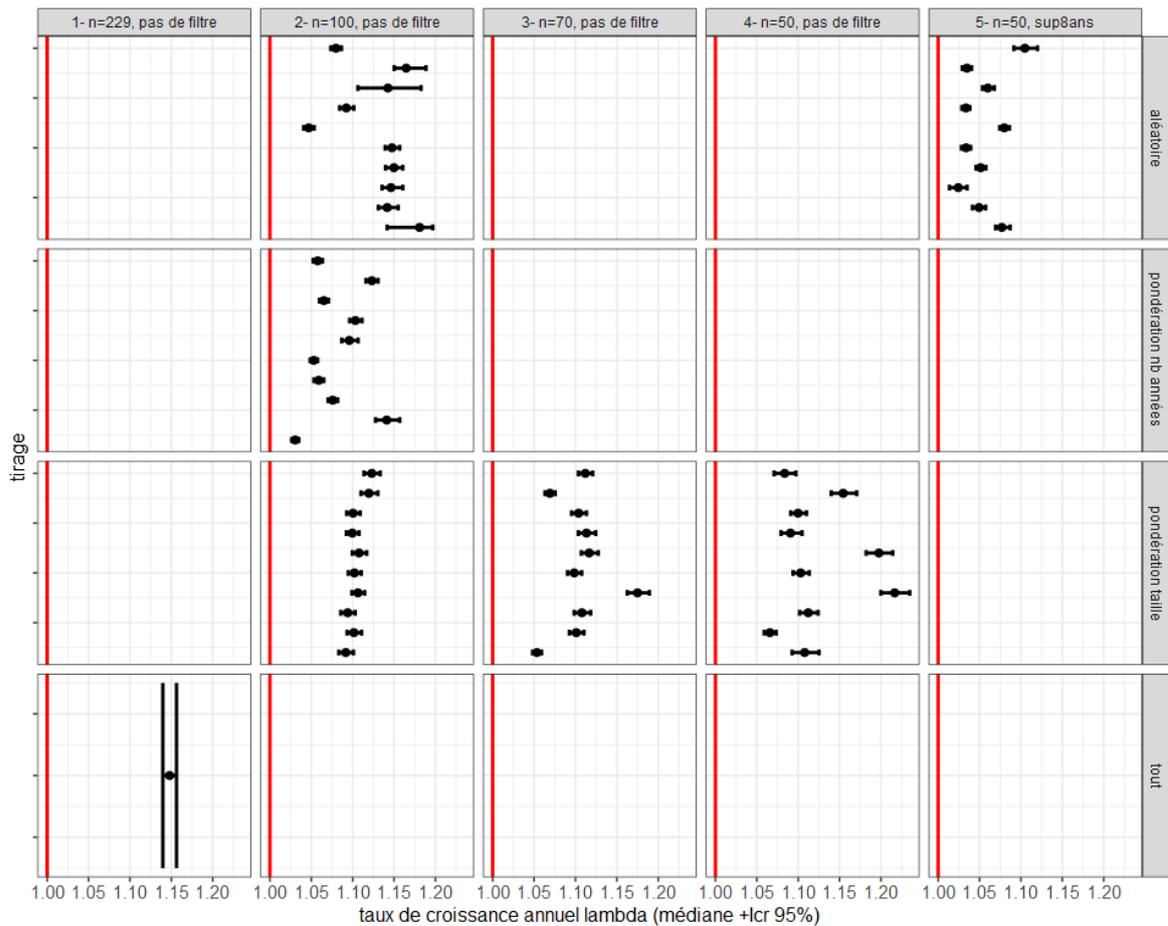


Figure 6 : Taux de croissance des effectifs estimés pour le Petit rhinolophe selon différentes tailles d'échantillons de sites hivernaux (50, 70 ou 100), différents filtres (sans filtre ou sites suivis plus de 8 ans) et différentes modalités de tirage (aléatoire strict, pondéré par le nombre d'années, pondéré par les effectifs, ou sans tirage) appliqué au jeu de données collecté entre 2005 et 2019. Certaines combinaisons n'ont pas été testées lorsque les estimations étaient déjà fortement biaisées/peu précises avec un effort plus important.

Pour l'ensemble des autres espèces (Annexe 2), on observe des taux de croissance assez biaisés et/ou peu précis lorsque le tirage est aléatoire stricts. Ils sont assez peu biaisés pour la plupart des tirages dès lors que 100 sites sont tirés avec pondération par les effectifs qu'ils accueillent. Par ailleurs, les précisions obtenues sont assez stables et similaires à celles obtenues en conservant la totalité des sites potentiels. Pour la plupart des taxons (Murin de Daubenton, Murin à oreilles échancrées, Grand rhinolophe et complexe de Murins), il pourrait être envisagé de baisser le nombre de sites échantillonnés à 70, voire à 50 sites pour deux espèces (Murin à oreilles échancrées, Grand murin) sans que cela ait des répercussions fortes sur le biais ou la précision des estimations des taux de croissance. Pour deux espèces (Petit rhinolophe, présenté ci-dessus, et Murin de Natterer), les biais entre tirages sont très élevés dès qu'on suit moins de 100 sites.

Ces résultats sont assez cohérents avec ceux obtenus lors d'une étude conduite en région AURA, (Thomasset, 2020) où les tests de puissance montrent que le suivi d'une centaine de sites permet d'enregistrer des tendances significatives de Petits Rhinolophes et de Murins de Daubenton. Ce nombre augmente à 130 pour les complexes de Murins et 150 pour la Barbastelle d'Europe.

4) Echantillonnage temporel

Filtres

Dans cette seconde approche, nous avons cherché à conserver un nombre de sites échantillonnés avoisinant la centaine (résultats des tests d'échantillonnage spatiaux) tout en maximisant le nombre d'années à inclure dans les tests d'échantillonnage temporels afin de disposer de suffisamment de données pour pouvoir ensuite « dégrader » le jeu de données (passages une année sur deux et une année sur trois). Pour cela, nous avons augmenté l'étendue de la série temporelle par rapport à l'échantillonnage spatial. Nous avons cependant évité des séries temporelles trop longues, qui pourraient alors remettre en question la linéarité de la tendance des effectifs, hypothèse posée pour l'utilisation du modèle à deux échelles que nous utilisons pour analyser les données. On peut en effet imaginer des taxons pour lesquels des fluctuations d'effectifs puissent se produire à l'échelle de quelques décennies. Nous avons ainsi retenu une série de 20 ans (de 2000 à 2019), les sites comportant au moins cinq années de comptage sur cette série (soit moins de 16 années avec absence de donnée). Nous avons par ailleurs exclu les sites où le taxon d'intérêt était systématiquement absent. Le nombre de sites retenu après application de ces filtres varie ainsi entre 85 et 144 selon les taxons (Tableau 1).

Tableau 1 : Nombre de sites hivernaux disponibles pour les tests d'échantillonnage temporel pour chaque taxon après application des différents filtres. Note : Ici, « complexe murins » se réfère à *Myotis mystacinus/Brandtii/alcaethoe*

Taxon	Nombre de sites retenus pour l'analyse
Barbastelle	89
Murin de Bechstein	85
Murin à oreilles échancrées	98
Murin de Daubenton	139
Murin de Natterer	123
Complexe des Murins	115
Grand murin	138
Petit rhinolophe	144
Grand rhinolophe	121

Reconstitution des séries temporelles (remplacement des données manquantes)

Compte-tenu du nombre important de données manquantes dans les jeux de données, nous avons cherché à reconstituer les séries temporelles en intégralité avant d'effectuer ces tests d'échantillonnage temporel. Pour cela, nous avons ajusté le modèle d'estimation des taux de croissance à deux

échelles sur 100 sites avec pondération par leurs effectifs. A partir des effectifs prédits sur chaque site/année par ce modèle (médiane des distributions postérieures), nous avons récupéré la différence entre ces effectifs prédits et ceux observés (comptages réels) afin de calculer une variance "résiduelle" moyenne des effectifs sur chaque site. A partir de cette variance estimée et de la prédiction moyenne de chaque site/année, nous avons tiré des valeurs aléatoires d'effectifs dans une loi lognormale. Cette loi de distribution permettait de ne pas tirer des valeurs négatives, comme cela aurait été le cas avec une loi normale. Nous avons alors utilisé ces valeurs simulées pour reconstituer les données manquantes dans les séries temporelles (figure 6). Nous avons conservé les données de comptages réelles lorsqu'elles existaient.

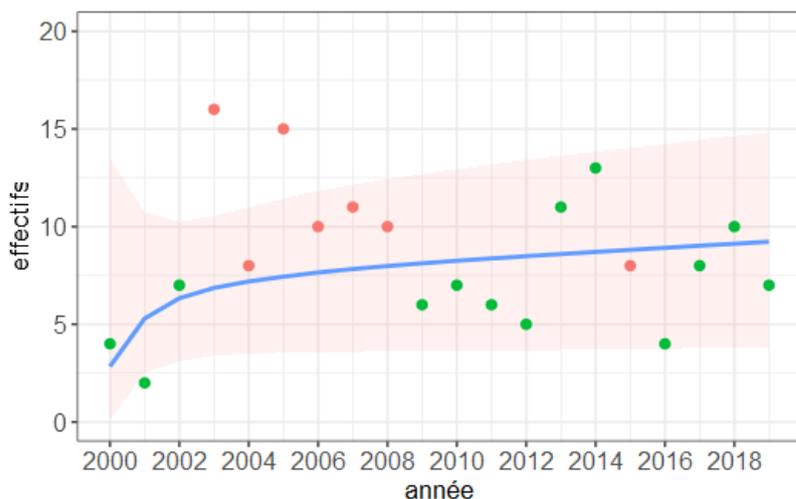


Figure 6 : Exemple d'un site hivernal à Murin de Daubenton. La courbe représente la tendance estimée par le modèle à deux échelles (avec intervalle de crédibilité à 95% en ombré) basé sur les données collectées (points rouges) ; Les points verts correspondent à des valeurs aléatoires de comptages tirées dans une loi lognormale, permettant ainsi de reconstituer la série temporelle, en vue d'une dégradation du jeu de données pour les tests d'échantillonnage temporel.

Pour chaque espèce, on obtient ainsi un tableau intégrant les comptages réels, complété par les valeurs de comptages simulées sur 100 sites et sur 20 années. Sur la base de ce tableau de données, nous avons pu tester plusieurs modalités de plans d'échantillonnage temporels.

Plans d'échantillonnage testés

A partir des séries de données complètes (comptages réels et données simulées), nous avons testé deux modalités de plan d'échantillonnage : tirages d'une année sur deux (années paires ou impaires à partir de 2000, soit 10 relevés), et d'une année sur trois (donc trois modalités : démarrages en 2000, 2001 et 2002, avec 6 à 7 relevés). Pour gérer le fait que les données n'étaient alors disponibles que sur des pas de temps de 2 ou 3 ans, nous avons appliqué un correctif sur les taux de croissance obtenus sur ces jeux de données (racine carrée de lambda si une année sur deux, racine cubique de lambda si une année sur trois) pour obtenir un taux de croissance annuel. Pour chaque espèce, nous avons ainsi ajusté six modèles, incluant le jeu de données complet (sans ré-échantillonnage).

Les résultats mettent en évidence de fortes différences entre les espèces en termes de précision et de biais entre les taux de croissance lambda estimés (Figure 7). Pour la Barbastelle (A), les estimations sont très biaisées et peu précises, même lors d'un échantillonnage d'une année sur deux. Pour le Murin de Natterer (E), les estimations des taux de croissance sont parfois fortement biaisées selon les tirages, ce qui inciterait à maintenir un suivi annuel. Pour cinq espèces (Murin de Bechstein (B), Murin de Daubenton (C), complexes de Murins (D), Grand murin (F) et Petit rhinolophe (G)), il serait possible d'échantillonner une année sur deux sans perdre en précision et en minimisant le risque d'obtenir des estimations biaisées. Enfin, pour deux espèces (Grand rhinolophe et Murin à oreilles échancrées (H, I)), un échantillonnage une année sur trois pourrait être envisagé.

