

Aires protégées résilientes au changement climatique, PARCC Afrique de l'Ouest



Impacts prévus du changement climatique sur la biodiversité dans les aires protégées d'Afrique de l'Ouest



UNEP



WCMC



gef

FRANÇAIS

David J. Baker et Stephen
G. Willis

Université de Durham

2016

Le programme des Nations Unies pour l'environnement, Centre de surveillance de la conservation de la nature (PNUE-WCMC) est le centre spécialisé d'évaluation de la biodiversité du programme des Nations Unies pour l'environnement, l'organisation environnementale intergouvernementale la plus importante dans le monde. Le Centre a été en opération depuis plus de 30 ans, alliant recherche et conseils politiques pratiques.



Impacts prévus du changement climatique sur la biodiversité dans les aires protégées d'Afrique de l'ouest, rédigé par David J. Baker et Stephen G. Willis, de l'Université de Durham, avec le financement du Fonds pour l'environnement mondial (FEM) par le biais du PNUE.

Droits d'auteur : 2016. Programme des Nations Unies pour l'environnement.

Reproduction : La reproduction de cette publication à des fins éducatives ou non commerciales est autorisée sans permission spéciale, à condition que la reconnaissance de la source soit faite. La réutilisation de toutes les figures est soumise à l'autorisation des détenteurs des droits d'origine. Aucune utilisation de cette publication ne peut être effectuée pour la vente ou toute autre fin commerciale, sans la permission écrite du PNUE. Les demandes d'autorisation, accompagnées d'une déclaration de l'intention et de l'étendue de la reproduction, doivent être envoyées au Directeur, DCPI, UNEP, P.O. Box 30552, Nairobi, Kenya.

Non responsabilité : Le contenu de ce rapport ne reflète pas nécessairement les vues ou la politique du PNUE, des organisations participantes ou des éditeurs. Les appellations employées et la présentation des documents dans ce rapport n'impliquent pas l'expression d'une opinion quelconque de la part du PNUE ou des organisations participantes, ou des éditeurs concernant le statut juridique des pays, territoires, villes ou leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites ou la désignation de leurs noms, frontières ou limites. La mention d'une entité commerciale ou d'un produit dans cette publication n'implique pas son approbation par le PNUE.

Citation : Baker, D. et Willis, S.G. 2016. Impacts prévus du changement climatique sur la biodiversité dans les aires protégées d'Afrique de l'ouest. UNEP-WCMC *Technical Report*.

Disponibilité : UNEP-WCMC, 219 Huntingdon Road, Cambridge CB3 0DL, UK
Tel: +44 1223 277314; Fax: +44 1223 277136
Email: protectedareas@unep-wcmc.org
URL: <http://www.unep-wcmc.org>

Photo de couverture: Antilope rouanne, Forêt de Nazinga, Burkina Faso. *Droits d'auteur* : Stephen G. Willis.

UNEP promotes environmentally sound practices globally and in its own activities. This publication is printed on 100% recycled paper, using vegetable-based inks and other eco-friendly practices. Our distribution policy aims to reduce UNEP's carbon footprint.

Table des Matières

REMERCIEMENTS	4
RESUME.....	5
1. INTRODUCTION	7
2. METHODES	10
3. RESULTATS.....	17
4. DISCUSSION	28
5. REFERENCES.....	32
ANNEXE 1. ESPECES EXCLUES	39
ANNEXE 2. CARTES DU RENOUVELLEMENT DES ESPECES A L'ECHELLE NATIONALE.....	43
ANNEXE 3. CHANGEMENT D'ADEQUATION CLIMATIQUE AU SEIN DU RESEAU D'AP POUR LES ESPECES FIGURANT SUR LA LISTE ROUGE.....	48
ANNEXE 4. SITES IDENTIFIES COMME AYANT UNE « PRIORITE ELEVEE » POUR DEUX OU TROIS GROUPES TAXONOMIQUES	51

Remerciements

Nous tenons à remercier le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) pour le financement de cette recherche dans le cadre du projet PARCC Afrique de l'Ouest, ainsi que BirdLife International, l'UICN, l'UNEP-WCMC et le Met Office du Royaume-Uni de nous avoir fourni des données.

En outre, nous tenons à remercier le Groupe consultatif d'experts techniques du projet PARCC Afrique de l'Ouest. Nous remercions tout particulièrement Neil Burgess, Elise Belle, Stuart Butchart, Jamie Carr, Wendy Foden, Andrew Hartley, Richard Jones et Bob Smith.

Résumé

Le changement climatique entraînant des changements dans les schémas de répartition et d'abondance des espèces, il est essentiel d'évaluer l'efficacité des stratégies de conservation actuelles visant à protéger la biodiversité. Les aires protégées (AP) constituent un élément essentiel de cet effort, mais leur nature statique rend leur efficacité continue particulièrement vulnérable étant donné que les aires de distribution des espèces changent suivant l'évolution des conditions climatiques. Les régions tropicales et subtropicales contiennent la majorité de la biodiversité mondiale, mais devraient connaître certains des changements les plus extrêmes de climat. L'Afrique de l'ouest est l'une de ces régions, et ici, la menace sur la biodiversité est aggravée par une perte importante de l'habitat, qui laisse un paysage très fragmenté, avec l'isolement progressif de beaucoup d'aires protégées de la région. Cela peut réduire la capacité du réseau d'aires protégées à conserver la biodiversité de la région au fur et à mesure que les aires de distribution des espèces se modifient. À ce jour, l'impact projeté du changement climatique sur le réseau d'AP de la région n'a pas encore été entièrement évalué.

Nous avons utilisé des modèles qui font le lien entre les distributions des espèces et les variables climatiques biologiquement importantes qui sont susceptibles de définir les distributions des espèces. Nous avons ensuite utilisé les projections sur les conditions climatiques futures et des estimations du potentiel de dispersion des espèces pour évaluer les impacts de l'évolution des conditions climatiques sur les distributions de la faune (oiseaux, mammifères et amphibiens) et leur représentation à travers le réseau d'AP de la région.

Les impacts du changement climatique sur la biodiversité ouest africaine au sein du réseau d'AP de la région devraient augmenter au cours du 21^{ème} siècle. Pour la période 2071-2100, 91% des espèces d'amphibiens, 40% des espèces d'oiseaux et 50% des espèces de mammifères sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » de voir leur adéquation au climat réduite au sein du réseau d'AP de la région. Aucune espèce d'amphibiens, et seulement trois espèces d'oiseaux et une espèce de mammifère, sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » de voir leur adéquation au climat augmentée dans la région d'ici à la période 2071-2100.

Nous avons exploré l'importance de modifier dynamiquement le climat (par exemple en utilisant des données climatiques décennales pour modifier les réponses spatiales des espèces) au fil du temps. Cependant, nous avons constaté, pour cette région, que la complexité ajoutée n'a qu'un impact limité sur les réponses simulées des espèces. Par conséquent, nous avons utilisé des simulations de réponses spatiales au changement climatique basées sur une variation moyenne de l'adaptation pour les périodes futures de toutes les évaluations des changements à venir.

Les AP individuelles sont susceptibles à la fois de perdre et de gagner des espèces au fur et à mesure que les distributions des espèces changent, ce qui entraîne des changements dans les communautés de faune. Le renouvellement des espèces permet de mesurer la perte et le gain en espèces sur un site donné par rapport à la richesse en espèces, et fournit une mesure de la variation de la communauté entre différentes périodes de temps. Un plus fort renouvellement en espèces indique une plus grande modification de la composition projetée de la communauté et suggère des impacts élevés du changement climatique. Le renouvellement en espèces (IC 95%) d'amphibiens dans les AP devrait augmenter de 26,5% (23,1 ; 31,3) dans la période allant jusqu'à 2011-2040 à 45,7% (35,1 ; 71,7) d'ici à 2071-2100. Les impacts concernant les oiseaux et les mammifères sont plus faibles, mais représentent quand même des impacts considérables pour les communautés, avec un renouvellement des espèces projeté de 32,4% (20,3; 45,9) et 34,9% (21,8 ; 56,2) d'ici à 2071-2100, respectivement pour les oiseaux et les mammifères.

Nous avons utilisé une approche de ré-échantillonnage pour identifier les AP qui se trouvent dans le quartile supérieur de renouvellement projeté des espèces pour chaque groupe taxonomique pour chaque période de temps, en utilisant trois seuils de tolérance à l'incertitude (95% ; 85% ; 75%) pour indiquer les impacts pour lesquels nous disposons d'un niveau de confiance élevé. Au niveau

d'incertitude de 95%, 80 AP sur 1987 ont été identifiées comme étant fortement impactées au niveau de deux ou plusieurs taxons pour la période 2011-2040. Cependant, ce chiffre tombe à seulement cinq aires protégées d'ici 2071-2100. En acceptant une plus grande incertitude, le nombre de sites ayant des taxons multiples (deux ou plus) à « impact élevé » identifiés d'ici à 2011-2040 s'élève à 134 au niveau d'incertitude de 85%, et à 194 au niveau d'incertitude de 75%. La majorité des AP ayant des taxons multiples identifiés comme étant à « impact élevé » sont situées dans la zone de forêt guinéenne, la plupart des AP se trouvant en Côte-d'Ivoire.

Ces impacts projetés représentent une menace importante pour la biodiversité de la région qui est déjà sous une pression considérable due à la perte d'habitats et à la chasse. Cette étude a mis en évidence les zones de plus grand impact potentiel du changement climatique sur les AP. Lorsque le nombre d'espèces est susceptible de diminuer, des mesures doivent être prises pour localiser et protéger correctement les refuges potentiels et maximiser la connectivité entre les sites afin de faciliter les changements des aires de distribution.

1. Introduction

Les réseaux d'aires protégées (AP) constituent un élément essentiel de l'effort mondial de conservation de la biodiversité contre les menaces anthropiques multiples et croissantes. À l'heure actuelle, plus de 13% de la surface terrestre est désigné comme AP (Coad *et al.* 2010 ; Bertzky *et al.* 2012). Bien que beaucoup de variation existe dans la qualité de la protection mise en place (Craigie *et al.* 2010 ; Laurance *et al.* 2012), le statut d'AP peut réduire considérablement les impacts des menaces anthropiques (Bruner *et al.* 2001 ; Adeney *et al.* 2009). La plupart des AP désignées pour la conservation de la biodiversité ont été sélectionnées car elles protégeaient un habitat important ou une population lors de leur création. Toutefois, le changement climatique est un moteur de changements dans les aires de distribution des espèces (Hickling *et al.* 2006 ; Chen *et al.* 2011 ; VanDerWal *et al.* 2013), il est donc essentiel d'évaluer la capacité des réseaux d'AP existantes à maintenir l'adéquation au climat des espèces dans le futur afin d'atténuer les impacts et assurer la résilience du réseau aux changements climatiques (Araújo *et al.* 2011).

Les projections des impacts du changement climatique à travers divers groupes taxonomiques ont projeté des changements d'aires de distribution allant de modérés à forts pour la majorité des espèces (Huntley *et al.* 2008; Lawler *et al.* 2009 ; Barbet-Massin *et al.* 2012), avec de nombreuses espèces subissant également des réductions de leur aires de distribution (La Sorte & Jetz 2010) et des diminutions de leur abondance (Gregory *et al.* 2009 ; Huntley *et al.* 2012 ; Visconti *et al.* 2015). De même, les impacts projetés des changements climatiques sur les réseaux d'AP ont principalement projeté un renouvellement allant de modéré à élevé, ainsi qu'une baisse de la représentation des espèces (Coetzee *et al.* 2009 ; Hole *et al.* 2009 ; Araújo *et al.* 2011 ; Bagchi *et al.* 2013). Là où les projections montrent que les AP devraient rester adaptées pour une espèce dans le futur, les projections suggèrent que de nombreuses populations connaîtront une diminution de leur abondance (Johnston *et al.* 2013).

La région d'Afrique de l'ouest contient des niveaux élevés de biodiversité et d'endémisme (par exemple la zone des Forêts Guinéennes occidentales ; Orme *et al.* 2005) pour plusieurs taxons (Kier *et al.* 2009). Les projections montrent également que cette région connaîtra des changements extrêmes du climat dans le futur, y compris la disparition de climats rares et l'émergence de nouvelles conditions (Williams *et al.* 2007). En plus de ces impacts potentiels du changement climatique, l'Afrique de l'ouest a connu une perte considérable d'habitats du fait qu'une grande partie des forêts tropicales est dégradée ou convertie en terres agricoles (Norris *et al.* 2010). Ceci a créé un paysage très fragmenté et a conduit à l'isolement croissant des AP (DeFries *et al.* 2005). Dans un tel paysage, les réseaux d'AP sont particulièrement importants pour la protection de la biodiversité, mais la petite taille et l'isolement de la plupart des AP de la région augmentent la vulnérabilité de ces sites à des pressions extérieures (à savoir la chasse, l'exploitation forestière et des événements stochastiques). Les impacts supplémentaires du changement climatique pourraient menacer l'efficacité du réseau d'AP et laisser de nombreuses espèces sans la protection nécessaire.

Les impacts projetés du changement climatique sur les oiseaux pour un sous-ensemble d'AP d'Afrique de l'Ouest et d'autres sites non protégés importants pour les oiseaux (Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux (ZICO) ; Hole *et al.* 2009) ont suggéré des impacts allant de faibles à modérés, avec seulement quelques zones, par exemple le nord du Sénégal, qui sont projetées de connaître des niveaux élevés de renouvellement des espèces. Hole *et al.* (2009) a également supposé que les espèces étaient parfaitement en mesure de suivre la modification de l'adéquation au climat, sans tenir compte de la dispersion spécifique de chaque espèce ; ils sont par conséquent susceptibles d'avoir sous-estimé les impacts. Aucune évaluation exhaustive n'a été effectuée pour le réseau d'AP de la région et aucun autre groupe taxonomique n'a été évalué. Ainsi, il est difficile d'élaborer de grandes orientations d'adaptation à partir de cette évaluation limitée, avec des

éléments d'impacts projetés qui diffèrent entre les taxons (Lawler *et al.* 2009) à cause de la différence entre les éléments d'exposition et de vulnérabilité.

Le changement climatique a déjà des répercussions sur la biodiversité (Sinervo *et al.* 2010; Cahill *et al.* 2013) et est susceptible d'être un facteur important de la baisse et de l'extinction des populations d'espèces dans le futur (Maclean & Wilson 2011). Prédire les impacts potentiels du changement climatique sur la biodiversité est crucial pour établir des priorités de conservation appropriées et entreprendre une gestion adaptée pour l'atténuation des impacts futurs (ex : Heller & Zavaleta 2009). Le changement climatique peut affecter les populations à travers de nombreuses voies mécanistiques (Geyer *et al.* 2011), à la fois directement et indirectement, et avec des conséquences à la fois positives et négatives (Davey *et al.* 2012 ; Ockendon *et al.* 2014). Les changements dans la distribution des espèces dus au climat, résultant d'événements locaux d'extinction et de colonisation, sont l'un des impacts les plus fréquemment documentés du changement climatique sur la biodiversité (Parmesan *et al.* 1999 ; Parmesan & Yohe 2003). Les changements observés en latitude et en altitude de l'aire de distribution des espèces ont été plus importants lors de niveaux de réchauffement plus élevés (Chen *et al.* 2011), et bien que de nombreuses espèces soient actuellement en mesure de suivre les changements observés dans leur niche climatique (Chen *et al.* 2011), les populations d'espèces moins flexibles sont susceptibles de subir une réduction rapide de leur aires de distribution avec l'augmentation des changements climatiques (Devictor *et al.* 2008).