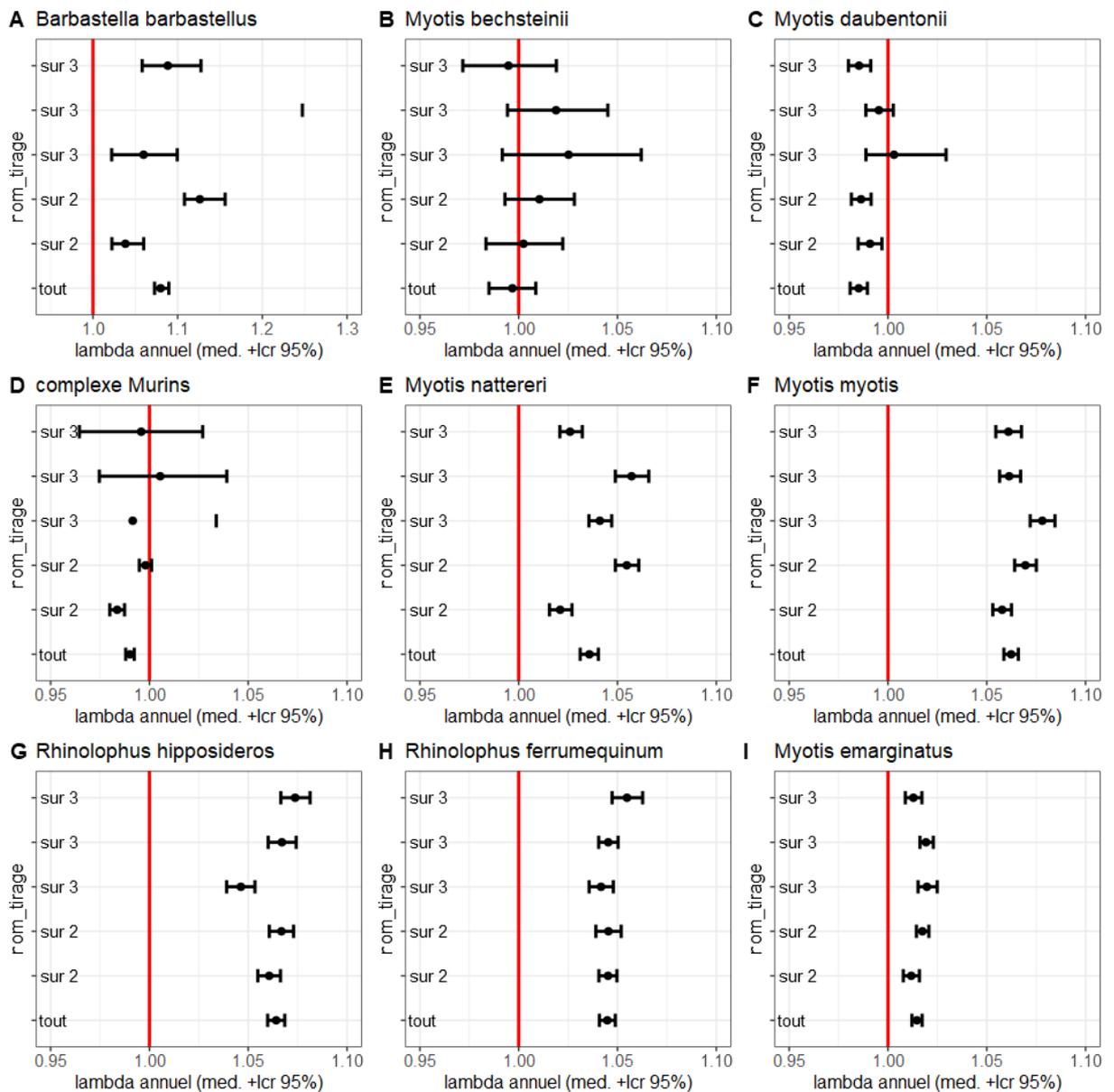


Figure 7 : Taux de croissance des effectifs estimés pour les différents taxons selon différents plans d'échantillonnages temporels (pas d'échantillonnage, une année sur deux ou une année sur trois) appliqué au jeu de données collecté entre 2000 et 2019. Les taxons sont classés selon la précision des lambda obtenue : au début les taxons avec mauvaise précision, à la fin les taxons pour lesquels la précision est très bonne. Ici, « complexe murins » se réfère à *Myotis mystacinus/brandtii/alcathoe*

IV) Poursuite du protocole

1) Plan d'échantillonnage spatial et temporel

A partir des tests d'échantillonnage spatiaux présentés ci-dessus, nous avons montré qu'il était important d'échantillonner préférentiellement les sites à forts effectifs, et ce, pour la majorité des taxons. Pour cela, nous proposons de pondérer le tirage des sites par le log des effectifs moyens obtenus entre 2000 et 2019. Nous avons également pu mettre en évidence le fait qu'il est important d'échantillonner au moins 100 sites pour le Petit rhinolophe et le Murin de Natterer. Bien que la Bourgogne et la région Auvergne-Rhône-Alpes n'aient pas les mêmes responsabilités en termes d'accueil hivernal pour ces deux espèces, le nombre de sites de Petit rhinolophe que nous préconisons de suivre rejoint celui fourni par Thomasset (2020). Elle met ainsi en évidence une précision satisfaisante pour détecter des tendances de l'espèce avec 103 sites échantillonnés. Pour les autres espèces, nous montrons qu'il est possible de réduire cet échantillonnage à 70 sites. Pour le Murin de Daubenton, cet échantillonnage est inférieur à celui préconisé par Thomasset (2020) (104 sites).

Lors des tests d'échantillonnage temporel, nous avons montré que l'on pouvait échantillonner les sites une année sur deux pour la plupart des espèces, voire une année sur trois pour deux espèces (Grand rhinolophe et Murin à oreilles échancrées). Pour la Barbastelle, aucun échantillonnage temporel n'était satisfaisant. Même en l'absence de plan d'échantillonnage (i.e. tous les sites échantillonnés tous les ans), la précision du taux de croissance global estimé était faible pour cette espèce. Un plan d'échantillonnage spécifique à cette espèce devrait donc être déployé, en intégrant des répliques temporels au cours de l'hiver pour tenir compte des fortes variations d'effectifs. En complément, le recueil des données de température permettra d'intégrer cette variable explicative dans les modèles. Nous écartons donc cette espèce dans les propositions de plan d'échantillonnage présentés ici, qui se basent alors sur les huit autres taxons davantage cavernicoles. Dans le cas du Murin de Natterer, nous avons vu qu'il serait souhaitable de repasser sur tous les sites chaque année, si on souhaite éviter d'obtenir des taux de croissance biaisés. Toutefois, le grand nombre de sites occupés par cette espèce ne permet pas de les suivre annuellement vu les moyens mobilisables. Sachant que la majorité des sites concerne des petits effectifs, cet échantillonnage annuel sera réalisé sur quelques cavités avec des effectifs importants. Ces données annuelles, combinées avec les données bi-annuelles devraient suffire à « recalculer » la tendance.

Compte-tenu de l'ensemble de ces résultats, nous proposons d'appliquer un échantillonnage une année sur deux sur une centaine de sites. Nous proposons de bâtir ce plan d'échantillonnage sur la base des sites occupés par le Petit rhinolophe car il s'agit d'une des deux espèces pour lesquelles il est nécessaire d'échantillonner au moins 100 sites. Par ailleurs, il s'agit d'une espèce dont les effectifs sont importants en Bourgogne, ce qui confère à cette ex-région une forte responsabilité pour la conservation de cette espèce, impliquant de recueillir des estimations des tendances des effectifs précises.

Nous proposons de nous baser sur la période 2000-2019 au cours de laquelle nous avons sélectionné l'ensemble des sites hivernaux pour lesquels au moins deux relevés de Petits rhinolophes avaient été réalisés et sur lesquels au moins un individu avait été détecté. Parmi ces 249 sites potentiels, nous avons tiré 100 sites selon un échantillonnage pondéré par le log de leur effectif moyen calculé sur 20 ans (figure 8).

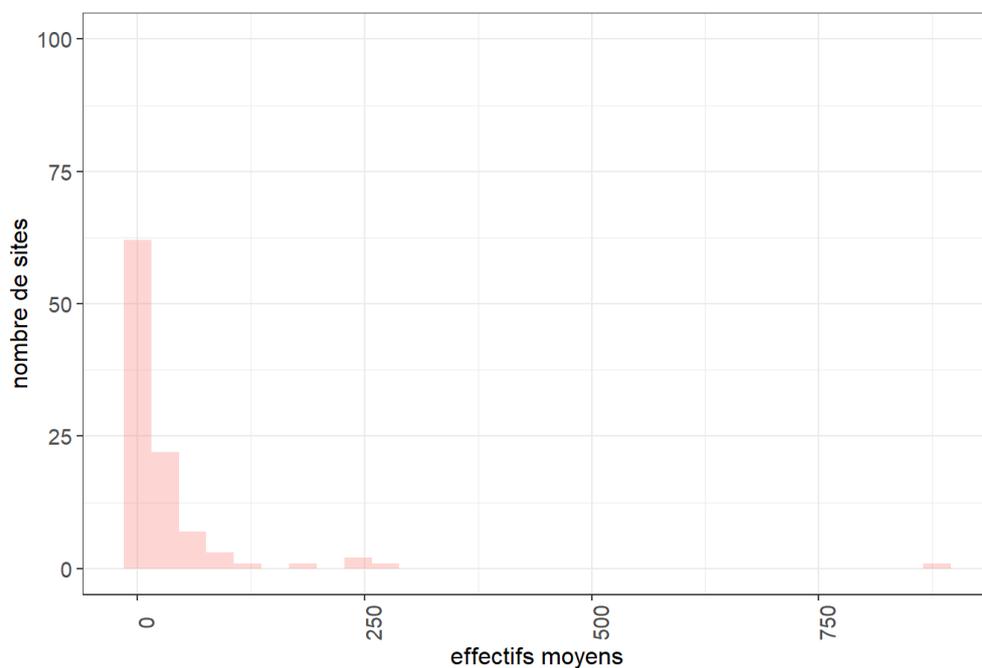


Figure 8 : Nombre de sites selon les effectifs moyens de Petit rhinolophe retenus à l'issue du tirage de 100 sites pondérés par les effectifs moyens.

A ces 100 sites tirés aléatoirement (avec pondération par les effectifs), nous avons ajouté les 15 sites avec les plus forts effectifs pour chacun des sept autres taxons (excluant la Barbastelle). Compte-tenu de l'existence de sites abritant plusieurs taxons en forts effectifs, ces sites pouvaient être redondants entre eux. En tenant compte de ces redondances, la sélection aboutit à 127 sites différents. Nous avons pu vérifier que ces sites incluent les sites avec de forts effectifs parmi les sites potentiels (chevauchement des histogrammes bleu clair et roses pour les effectifs élevés, figure 9). A noter que pour les sites à très faibles effectifs (moyenne de moins de deux individus), le nombre de sites tirés ne correspondait pas toujours au nombre de sites potentiels (absence de chevauchement des histogrammes roses et bleus clairs). Cela ne devrait pas impacter les tendances estimées compte-tenu du fait qu'il s'agit ici de sites à faibles effectifs. Les résultats issus de ce tirage réalisé en décembre 2023, notamment les informations relatives aux 127 sites retenus, sont disponibles en Annexe 4 et sur le dépôt github, dans le dossier outputs/ tirage_decembre2023.

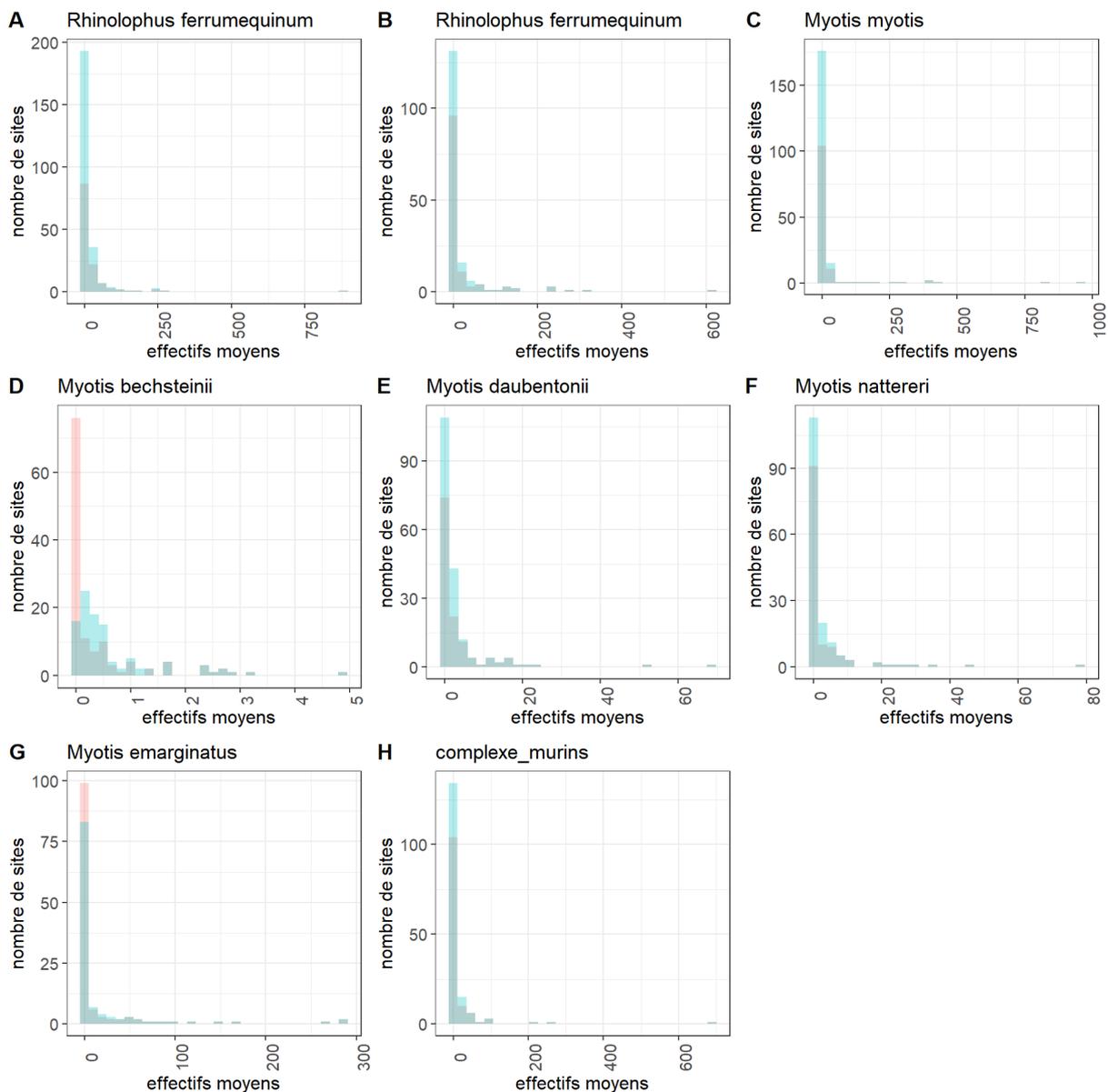


Figure 9 : Pour chaque taxon, effectif moyen sur les 127 sites sélectionnés (rose) comparé à l'effectif sur l'ensemble des sites potentiels (bleu clair). En bleu foncé apparaissent les chevauchements entre ces histogrammes.

L'ensemble de ces 127 sites retenus est à échantillonner sur un pas de temps de deux hivers. Le choix est laissé au coordinateur régional des suivis de sélectionner les sites à prospector le premier ou le deuxième hiver. Cette répartition peut permettre notamment d'optimiser les déplacements des observateurs selon la localité des sites et en cherchant à prospector les sites localisés sur un même secteur le même hiver.

2) Bilan opérationnel suite au déploiement lors de l'hiver 2023-2024

Lors de l'hiver 2023-2024, 85 sites ont pu être échantillonnés, soit les deux-tiers des 127 issus du tirage proposé (voir partie précédente). Cet important effort déployé est supérieur à celui qui était envisagé (la moitié des sites, soit environ 65). Selon les équipes en charge de la programmation du terrain, un tel effort de 85 sites ne pourra être reconduit chaque année. Toutefois, la réalisation du plan initial de 65 sites semble être un effort soutenable. Le déploiement sur le terrain de ce plan d'échantillonnage a également mis en lumière plusieurs problématiques, qui nous conduisent à proposer quelques ajustements du protocole :

- Certains sites tirés au hasard ne sont pas réalisables en raison de problèmes d'accès ou de dangerosité. Nous proposons donc une liste complémentaire de sites à échantillonner, disponible en Annexe 5. Ils sont à sélectionner dans l'ordre du tirage.
- Certains sites tirés au hasard font partie d'un réseau de sites proches les uns des autres. Compte-tenu des éléments logistiques liés à l'organisation du terrain (temps de déplacement sur les sites notamment), il semble dommage de ne pas échantillonner ces autres sites. Nous proposons ainsi de prospecter l'ensemble des sites d'un réseau dès lors que l'un d'entre eux est issu du tirage. Les données de ces sites pourront être analysées avec le modèle à deux échelles.
- Certains sites importants non issus de ce tirage seront à échantillonner (cas de sites suivis dans le cadre de programmes régionaux, conservation, questions relationnelles...). Ils viennent donc en supplément de ce tirage et pourront être intégrés à l'analyse des tendances.
- Certains sites ayant un fort potentiel d'accueil d'espèces ne sont pas intégrés à l'échantillonnage (car sans effectifs enregistrés, donc non pris en compte lors des filtres appliqués au départ). Nous proposons de mener des suivis de ces sites à fréquence régulière, avec un passage tous les quatre ans, afin de détecter d'éventuelles colonisations de ces sites.

3) Stockage, analyse future des données collectées et perspectives

Les données qui seront collectées continueront d'être stockées dans la base de données gérée par la SHNA-OFAB. Cette base permet ensuite de faire les requêtes nécessaires à l'extraction des données à analyser. Les scripts d'analyse sont fournis sur la plateforme [github](#).

La première session de collecte de données issue de nos préconisations a eu lieu au cours de l'hiver 2023-2024 et sera complétée l'hiver suivant (2024-2025). Nous préconisons d'effectuer au moins trois sessions de collecte de données supplémentaires sur chacun de ces sites retenus, avant de ré-estimer les tendances des effectifs lors d'une nouvelle analyse des données. Cette nouvelle analyse sera donc à programmer à partir de 2029. Les données collectées antérieurement sur les sites sélectionnés lors du plan d'échantillonnage présenté ici pourront être intégrées. Il sera pertinent lors de cette analyse de tendances d'intégrer certaines covariables qui seraient disponibles, qu'elles soient liées aux sites (température, hygrométrie, type de cavité etc.), aux actions de protection (physique et réglementaire), ou au climat (température notamment) qui peut fortement influencer le comportement des chauves-souris en hibernation. Des températures élevées pourraient en effet être à l'origine de fortes variations temporelles d'effectifs recensés dans les cavités (Kerbiriou et al., 2015; Martínková et al., 2020; Thomasset, 2020).

A l'issue de cette analyse réalisée en 2029-2030, une remise à plat du plan d'échantillonnage pourra être prévue. Elle permettra notamment d'intégrer lors d'un nouveau tirage les sites qui seront découverts au cours des prochaines années.

VI) Références citées

- Arthur, L., Lemaire, M., 2009. Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse, Biotope, MHNN. ed. Biotope, Mèze.
- 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. *Biol. Conserv.* 182, 14–26. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.022>
- Barré, K., Froidevaux, J.S.P., Leroux, C., Mariton, L., Fritze, M., Kerbirou, C., 2022. Over a decade of failure to implement UNEP/EUROBATS guidelines in wind energy planning: A call for action. *Conserv. Sci. Pract.* 4, e12805.
- Barré, K., Le Viol, I., Bas, Y., Julliard, R., Kerbirou, C., 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. *Biol. Conserv.* 226, 205–214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.011>
- Barré, K., Le Viol, I., Julliard, R., Pauwels, J., Newson, S.E., Julien, J., Claireau, F., Kerbirou, C., Bas, Y., 2019. Accounting for automated identification errors in acoustic surveys. *Methods Ecol. Evol.* 10, 1171–1188. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13198>
- Bell, S., Marzano, M., Cent, J., Kobierska, H., Podjed, D., Vandzinskaite, D., Reinert, H., Armaitiene, A., Grodzińska-Jurczak, M., Muršič, R., 2008. What counts? Volunteers and their organisations in the recording and monitoring of biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 17, 3443–3454. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9357-9>
- Bonney, R., Cooper, C.B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K.V., Shirk, J., 2009. Citizen Science: A Developing Tool for Expanding Science Knowledge and Scientific Literacy. *BioScience* 59, 977–984. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.9>
- Border, J.A., Newson, S.E., White, D.C.J., Gillings, S., 2017. Predicting the likely impact of urbanisation on bat populations using citizen science data, a case study for Norfolk, UK. *Landsc. Urban Plan.* 162, 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.005>
- Brown, E.D., Williams, B.K., 2019. The potential for citizen science to produce reliable and useful information in ecology. *Conserv. Biol.* 33, 561–569. <https://doi.org/10.1111/cobi.13223>
- Buckland, S.T., Johnston, A., 2017. Monitoring the biodiversity of regions: Key principles and possible pitfalls. *Biol. Conserv.* 214, 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.034>
- Cartier, A., Jouve, L., Roué, S.G., 2016. Les 20 ans du Groupe Chiroptères Bourgogne. *Rev. Sci. Bourgogne Nat.* 24, 194–204.
- Cartier, A., Roué, S.G., Sirugue, D., 2008. Le suivi des populations de chiroptères en Bourgogne. *Rev. Sci. Bourgogne Nat.* 8, 63–72.
- Chambert, T., Barbraud, C., Cam, E., Chabrolle, A., Sadoul, N., Besnard, A., 2024. A modeling approach to forecast local demographic trends in metapopulations. *Ecology* e4459. <https://doi.org/10.1002/ecy.4459>
- Claireau, F., Bas, Y., Pauwels, J., Barré, K., Machon, N., Allegrini, B., Puechmaille, S.J., Kerbirou, C., 2019. Major roads have important negative effects on insectivorous bat activity. *Biol. Conserv.* 235, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.002>
- Conrad, C.C., Hilchey, K.G., 2011. A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environ. Monit. Assess.* 176, 273–291. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1582-5>
- Couturier, T., Chiron, D., Ferret, P., Laurent, N., Cornulier, T., Villers, A., Besnard, A., Salamolard, M., Couzi, F.-X., Augiron, S., 2022. Sciences participatives sur l'île de la Réunion : quand le Busard