La modification continue des aires de distribution des espèces est problématique pour la gestion de la conservation étant donné que les stratégies de conservation doivent tenir compte de cet aspect temporel, ainsi que de l'incertitude qui y est associée, dans leur planification territoriale (Carvalho *et al.* 2011). Par conséquent, la superficie d'habitat nécessaire pour conserver l'ensemble de la biodiversité actuelle dans le futur augmente souvent considérablement lorsqu'on tient compte de ces changements projetés dans la distribution des espèces (Hannah *et al.* 2007). Réduire l'incertitude concernant les projections des distributions futures des espèces est d'une importance capitale car elle permet une meilleure allocation des ressources qui sont limitées. Les modèles corrélatifs associant la distribution des espèces à des variables bioclimatiques constituent la méthodologie dominante pour prédire la modification des aires de distribution des espèces dans le cadre de scénarios concernant le changement climatique futur. Les forces et les faiblesses de cette approche ont été largement examinées (par ex. Araújo & Peterson 2012), avec des suggestions pour améliorer l'exactitude des projections et la pertinence écologique, y compris l'incorporation de données démographiques, et la sélection d'habitats et de traits spécifiques à chaque espèce (Huntley *et al.* 2010). Toutefois, l'inclusion de ces éléments dans les modèles de distribution future des espèces est souvent entravée par l'absence totale ou partielle de données, ce qui est particulièrement problématique dans de nombreuses régions du monde riches en biodiversité.

L'augmentation ou la diminution de la taille de l'aire de distribution d'une espèce dépendra, en partie, de l'équilibre entre la perte et le gain de zones climatiques (espace climatique) adaptés, bien que la réponse d'autres composantes biotiques en interaction dans une aire de distribution soient également susceptibles d'être importantes (Menendez *et al.* 2008 ; Schweiger *et al.* 2008). Toutefois, afin de tirer profit de nouveaux espaces climatiques disponibles, une espèce doit être en mesure de suivre la modification du climat et, par conséquent, la capacité de dispersion intrinsèque sera cruciale pour déterminer le sort de nombreuses espèces (Schloss *et al.* 2012, Visconti *et al.* 2015). Les espèces à forte capacité de dispersion sont en effet plus susceptibles de suivre le rythme des modifications du climat, tandis que les espèces à faible capacité de dispersion doivent s'adapter *in situ* (voir par ex. Quintero & Wiens 2013 ; Vedder *et al.* 2013), persister dans des refuges climatiques locaux (voir par ex. Morelli *et al.* 2012) ou subir une extinction locale.

Récemment, plusieurs études ont intégré une certaine mesure de la capacité de dispersion dans les projections de distributions futures des espèces, bien que ces approches varient grandement en complexité. L'approche la plus simple consiste à ne considérer que des scénarios

extrêmes (pas de dispersion vs dispersion complète ; par ex. Coetzee *et al.* 2009 ; Araujo *et al.* 2011). Les approches intermédiaires en terme de complexité incluent la possibilité pour une espèce de suivre la modification du climat à un rythme constant (Reside *et al.* 2012) et la possibilité pour une aire de distribution d'une espèce de se décaler sur une distance basée sur le produit de la dispersion natale et du nombre de générations sur la période d'étude (Barbet-Massin *et al.* 2012 ; Baker *et al.* 2015). Ces approches omettent toute considération de la manière dont l'adéquation au changement climatique varie au fil du temps et les conséquences qui en découlent pour la dispersion dans des périodes de temps intermédiaires, de sorte que les espèces peuvent « sauter » par-dessus la barrière climatique, qu'elle soit transitoire ou permanente, qui en réalité interdirait les mouvements entre les parcelles ayant des climats appropriés. Des approches plus complexes qui tiennent compte du changement climatique et des obstacles à la dispersion sont susceptibles de fournir une meilleure indication des possibles changements de l'aire de distribution d'une espèce, surtout lorsque la modélisation se fait à une échelle temporelle fine, à savoir la dispersion annuelle (Engler & Guisan 2009 ; Early & Sax 2011 ; Lawler *et al.* 2013). Cependant, l'effet des interactions climat-dispersion sur l'évaluation des impacts du changement climatique sur la biodiversité n'a pas encore été évalué sur une grande échelle spatiale. Ceci est important car il pourrait y avoir des points névralgiques régionaux pour l'inhibition climatique à la dispersion (par ex. pour les zones de changement climatique grave ou rapide et/ou les espèces plus sensibles) et, par conséquent, une hétérogénéité spatiale à la fois dans la distribution des espèces touchées par les interactions climat-dispersion et dans les régions où les colonisations de l'espace de climat adéquat sont empêchées.

Dans cette étude, nous fournissons la première évaluation multi-taxons des impacts du changement climatique sur la biodiversité dans le réseau d'AP existant en Afrique de l'ouest. Les modèles corrélatifs de distribution des espèces et les données climatiques régionales ont été utilisés pour évaluer les impacts potentiels du changement climatique sur les AP d'Afrique de l'ouest pour trois taxons : les oiseaux, les mammifères et les amphibiens, en intégrant les capacités de dispersion des espèces individuelles à l'aide des données disponibles. Les impacts des changements climatiques, à la fois au niveau des communautés (renouvellement des espèces, qui est une mesure de la perte et du gain d'espèces pour un site donné par rapport à la richesse en espèces) et des espèces individuelles (changement de l'adéquation au climat spécifique à chaque espèce à travers le réseau), entre la période de référence 1971-2000 et trois périodes de temps futures (2011-2040 ; 2041-2070 ; 2071-2100) ont été calculés à partir des estimations d'adéquation du climat et du modèle de dispersion potentielle. L'incertitude dans ces impacts projetés en raison des différences entre les méthodologies de projections climatiques et de modélisation a été calculée après avoir également pris en compte la dépendance spatiale des espèces. Ces incertitudes ont été utilisées pour évaluer la confiance dans les impacts projetés et pour identifier les sites ayant un « impact élevé » certain pour la priorisation de la conservation. Cette étude met en évidence plusieurs zones susceptibles d'être touchées par le changement climatique pour plusieurs taxons et démontre également l'importance de considérer l'incertitude dans les impacts projetés. Enfin, nous avons entrepris une évaluation à l'échelle régionale des impacts de l'intégration de l'adéquation dynamique au climat dans les projections des changements liés au climat des aires de distribution des espèces en utilisant un modèle de dispersion dynamique. Nous prévoyons que les zones projetées comme étant climatiquement inadéquates (de façon permanente ou transitoire) pour une espèce interagiront avec des traits de dispersion et réduiront la capacité de coloniser un espace climatique nouvellement adéquat, par rapport aux hypothèses de dispersion qui ne prennent pas en compte l'adéquation au climat. Ainsi, la disponibilité effective de la niche climatique d'une espèce sera réduite pour certaines espèces, en dépit de leurs capacités de dispersion apparentes. Nous évaluons également l'impact de la dispersion dynamique sur le changement projeté de la richesse en espèces par rapport au scénario de dispersion illimitée afin de vérifier si l'incorporation de ce processus de dispersion supplémentaire altère les impacts projetés du changement climatique sur la diversité aviaire de l'Afrique de l'ouest.

2. Méthodes

Les modèles climatiques régionaux

Les données climatiques pour cette étude ont été produites par le Centre Hadley du bureau météorologique du Royaume-Uni (MOHC de son acronyme anglais) pour la période allant de 1950 à 2099. L'approche, décrite plus en détail par Buontempo *et al.* (soumis), utilise le système de modélisation régionale du climat (MRC) du MOHC appelé PRECIS (Jones *et al.* 2004), avec le scénario A1B scenario, à environ 50 km² de résolution pour le domaine CORDEX Afrique (Giorgi *et al.* 2009). PRECIS est un modèle basé sur les données physiques qui permet de réduire l'échelle dynamique des modèles de circulation générale (MCG) à une échelle spatiale écologiquement pertinente. Les processus décrits dans la MRC comprennent les flux dynamiques, le cycle du soufre atmosphérique, les nuages et les précipitations, les processus radiatifs, la surface de la Terre et le sol profond. Afin de placer la MRC dans un contexte climatique mondial, celle-ci est déterminée aux limites par des domaines à grande échelle dépendant du temps (par exemple le vent, la température, la vapeur d'eau et la pression de surface, et la température des eaux de surface) qui sont fournis par le Modèle de circulation générale HadCM3 (MCG ; Gordon *et al.* 2000). Il est important de fournir une mesure de l'incertitude dans les projections climatiques ; ici cela est fourni à l'aide d'un Ensemble Physique Perturbé (PPE), où l'incertitude est systématiquement échantillonnée en perturbant les paramètres incertains. Pour cette étude, un ensemble physique de 17 membres perturbés a été utilisé pour évaluer les incertitudes dans les paramétrages atmosphériques (Murphy *et al.* 2007 ; Collins *et al.* 2011). A partir de cet ensemble de MCG, cinq membres (différentes formulations d'un modèle de prévision) ont été sélectionnés pour une réduction d'échelle dynamique sur la base de deux critères. Premièrement, les projections pour la période historique ont été comparées à des données climatiques observées et les modèles qui n'ont pas pu capturer les tendances climatiques importantes (par ex. les cycles saisonniers de température) ont été rejetés. Deuxièmement, à partir des autres modèles, un ensemble de cinq membres a été sélectionné pour capturer la gamme complète de l'incertitude dans les projections de température et de précipitations futures (voir Buontempo *et al.*, soumis, pour plus de détails).

Quatre variables bioclimatiques ont été calculées pour chaque période de temps à partir des données mensuelles MRC pour chacun des cinq membres de l'ensemble : température moyenne du mois le plus chaud, température moyenne du mois le plus froid, précipitations saisonnières et indice d'aridité (moyenne des précipitations / évapotranspiration potentielle). La saisonnalité des précipitations a été calculée comme le coefficient de variation des précipitations moyennes mensuelles. Ces quatre variables bioclimatiques se sont révélées précédemment comme étant de bons prédicteurs de la distribution des espèces dans les systèmes tropicaux et subtropicaux (Bagchi *et al.* 2013), en définissant la tolérance aux températures extrêmes et la disponibilité en eau. L'influence de ces variables bioclimatiques sur la capacité d'une espèce à persister dans un paysage ne sera pas toujours une fonction directe de la variable bioclimatique elle-même, mais opérera souvent à travers les impacts sur la végétation ou la nourriture (voir par ex. Pearce-Higgins *et al.* 2010). Ainsi, la disponibilité en eau quantifiée ici en utilisant l'indice d'aridité, une mesure qui a été largement utilisé pour la modélisation de la distribution des plantes (voir par ex. Platts *et al.* 2010 ; Franklin 2013 ; Platts *et al.* 2013), affectera indirectement de manière importante la distribution des oiseaux et des mammifères à travers les impacts sur la végétation (Choat *et al.* 2012). Pour le scénario de référence (1971-2000) et trois périodes futures (« 2040 » : 2011-2040 ; « 2070 » : 2041-2070 ; « 2100 » : 2071-2100), les variables ont été calculées en tant que moyennes sur ces périodes.

Modélisation de la distribution des espèces

Les polygones de distribution des espèces pour les aires de reproduction de toutes des espèces d'oiseaux (BirdLife International et NatureServe 2013), de mammifères et d'amphibiens qui existent encore (IUCN 2013) ont été quadrillées sur une grille de $0,44^0$ (environ 50 km^2 à l'équateur), qui correspond à la résolution initiale des données climatiques de la MRC. Une espèce est considérée comme se produisant dans une cellule si le chevauchement entre le polygone de distribution et la cellule est $\geq 10\%$, un seuil libéral qui permet de garantir que les espèces avec des aires de distribution restreintes sont représentées. Les espèces ont été incluses dans l'analyse seulement si $\geq 75\%$ de leur aire de reproduction en Afrique se trouve au sein de l'étendue de la MRC. Ce seuil a été choisi pour éliminer les espèces ayant une partie importante de leur aire de reproduction se trouvant au-delà de l'étendue de la MRC et, par conséquent, les espèces pour lesquelles nous sommes incapables de modéliser une grande partie de la relation espèce-climat. Toutes les espèces ayant des aires de reproduction occupant moins de cinq cellules ont également été omises dans l'analyse en raison des difficultés associées à la modélisation de ces données éparses (voir le tableau 1 pour plus de détails sur l'exclusion et l'annexe 1 pour une liste complète des espèces exclues). Cela a retiré sept espèces en danger critique (5 amphibiens ; 2 mammifères), 12 espèces quasi menacées (7 amphibiens ; 5 mammifères), 15 espèces en danger critique d'extinction (8 amphibiens ; 3 oiseaux ; 4 mammifères), huit espèces vulnérables (2 amphibiens ; 6 mammifères), 27 espèces avec des données insuffisantes (19 amphibiens ; mammifères 9) et 80 espèces de préoccupation mineure (10 amphibiens ; 58 oiseaux ; 12 mammifères).

Nous avons utilisé une approche de ré-échantillonnage de type *jackknife* pour la modélisation des distributions comme une fonction du bioclimat afin de quantifier l'incertitude introduite dans les distributions modélisées par l'incertitude dans les données sur le climat, les méthodes de modélisation et la dépendance spatiale dans les distributions des espèces (Hole *et al.* 2009 ; Bagchi *et al.* 2013 ; Baker *et al.* 2015). Le texte explicatif suivant est adapté de Bagchi *et al.* (2013). Pour faire face aux problèmes d'autocorrélation spatiale, nous avons estimé la transférabilité des modèles ajustés aux données de test spatialement isolées (partitionnement un nombre de fois k) et avons ensuite utilisé une approche *jackknife* non paramétrique pour estimer l'incertitude dans les prédictions du modèle. Les données ont été divisées en unités d'échantillonnage définies sur la base des écorégions africaines (Olson *et al.* 2001). La même écorégion se trouve souvent dans plusieurs endroits géographiquement distincts ; des zones non-contiguës d'une écorégion ont ainsi été considérées comme des unités séparées de l'échantillonnage. Quelques écorégions très grandes (ayant plus de $450\,000 \text{ km}^2$ de superficie, soit environ $6^\circ \times 6^\circ$) ont été divisées en unités d'échantillonnage plus petites en les croisant avec une grille de $6^\circ \times 6^\circ$ et en traitant les parties de l'écorégion dans différentes cases de la grille comme des unités d'échantillonnage séparées. Cela permet de s'assurer que les blocs ainsi formés par le regroupement des unités d'échantillonnage sont de taille similaire. Nous avons regroupé les unités d'échantillonnage en 10 blocs de sorte que la moyenne des variables bioclimatiques diffère peu entre les blocs, mais que chaque bloc s'étale sur toute la gamme des bioclimats. Cela a permis de s'assurer que le bloc et le bioclimat étaient orthogonaux et a permis d'éviter la troncature des courbes de réponse des espèces, qui peuvent causer des problèmes lors de l'analyse de données distinctes (Thuiller *et al.* 2004). La distribution de référence de chaque espèce (1971-2000) a été modélisée comme fonction des variables bioclimatiques pour chaque combinaison *jackknife* de projection climatique MRC et de bloc (en excluant un bloc à tour de rôle) en utilisant quatre méthodes de modélisation (modèles linéaires généralisés (GLM), modèles additifs généralisés (GAM), modèles stimulés généralisés (GBM) et forêts aléatoires (RF)). Pour chaque espèce, après une validation croisée pour optimiser les performances du modèle, 100 modèles ont été adaptés aux données de distribution de référence suivant les blocs, c.-à-d. pour chaque combinaison de bloc (5), projection climatique MRC (5) et méthodologie de modélisation (4) (voir Bagchi *et al.* 2012 pour les détails méthodologiques complets).