- de Maillard Circus maillardi J. Verreaux, 1862 fédère bénévoles et professionnels. *Naturae* 2022, 261–283. <https://doi.org/10.5852/naturae2022a15>
- Couvet, D., Prevot, A.-C., 2015. Citizen-science programs: Towards transformative biodiversity governance. *Environ. Dev.* 13, 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2014.11.003>
- Dambly, L.I., Jones, K.E., Boughey, K.L., Isaac, N.J.B., 2021. Observer retention, site selection and population dynamics interact to bias abundance trends in bats. *J. Appl. Ecol.* 58, 236–247. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13760>
- Dickinson, J.L., Zuckerberg, B., Bonter, D.N., 2010. Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 41, 149–172. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636>
- Falk, S., Foster, G., Comont, R., Conroy, J., Bostock, H., Salisbury, A., Kilbey, D., Bennett, J., Smith, B., 2019. Evaluating the ability of citizen scientists to identify bumblebee (*Bombus*) species. *PLOS ONE* 14, e0218614. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218614>
- Fournier, A.M.V., White, E.R., Heard, S.B., 2019. Site-selection bias and apparent population declines in long-term studies. *Conserv. Biol.* 33, 1370–1379. <https://doi.org/10.1111/cobi.13371>
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R., Obrist, M.K., 2013. Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *J. Appl. Ecol.* 50, 252–261. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034>
- Gaston, K.J., Davies, T.W., Bennie, J., Hopkins, J., 2012. REVIEW: Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: options and developments. *J. Appl. Ecol.* 49, 1256–1266. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02212.x>
- Hamel, P., 2019. Optimisation et déterminants environnementaux des tendances de population de chiroptères: implications pour les choix de conservation (Rapport de stage Master 2). Muséum national d'histoire naturelle.
- Houllier, F., Merilhou-Goudard, J.-B., 2016. Les sciences participatives en France: Etats des lieux, bonnes pratiques et recommandations.
- Jones, G., Jacobs, D., Kunz, T., Willig, M., Racey, P., 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endanger. Species Res.* 8, 93–115. <https://doi.org/10.3354/esr00182>
- Kerbiriou, C., Bas, Y., Julien, J.-F., 2018. Estimations des tendances des populations de Chiroptères à partir des suivis de gîtes hivernaux.
- 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. *Wildl. Res.* 42, 35. <https://doi.org/10.1071/WR14197>
- Kunz, T.H., Braun De Torrez, E., Bauer, D., Lobova, T., Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1223, 1–38. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J.-F., Le Bocq, A., Kerbiriou, C., 2014. The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *PLoS ONE* 9, e103042. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103042>
- Laforge, A., Barbaro, L., Bas, Y., Calatayud, F., Ladet, S., Sirami, C., Archaux, F., 2022. Road density and forest fragmentation shape bat communities in temperate mosaic landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 221, 104353. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104353>
- Lewandowski, E., Specht, H., 2015. Influence of volunteer and project characteristics on data quality of biological surveys: Data Quality of Volunteer Surveys. *Conserv. Biol.* 29, 713–723. <https://doi.org/10.1111/cobi.12481>
- Mariton, L., Kerbiriou, C., Bas, Y., Zanda, B., Le Viol, I., 2022. Even low light pollution levels affect the spatial distribution and timing of activity of a “light tolerant” bat species. *Environ. Pollut.* 305, 119267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119267>
- Mariton, L., Le Viol, I., Bas, Y., Kerbiriou, C., 2023. Characterising diel activity patterns to design conservation measures: Case study of European bat species. *Biol. Conserv.* 277, 109852.

- <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109852>
- Martínková, N., Baird, S.J.E., Káňa, V., Zima, J., 2020. Bat population recoveries give insight into clustering strategies during hibernation. *Front. Zool.* 17, 26. <https://doi.org/10.1186/s12983-020-00370-0>
- Monck-Whipp, L., Martin, A.E., Francis, C.M., Fahrig, L., 2018. Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 253, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.001>
- Park, K.J., 2015. Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. *Mamm. Biol.* 80, 191–204. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.004>
- Put, J.E., Fahrig, L., Mitchell, G.W., 2019. Bats respond negatively to increases in the amount and homogenization of agricultural land cover. *Landsc. Ecol.* 34, 1889–1903. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00855-2>
- R Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Ruete, A., Pärt, T., Berg, Å., Knape, J., 2017. Exploiting opportunistic observations to estimate changes in seasonal site use: An example with wetland birds. *Ecol. Evol.* 7, 5632–5644. <https://doi.org/10.1002/ece3.3100>
- Russo, D., Jones, G., 2015. Bats as bioindicators: an introduction. *Mamm. Biol.* 80, 157–158. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.005>
- Schmeller, D.S., Henry, P., Julliard, R., Gruber, B., Clobert, J., Dziock, F., Lengyel, S., Nowicki, P., Déri, E., Budrys, E., Kull, T., Tali, K., Bauch, B., Settele, J., Van Swaay, C., Kobler, A., Babij, V., Papastergiadou, E., Henle, K., 2009. Advantages of Volunteer-Based Biodiversity Monitoring in Europe. *Conserv. Biol.* 23, 307–316. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01125.x>
- Sotillo, A., Le Viol, I., Barré, K., Bas, Y., Kerbiriou, C., 2024. Context-dependent effects of wind turbines on bats in rural landscapes. *Biol. Conserv.* 295, 110647. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110647>
- Stone, E.L., Harris, S., Jones, G., 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mamm. Biol.* 80, 213–219. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.02.004>
- Thomasset, L., 2020. Optimisation des méthodes de suivi temporel pour l'estimation des tendances de populations de Chiroptères en Auvergne-Rhône-Alpes (Mémoire de stage de Master deuxième année). Université de Bourgogne Franche-Comté, Dijon, France.
- Vallé, C., Le Viol, I., Kerbiriou, C., Bas, Y., Jiguet, F., Princé, K., 2023. Farmland biodiversity benefits from small woody features. *Biol. Conserv.* 286, 110262. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110262>
- 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., Meschede, 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. *Mamm. Biol.* 80, 170–177. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.09.004>
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., Boulinier, T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol. Evol.* 16, 446–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)

Annexes

Annexe 1

Opérations pour l'export BBF à destination du CEFE des données chiroptères liées aux sites hivernaux

Opérations pour l'export BBF à destination du CEFE des données chiroptères liées aux sites hivernaux 20220120



Sites :

- Liste de l'ensemble des gites avec présence de chiroptères en hibernation (1/11 au 15/03) + gites sans données correspondants à :

42	TUNNEL
421	tunnel routier
422	tunnel ferroviaire
423	tunnel sur voie de navigation
43	AQUEDUC
44	BARRAGE
6	CAVITE SOUTERRAINE
61	CAVITE NATURELLE
611	grotte
612	gouffre
613	abri sous roche
614	terrier
62	CAVITE ARTIFICIELLE
621	extraction de matériau
6211	carrière souterraine
6212	mine
622	cave isolée d'un bâtiment
623	glacière
624	souterrain

- Sont à exclure de l'export les sites mères des complexes de sites (sites approximatifs regroupant différents sous-sites), donc non utilisation de certaines données anciennes et/ou imprécises ; garder uniquement les sites normaux ou sites rattachés.
- Vérifier les sites approximatifs/communaux/imprécis pour voir si on les garde ou non (corrections possible, transformation en sites mères possible, etc.).
- Ne garder ensuite que les sites ayant une correspondance SIG (jointure ; exclusion de sites non géolocalisés).

Relevés et données retenus :

- 14 lignes par saison (à partir de la saison hivernale 1979/1980, une saison correspondant à un « hiver » du 1/11 au 15/03) par site correspondant aux sp retenues ou regroupements d'sp a minima (voir table TAX_CHIROS_CEFE dans BBF).
- Exclusion des données quand méthode <> « » ou « a vue » ou « A vue & capture » ou « Capture & baguage » ou « Comptage en gite » ou « Témoignage » (exclusion notamment des méthodes acoustiques ou autres méthodes ne permettant pas des comptages ; on garde toutefois

les relevés où la méthode n'est pas renseignée, correspondant généralement à des comptages en gîte).

- Si relevé en période hivernale avec (thématique « 52 » et assimilé + comptage « oui » = comptages considérés comme fiables et relativement complets = exclusion des relevés considérés comme partiels et/ou ne portant pas du tout sur le comptage des chiroptères) : EFFECTIF = NB_TOT ou somme des NB_TOT des différents taxons devant être regroupés, ou 0 si le taxon n'a pas été observé.
- Si plusieurs relevés durant une saison répondant à ces critères, ajout de 14 lignes x nb relevés supplémentaires.
- Si pas de relevé ou relevé <> (thématique « 52 » et assimilé + comptage = « oui ») : EFFECTIF = NA.
- EFF_MAX_CHIRO = max de la somme de l'ensemble des taxons (sans regroupement ni filtre sur les espèces peu liées aux cavités) durant un même relevé, quel que soit le relevé (chiro ou non, complet ou non, y compris avant 1979 : si un effectif est renseigné et que tous les relevés sont NA, c'est qu'il existe d'autres relevés, partiels et/ou historiques) : peut donner une idée du potentiel du site, notamment sur les sites où aucun comptage précis n'a été réalisé.

Taxons retenus et regroupements (champ TAXON) :

TAX_CHIROS_CEFE			
CD_TAXON	NOM_SCIENTIFIQUE	NOM_VERNACULAIRE	TAXON
60295	Rhinolophus ferrumequinum (Schreber, 1774)	Grand rhinolophe	Rhinolophus ferrumequinum (Schreber, 1774)
60313	Rhinolophus hipposideros (Borkhausen, 1797)	Petit rhinolophe	Rhinolophus hipposideros (Borkhausen, 1797)
60330	Rhinolophus euryale Blasius, 1853	Rhinolophe euryale	Rhinolophus euryale Blasius, 1853
60345	Barbastella barbastellus (Schreber, 1774)	Barbastelle d'Europe	Barbastella barbastellus (Schreber, 1774)
60360	Eptesicus serotinus (Schreber, 1774)	Sérotine commune	NON
60383	Myotis mystacinus (Kuhl, 1817)	Murin à moustaches	Myotis alcaethoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
60400	Myotis emarginatus (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1806)	Murin à oreilles échancrées	Myotis emarginatus (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1806)
60408	Myotis nattereri (Kuhl, 1817)	Murin de Natterer	Myotis nattereri (Kuhl, 1817)
60418	Myotis myotis (Borkhausen, 1797)	Grand murin	Myotis myotis (Borkhausen, 1797)
60427	Myotis blythii (Tomes, 1857)	Petit murin	NON
60461	Nyctalus leisleri (Kuhl, 1817)	Noctule de Leisler	NON
60468	Nyctalus noctula (Schreber, 1774)	Noctule commune	NON
60479	Pipistrellus pipistrellus (Schreber, 1774)	Pipistrelle commune	NON
60490	Pipistrellus nathusii (Keyserling & Blasius, 1839)	Pipistrelle de Nathusius	NON
60518	Plecotus auritus (Linnaeus, 1758)	Oreillard roux	Plecotus sp.
79299	Myotis alcaethoe Helversen & Heller, 2001	Murin d'Alcaethoe	Myotis alcaethoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
79300	Myotis brandtii (Eversmann, 1845)	Murin de Brandt	Myotis alcaethoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
79301	Myotis bechsteinii (Kuhl, 1817)	Murin de Bechstein	Myotis bechsteinii (Kuhl, 1817)
79305	Miniopterus schreibersii (Natterer in Kuhl, 1817)	Minioptère de Schreibers	Miniopterus schreibersii (Natterer in Kuhl, 1817)
186233	Chiroptera sp.	Chiroptères	Chiroptera sp.
195005	Myotis sp.	Murin indéterminé	Myotis sp.