La capacité de dispersion spécifique à chaque espèce a été incorporée dans les projections des futurs changements des aires de distribution en suivant la méthodologie de Barbet-Massin *et al.*

(2012), dans laquelle les valeurs de l'adéquation au climat ont été ajustées par une probabilité de colonisation. Cette dernière valeur a été calculée en supposant que la probabilité de dispersion natale en tant que fonction de distance d'une espèce est décrite par une distribution gamma (forme = (distance moyenne / sd)² ; échelle = distance moyenne / forme) et que les événements de dispersion natale indépendants sur une période de temps (par exemple 30 ans) peuvent être décrits comme la somme des x distributions gamma, où x est égal au nombre d'événements de dispersion natale attendus sur la période (durée de la période (années) / âge minimum de la première reproduction (années)). Cette distribution a été remise à l'échelle de sorte que la distance à laquelle la probabilité de dispersion est maximisée est égale à 1. Toutes les cellules inoccupées situées à distance inférieure ou égale à cette distance à partir d'une cellule occupée ont été considérées comme colonisables sur la période de temps correspondante, et leur adéquation au climat est restée inchangée. L'adéquation au climat pour toutes les cellules situées à une plus grande distance à partir des cellules occupées a été remise à l'échelle en tant que fonction de distance (adaptation climatique x potentiel de colonisation), selon la distribution gamma rééchélonnée, de telle sorte que l'adéquation décroît avec la distance (voir Barbet-Massin *et al.* (2012) pour plus de détails).

Les estimations spécifiques à chaque espèce de la distance moyenne de dispersion natale et de l'âge de la première reproduction sont disponibles pour tous les oiseaux (BirdLife International). Pour les mammifères non volants, nous avons obtenu des données de masse corporelle et l'âge de la première reproduction spécifiques à chaque espèce à partir de deux sources de données (Ernest 2003 ; Jones *et al.* 2009), les valeurs manquantes étant déduites des espèces apparentées les plus proches, et nous avons utilisé des équations allométriques (Sutherland *et al.* 2000) pour estimer les distances de dispersion médianes de ces données. Pour les chiroptères, il n'existe pas d'équations allométriques semblables ; toutefois, des estimations catégoriques de dispersion natale moyennes sont fournis par l'UICN (Foden *et al.* 2013 ; Carr *et al.* 2014). Nous avons utilisé le point médian de ces estimations comme la moyenne de dispersion natale pour ces espèces. Aucune donnée similaire n'est disponible pour les amphibiens, mais une revue de la littérature suggère que des distances de dispersion annuelles moyennes de 0,2 km an⁻¹, avec de rares événements de dispersion à plus longue distance, sont représentatifs (par ex. Araújo *et al.* 2006 ; Smith & Green 2006). Nous avons donc défini une moyenne de dispersion natale des amphibiens de 1 km et supposé des événements annuels de dispersion.

Il n'existe pas d'estimations globales disponibles pour l'écart type de la dispersion natale et, par conséquent, nous avons utilisé une valeur [moyenne x 1,5] qui correspond à la gamme d'écart-types de dispersions natales estimés pour les oiseaux d'Europe (Paradis *et al.* 2002) et qui est basée sur des données de recapture. Cette valeur suppose une plus grande probabilité d'événements à longue distance plutôt qu'une distribution exponentielle négative, ce qui est probablement réaliste pour la plupart des espèces. Néanmoins, d'autres recherches sur la dispersion des espèces tropicales est nécessaire pour mieux paramétrer les modèles de dispersion.

La médiane et l'IC à 95% de l'adéquation au climat, avec des périodes futures ajustées pour la capacité de dispersion, ont été obtenus à travers les 100 estimations d'adéquation au climat (ensemble climatique (5) x SDM (4) x bloc (5)), ce qui représente ainsi l'incertitude dans les projections climatiques, dans la méthodologie de modélisation, ainsi que la dépendance spatiale.

Modélisation de la dispersion

Pour évaluer les effets de l'interaction d'une modification dynamique de l'adéquation au climat et du potentiel de dispersion des espèces, nous avons utilisé le progiciel R « MigClim » (Engler & Guisan 2009 ; Engler *et al.* 2012), qui a été spécialement conçu pour modéliser la dispersion en intégrant les données d'adéquation de l'habitat issues de modèles de distribution des espèces. A chaque période de temps, le modèle vérifie si chaque cellule inoccupée est adéquate (adéquation au climat > 0) et, si oui, calcule la probabilité qu'une cellule soit colonisée (P_{col}) comme suit :

$$P_{Col} = \left(1 - \prod_{i=1}^n (1 - P_{Disp_i}) \right) \times P_{Clim}$$

Eqn. 1

Où P_{Disp_i} est la probabilité de dispersion dans la cellule cible à partir de la cellule source i , qui est dérivée d'un noyau de dispersion. P_{Clim} représente l'adéquation au climat de la cellule cible et n est le nombre de cellules avec des agents de dispersion potentiels. La dispersion a été modélisée d'une manière similaire à celle décrite dans la section précédente, mais en intégrant ici la modification de l'adéquation au climat au fil du temps. Nous avons utilisé « MigClim » en utilisant une distribution gamma, avec forme = (moyenne / SD)² et échelle = SD² / moyenne (suivant Barbet-Massin *et al.* 2012), où la moyenne a été calculée à partir de données de traits spécifiques à chaque espèce (BirdLife International) et SD fixé à 2 × la distance de dispersion moyenne, ce qui représente la valeur supérieure dérivée de données empiriques (Paradis *et al.* 2002 ; Barbet-Massin *et al.* 2012). Les estimations de dispersion des espèces ont été prélevées dans la base de données de BirdLife International et comprennent des estimations de distance moyenne de dispersion natale groupées dans les classes <5 km ; 5-24 km ; 25-49 km ; 50-99 km ; et 100-199 km. La probabilité de dispersion jusqu'à une cellule à une distance donnée de la cellule source a été calculée pour les cellules jusqu'à une distance de 20 × la distance moyenne de dispersion natale. Chaque probabilité de dispersion a ensuite été divisée par la somme des probabilités de dispersion dans cette zone de dispersion potentielle, de telle sorte que la probabilité que la dispersion additionnée soit égale à un (Chipperfield *et al.* 2011). Les espèces ont été affectés à ces classes sur la base de données provenant des estimations publiées et non publiées recueillies à partir d'une grande variété de sources (provenant de diverses études impliquant des individus marqués), avec des estimations extrapolées à partir des espèces apparentées ayant une taille corporelle similaire lorsque les estimations primaires n'étaient pas disponibles. Nous avons utilisé le point médian de ces bandes dans notre analyse. Nous nous sommes concentrés uniquement sur les oiseaux dans cette analyse comparative du fait que les oiseaux constituaient le seul groupe taxonomique qui disposait de bonnes estimations du potentiel de dispersion de la plupart des espèces.

La modélisation de la dispersion a été réalisée à une résolution spatiale d'environ 5 km (contre environ 50 km de résolution pour les MRC) afin de mieux représenter la dispersion des espèces qui ont une faible distance moyenne de dispersion natale (c.-à-d. en dessous de 50km). La distribution initiale est basée sur la probabilité d'occurrence modélisée pour les données climatiques de référence (1971-2000), mais convertie en mode binaire présence / absence en utilisant l'approche moyenne probabilité / adéquation, considérée comme robuste à travers une gamme de prévalence (Liu *et al.* 2005). La distribution modélisée pourrait toutefois prédire par hasard de fausses présences dans des zones largement séparées dans l'espace de distribution observé en raison de la similitude des conditions climatiques. Nous avons ainsi contraint la distribution initiale prédite aux cellules qui se trouvent au sein de deux cellules d'une grille d'environ 50km (soit environ 100 km) montrant une présence (comme déduite des polygones de la gamme), de sorte que l'état initial de la simulation soit une approximation proche de la distribution enregistrée. La distribution de base a ensuite été désagrégée à une résolution d'environ 5 km.

Pour le scénario climatique dynamique, la pertinence du climat a été mise à jour de manière décennale en utilisant l'adéquation décennale projetée spécifique à chaque espèce. L'adéquation climatique pour les projections futures n'a pas été convertie en données binaires adaptées / inadaptées, mais a été utilisée directement dans le modèle de dispersion en tant que mesure de l'adéquation au climat. Ainsi, une cellule avec une adéquation au climat modélisée de 0,8 est deux fois plus adéquate qu'une cellule avec une adéquation de 0,4. Toutefois, pour être compatible avec les données de distribution de référence modélisées, nous avons fixé à zéro toutes les valeurs inférieures au seuil spécifique à chaque espèce pour le mode binaire présence / absence. Dès que l'adéquation au climat modélisée dans une cellule chute en dessous de ce seuil, la cellule connaît

alors une extinction locale. Cela empêche ainsi les cellules de continuer en tant que cellules sources, malgré une très faible adéquation au climat. Chacune des projections d'adéquation du climat a été désagrégée à une résolution d'environ 5 km. Une fois colonisée, une cellule est seulement capable de produire une descendance de dispersion après une période de temps égale à l'âge à laquelle la première reproduction a eu lieu. Ainsi, si une espèce commence à se reproduire à l'âge de trois ans, une cellule devrait être colonisée pendant trois ans avant de pouvoir commencer à agir comme une population source. Les données sur l'âge de la première reproduction sont issues de la base de données sur les oiseaux de BirdLife International. Les résultats du modèle ont été convertis à une résolution de 50 km, avec chaque cellule d'environ 50 km considérée colonisée si l'une des sous-cellules d'environ 5 km qui la constitue est colonisée. En raison de la composante aléatoire du modèle de dispersion, pour chaque espèce, le modèle de dispersion a été réalisé cinq fois en utilisant la même distribution initiale, la même adéquation du climat et la même estimation de la dispersion, avec le consensus (colonisé / non colonisé) pour chaque cellule à travers les cinq répétitions utilisé comme résultat final. Pour comparer les modèles climatiques dynamiques et statiques, nous avons également évalué les étendues des aires de distribution en supposant un scénario de « dispersion illimitée » et un scénario avec « aucune dispersion ». La première suppose qu'une espèce peut occuper toute l'étendue du climat adéquat projeté pour une période de temps donnée et, par conséquent, est définie comme l'étendue complète de l'aire de distribution projetée.

Les effets de la dispersion sur les impacts projetés du changement climatique ont été estimés en calculant le changement de la richesse en espèces entre la période de référence et la fin du siècle (période de temps de 2071-2100) pour chaque cellule de la région. Cela a été effectué séparément à la fois pour les projections de climat dynamiques et de dispersion ; et pour les projections où une adéquation climatique statique en fin de siècle était utilisée. Ici, nous avons choisi d'utiliser les projections de fin de siècle pour l'évaluation de l'impact, plutôt que les projections du milieu du siècle présentées ailleurs, car nous voulions comparer les impacts au sein des espèces pour les mêmes grandes approches de modélisation et les mêmes scénarios climatiques (avec et sans les effets du climat dynamique). Par conséquent, la grande incertitude parmi les modèles de fin de siècle que nous avons signalée ailleurs (Baker et al. 2015) est moins importante que dans les situations où nous étions intéressés aux impacts probables du changement climatique dans les scénarios du monde réel. L'exécution de ces modèles dynamiques jusqu'en 2100 a permis la détection de différences entre les modèles dynamiques et statiques, qui pourrait avoir été plutôt limitées dans le court laps de temps entre les projections actuelles et celles du milieu du siècle (2041-2070).

Evaluation au niveau des aires protégées

Les polygones des AP ont été obtenus à partir de la WDPA (UICN et UNEP-WCMC 2013), et quadrillés sur une grille de $0,44^0$ (avec une résolution des RCM d'environ 50 km^2), en calculant le pourcentage de chevauchement de chaque AP avec chaque cellule de la grille. Pour cette analyse, nous prenons uniquement en compte les AP qui ont des limites connues (c.à.d. que nous omettons les données de point unique), étant donné l'incertitude considérable introduite lorsque l'on tente d'estimer l'emplacement de l'AP par des tampons (Visconti et al. 2013).

Des études antérieures ont donné lieu à des évaluations des impacts du changement climatique spécifiques aux AP en procédant à une réduction d'échelle des données climatiques à des résolutions fines (par ex. à environ 5 km^2) pour chaque AP et en projetant les distributions des espèces directement sur cette résolution plus fine (Hole et al. 2009 ; Bagchi et al. 2013). Toutefois, l'incertitude introduite dans les projections des modèles par la réduction d'échelle des projections climatiques à des résolutions fines reste inconnue. Nous adoptons ici une approche plus conservatrice en supposant qu'une AP a une adéquation au climat égale à celle de la cellule (ou des cellules) dans laquelle elle se trouve. Bien que cela soit susceptible de produire des prédictions

pauvres pour les AP qui représentent des conditions climatiques périphériques dans une cellule (comme cela peut se produire par exemple avec les AP situées en haut des montagnes), la plupart des AP de la région partagent un climat similaire au paysage environnant à une échelle de 50 km². Afin d'évaluer cette incertitude et fournir une indication de là où nous devons utiliser plus de prudence dans l'interprétation de nos prévisions, nous avons comparé les profils altitudinaux de chaque AP au profil de la cellule (ou des cellules) dans laquelle elle se trouve. Chaque AP et chaque cellule d'environ 50 km² ont été désagrégées à une résolution d'environ 90 m² et recoupées avec des données d'altitude à une résolution de 90m² (Jarvis *et al.* 2008) en utilisant une interpolation bilinéaire pour corriger un léger décalage dans les projections à partir des données d'origine. Pour chaque AP, nous avons échantillonné 200 unités altitudinales prises au hasard (pondérées par la proportion de l'AP dans une cellule) et 800 provenant de l'ensemble de la cellule (ou des cellules), et calculé la différence moyenne d'altitude entre les deux échantillons. La figure 1 montre les AP où la différence moyenne entre les altitudes pour les deux échantillons était supérieure à 100 m (env. égal à 1°C du gradient adiabatique (Danielson *et al.* 2003)), qui sont susceptibles de suggérer un cas particulier biologiquement significatif. Les prévisions pour ces AP doivent ainsi être traitées avec une plus grande prudence.

Pour chaque AP, une moyenne pondérée de l'adéquation au climat pour chaque espèce a été calculée, avec des coefficients équivalents au pourcentage de l'étendue d'une AP qui chevauche une cellule. La variation de la richesse en espèces pour une PA j (ΔS_j) a été calculée comme suit :

$$\Delta S_j[t_2] = \sum_{k=1}^s P_{jk}[t_2] - \sum_{k=1}^s P_{jk}[t_1]$$

Où P_{jk} = adéquation au climat pondérée de l'espèce k au sein de l'AP j , t_1 = référence (1971-2000) et t_2 = périodes de temps futures (2040 ; 2070 ; 2100). Le renouvellement des espèces pour chaque AP ($T_j[t]$) entre deux périodes a été calculé en utilisant l'indice de Bray-Curtis, une mesure de dissemblance entre deux communautés, en utilisant l'adéquation au climat pondérée, comme suit:

$$T_j[t_2] = \frac{\sum_{k=1}^s |P_{jk}[t_2] - P_{jk}[t_1]|}{\sum_{k=1}^s P_{jk}[t_1] + \sum_{k=1}^s P_{jk}[t_2]}$$

Ces calculs ont été effectués séparément pour chacune des projections d'adéquation au climat ré-échantillonnées. Ainsi, 100 estimations de chaque mesure d'impact ont été produites et les quantiles de 95% de ces valeurs ont été utilisés pour évaluer l'incertitude.

Pour chaque espèce, le changement de l'adéquation au climat à travers le réseau d'AP a été mesuré comme la somme de l'adéquation au climat pondérée pour la période future, divisée par la période de référence. Si cette valeur est > 1 , l'espèce est projetée de gagner en adéquation climatique à travers le réseau d'AP ; et là où cette valeur est < 1 , l'espèce est projetée de perdre en adéquation climatique. Pour chaque espèce, ce changement projeté dans l'adéquation au climat a été calculé pour chacune des projections ré-échantillonnées et les quantiles de 95% ont été utilisés pour évaluer la confiance dans les projections. Lorsque l'IC de 95% de ces projections ne couvre pas l'unité (c.-à-d. un consensus sur le changement projeté), nous qualifions les changements comme ayant une « probabilité élevée », suivant la terminologie du 4^{ème} rapport d'évaluation du GIEC.

Identification de sites à « fort impact » résistants à l'incertitude

Afin d'identifier les sites qui sont régulièrement projetés de subir les plus grands impacts du changement climatique, en utilisant le renouvellement des espèces comme une mesure de l'impact, nous avons utilisé l'approche de ré-échantillonnage *bootstrap* pour un échantillonnage à travers l'ensemble des projections, en quantifiant la proportion du nombre de fois qu'une AP est projetée

d'avoir un niveau de renouvellement des espèces dans le quartile le plus élevé par rapport à toutes les AP de la région. Ainsi, pour chacun des trois grands groupes taxonomiques (oiseaux, mammifères, amphibiens), nous avons choisi au hasard l'une des cinq projections climatiques MRC et pour chaque AP nous avons choisi au hasard une estimation de renouvellement projetée à partir des 20 valeurs de renouvellement dérivées de différents SDM et blocs, pertinents pour cette projection. Les estimations obtenues ont été divisées en quartiles sur la base des valeurs pour toutes les AP. Cette procédure a été répétée 10 000 fois et le pourcentage des estimations de renouvellement des espèces se trouvant dans le quartile supérieur des 10 000 répétitions a été enregistré. Ces AP dont $\geq 95\%$ des estimations de renouvellement se trouve dans le quartile supérieur ont reçu un score de 1, et tous les autres sites un score de 0, et les scores ont été combinés à travers les taxons. Ainsi, les AP marquées 1 sont systématiquement classées parmi les sites les plus fortement impactés pour l'un des trois grands groupes taxonomiques, alors que celles dont le score est de 2 ou 3 sont des sites à impact élevé pour deux ou trois groupes, respectivement. Cette analyse a été effectuée séparément pour les trois périodes de temps futures afin d'examiner l'impact de l'incertitude croissante sur l'identification de cibles de conservation solides, et pour les deux seuils d'incertitude les plus bas de $\geq 85\%$ et $\geq 75\%$.

3. Résultats

Modèles de distribution des espèces

Les modèles de distribution des espèces ont été exécutés pour 1286 espèces à travers tous les taxons, à partir d'un groupe initial de 1443 espèces. Le tableau 1 résume le nombre d'espèces exclues pour chaque critère. Les modèles pour toutes les espèces au sein d'un taxon ont montré une bonne distinction du modèle (médiane AUC : amphibiens = 0,98 ; oiseaux = 0,97 ; mammifères = 0,97; tableau 1).

Taxons	Pool des espèces régionales	Nombre d'espèces exclues par critères (de façon séquentielle)			Nombre d'espèces incluses	Médiane AUC (quantiles 95%)
		Chevauchement <75% MRC	Présences <5	Bloc unique		
Amphibiens	206	24	23	9	150	0.98 (0.92, 0.99)
Oiseaux	830	61	0	1	768	0.97 (0.89, 0.99)
Mammifères	407	29	7	3	368	0.97 (0.87, 0.99)

Tableau 1. Résumé des statistiques montrant le nombre initial d'espèces pour chaque groupe taxonomique ayant des aires de reproduction se trouvant en Afrique de l'ouest, le nombre d'espèces exclues pour chacun des critères d'exclusion et le nombre total d'espèces incluses dans l'analyse. Les résultats pour les critères d'exclusion sont inclus de gauche à droite de sorte que les chiffres indiqués correspondent aux nombres retirés après l'exclusion correspondant aux critères précédents. La médiane AUC pour l'ensemble du modèle de distribution des espèces est représenté avec 95% des quantiles supérieurs et inférieurs entre parenthèses.

Évaluation des impacts du changement climatique sur les réseaux d'AP

Dans toute la région d'Afrique de l'ouest, 1987 polygones d'AP ont été sélectionnés pour l'analyse ; un nombre qui exclut 195 AP qui sont à présent uniquement répertoriées comme point de localisation, ou des sites qui sont désignés comme réserves de biosphère (car ils peuvent inclure de grandes surfaces qui ne sont pas considérés comme des AP). Pour 11% des AP (219), la différence moyenne d'élévation entre l'AP et les cellules de 50 km² dans lesquelles elle se trouve est supérieure à 100 m, ce qui suggère que le climat de l'AP pourrait être différent du climat moyen de ces cellules. La figure 1 met en évidence l'emplacement de ces AP ; les résultats de ces AP doivent être traités avec une prudence supplémentaire.

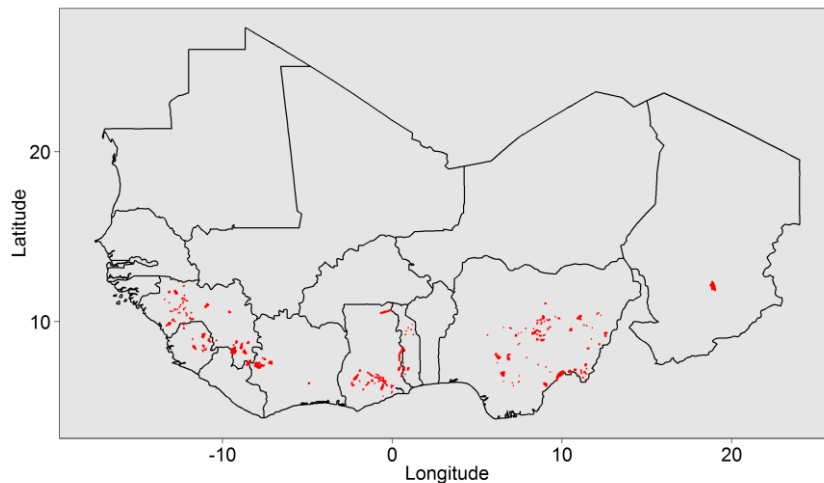


Figure 1. Localisation des AP ayant un profil altitudinale « dissemblable », comme substitut pour le climat, comparé à la cellule (ou aux cellules) dans laquelle / lesquelles elles se trouvent. Une différence moyenne de >100 m entre le profil altitudinale de l'AP et celui de la cellule (ou des cellules) est considéré comme représentant une différence qui pourrait affecter la biodiversité se trouvant au sein de l'AP.

Impacts projetés sur la représentation des amphibiens dans les AP

Le renouvellement des espèces d'amphibien au sein du réseau d'AP de la région devrait augmenter au cours du siècle prochain, avec un renouvellement médian (IC 95%) projeté de 45,7% (35,1 ; 71,7) d'ici 2100 (tableau 2). Cependant, l'incertitude liée à ces impacts projetés est considérable (figure 2a ; annexe 2), ce qui rend difficile la quantification des impacts pour un grand nombre d'AP de la région d'ici 2100. Néanmoins, dans plusieurs pays riches en biodiversité, tels que la Côte d'Ivoire et le Ghana, les limites inférieures d'incertitude devraient dépasser les 40% de renouvellement d'ici 2100, ce qui suggère un fort renouvellement à travers toutes les projections ; il a été projeté de manière constante que ces zones connaîtront des impacts les plus élevés dans toutes les périodes de temps. Le renouvellement prévu d'ici 2040 suggère qu'une intervention précoce pourrait être nécessaire pour atténuer les impacts des changements climatiques pour les amphibiens, avec certains pays qui devraient connaître > 30% de renouvellement des espèces au cours de cette période. Ces modèles sont pris en compte dans l'évolution prévue de la richesse en biodiversité (tableau 3), où le changement médian dans les AP de la région devrait être de -8,1 espèces (-9,9 ; -4,9) d'ici 2100.

Lorsque l'on considère l'estimation médiane de l'adéquation climatique calculée sur l'ensemble des projections pour chaque espèce d'amphibiens, l'adéquation climatique diminue pour les 150 espèces dans toutes les périodes de temps. Lorsque que l'on prend en compte l'incertitude liée à ces projections, aucune espèce d'amphibiens n'est projetée comme ayant une « probabilité élevée » de gagner en adéquation climatique au cours du siècle. En revanche, 91% des espèces (137) ont été projetées comme ayant une « probabilité élevée » de perdre en adéquation climatique d'ici 2100, avec d'autres espèces ne montrant « pas de consensus » (2040 : Gagne (G) = 0, perd (L) = 145, Pas de consensus (NC) = 5 ; 2070 : G = 0, L = 144, NC = 6 ; 2100 : G = 0, L = 137, NC = 13).

Sur les 150 espèces d'amphibiens incluses dans cette analyse, 30 sont actuellement classés comme en danger critique d'extension (CR), en danger (EN), vulnérables (VU) ou ayant des données insuffisantes (DD) (CR = 1 ; FR = 13 ; VU = 13 ; DD = 3). L'adéquation climatique à travers le réseau d'AP devrait diminuer pour toutes les 30 espèces selon l'estimation médiane, pour toutes les périodes de temps. Lorsque l'incertitude est prise en compte, elle montre que 87% (26), 90% (27) et 77% (23) des espèces sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » de perdre en adéquation climatique d'ici 2040, 2070 et 2100, respectivement, et il n'y a « pas de consensus »

pour les autres espèces. Voir l'annexe 3 pour la liste de ces espèces d'amphibiens et de leurs changements d'adéquation climatique prévus.

Impacts projetés sur la représentation des oiseaux dans les AP

Le renouvellement des espèces d'oiseaux dans les AP de la région est la plus faible des trois groupes taxonomiques considérés dans cette étude, allant d'un renouvellement médian (IC 95%) projeté de 14,0% (10,5 ; 20,5) en 2040, à 32,4% (20,3 ; 45,9) en 2100 (tableau 2). Encore une fois, l'incertitude liée à ces impacts prévus d'ici 2100 est considérable (figure 2b ; annexe 2), mais suggère que la partie ouest de la zone de forêt guinéenne connaîtra le plus grand impact sur le renouvellement des espèces et la biodiversité (tableau 3).

L'adéquation climatique médiane au sein du réseau d'AP de la région pour les espèces d'oiseaux suggère que 12,5% (100) des espèces connaîtront une augmentation de leur adéquation climatique d'ici 2040 et 80,5% (668) des espèces connaîtront une baisse de leur adéquation ; d'ici 2100, seulement 9,9% (82) des espèces sont projetées de connaître une amélioration de leur adéquation climatique. Lorsque l'incertitude est prise en compte dans les projections, seulement 1,6% (12) des espèces sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » d'améliorer leur adéquation climatique d'ici 2040 (*Anthoscopus punctifrons*, *Butastur rufipennis*, *Ciconia abdimii*, *Estrilda troglodytes*, *Falco alopex*, *Muscicapa aquatica*, *Nectarinia pulchella*, *Pterocles quadricinctus*, *Serinus leucopygius*, *Streptopelia decipiens*, *Vanellus spinosus*, *Vanellus tectus*), et cela se réduit à trois espèces d'ici 2100 (*Egretta gularis*, *Streptopelia decipiens*, *Tockus erythrorhynchus*). D'ici 2100, 39% (302) des espèces d'oiseaux sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » de connaître un déclin de leur adéquation climatique au sein du réseau d'AP de la région (2040: G = 12 L = 393, NC = 363 ; 2070: G = 5, L = 341, NC = 422 ; 2100: G = 3, L = 302, NC = 463).

Parmi les 768 espèces d'oiseaux incluses dans cette analyse, 29 sont actuellement classées comme en danger critique d'extension (CR), en danger (EN), vulnérables (VU) ou ayant des données insuffisantes (DD) (CR = 0 ; EN = 3 ; VU = 20 ; DD = 6). Sur la base des estimations médianes, l'adéquation au climat à travers le réseau d'AP est projetée de diminuer pour la majorité de ces espèces pour toutes les périodes de temps (2040 : 86,2% (25) ; 2070 : 79,3% (23) ; 2100 : 75,9% (22)). Lorsque l'incertitude est prise en compte, 38% (11), 31% (9) et 28% (8) des espèces sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » de perdre en adéquation climatique d'ici 2040, 2070 et 2100, respectivement, et il n'y a « pas de consensus » pour les autres espèces. Voir l'annexe 3 pour la liste de ces espèces d'oiseaux et de leurs changements d'adéquation climatique prévus.

Impacts projetés sur la représentation des mammifères dans les AP

Le renouvellement des espèces de mammifères au sein du réseau d'AP de la région est inférieure au renouvellement projeté pour les amphibiens et comparable aux impacts sur les oiseaux, avec un renouvellement médian des espèces passant de 15,7% (12,1 ; 22,4) à 34,9% (21,8 ; 56,2) entre 2040 et 2100, respectivement (tableau 2 ; figure 2c ; annexe 2). Les pertes les plus élevées de la biodiversité sont projetées de se produire, une fois encore, à travers la zone occidentale de forêt guinéenne (tableau 3).

L'adéquation climatique médiane au sein du réseau d'AP de la région pour les espèces de mammifères suggère que 9% (33) des espèces connaîtront une augmentation de leur adéquation climatique en 2040, se réduisant à 5,2% (19) d'ici 2100. Les espèces restantes sont projetées de connaître une diminution de leur adéquation climatique au sein du réseau d'AP. Lorsque l'incertitude est prise en compte dans les projections, seules deux espèces sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » de gagner en adéquation climatique d'ici 2040 (*Hipposideros ruber*, *Pipistrellus rusticus*). D'ici 2100, > 50% des espèces de mammifères sont projetés comme ayant une

« probabilité élevée » de connaître un déclin de leur adéquation climatique au sein du réseau d'AP de la région (2040 : G = 2, L = 198, NC = 168 ; 2070 : G = 2, L = 183, NC = 183 ; 2100 : G = 1, L = 185, NC = 182).

Parmi les 368 espèces de mammifères incluses dans cette analyse, 61 sont actuellement classées comme en danger critique d'extinction (CR), en danger (EN), vulnérable (VU) ou ayant des données insuffisantes (DD) (CR = 5 ; FR = 12 ; VU = 17 ; DD = 27). En considérant les estimations médianes, l'adéquation climatique au sein du réseau d'AP est projetée de diminuer encore une fois pour la majorité de ces espèces sur toutes les périodes de temps (2040 : 93,4% (57); 2070 : 90,2% (55) ; 2100 : 90,2% (55)). Lorsque l'incertitude est prise en compte, 49% (30), 44% (27) et 46% (28) des espèces sont projetées comme ayant une « probabilité élevée » de perdre en adéquation climatique d'ici 2040, 2070 et 2100, respectivement ; il n'y a « pas de consensus » pour les autres espèces. Voir l'annexe 3 pour la liste de ces espèces de mammifères et de leurs changements d'adéquation climatique prévus.