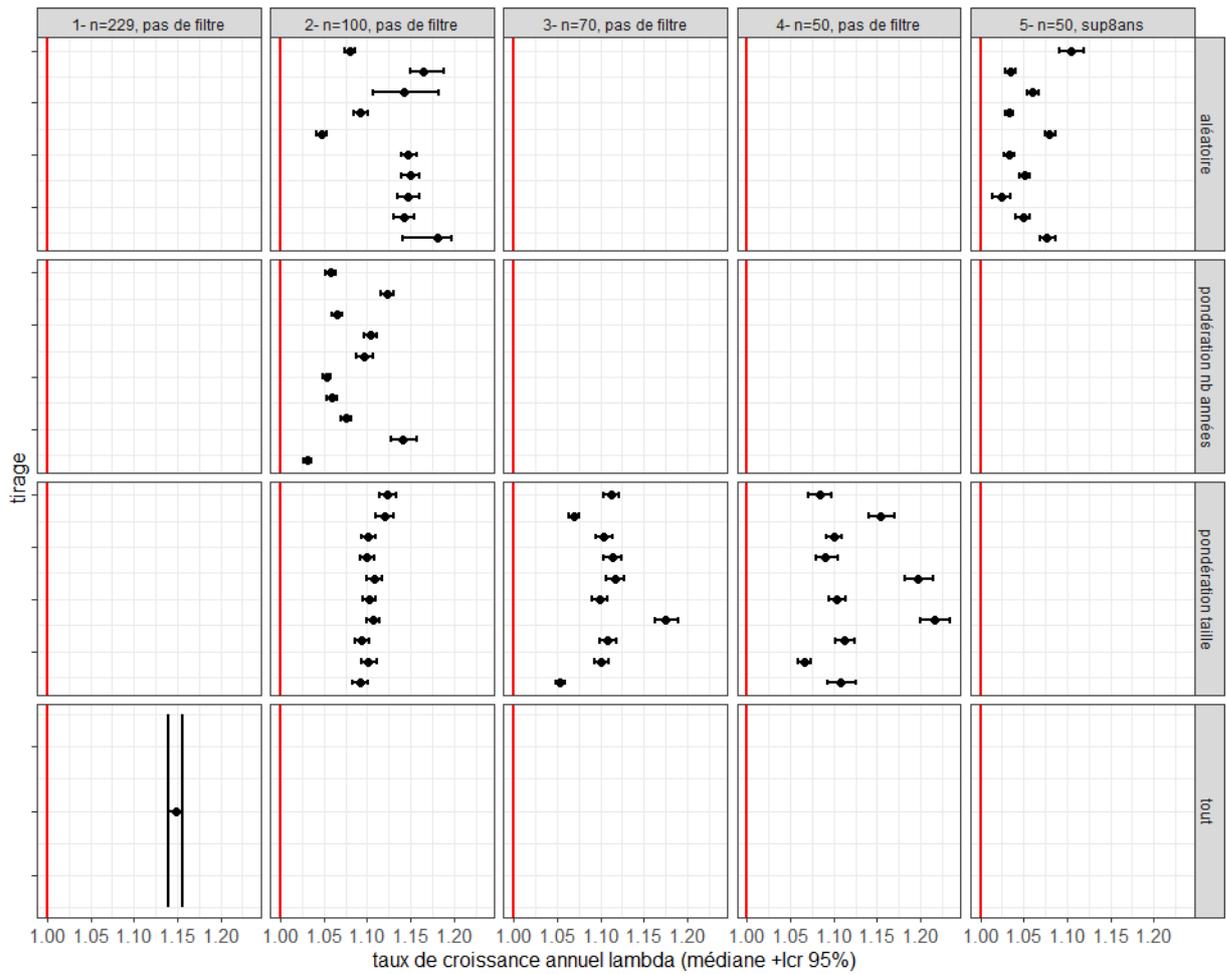
TAX_CHIROS_CEFÉ			
CD_TAXON	NOM_SCIENTIFIQUE	NOM_VERNACULAIRE	TAXON
196296	Pipistrellus sp.	Pipistrelle indéterminée	NON
196414	Plecotus sp.	Oreillard indéterminé	Plecotus sp.
197139	Rhinolophus sp.	Rhinolophe indéterminé	NON
200118	Myotis daubentonii (Kuhl, 1817)	Murin de Daubenton	Myotis daubentonii (Kuhl, 1817)
500018	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis emarginatus/Myotis mystacinus complexe	Complexe Murin d'Alcathoe/Murin de Brandt/Murin à oreilles échancrées/Murin à moustaches	NON
500020	Myotis daubentonii/Myotis bechsteini complexe	Complexe Murin de Daubenton/Murin de Bechstein	NON
500162	Myotis alcathoe/Myotis mystacinus complexe	Complexe Murin d'Alcathoe/Murin à moustaches	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
500256	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe	Complexe Murin d'Alcathoe/Murin de Brandt/Murin à moustaches	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
501074	Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe	Complexe Murin de Brandt/Murin à moustaches	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
501588	Pipistrellus pipistrellus/Miniopterus schreibersii complexe	Complexe Pipistrelle commune/Minioptère de Schreibers	NON
501593	Rhinolophus hipposideros/Rhinolophus euryale complexe	Complexe Petit rhinolophe/Rhinolophe euryale	NON
501637	Myotis daubentonii/mystacinus complexe	Complexe Murin de Daubenton/Murin à moustaches	NON
501640	Myotis mystacinus type	Type Murin à moustaches	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
501641	Myotis alcathoe type	Type Murin d'Alcathoe	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
501642	Myotis brandtii type	Type Murin de Brandt	Myotis alcathoe/Myotis brandtii/Myotis mystacinus complexe
501643	Plecotus auritus type	Type Oreillard roux	Plecotus sp.
501644	Plecotus austriacus type	Type Oreillard gris	Plecotus sp.

Annexe 2

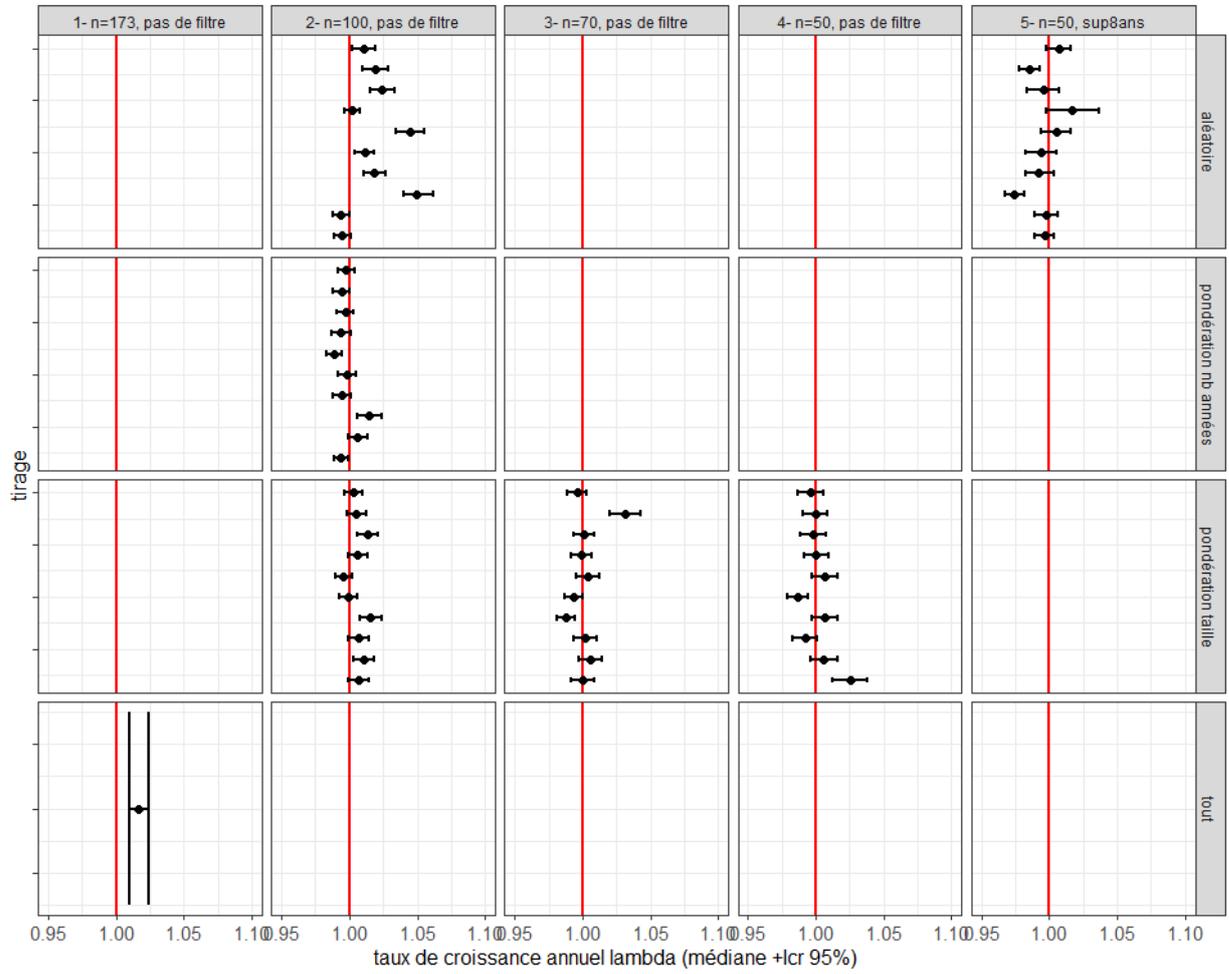
Estimations des taux de croissance obtenus lors des tests d'échantillonnage spatial.

Petit rhinolophe

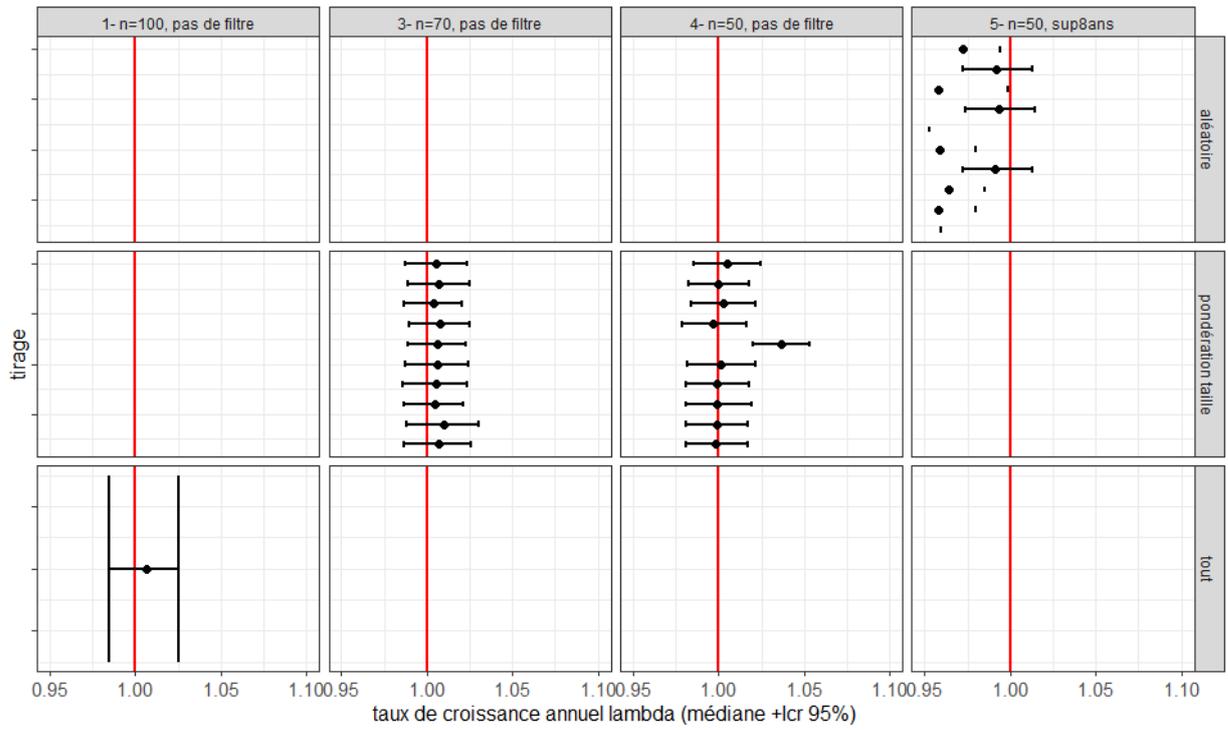
Attention, fortes croissances estimées, l'échelle des abscisses n'est pas la même que pour les autres espèces.