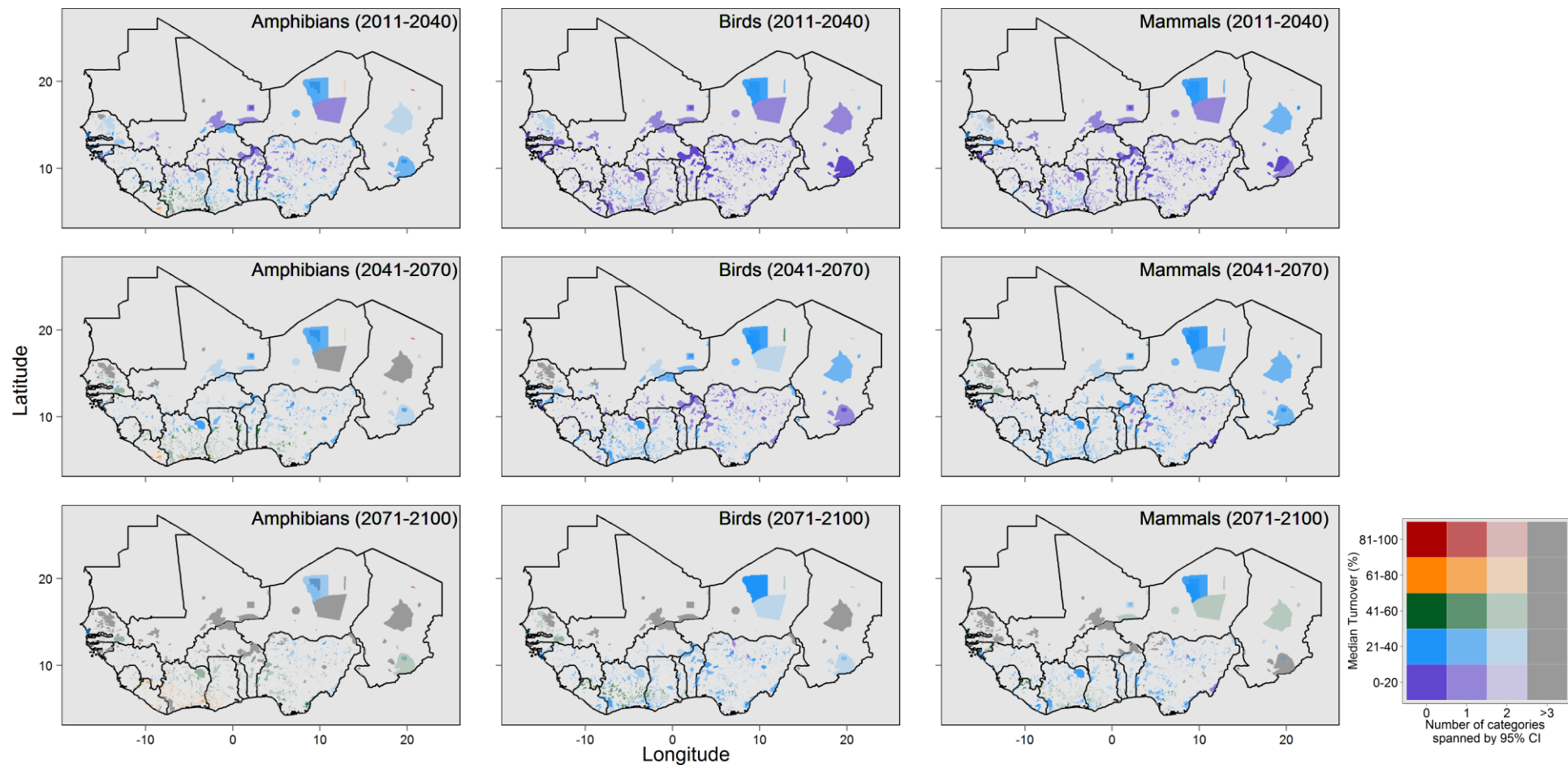


Figure 2. Projection du renouvellement des espèces (indice de Bray-Curtis), comme mesure du changement dans la composition des communautés, reflétant à la fois le gain et la perte en espèces, entre la période de référence (1971-2000) et les trois périodes futures (2011-2040 ; 2041-2070 ; 2071-2100) pour A) les amphibiens, (n = 150) B) les oiseaux (n = 768) et C) les mammifères (n = 368). Les couleurs reflètent la catégorie comprenant le renouvellement médian projeté et l'intensité des couleurs, qui passe au gris au fur et à mesure que l'incertitude augmente, indique l'incertitude de ces impacts projetés sur la base du nombre de catégories de renouvellement médian comprises dans l'IC à 95%.

Pays	AP (n)	Renouvellement des espèces d'amphibiens (%)			Renouvellement des espèces d'oiseaux (%)			Renouvellement des espèces de mammifères (%)		
		2011-2040	2041-2070	2071-2100	2011-2040	2041-2070	2071-2100	2011-2040	2041-2070	2071-2100
Tous	1987	26.5 (23.1, 31.3)	36.8 (29.3, 50.9)	45.7 (35.1, 71.7)	14.0 (10.5, 20.5)	23.4 (15.6, 31.0)	32.4 (20.3, 45.9)	15.7 (12.1, 22.4)	27.5 (17.1, 34.7)	34.9 (21.8, 56.2)
BEN	28	21.5 (17.3, 29.6)	36.6 (23.2, 50.5)	46.7 (33.2, 71.8)	12.3 (8.8, 20.0)	20.1 (12.6, 32.8)	32.1 (19.0, 43.4)	13.6 (9.6, 22.1)	26.5 (16.2, 34.3)	32.5 (20.6, 55.4)
BFA	75	17.4 (10.4, 28.2)	27.1 (12.2, 47.5)	39.8 (16.3, 73.8)	9.8 (7.6, 19.8)	16.9 (9.0, 31.7)	30.4 (11.6, 48.1)	14.6 (10.2, 23.4)	25.3 (12.6, 35.9)	35.0 (15.0, 66.5)
CIV	239	40.3 (32.7, 50.8)	49.1 (39.3, 71.2)	59.3 (44.6, 80.4)	18.9 (15.2, 24.9)	29.8 (21.5, 40.2)	39.8 (28.7, 53.0)	19.6 (15.1, 27.0)	31.7 (23.1, 46.3)	42.6 (29.2, 64.0)
GHA	256	38.3 (29.4, 55.2)	50.1 (36.2, 68.7)	60.5 (45.2, 80.4)	17.5 (15.1, 23.5)	29.5 (21.4, 41.8)	38.9 (27.8, 53.0)	18.0 (14.4, 24.3)	31.0 (21.4, 44.8)	41.4 (29.4, 62.0)
GIN	106	21.5 (17.2, 26.8)	27.7 (20.8, 38.2)	36.2 (26.5, 68.7)	15.6 (11.5, 20.2)	18.0 (13.7, 28.7)	25.7 (17.4, 35.3)	14.9 (11.4, 23.7)	22.2 (15.6, 30.4)	29.3 (19.2, 47.3)
GMB	12	35.5 (15.0, 51.1)	48.0 (20.6, 65.9)	56.6 (32.2, 75.5)	16.4 (8.8, 27.5)	28.8 (17.3, 46.4)	42.8 (23.4, 60.3)	23.3 (10.0, 36.9)	39.5 (22.1, 59.7)	52.3 (29.3, 73.0)
GNB	19	22.9 (11.9, 34.6)	35.6 (19.9, 62.2)	50.4 (25.8, 81.3)	14.0 (10.0, 18.9)	23.0 (15.7, 32.4)	31.3 (19.2, 55.9)	16.1 (10.4, 25.4)	29.3 (18.0, 46.4)	43.3 (25.0, 71.1)
LBR	16	49.5 (40.1, 61.9)	56.5 (43.2, 70.9)	65.6 (53.1, 82.2)	16.9 (13.7, 23.8)	24.8 (19.8, 36.5)	37.6 (27.4, 49.7)	20.0 (15.8, 30.6)	28.9 (21.9, 39.3)	39.7 (30.2, 53.9)
MLI	32	18.5 (11.5, 27.1)	26.3 (12.7, 53.3)	39.4 (17.2, 88.4)	10.9 (7.1, 21.1)	21.5 (9.8, 32.7)	32.5 (14.0, 69.7)	16.8 (10.4, 22.7)	27.5 (13.5, 41.0)	38.4 (18.1, 78.9)
NER	15	23.2 (18.2, 34.3)	27.6 (20.7, 41.8)	34.6 (21.3, 74.1)	14.9 (9.2, 27.7)	23.7 (13.0, 32.2)	32.6 (15.6, 56.8)	18.3 (13.6, 26.1)	28.4 (19.2, 34.9)	37.1 (23.5, 66.0)
NGA	969	24.5 (21.1, 30.1)	33.8 (26.4, 44.6)	41.2 (32.4, 63.9)	12.1 (8.8, 18.3)	20.2 (13.7, 28.8)	29.6 (17.2, 41.3)	14.5 (11.0, 20.0)	24.4 (15.2, 30.5)	31.6 (18.7, 50.0)
SEN	109	26.8 (19.9, 39.2)	45.3 (26.0, 61.6)	60.9 (33.7, 82.0)	19.0 (11.3, 27.4)	37.2 (20.6, 52.9)	49.9 (28.4, 74.5)	24.7 (15.4, 39.9)	46.4 (26.0, 66.5)	57.5 (31.2, 84.1)
SLE	36	41.4 (31.6, 51.1)	48.9 (36.7, 67.1)	53.7 (40.1, 78.9)	18.6 (14.6, 27.3)	28.0 (20.8, 38.1)	35.6 (24.9, 44.9)	19.8 (15.0, 26.8)	29.7 (21.6, 40.9)	39.3 (25.1, 51.9)
TCD	14	24.0 (15.6, 35.4)	32.9 (20.9, 58.9)	45.1 (24.5, 84.7)	11.4 (8.4, 20.3)	21.6 (11.1, 30.1)	31.9 (13.7, 59.5)	16.9 (9.8, 22.8)	28.1 (13.1, 40.3)	36.5 (16.1, 68.7)
TGO	61	24.2 (17.9, 35.3)	40.4 (24.0, 54.6)	50.2 (35.4, 74.0)	13.7 (11.5, 25.2)	23.0 (15.8, 36.0)	34.2 (21.3, 43.8)	15.0 (11.4, 25.4)	27.7 (16.8, 35.2)	34.7 (23.4, 56.3)

Tableau 2. Projection du renouvellement médian (IC 95%) des espèces (%) entre la période de référence (1971-2000) et les trois périodes futures (2011-2040 ; 2041-2070 ; 2071-2100) pour chaque taxon, calculé sur l'ensemble des AP de la région et pour chaque pays séparément. BEN = Bénin, BFA = Burkina Faso, CIV = Côte d'Ivoire, GHA = Ghana, GIN = Guinée, GMB = Gambie, LBR = Liberia, MLI = Mali, NER = Niger, NGA = Nigeria, SEN = Sénégal, SLE = Sierra Leone, TCD = Tchad, TGO = Togo. Les pays du projet PARCC sont en caractères gras.

Pays	Changement de richesse en espèces d'amphibiens (n)			Changement de richesse en espèces d'oiseaux (n)			Changement de richesse en espèces de mammifères (n)		
	2011-2040	2041-2070	2071-2100	2011-2040	2041-2070	2071-2100	2011-2040	2041-2070	2071-2100
Tous	-3.5 (-6.0, -2.5)	-5.8 (-8.3, -3.5)	-8.1 (-9.9, -4.9)	-19.4 (-27.4, -13.8)	-29.7 (-43.0, -14.8)	-42.6 (-71.6, -19.7)	-8.9 (-11.7, -6.1)	-14.2 (-23.2, -8.3)	-21.4 (-36.6, -11.8)
BEN	-2.6 (-3.6, -1.9)	-4.0 (-5.4, -2.7)	-5.0 (-7.0, -3.7)	-12.5 (-17.7, -8.1)	-18.3 (-28.8, -10.5)	-24.4 (-38.1, -11.6)	-6.1 (-8.6, -4.1)	-10.5 (-15.8, -7.0)	-13.9 (-23.0, -7.9)
BFA	-2.1 (-6.0, -0.1)	-4.1 (-8.2, -0.6)	-7.4 (-9.6, -1.9)	-12.7 (-20.6, -1.1)	-15.3 (-32.6, -0.0)	-29.7 (-70.2, -3.2)	-7.2 (-12.5, -1.9)	-12.3 (-21.1, -3.8)	-18.4 (-32.5, -4.8)
CIV	-8.7 (-11.1, -7.2)	-10.5 (-13.7, -8.4)	-13.0 (-16.6, -10.3)	-44.6 (-64.4, -24.9)	-56.7 (-85.2, -36.8)	-72.2 (-97.6, -43.3)	-17.7 (-24.4, -13.0)	-26.2 (-42.2, -20.0)	-35.7 (-52.9, -24.3)
GHA	-8.9 (-11.9, -7.2)	-11.2 (-14.6, -8.4)	-13.5 (-17.9, -10.4)	-43.1 (-58.4, -21.1)	-56.0 (-86.5, -32.9)	-70.0 (-104.0, -40.0)	-16.8 (-23.1, -11.8)	-26.4 (-44.1, -18.2)	-35.4 (-55.7, -23.1)
GIN	-2.9 (-5.3, -2.1)	-4.2 (-9.2, -2.1)	-6.9 (-11.8, -3.8)	-29.5 (-44.4, -7.2)	-18.6 (-31.9, -5.8)	-27.5 (-56.7, -12.6)	-7.9 (-15.7, -4.7)	-14.3 (-25.8, -7.1)	-22.2 (-38.5, -10.6)
GMB	-2.5 (-8.3, 1.1)	-3.6 (-9.7, 0.3)	-4.1 (-13.4, -0.3)	-20.8 (-71.4, 5.9)	-47.5 (-90.5, -3.8)	-65.6 (-131.1, -3.5)	-10.2 (-25.5, 2.5)	-18.8 (-35.0, -1.8)	-24.5 (-45.3, -5.2)
GNB	-1.5 (-2.6, -0.2)	-2.7 (-3.7, -0.8)	-3.4 (-4.7, -1.2)	-9.7 (-19.4, -3.7)	-15.9 (-32.6, -5.7)	-22.3 (-43.0, -7.4)	-4.4 (-8.5, -1.9)	-9.5 (-15.0, -3.4)	-12.1 (-19.3, -4.5)
LBR	-4.6 (-7.4, -2.9)	-5.1 (-7.9, -2.8)	-5.8 (-8.2, -3.5)	-17.8 (-27.4, -8.3)	-22.6 (-35.9, -9.4)	-29.9 (-46.7, -15.3)	-7.6 (-11.0, -2.3)	-9.7 (-14.6, -3.8)	-12.0 (-20.0, -5.7)
MLI	-1.3 (-2.6, -0.2)	-2.3 (-4.0, -0.5)	-3.9 (-5.4, -1.4)	-4.6 (-10.4, -0.1)	-10.6 (-20.8, -1.1)	-20.0 (-42.5, -4.9)	-3.5 (-6.2, -1.2)	-7.0 (-12.3, -1.6)	-11.3 (-19.6, -3.4)
NER	-0.2 (-0.8, 0.0)	-0.4 (-1.3, 0.0)	-0.8 (-2.4, 0.0)	-0.3 (-2.8, 2.1)	-0.7 (-7.6, 0.3)	-1.6 (-22.2, 0.5)	-0.7 (-2.4, -0.2)	-1.9 (-4.8, 0.0)	-3.2 (-9.4, 0.0)
NGA	-2.4 (-5.4, -1.1)	-4.3 (-7.5, -1.5)	-7.0 (-9.3, -2.5)	-10.6 (-29.6, -4.7)	-24.0 (-42.5, -4.7)	-36.6 (-65.8, -7.6)	-6.5 (-9.1, -3.3)	-10.8 (-19.1, -3.6)	-15.9 (-32.6, -6.1)
SEN	-1.0 (-2.9, -0.5)	-1.9 (-4.3, -1.0)	-2.5 (-5.6, -1.4)	-10.8 (-22.9, -0.5)	-24.4 (-41.2, -8.1)	-31.2 (-52.0, -14.8)	-5.3 (-9.5, -1.6)	-9.9 (-15.0, -5.0)	-11.6 (-17.7, -6.4)
SLE	-7.2 (-9.3, -5.3)	-8.4 (-11.4, -6.0)	-9.6 (-12.9, -6.3)	-35.5 (-45.7, -25.4)	-50.4 (-70.0, -28.3)	-61.3 (-78.9, -22.3)	-14.9 (-20.2, -9.4)	-21.4 (-30.7, -12.6)	-27.4 (-36.2, -13.4)
TCD	-1.0 (-1.8, -0.3)	-1.3 (-2.2, -0.3)	-1.8 (-2.9, -0.6)	-3.6 (-6.5, -0.6)	-3.0 (-7.5, -0.4)	-6.2 (-19.8, -0.5)	-1.7 (-2.9, -0.5)	-2.5 (-5.3, -0.7)	-3.7 (-9.7, -0.6)
TGO	-7.8 (-11.0, -5.8)	-12.5 (-15.4, -7.8)	-15.0 (-19.3, -10.3)	-33.9 (-59.3, -20.0)	-53.6 (-82.4, -33.6)	-67.3 (-108.3, -36.3)	-18.8 (-26.7, -12.9)	-30.4 (-42.6, -20.6)	-39.6 (-64.9, -23.0)

Tableau 3. Projection du changement médian (IC 95%) dans la biodiversité des espèces entre la période de référence (1971-2000) et les trois périodes futures (2011-2040 ; 2041-2070 ; 2071-2100) pour chaque taxon, calculé sur l'ensemble des AP de la région et pour chaque pays séparément. BEN = Bénin, BFA = Burkina Faso, CIV = Côte d'Ivoire, GHA = Ghana, GIN = Guinée, GMB = Gambie, LBR = Liberia, MLI = Mali, NER = Niger, NGA = Nigeria, SEN = Sénégal, SLE = Sierra Leone, TCD = Tchad, TGO = Togo. Les pays du projet PARCC sont en caractères gras.

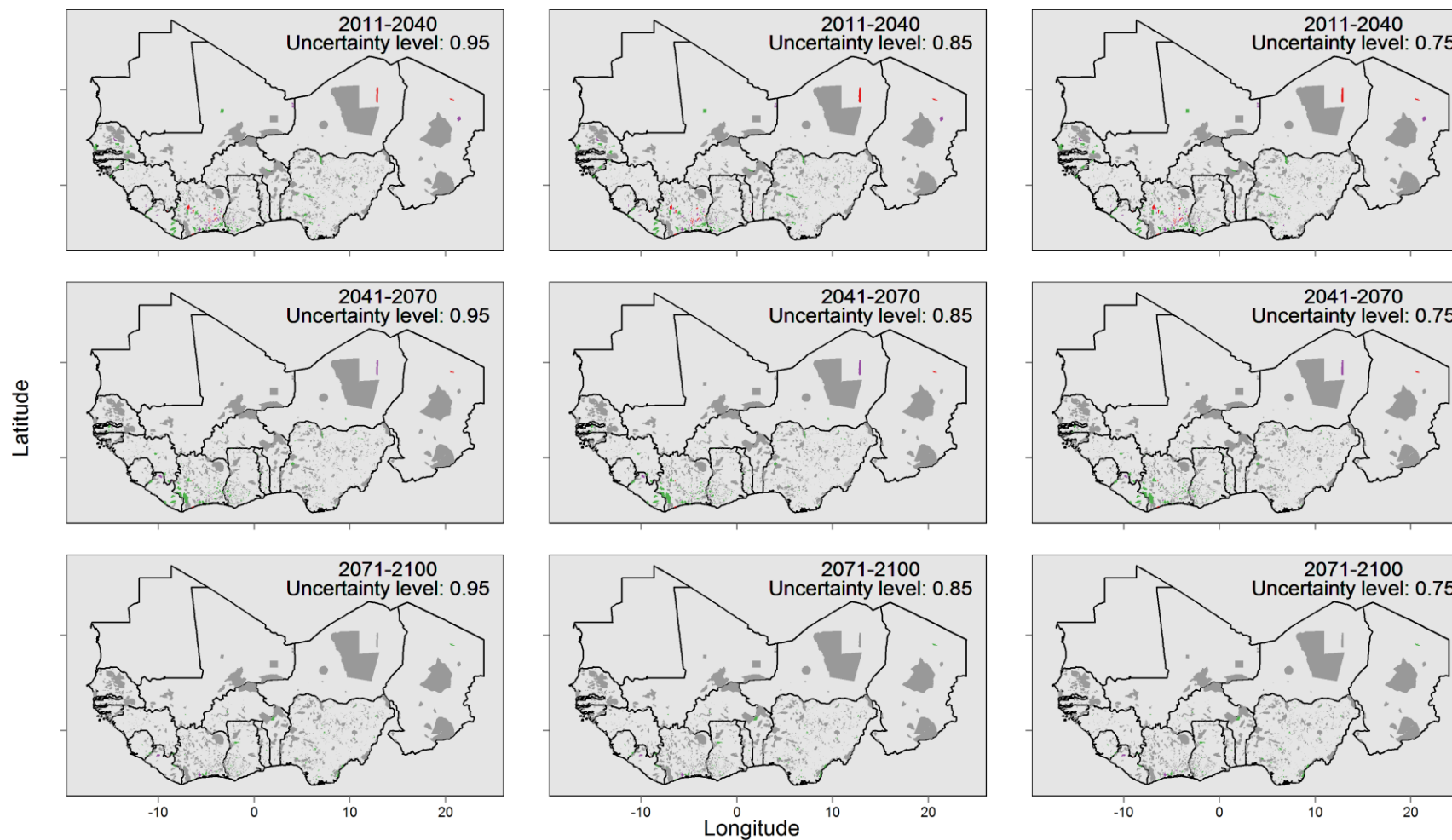


Figure3. AP « à impact élevé » résistantes à l'incertitude, identifiées à l'aide de la procédure de ré-échantillonnage *bootstrap* qui a été utilisée pour déterminer le pourcentage de fois qu'un site est classé dans le quartile supérieur pour le renouvellement des espèces dans les estimations de l'incertitude pour les trois périodes différentes et pour trois niveaux de tolérance de l'incertitude. La couleur représente le nombre de taxons pour lesquels l'AP a été identifiée comme étant « à impact élevé » pour un niveau donné de tolérance à l'incertitude : Rouge = trois groupes taxonomiques ; Violet = deux groupes taxonomiques; Vert = Un groupe taxonomique ; Gris = pas de site identifié de manière robuste comme étant à « impact élevé».

Identification de cibles de conservation à impact élevé et résistantes à l'incertitude à travers les taxa

Au niveau d'incertitude de 95%, 26 AP (voir annexe 3) ont été identifiés comme étant constamment projetées de connaître des niveaux de renouvellement des espèces dans le quartile supérieur en considérant tout le réseau d'AP de la région (n = 1987 polygones) pour les trois taxons pour la période allant jusqu'à 2040 ; et 80 AP sont identifiées pour deux ou plusieurs taxons au cours de cette même période (tableau 4). En 2070, sept aires protégées sont projetées comme étant dans le quartile supérieur pour trois taxons (quatre en Côte d'Ivoire, deux au Ghana et un au Tchad) ; et en 2100 une seule AP pour un seul taxon est projetée de l'être (l'AP de Banie en Guinée), et six AP pour deux ou plusieurs taxons. En assouplissant le niveau d'incertitude qu'une AP soit dans le quartile supérieur pour le renouvellement projeté des espèces dans les AP de la région à 85% et 75%, on obtient une augmentation du nombre de sites multi-taxons (deux ou plus) à « impact élevé » respectivement à 134 et 194 en 2040. Le nombre de sites à « impact élevé » identifiés pour deux ou plusieurs taxons d'ici la fin du siècle en utilisant ces niveaux d'incertitude assouplis se réduit à 17 et 28 AP, respectivement. La majorité des AP multi-taxons à « impact élevé » se situent dans la zone forestière de Guinée, avec la plupart des AP se trouvant en Côte-d'Ivoire. Avec des niveaux d'incertitude assouplis (85% et 75%), les sites multi-taxons à « impact élevé » ont également été identifiés dans les pays voisins comme le Libéria et le Ghana et dans les pays plus au nord comme la Gambie et le Sénégal.

		Niveaux d'incertitude			95%			85%			75%		
		Nombre de taxons			3	2	1	3	2	1	3	2	1
Période de temps	2011-2040	26	54	185	54	75	244	66	128	299			
	2041-2070	7	20	136	22	78	236	49	109	301			
	2071-2100	1	5	84	5	12	111	7	21	169			

Tableau 4. Nombre d'AP à « impact élevé » identifiées comme résistantes à l'incertitude par le biais d'une procédure de ré-échantillonnage *bootstrap* ayant été utilisée pour déterminer le pourcentage de fois qu'un site est classé dans le quartile supérieur pour le renouvellement des espèces en considérant toutes les AP de la région, en effectuant un échantillonnage de l'ensemble des 100 estimations du renouvellement projeté des espèces pour chaque AP, pour trois périodes différentes et pour trois niveaux de tolérance à l'incertitude. Les sites à « impact élevé » ont été identifiés pour chaque groupe taxonomique séparément et la congruence dans ces évaluations est présentée en tant que le nombre de sites identifiés simultanément pour les taxons multiples.

Changements projetés dans la distribution des espèces d'oiseaux, modélisés en utilisant des modèles dynamiques et un climat dynamique

L'incorporation de la dispersion dynamique à travers les paysages à l'évolution des climats peut affecter les changements projetés des aires de distribution, résultant notamment en une réduction marquée du nombre d'espèces capables de coloniser une zone (figure 4). Parmi les cinq pays du projet PARCC, seuls le Libéria et la Sierra Leone semblent être affectés par ce niveau supplémentaire de modélisation, les principaux impacts se produisant en Côte-d'Ivoire et affectant en particulier les zones de forêts et de côtes guinéennes riches en espèces (figure 4c).

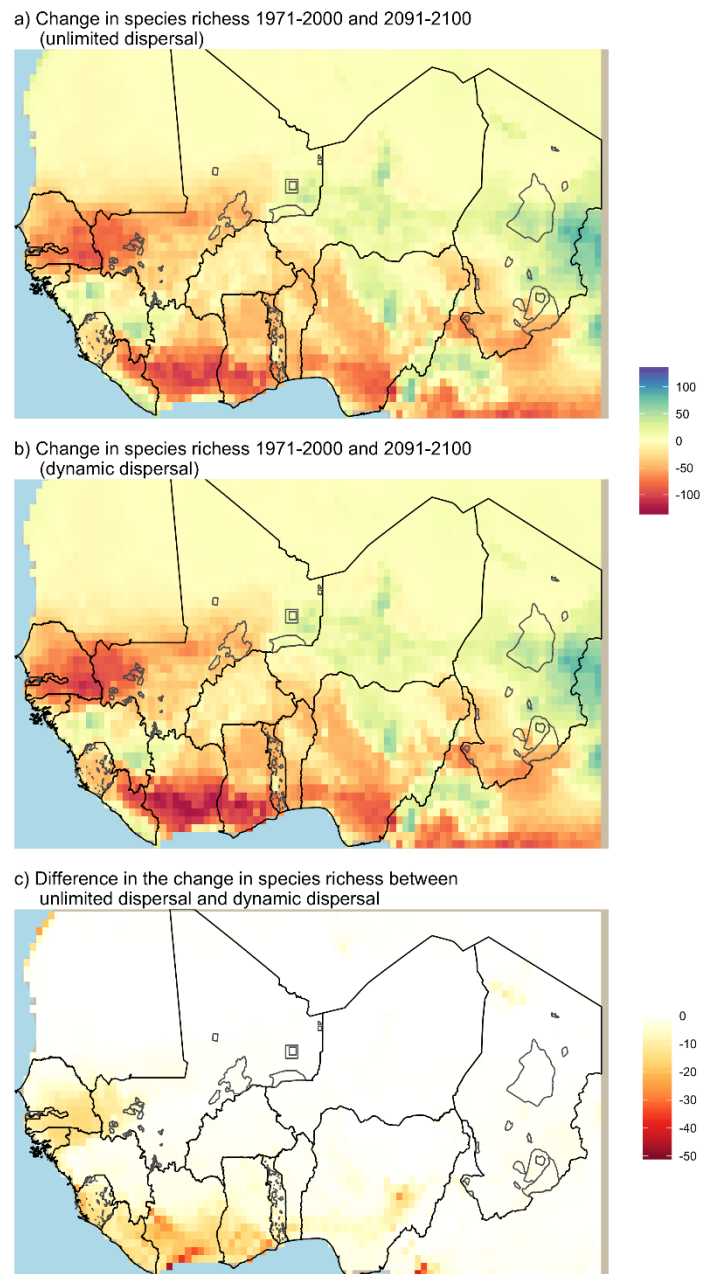


Figure 4. Changement dans la richesse en espèces d'oiseaux entre la période de référence (1971-2000) et la fin du siècle (2091-2100) en utilisant: a) un climat futur statique et une dispersion dynamique et b) une évolution dynamique du climat et une modélisation de la dispersion. Le panneau (c) montre la différence entre (a) et (b) ; zéro indique qu'il n'y a pas de différence dans la richesse en espèces entre les deux scénarios de dispersion et les nombres négatifs indiquent que les projections de la richesse en espèces basées sur les modèles dynamiques de dispersion sont plus faibles que celles basées sur une dispersion illimitée

Ainsi, ces résultats montrent que le changement de l'adéquation climatique peut interagir avec le potentiel de dispersion spécifique à chaque espèce pour réduire les changements projetés des aires de distribution liés au climat, qui à son tour modifie les modèles à l'échelle continentale de l'impact du changement climatique sur la diversité des espèces aviaires, avec des implications potentielles importantes pour établir des priorités de conservation régionale pour certaines zones. Toutefois, du fait que le climat à travers l'Afrique de l'Ouest est projeté de changer à un rythme modéré, les impacts de l'intégration des données climatiques changeantes de manière dynamique sont relativement limités dans une grande partie de la région (voir l'impact très limité sur la figure 4c ci-dessus). Dans les régions du monde où le climat est en train de changer beaucoup plus rapidement, comme cela se passe actuellement par exemple dans les régions arctiques, l'incorporation d'un tel climat qui change de manière dynamique dans les modèles de dispersion

pourrait influencer sensiblement sur les projections des modifications des aires de distribution des espèces.