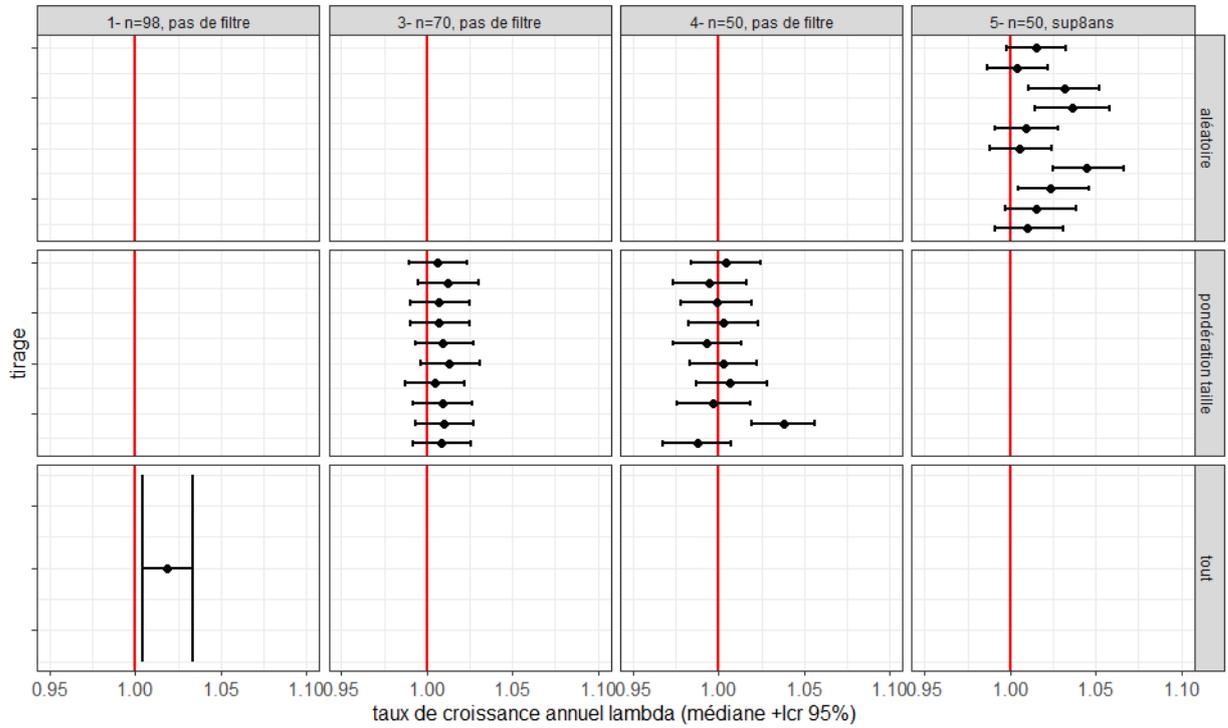
Murin de Daubenton



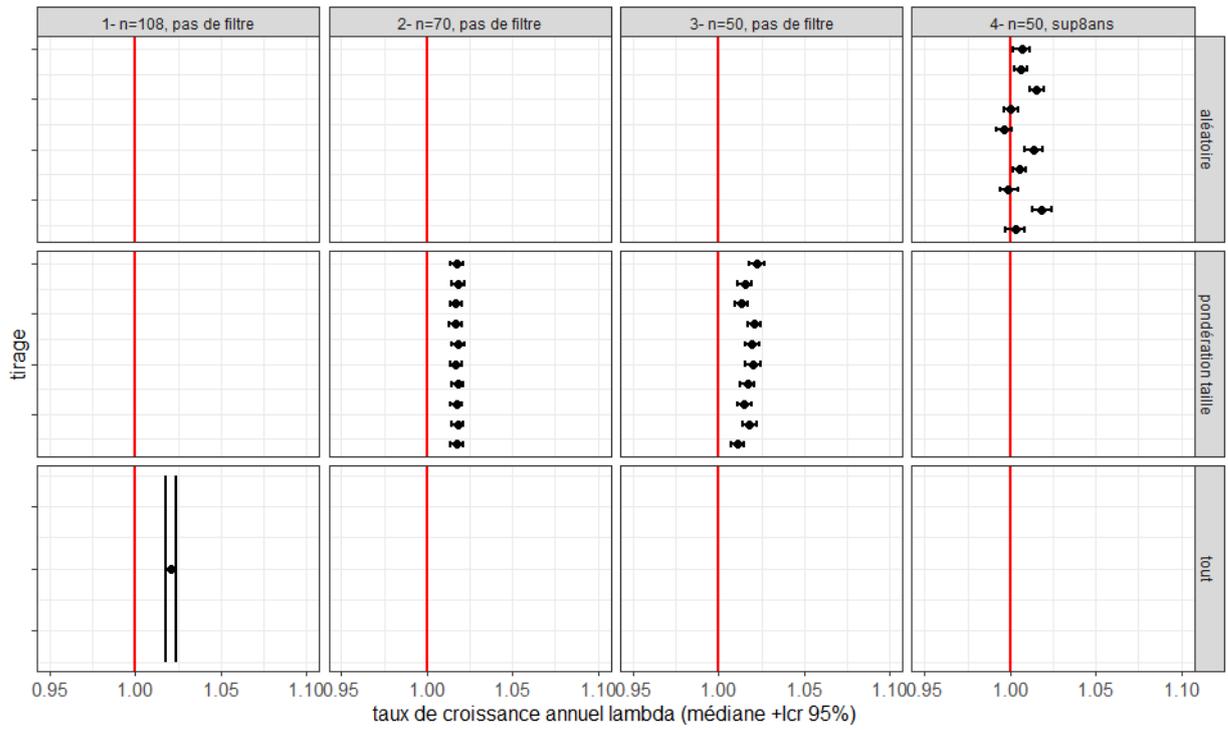
Barbastelle



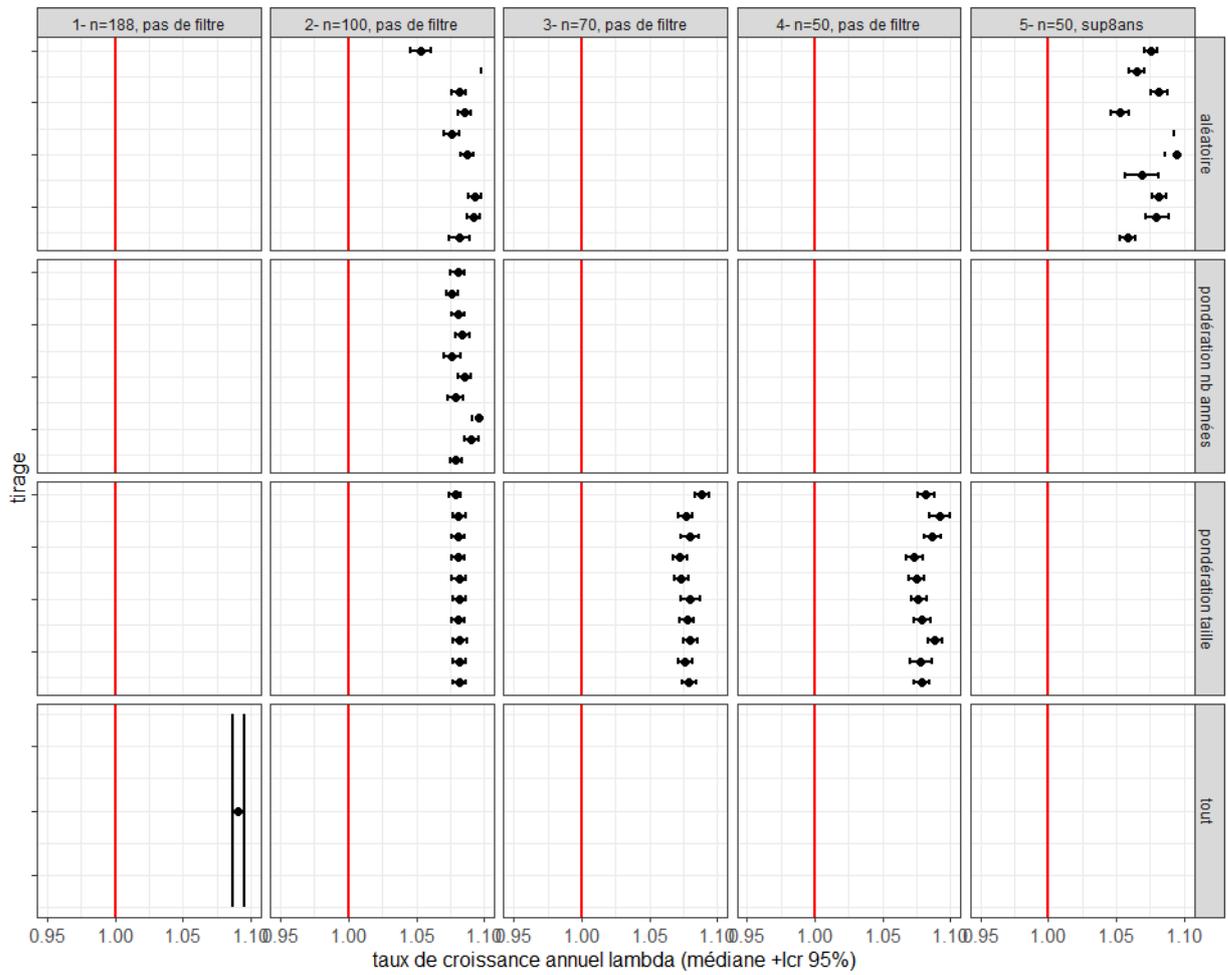
Murin de Bechstein



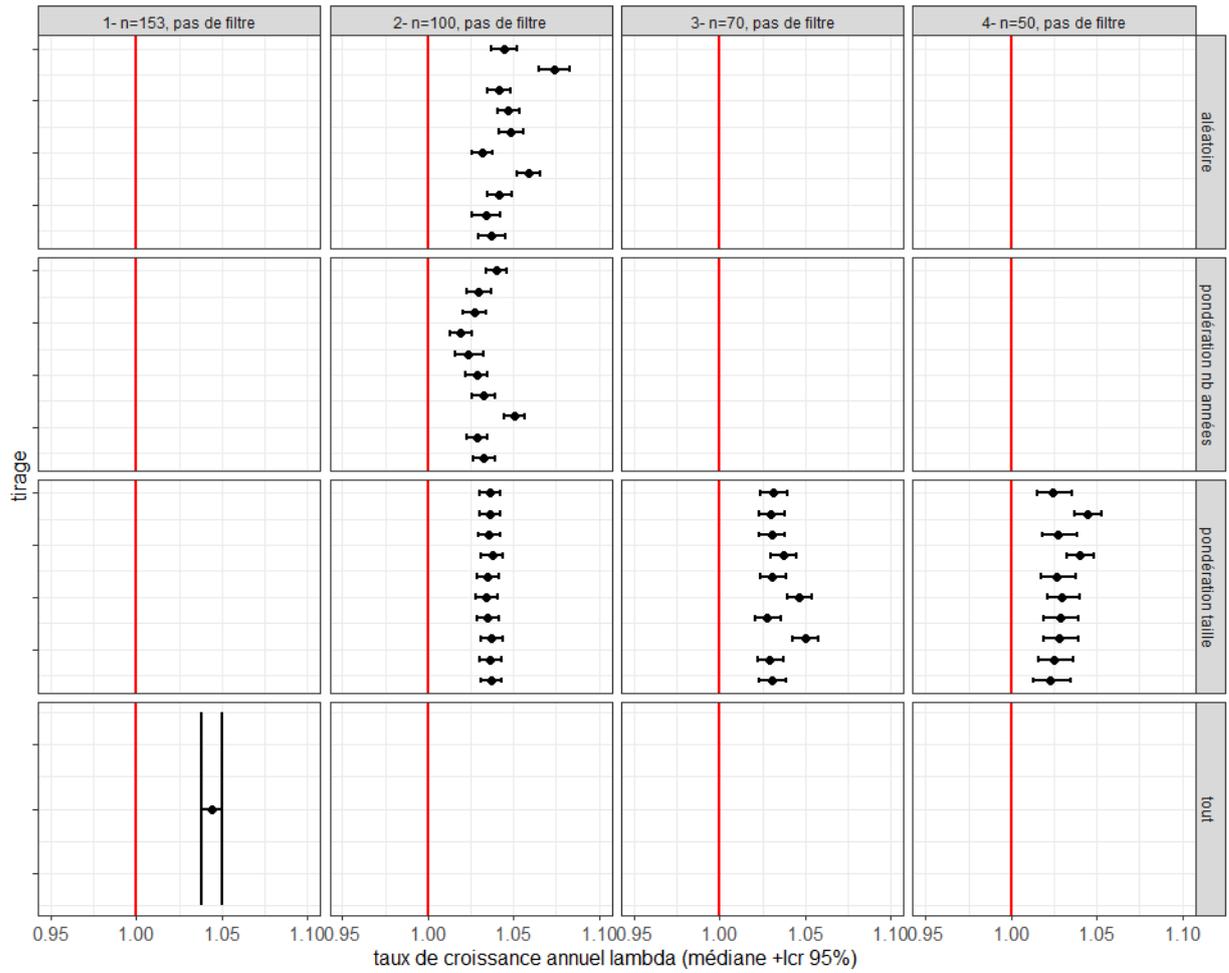
Murin à oreilles échanrées



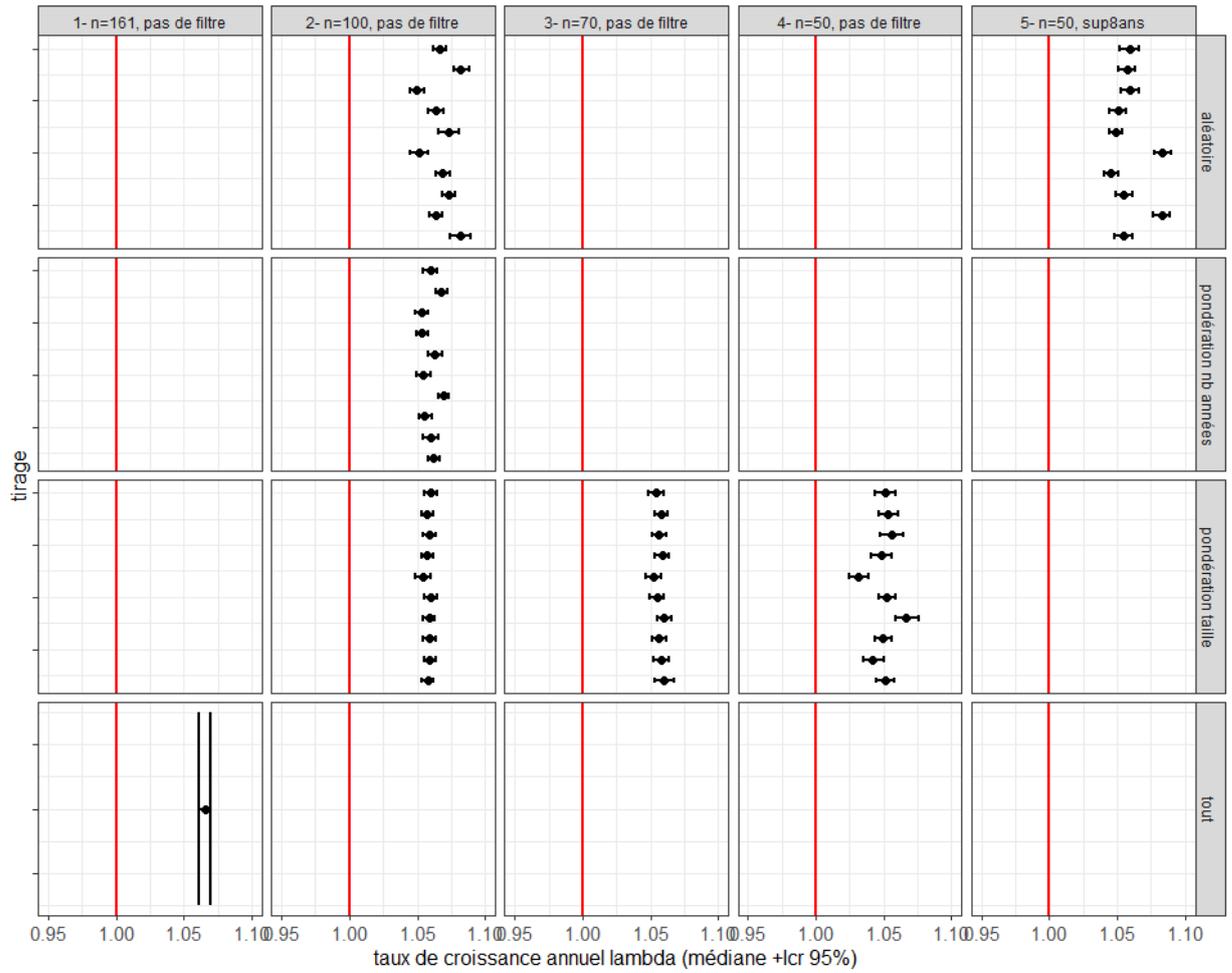
Grand murin



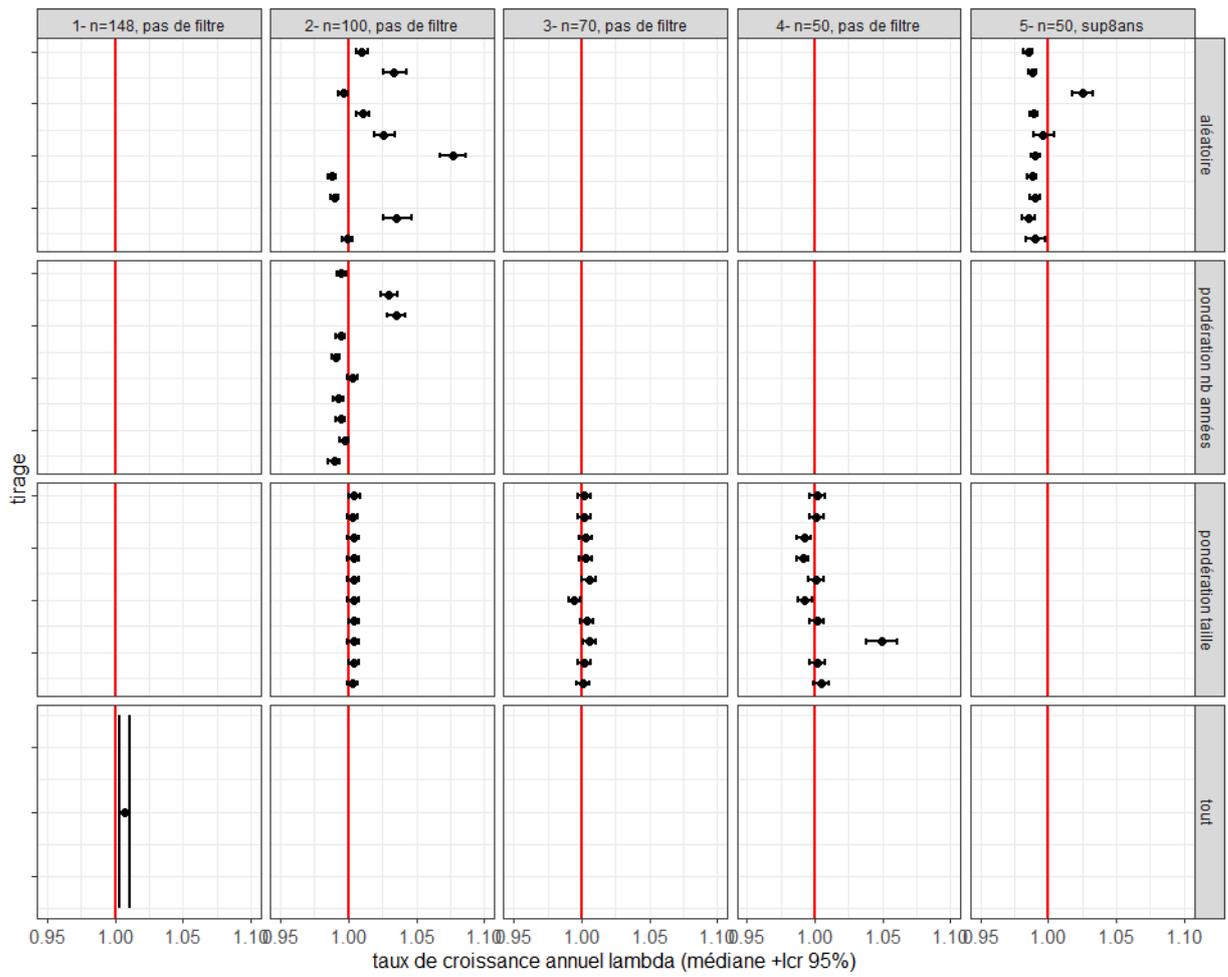
Murin de Natterer



Grand rhinolophe



Complexe murins (*Myotis alcaethoe*/*Myotis brandtii*/*Myotis mystacinus*)



Annexe 3

Modèle à deux échelles développé par Chambert et al. (2024)

```
y <- group_counts # comptages obtenus sur chaque site (ligne) chaque année (colonnes).

# Define max.N0 for the model
max.N0 <- round(sum(y[,1], na.rm = TRUE)*1.5)

# Ajouter des NA's pour les projections demo
ny0 <- ncol(y)
y[, (ny0+1:30)] <- NA
colnames(y)[ny0+(1:30)] <- paste0("X", as.numeric(gsub("X", "", names(y)[ny0])) + (1:30))

# Fit the data model #####
# Data bundle
jags.data <- list(y=y, I = nrow(y), T=ncol(y),
                 max.N0 = max.N0)
str(jags.data)

# Write JAGS model file #####
cat(file = "model_LAMBDA.txt", "
model{

  ## National Scale
  # Prior on lambda (population growth rate)
  mu.lam_0 ~ dunif(0, 10)

  # Prior on N0
  N[1] ~ dunif(0, max.N0)

  # Process model over time (population growth)
  for (t in 1:(T-1)){
    lambda[t] <- mu.lam_0
    N[t+1] <- N[t] * lambda[t]
  } # t

  ## Colony-groups Scale
  # Priors
  for(i in 1:I){
    b0[i] ~ dunif(0,100)
    b1[i] ~ dunif(0,100)
  } # i

  for(t in 1:T){
    for(i in 1:I){
      w[i,t] <- b0[i] + b1[i]*(t-1)
      gamma[i,t] <- w[i,t]/sum(w[1:I,t])
    } # i
  } # t

  # Process model : repartition of N among colony-groups
  for(t in 1:T){
```

```

NN[t] <- round(N[t])
n[1:I,t] <- gamma[1:I,t]*NN[t]
Npair[1:I,t] <- n[1:I,t]
} # t

## Observation process
# Prior
sig.y ~ dunif(0.1, 500)
tau.y <- pow(sig.y, -2)

# Modele

for(i in 1:I){
  for(t in 1:T){
    y[i,t] ~ dnorm(n[i,t], tau.y)
  } # t
} # i

} # model
") # cat

# Initial values
inits <- function(){
  list(
    N = round(sum(y[,1], na.rm = TRUE)*(1+runif(1,0,0.5))),
    n = round(y)
  )
}
inits()

# Parameters monitored
parameters <- c("mu.lam_0", "b0", "b1", "N", "Npair", "gamma")

# MCMC settings
nc <- 3
ni <- 20000
nb <- 1000
na <- 5000
nt <- 5

# Call JAGS
system.time(
  out_tout_filtre_murin_natterer <- jags(data = jags.data, inits = NULL,
    parameters.to.save = parameters,
    model.file = "model_LAMBDA.txt",
    n.chains = nc, n.iter = ni,
    n.burnin = nb, n.adapt = na,
    n.thin = nt, DIC = FALSE,
    parallel = FALSE
  ) # close jags fn
) # clos time fn

```

Annexe 4

Liste des 127 sites issus du tirage proposé et effectifs moyens des différents taxons enregistrés entre 2000 et 2019. Plus d'informations sur ces sites sont disponibles sur [github](#)