4. Discussion

Le changement climatique peut avoir un grave impact sur la faune de l'Afrique de l'ouest et réduire ainsi l'efficacité du réseau d'AP à préserver la biodiversité de la région. À travers le réseau, des impacts importants sont projetés pour les trois taxons étudiés d'ici 2100, bien qu'il y ait une hétérogénéité spatiale et des incertitudes associées à ces projections. Au niveau des pays, les estimations les plus élevées des impacts du changement climatique (limites supérieures de l'IC 95%) d'ici 2100 pour les trois taxons prédisent des niveaux de renouvellement en espèces supérieurs à 60%, avec des impacts prévus particulièrement élevés pour les amphibiens dans certaines parties du réseau. Dans certaines parties de la région, de nombreuses AP pourraient devenir inappropriées pour une grande proportion d'espèces actuellement protégées. Ces changements drastiques dans les communautés pourraient gravement affecter la fonctionnalité (c.-à-d. la productivité), là où la faible richesse des espèces est susceptible de réduire la diversité fonctionnelle, ce qui pourrait diminuer la capacité d'une communauté à amortir les changements environnementaux en raison de la perte de complémentarité et de redondance de traits fonctionnels (Allan *et al.* 2011 ; Hooper *et al.* 2012 ; Reich *et al.* 2012). Il existe beaucoup d'incertitudes quant à ces estimations, avec les projections les plus optimistes suggérant que de nombreuses espèces pourraient gagner de l'espace climatique, au moins à court terme. Cependant, même avec les scénarios les plus optimistes, les AP devraient connaître des changements dans la composition en espèces et une perte de la richesse des espèces, avec des conséquences pour le fonctionnement des écosystèmes et la stabilité qui sont souvent inconnus (Wardle *et al.* 2011).

En modélisant l'incertitude dans les projections des réponses des espèces au changement climatique, nous avons pu identifier les AP qui sont projetées de subir les impacts les plus élevés du changement climatique pour chacun des trois groupes taxonomiques. De plus, nous avons pu identifier les AP qui devraient subir des « impacts élevés » pour plusieurs taxons, pouvant être des sites prioritaires pour une évaluation plus poussée. Des impacts importants ont été constamment projetés d'ici 2040, même avec un seuil strict d'incertitude (95%), pour les AP dans le sud du Ghana, en Côte-d'Ivoire et au Libéria, avec de nombreuses AP identifiées comme des sites robustes à « impact élevé » pour plusieurs taxons. Cette région contient une grande partie de la forêt tropicale restante en Afrique de l'ouest, ces trois pays contenant la grande majorité de l'aire de distribution d'oiseaux endémiques des forêts de Haute Guinée (Stattersfield *et al.* 1998), qui héberge 15 espèces d'oiseaux endémiques ayant une aire de distribution restreinte. La biodiversité de la région est assez mal connue, avec trois espèces d'oiseaux (plus deux présumées) nouvelles pour la science découvertes au cours des dernières décennies (Stattersfield *et al.* 1998). Le fait que ces zones aient été fortement déboisées, et que le mouvement entre les AP de la forêt ait ainsi été réduit pour les espèces, peut contribuer à exacerber les impacts futurs du changement climatique.

On projette que le renouvellement en espèce soit particulièrement important pour tous les groupes taxonomiques dans la région de la Gambie et du Sénégal, bien que seulement quelques-unes de ces PA aient été identifiées comme étant des sites à « impact élevé » aux niveaux d'incertitude les plus élevés (95%, 85%), et seulement pour la période allant jusqu'en 2040. Hole *et al.* (2009) a projeté de graves impacts pour les ZICO dans le nord du Sénégal en utilisant différentes distributions des espèces, données climatiques et approches de modélisation. Nos résultats suggèrent la nécessité d'une plus grande prudence lorsque des conséquences graves dans la région sont suggérées, en raison de l'incertitude importante inhérente à ces projections. Plusieurs AP isolées au Niger et au Tchad (à savoir l'Oasis du Kawar (site Ramsar) et les lacs d'Ounianga (site du patrimoine mondial), voir annexe 3) sont classées comme sites à « impact élevé » au seuil d'incertitude le plus élevé, pour deux ou plusieurs taxons. Cependant, comme ces zones sont relativement peu riches en espèces par rapport aux régions tropicales, ces impacts élevés affectent probablement relativement moins d'espèces par rapport aux AP tropicales. Néanmoins, ces

changements pourraient donner lieu à un impact important sur le fonctionnement de ces écosystèmes (Brown *et al.* 1997).

D'ici 2100, l'incertitude dans les projections réduit le nombre de sites à « impact élevé » identifiés, en particulier au seuil d'incertitude le plus élevé, avec un seul site identifié comme étant à « impact élevé » pour plusieurs taxons, dans le sud de la Côte-d'Ivoire. Cela montre l'importance de considérer l'incertitude dans la priorisation de la conservation, où il est nécessaire de trouver un juste équilibre entre l'impact et le risque, qui augmentent tous les deux au fil du temps. Les décisions de gestion de la conservation doivent tenir compte des coûts de « se tromper » et, peut-être, accepter une plus grande incertitude lorsque le coût d'une mauvaise décision choix de priorité est élevé, à savoir la perte d'espèces critiques ou de groupes fonctionnels. Parce que les fonds de conservation sont limités, les conséquences de l'affectation des ressources aux sites faussement identifiés comme étant à « impact élevé » sont aussi graves que de sous-estimer les impacts et de manquer des occasions de les atténuer ailleurs. Ainsi, l'identification de priorités de gestion présente des problèmes analytiquement complexes avec de nombreuses solutions potentiellement valides. L'incorporation explicite de l'incertitude dans les décisions aidera à maximiser l'efficacité des ressources limitées.

La modélisation corrélative de la distribution des espèces est la méthode dominante pour évaluer les impacts potentiels du changement climatique sur les futures distributions des espèces, bien que des approches récentes basées sur les traits (Foden *et al.* 2013) et des procédés mécanistiques (Kearney & Porter 2009 ; Buckley *et al.* 2010) aient également été mis au point. Alors que l'approche de SDM corrélative émet plusieurs hypothèses simplificatrices (Araújo & Peterson 2012), telles que la distribution des espèces étant en équilibre avec le climat, on a souvent trouvé que les résultats correspondaient étroitement avec les données d'observation indépendantes (Hill *et al.* 1999 ; Araújo *et al.* 2005 ; Gregory *et al.* 2009) et avec les prédictions de modèles mécanistiques (Kearney & Porter 2009 ; Buckley *et al.* 2010). La précision des projections futures est plus difficile à évaluer, même si de bons jeux de données de validation sont disponibles pour les modèles développés et testés sur des données contemporaines ou historiques, étant donné que des changements de distribution à long terme pourraient être affectés, par exemple, par de nouveaux climats (Williams & Jackson 2007 ; Williams *et al.* 2007 ; Hobbs *et al.* 2009) ou dissociations communautaires (Araújo & Luoto 2007) qui n'ont pas encore été mis en évidence. Les comparaisons entre les modèles corrélatifs et mécanistiques (par ex. les modèles biophysiques ou d'histoire de vie) ont trouvé une certaine congruence dans les prévisions de futurs changements d'aires de distribution (Kearney *et al.* 2010), mais aussi des différences substantielles (Kearney & Porter 2009). Actuellement, lors de l'évaluation des impacts du changement climatique à de grandes échelles spatiales et comprenant de nombreuses espèces provenant de plusieurs groupes taxonomiques, l'approche de SDM corrélative est susceptible de fournir la meilleure option disponible, étant donné le manque de données sur les traits biologiques spécifiques à chaque espèce (ce qui est particulièrement vrai pour les systèmes tropicaux peu étudiés) pour renseigner les approches fondées sur les traits et les procédés mécanistiques.

Lorsque l'on projette l'adéquation climatique des espèces aux AP qui sont souvent plus petites que l'échelle d'environ 50 km² utilisée pour modéliser les relations espèces-climat, plusieurs difficultés et sources d'incertitude existent. Les conditions climatiques prévues pour une seule cellule sont représentatifs du climat moyen prévu dans cette cellule, mais ne peut pas capturer l'échelle plus fine de la variabilité climatique dans cette zone. La variabilité spatiale des conditions climatiques qui se trouvent en dessous de la résolution des modèles climatiques pourraient en effet fournir des refuges pour les espèces lorsque le paysage environnant connaît des conditions incompatibles avec la capacité d'une espèce à persister. On a démontré que les microclimats peuvent ainsi réduire l'exposition d'un animal à la variabilité climatique et permettre sa persistance dans un paysage (Scheffers *et al.* 2014). Ainsi, une AP pourrait connaître un climat très différent du paysage environnant si l'AP est située dans une zone particulièrement distincte des conditions

trouvées dans les environs. Cela pourrait être particulièrement le cas dans les zones de haut-relief, où les AP sont situés en haute altitude sur des terres de faible qualité agricole et sur des terrains escarpés. Pour cette étude, ceci est moins préoccupant puisque, en dehors de quelques terrains plus élevés en Guinée et au centre du Niger, l'Afrique de l'ouest est presque uniformément de faible relief. Les AP qui sont situés aux extrémités du profil d'élévation d'une cellule sont les plus susceptibles d'être climatiquement différentes du paysage environnant et, par conséquent, de comporter des espèces différentes. Nous avons tenté d'identifier les AP situées à une élévation extrême par rapport à la cellule où elles se trouvent, et notre analyse a mis en évidence qu'environ 10% des AP doivent être traités avec une prudence supplémentaire.

Ici, nous avons évalué les impacts potentiels du changement climatique sur les espèces pour trois groupes taxonomiques à travers le réseau d'AP d'Afrique de l'ouest et identifié des sites à « impact élevé » résistants à l'incertitude dans les données climatiques et méthodologies de modélisation. Après cette prise en compte de l'incertitude, la région projetée de connaître le plus grand impact est la zone de forêt guinéenne, avec la plus forte densité de cibles à « impact élevé » pour deux ou plusieurs taxons situés en Côte-d'Ivoire et dans le Sud du Ghana. On prévoit que les amphibiens subiront de plus de grands impacts d'ici 2100 par rapport aux oiseaux ou mammifères. Ceci est plutôt inquiétant, d'autant plus que de meilleures données existent actuellement sur les distributions de ces deux derniers taxons à l'échelle mondiale, ce qui signifie que la plupart des évaluations de l'impact climatique sur la biodiversité dans les tropiques ont tendance à se concentrer sur ces groupes. Notre travail démontre que des impacts plus importants pourraient être subis par des taxons mal documentés, par rapport à ce que prévoient actuellement la plupart des études d'impact sur le climat dans les systèmes tropicaux qui se concentrent sur des groupes bien documentés. L'impact plus élevé projeté pour les amphibiens pourrait être dû à leur tendance à avoir des aires de distributions plus réduites, peut-être en partie dictées par leur mobilité et, par conséquent, au fait que leur niche climatique est étroite et que le climat approprié est moins susceptible de persister dans les AP qu'ils occupent.

Enfin, notre exploration des impacts liés à l'intégration de données climatiques changeant de manière dynamique dans les modèles de distribution intégrant également la dispersion, suggère que le changement dans les prévisions est relativement limité pour une grande partie de l'Afrique de l'ouest. Cela suggère que les modèles utilisant des projections climatiques statiques, qui sont la norme actuelle pour la plupart des modélisations actuelles de la distribution des espèces, fournissent des résultats utiles pour les espèces dans la majorité des situations. Cependant, dans les régions où le climat est en train de changer rapidement, et où il est possible qu'il y ait des goulets d'étranglement spatio-temporels dans les réponses des espèces au changement climatique, un climat dynamique et des modèles de dispersion pourraient fournir des informations supplémentaires.

En l'absence de climat dynamique, le potentiel pour de nombreuses espèces de répondre au changement climatique en suivant leur niche climatique changeant est surestimé, même en tenant compte du potentiel de dispersion spécifique de chaque espèce (c.-à-d. scénario de climat statique, selon l'analyse principale présentée ici et dans Baker *et al.* 2015). Alors que les hypothèses de dispersion illimitées sont manifestement inappropriées pour de nombreuses espèces, les estimations de la dispersion qui ne parviennent pas à inclure les interactions avec l'environnement peuvent aussi largement surestimer le potentiel de dispersion probable des espèces. Les conséquences de ces défaillances pour suivre décalage des niches climatiques pour les espèces individuelles pourraient être graves (voir les données séparées pour les espèces individuelles), mais ceci a également des implications pour la distribution spatiale de la biodiversité en raison de l'hétérogénéité spatiale considérable dans l'effet du climat dynamique sur la dispersion des espèces et, par conséquent, sur la richesse en espèces au niveau régional.

Toutefois, les déficits dans le nombre d'espèces projetées d'être en mesure de coloniser une cellule de la grille dans deux scénarios de dispersion différents sont seulement élevés dans certaines zones localisées de l'Afrique de l'ouest (telles que certaines parties de la zone de forêt guinéenne). Comme ces pays sont déjà projetés de subir les plus grands impacts du changement climatique sur leur biodiversité au cours du prochain siècle, ces résultats ne sont pas susceptibles de modifier les priorités de conservation dans la région. Ainsi, l'approche de dispersion utilisée dans Baker *et al.* (2015), et le texte principal de ce document, sont susceptibles d'être suffisants pour évaluer les grandes tendances des impacts dans la région. Lorsque la recherche est axée sur les espèces individuelles ou est effectuée à une résolution plus fine où les parcelles d'habitat et des barrières physiques à la dispersion peuvent être incorporés, l'utilisation de modèles pour projeter les impacts potentiels du changement climatique sur les espèces et les communautés a potentiellement un grand mérite.

En conclusion, nous avons montré que la faune de la partie ouest de la région de forêt guinéenne est très vulnérable aux impacts du changement climatique et, par conséquent, le réseau d'AP de cette région est susceptible de subir des changements sévères dans la représentation des espèces, ainsi qu'une diminution de la richesse en espèces dans le futur. Nous recommandons ces AP à « impact élevé » comme sites clés pour une attention future sur les impacts du changement climatique sur la biodiversité. Toutefois, en raison des grandes incertitudes liées aux projections de fin de siècle, nous encourageons des prises de décisions de planification de la conservation basées sur les projections d'impact en début (et éventuellement en milieu) de siècle. Cela permettra de réduire les erreurs potentielles découlant de la gestion adaptative basées sur les projections de fin de siècle qui ont un niveau d'incertitude élevé, et permettra également de maximiser les chances de succès des opportunités d'intervention de début de siècle pour lesquelles nous avons un niveau de confiance élevé.