CD_SITE	Effectif max chiro	Statut	Petit Rhinologie	Grand rhinologie	Grand murin	Murin de Daubenton	Murin de Bechstein	Murin de Nat-terer	Murin à oreilles échancrées	com-plexe de murins
21013.001	1701	Site normal	21,4	155,5	396,4	22,5	0,3	0,4	145,0	3,3
21017.001	7	Site normal	3,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21044.003	6	Site normal	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21045.003	231	Site normal	36,0	6,7	12,1	0,6	0,0	0,0	54,8	2,5
21051.002	16	Site normal	3,5	6,0	4,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21061.005	77	Site normal	10,8	17,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21071.002	59	Site normal	4,7	0,7	0,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
21122.001	22	Site normal	9,0	1,3	0,7	0,0	0,0	0,0	0,3	1,7
21210.005	4	Site_rat-tache	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21220.008	155	Site_rat-tache	48,1	3,0	0,5	0,7	0,1	0,8	0,1	0,1
21226.002	862	Site_rat-tache	1,5	60,8	4,6	1,0	0,0	0,4	2,1	93,6
21226.004	131	Site_rat-tache	0,9	0,2	5,7	5,1	0,0	1,2	1,1	42,2
21339.001	2	Site normal	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21361.001	186	Site normal	21,7	2,0	10,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
21373.001	488	Site normal	4,3	222,6	1,9	1,5	0,0	0,3	1,0	0,4
21412.001	562	Site normal	16,6	2,6	2,9	0,2	0,0	0,9	0,5	0,0
21445.003	114	Site normal	92,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5
21462.001	113	Site normal	1,7	1,1	8,5	7,5	2,7	5,2	14,7	15,6
21464.002	21	Site_rat-tache	0,8	0,1	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
21464.003	9	Site_rat-tache	3,2	1,0	0,5	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0
21478.001	741	Site normal	7,5	0,5	2,5	0,5	0,5	0,0	0,0	253,5
21478.003	16	Site_rat-tache	1,6	0,0	3,6	0,9	0,0	0,6	0,0	0,1
21485.001	208	Site normal	2,2	14,2	43,3	1,4	0,1	0,2	0,5	0,3
21512.001	435	Site normal	168,6	10,1	49,2	1,1	0,1	0,4	3,5	0,0
21541.001	23	Site normal	10,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
21541.003	14	Site normal	5,0	0,0	1,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
21578.002	44	Site normal	6,0	0,2	2,5	1,0	0,1	0,2	0,0	0,2
21578.003	15	Site normal	6,5	0,0	1,0	0,5	0,0	0,5	1,0	0,0
21582.001	962	Site normal	262,3	81,9	197,6	6,6	0,4	6,6	39,4	1,7
21635.001	53	Site_rat-tache	32,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
21641.001	8	Site normal	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
58003.001	70	Site normal	27,1	0,0	2,1	0,8	0,0	0,4	0,1	0,2
58003.002	21	Site_rat-tache	3,7	0,0	0,8	1,4	0,0	0,1	0,0	0,4
58023.004	7	Site normal	1,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
58035.001	320	Site normal	54,7	16,3	9,7	8,0	0,3	6,7	165,7	0,7
58094.001	141	Site normal	88,5	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
58126.003	171	Site normal	0,0	0,1	36,4	5,6	0,5	9,2	2,4	12,3
58151.001	15	Site normal	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
58159.001	55	Site normal	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
58212.002	104	Site normal	9,0	15,9	15,5	5,1	1,7	4,4	3,0	1,7
58282.002	30	Site normal	1,0	0,0	4,2	2,0	0,2	0,4	0,0	6,2
58282.007	5	Site normal	3,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
58309.001	107	Site normal	39,5	0,5	0,7	0,9	0,0	0,1	0,4	0,0
58309.004	238	Site normal	128,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71016.001	110	Site normal	7,8	7,6	2,5	2,6	0,0	2,5	0,5	0,2
71016.003	18	Site_rat-tache	2,6	1,5	2,0	2,1	0,0	3,5	0,2	0,0

71144.001	781	Site normal	230,7	0,8	13,0	2,4	0,5	0,8	0,0	0,1
71144.004	196	Site_rattache	48,5	0,2	9,2	1,2	0,1	0,1	0,0	0,3
71151.001	20	Site normal	0,7	0,7	0,3	2,3	1,7	9,3	0,0	0,0
71184.001	33	Site normal	10,0	0,3	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
71193.001	12	Site_rattache	3,0	0,2	0,0	1,2	0,0	1,2	0,0	0,2
71202.002	63	Site normal	35,9	0,9	1,1	0,9	0,2	0,2	2,9	0,1
71202.003	9	Site_rattache	4,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71202.004	85	Site_rattache	27,1	5,0	2,0	0,4	0,0	0,1	22,1	0,0
71223.002	41	Site normal	16,8	1,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71337.003	136	Site normal	82,7	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71337.005	4	Site normal	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71343.001	41	Site_rattache	20,7	2,6	0,3	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0
71343.002	141	Site_rattache	53,5	10,2	1,4	0,7	0,1	0,3	0,1	0,0
71378.005	16	Site_rattache	6,9	0,6	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
71388.002	15	Site normal	6,5	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71416.001	141	Site normal	4,9	1,9	9,1	14,2	1,0	30,7	5,9	0,2
71425.004	563	Site normal	159,6	151,9	4,8	0,9	0,1	2,8	1,9	0,0
71425.005	214	Site normal	63,6	14,4	14,0	11,1	0,4	19,1	8,9	0,7
71431.001	60	Site_rattache	28,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71431.002	38	Site_rattache	12,5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
71431.003	86	Site normal	50,7	11,0	0,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
71480.001	30	Site normal	13,5	7,8	0,5	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
89015.004	522	Site normal	56,5	282,4	3,7	1,3	0,0	0,4	0,1	0,6
89084.001	839	Site_rattache	14,2	36,8	390,0	11,0	0,1	3,2	30,9	9,3
89084.002	1578	Site normal	11,5	225,4	831,4	53,1	0,4	7,2	52,6	19,6
89125.002	113	Site_rattache	0,9	0,3	40,1	1,2	0,1	2,2	0,5	9,2
89125.003	1219	Site_rattache	2,7	16,7	415,3	18,2	0,1	9,2	46,2	42,8
89214.001	186	Site normal	0,1	1,2	16,4	10,8	2,4	4,6	3,4	37,4
89245.003	4	Site normal	0,0	0,0	0,0	0,2	1,4	0,0	0,0	1,0
89252.002	1216	Site normal	37,0	137,3	281,3	15,6	1,0	17,9	282,6	4,6
89252.004	119	Site_rattache	5,0	3,4	8,6	4,0	0,3	5,1	14,9	7,4
89253.006	24	Site normal	8,7	7,6	0,0	0,3	0,0	0,0	0,1	0,0
89253.007	11	Site_rattache	6,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
89255.002	109	Site_rattache	2,5	3,9	8,8	7,4	2,4	6,3	9,9	9,3
89255.003	154	Site_rattache	0,8	1,4	7,7	20,3	3,1	11,7	1,8	35,1
89255.004	162	Site_rattache	0,2	0,9	8,7	16,4	2,7	7,6	2,2	27,5
89260.004	4207	Site_rattache	40,7	613,6	956,6	68,5	2,4	78,2	264,3	689,3
89260.006	133	Site_rattache	7,7	2,0	10,1	2,0	0,5	4,5	4,5	37,9
89337.001	922	Site normal	20,3	315,6	34,5	5,6	0,7	10,6	285,5	6,8
89341.002	424	Site_rattache	8,3	50,6	136,6	4,2	0,8	3,7	22,9	45,6

89341.003	109	Site_rat- tache	3,5	5,7	18,7	1,1	0,4	1,4	0,1	4,3
89344.001	333	Site normal	247,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
89354.001	33	Site normal	0,0	3,0	0,7	1,5	2,8	0,5	2,8	1,7
89355.001	70	Site normal	9,9	3,6	4,1	1,8	0,5	1,7	3,4	8,8
89355.002	750	Site normal	110,0	229,8	34,8	1,5	0,3	1,1	101,2	22,9
89362.005	41	Site_rat- tache	11,9	8,5	3,2	0,9	0,1	0,1	0,4	0,5
89362.013	9	Site_rat- tache	3,5	0,1	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0
89405.001	240	Site_rat- tache	3,4	3,8	36,4	5,6	0,7	11,0	26,1	14,6
89405.002	1169	Site normal	6,1	137,3	280,4	16,1	1,1	35,8	64,6	106,5
89407.006	219	Site normal	0,8	1,1	16,4	2,1	0,4	0,7	1,9	87,6
89414.001	11	Site normal	1,3	0,0	1,0	0,3	0,0	0,0	0,0	2,0
89416.001	394	Site_rat- tache	1,3	3,2	15,6	5,3	0,2	23,4	49,4	59,1
89416.002	780	Site normal	4,6	58,8	95,9	10,8	1,6	46,1	76,3	206,1
89423.001	100	Site normal	10,8	43,3	6,6	1,3	0,0	0,9	0,1	2,5
89443.001	74	Site normal	0,0	0,8	30,3	3,5	1,6	0,2	0,0	8,5
89478.002	140	Site normal	6,7	56,1	10,8	1,1	0,2	0,7	7,1	11,9
89479.001	424	Site normal	1,4	24,0	154,3	3,9	0,4	3,6	3,6	16,9
89483.001	138	Site normal	0,0	0,0	11,6	16,5	4,9	5,9	0,2	27,9
91-121212123108CAR	1364	Site_rat- tache	880,5	108,5	37,3	3,3	0,5	1,0	39,0	0,8
91-121213162640CAR	34	Site normal	7,8	14,6	4,4	0,8	0,0	0,0	0,8	0,0
91-130321093341JOU	35	Site normal	16,0	7,0	6,0	1,5	0,5	0,0	1,5	0,0
91-140318164426CAR	44	Site normal	0,0	0,0	3,1	3,3	1,4	1,1	3,2	7,7
91-140319162050CAR	2	Site_rat- tache	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-141218171423CAR	309	Site normal	26,8	131,8	5,5	13,0	0,8	25,8	54,5	0,8
91-160105200401JOU	2	Site normal	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
91-160217160517JOU	8	Site normal	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-170124100019JOU	26	Site normal	18,5	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-170208102623CAR	377	Site_rat- tache	29,0	66,8	50,2	4,6	0,0	2,3	89,8	2,6
91-170221134533ROB	48	Site_rat- tache	23,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-170316092944ROB	239	Site normal	19,5	13,0	30,5	3,0	1,0	21,5	121,0	0,5
91-180110170131LEP	9	Site normal	5,5	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-190219123712ROB	4	Site_rat- tache	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
91-200115150954ROB	41	Site normal	7,0	14,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-200115160801ROB	13	Site normal	8,5	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-261515	9	Site normal	5,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
91-261649	3	Site normal	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
EOBS- 170322024006REF	196	Site_rat- tache	6,3	0,8	5,3	9,0	0,0	1,3	1,8	82,5
EOBS- 170322024009REF	41	Site_rat- tache	7,0	0,5	3,0	4,0	2,5	1,0	9,5	5,5
EOBS_666	55	Site normal	32,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
EOBS20170705000024	172	Site_rat- tache	2,8	3,4	3,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
R71159.002	6	Site normal	2,2	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Annexe 5

Liste des 29 sites proposés sur liste complémentaire. Ils correspondent aux sites non inclus parmi les 127 sites issus du tirage principal, avec un tirage aléatoire pondéré par les effectifs de cinq sites pour chaque taxon. Une fois ces 29 sites tirés, un autre tirage aléatoire a été réalisé (dernière colonne).

CD_SITE	TYPE	EFF_MAX_CHIRO	STATUT	ordre_tirage
89252.004	6211	119	Site_rattache	1
89148.001	422	63	Site normal	2
71571.002	422	125	Site normal	3
89478.002	6211	140	Site normal	4
71431.003	6211	86	Site normal	5
89287.001	6211	16	Site normal	6
89252.003	6211	101	Site_rattache	7
91-267152	611	51	Site_rattache	8
89104.001	6211	88	Site normal	9
89341.003	6211	109	Site_rattache	10
58309.001	6212	107	Site normal	11
89400.001	6211	56	Site normal	12
71202.004	6211	85	Site_rattache	13
58075.001	3111	30	Site normal	14
91-267145	3	159	Site normal	15
89214.002	6211	39	Site_rattache	16
91-160112121345JOU	6211	35	Site_rattache	17
21214.001	6211	107	Site normal	18
89432.001	6211	24	Site_rattache	19
58309.004	3111	238	Site normal	20
91-267159	6211	8	Site_rattache	21
91-120813153136JOU	6211	31	Site normal	22
58094.001	623	141	Site normal	23
58217.002	611	62	Site normal	24
89237.004	6211	47	Site_rattache	25
89359.001	6211	33	Site normal	26
91-121213162640CAR	612	34	Site normal	27
89125.004	6211	70	Site_rattache	28
58080.003	423	72	Site normal	29