5. Références

- Adeney J.M., Christensen N.L., Jr. & Pimm S.L. (2009). Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. *PLoS ONE*, 4, e5014.
- Allan E., Weisser W., Weigelt A., Roscher C., Fischer M. & Hillebrand H. (2011). More diverse plant communities have higher functioning over time due to turnover in complementary dominant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 17034-17039.
- Araújo M.B., Alagador D., Cabeza M., Nogués-Bravo D. & Thuiller W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14, 484-492.
- Araújo M.B. & Luoto M. (2007). The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 743-753.
- Araújo M.B., Pearson R.G., Thuiller W. & Erhard M. (2005). Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11, 1504-1513.
- Araújo M.B. & Peterson A.T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93, 1527-1539.
- Araújo M.B., Thuiller W. & Pearson R.G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33, 1712-1728.
- Bagchi R., Crosby M., Huntley B., Hole D.G., Butchart S.H.M., Collingham Y., Kalra M., Rajkumar J., Rahmani A., Pandey M., Gurung H., Trai L.T., Van Quang N. & Willis S.G. (2013). Evaluating the effectiveness of conservation site networks under climate change: accounting for uncertainty. *Global Change Biology*, 19, 1236-1248.
- Baker DJ, Hartley AJ, Burgess ND et al. (2015) Assessing climate change impacts for vertebrate fauna across the West African protected area network using regionally appropriate climate projections. *Diversity and Distributions*, 21, 991–1003.
- Barbet-Massin M., Thuiller W. & Jiguet F. (2012). The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18, 881-890.
- Bertzky, B., Corrigan, C., Kemsey, J., Kenney, S., Ravilious, C., Besançon, C., Burgess, N. (2012). Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas.
- BirdLife International and NatureServe (2013) *Bird species distribution maps of the world*. Version 3.0. BirdLife International, Cambridge, UK and NatureServe, Arlington, USA.
- Brown J.H., Valone T.J. & Curtin C.G. (1997). Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94, 9729-9733.
- Bruner A.G., Gullison R.E., Rice R.E. & da Fonseca G.A.B. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291, 125-128.
- Buckley L.B., Urban M.C., Angilletta M.J., Crozier L.G., Rissler L.J. & Sears M.W. (2010). Can mechanism inform species' distribution models? *Ecology Letters*, 13, 1041-1054.

Buontempo C., Mathison C., Jones R., Williams K., Wang C. & McSweeney C. (Unpublished). Regional climate modelling for Africa with PRECIS.

Cahill A.E., Aiello-Lammens M.E., Fisher-Reid M.C., Hua X., Karanewsky C.J., Yeong Ryu H., Sbeglia G.C., Spagnolo F., Waldron J.B., Warsi O. & Wiens J.J. (2013). How does climate change cause extinction? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280.

Carr, J.A., Hughes, A.F. and Foden, W.B. (2014). A Climate Change Vulnerability Assessment of West African Species. UNEP-WCMC technical report.

Carvalho S.B., Brito J.C., Crespo E.G., Watts M.E. & Possingham H.P. (2011). Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation*, 144, 2020-2030.

Chen I.-C., Hill J.K., Ohlemüller R., Roy D.B. & Thomas C.D. (2011). Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333, 1024-1026.

Chipperfield J.D., Holland E.P., Dytham C., Thomas C.D. & Hovestadt T. (2011). On the approximation of continuous dispersal kernels in discrete-space models. *Methods in Ecology and Evolution*, 2, 668-681.

Choat B., Jansen S., Brodribb T.J., Cochard H., Delzon S., Bhaskar R., Bucci S.J., Feild T.S., Gleason S.M., Hacke U.G., Jacobsen A.L., Lens F., Maherali H., Martinez-Vilalta J., Mayr S., Mencuccini M., Mitchell P.J., Nardini A., Pittermann J., Pratt R.B., Sperry J.S., Westoby M., Wright I.J. & Zanne A.E. (2012). Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*, 491, 752-755.

Coad L., Burgess N.D., Loucks C., Fish L., Scharlemann J.P.W., Duarte L. & Besançon C. (2010). Reply to Jenkins and Joppa – Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 143, 5-6.

Coetzee B.W.T., Robertson M.P., Erasmus B.F.N., Van Rensburg B.J. & Thuiller W. (2009). Ensemble models predict Important Bird Areas in southern Africa will become less effective for conserving endemic birds under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 701-710.

Collins M., Booth B.B., Bhaskaran B., Harris G., Murphy J., Sexton D.H. & Webb M. (2011). Climate model errors, feedbacks and forcings: a comparison of perturbed physics and multi-model ensembles. *Climate Dynamics*, 36, 1737-1766.

Craigie I.D., Baillie J.E.M., Balmford A., Carbone C., Collen B., Green R.E. & Hutton J.M. (2010). Large mammal population declines in Africa's protected areas. *Biological Conservation*, 143, 2221-2228.

Danielson E.W., Levin J. & Abrams E. (2003). *Meteorology*. McGraw-Hill.

DeFries R., Hansen A., Newton A.C. & Hansen M.C. (2005). Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications*, 15, 19-26.

Devictor V., Julliard R., Couvet D. & Jiguet F. (2008). Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275, 2743-2748.

Dormann C.F., McPherson J.M., Araújo M.B., Bivand R., Bolliger J., Carl G., Davies R.G., Hirzel A., Jetz W., Kissling W.D., Kühn I., Ohlemüller R., Peres-Neto P.R., Reineking B., Schröder B., Schurr F.M. &

Wilson R. (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 30, 609-628.

Early R. & Sax D.F. (2011). Analysis of climate paths reveals potential limitations on species range shifts. *Ecology Letters*, 14, 1125-1133.

Elith J. & Graham C.H. (2009). Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32, 66-77.

Engler R. & Guisan A. (2009). MigClim: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions*, 15, 590-601.

Engler R., Hordijk W. & Guisan A. (2012). The MIGCLIM R package – seamless integration of dispersal constraints into projections of species distribution models. *Ecography*, 35, 872-878.

Ernest S.K.M. (2003). Life history characteristics of placental nonvolant mammals. *Ecology*, 84, 3402-3402.

Foden W.B., Butchart S.H.M., Stuart S.N., Vié J.-C., Akçakaya H.R., Angulo A., DeVantier L.M., Gutsche A., Turak E., Cao L., Donner S.D., Katariya V., Bernard R., Holland R.A., Hughes A.F., O'Hanlon S.E., Garnett S.T., Şekerciöğlü Ç.H. & Mace G.M. (2013). Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. *PLoS ONE*, 8, e65427.

Franklin J. (2013). Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. *Diversity and Distributions*, 19, 1217-1223.

Garcia R.A., Burgess N.D., Cabeza M., Rahbek C. & Araújo M.B. (2012). Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Global Change Biology*, 18, 1253-1269.

Giorgi F., Jones C. & Asrar G. (2009). Addressing climate information needs at the regional level: the CORDEX framework. *World Meteorological Organization (WMO) Bulletin*, 58, 175.

Gordon C., Cooper C., Senior C.A., Banks H., Gregory J.M., Johns T.C., Mitchell J.F.B. & Wood R.A. (2000). The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Clim Dyn*, 16, 147-168.

Gregory R.D., Willis S.G., Jiguet F., Voříšek P., Klvaňová A., van Strien A., Huntley B., Collingham Y.C., Couvet D. & Green R.E. (2009). An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE*, 4, e4678.

Hannah L., Midgley G., Andelman S., Araújo M., Hughes G., Martinez-Meyer E., Pearson R. & Williams P. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 131-138.

Heller N.E. & Zavaleta E.S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142, 14-32.

Hickling R., Roy D.B., Hill J.K., Fox R. & Thomas C.D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12, 450-455.

Hill J.K., Thomas C.D. & Huntley B. (1999). Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 266, 1197-1206.

Hobbs R.J., Higgs E. & Harris J.A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 599-605.

Hole D.G., Willis S.G., Pain D.J., Fishpool L.D., Butchart S.H.M., Collingham Y.C., Rahbek C. & Huntley B. (2009). Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters*, 12, 420-431.

Hooper D.U., Adair E.C., Cardinale B.J., Byrnes J.E.K., Hungate B.A., Matulich K.L., Gonzalez A., Duffy J.E., Gamfeldt L. & O'Connor M.I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486, 105-108.

Huntley B., Altwegg R., Barnard P., Collingham Y.C. & Hole D.G. (2012). Modelling relationships between species spatial abundance patterns and climate. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 668-681.

Huntley B., Barnard P., Altwegg R., Chambers L., Coetsee B.W.T., Gibson L., Hockey P.A.R., Hole D.G., Midgley G.F., Underhill L.G. & Willis S.G. (2010). Beyond bioclimatic envelopes: dynamic species' range and abundance modelling in the context of climatic change. *Ecography*, 33, 621-626.

Huntley B., Collingham Y.C., Willis S.G. & Green R.E. (2008). Potential Impacts of Climatic Change on European Breeding Birds. *PLoS ONE*, 3, e1439.

IUCN and UNEP-WCMC (2013), The World Database on Protected Areas (WDPA) [December] Release, Cambridge, UK: UNEP- WCMC.

Jarvis A., Reuter H., Nelson A. & Guevara E. (2008). Hole-filled seamless SRTM data V4, International Centre for Tropical Agriculture (CIAT) available from <http://srtm.csi.cgiar.org>.

Johnston A., Ausden M., Dodd A.M., Bradbury R.B., Chamberlain D.E., Jiguet F., Thomas C.D., Cook A.S.C.P., Newson S.E., Ockendon N., Rehfisch M.M., Roos S., Thaxter C.B., Brown A., Crick H.Q.P., Douse A., McCall R.A., Pontier H., Stroud D.A., Cadiou B., Crowe O., Deceuninck B., Hornman M. & Pearce-Higgins J.W. (2013). Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Clim. Change*, 3, 1055-1061.

Jones K.E., Bielby J., Cardillo M., Fritz S.A., O'Dell J., Orme C.D.L., Safi K., Sechrest W., Boakes E.H., Carbone C., Connolly C., Cutts M.J., Foster J.K., Grenyer R., Habib M., Plaster C.A., Price S.A., Rigby E.A., Rist J., Teacher A., Bininda-Emonds O.R.P., Gittleman J.L., Mace G.M., Purvis A. & Michener W.K. (2009). PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology*, 90, 2648-2648.

Jones R., Noguer M., Hassell D., Hudson D., Wilson S., GJ J. & Mitchell J. (2004). Generating high resolution climate change scenarios using PRECIS. In. Met Office Hadley Centre, Exeter, UK.

Kearney M. & Porter W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, 12, 334-350.

Kearney M.R., Wintle B.A. & Porter W.P. (2010). Correlative and mechanistic models of species distribution provide congruent forecasts under climate change. *Conservation Letters*, 3, 203-213.

- Kier G., Kreft H., Lee T.M., Jetz W., Ibisch P.L., Nowicki C., Mutke J. & Barthlott W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 9322-9327.
- La Sorte F.A. & Jetz W. (2010). Projected range contractions of montane biodiversity under global warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*.
- Laurance W.F., Carolina Useche D., Rendeiro J. *et al.* (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489, 290-294.
- Lawler J.J., Ruesch A.S., Olden J.D. & McRae B.H. (2013). Projected climate-driven faunal movement routes. *Ecology Letters*, 16, 1014-1022.
- Lawler J.J., Shafer S.L., White D., Kareiva P., Maurer E.P., Blaustein A.R. & Bartlein P.J. (2009). Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology*, 90, 588-597.
- Liu C., Berry P.M., Dawson T.P. & Pearson R.G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28, 385-393.
- Maclean I.M.D. & Wilson R.J. (2011). Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 12337-12342.
- Menendez R., Gonzalez-Megias A., Lewis O.T., Shaw M.R. & Thomas C.D. (2008). Escape from natural enemies during climate-driven range expansion: a case study. *Ecological Entomology*, 33, 413-421.
- Menéndez R., Megías A.G., Hill J.K., Braschler B., Willis S.G., Collingham Y., Fox R., Roy D.B. & Thomas C.D. (2006). Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273, 1465-1470.
- Morelli T.L., Smith A.B., Kastely C.R., Mastroserio I., Moritz C. & Beissinger S.R. (2012). Anthropogenic refugia ameliorate the severe climate-related decline of a montane mammal along its trailing edge. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279, 4279-4286.
- Murphy J.M., Booth B.B.B., Collins M., Harris G.R., Sexton D.M.H. & Webb M.J. (2007). A methodology for probabilistic predictions of regional climate change from perturbed physics ensembles. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 365, 1993-2028.
- Norris K., Asase A., Collen B., Gockowksi J., Mason J., Phalan B. & Wade A. (2010). Biodiversity in a forest-agriculture mosaic – The changing face of West African rainforests. *Biological Conservation*, 143, 2341-2350.
- Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell G.V.N., Underwood E.C., D'Amico J.A., Itoua I., Strand H.E., Morrison J.C., Loucks C.J., Allnutt T.F., Ricketts T.H., Kura Y., Lamoreux J.F., Wettengel W.W., Hedao P. & Kassem K.R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51, 933-938.
- Orme C.D.L., Davies R.G., Burgess M., Eigenbrod F., Pickup N., Olson V.A., Webster A.J., Ding T.-S., Rasmussen P.C., Ridgely R.S., Stattersfield A.J., Bennett P.M., Blackburn T.M., Gaston K.J. & Owens I.P.F. (2005). Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436, 1016-1019.

Paradis E., Baillie S.R. & Sutherland W.J. (2002). Modeling large-scale dispersal distances. *Ecological Modelling*, 151, 279-292.

Pearce-Higgins J.W., Dennis P., Whittingham M.J. & Yalden D.W. (2010). Impacts of climate on prey abundance account for fluctuations in a population of a northern wader at the southern edge of its range. *Global Change Biology*, 16, 12-23.

Platts P.J., Ahrends A., Gereau R.E., McClean C.J., Lovett J.C., Marshall A.R., Pellikka P.K.E., Mulligan M., Fanning E. & Marchant R. (2010). Can distribution models help refine inventory-based estimates of conservation priority? A case study in the Eastern Arc forests of Tanzania and Kenya. *Diversity and Distributions*, 16, 628-642.

Platts P.J., Gereau R.E., Burgess N.D. & Marchant R. (2013). Spatial heterogeneity of climate change in an Afrotropical centre of endemism. *Ecography*, 36, 518-530.

Quintero I. & Wiens J.J. (2013). Rates of projected climate change dramatically exceed past rates of climatic niche evolution among vertebrate species. *Ecology Letters*, 16, 1095-1103.

Reich P.B., Tilman D., Isbell F., Mueller K., Hobbie S.E., Flynn D.F.B. & Eisenhauer N. (2012). Impacts of Biodiversity Loss Escalate Through Time as Redundancy Fades. *Science*, 336, 589-592.

Reside A.E., VanDerWal J. & Kutt A.S. (2012). Projected changes in distributions of Australian tropical savanna birds under climate change using three dispersal scenarios. *Ecology and Evolution*, 2, 705-718.

Scheffers B.R., Edwards D.P., Diesmos A., Williams S.E. & Evans T.A. (2014). Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. *Global Change Biology*, 20, 495-503.

Schloss C.A., Nuñez T.A. & Lawler J.J. (2012). Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 8606-8611.

Schweiger O., Settele J., Kudrna O., Klotz S. & Kühn I. (2008). Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*, 89, 3472-3479.

Sinervo B., Méndez-de-la-Cruz F., Miles D.B., Heulin B., Bastiaans E., Villagrán-Santa Cruz M., Lara-Resendiz R., Martínez-Méndez N., Calderón-Espinosa M.L., Meza-Lázaro R.N., Gadsden H., Avila L.J., Morando M., De la Riva I.J., Sepulveda P.V., Rocha C.F.D., Iburgüengoytía N., Puntriano C.A., Massot M., Lepetz V., Oksanen T.A., Chapple D.G., Bauer A.M., Branch W.R., Clobert J. & Sites J.W. (2010). Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, 328, 894-899.

Smith M.A. & Green D.M. (2006). Sex, isolation and fidelity: unbiased long-distance dispersal in a terrestrial amphibian. *Ecography*, 29, 649-658.

Snow D.W. (1979). Atlas of speciation in African non-passerine birds - addenda and corrigenda. *Bulletin of The British Ornithologists' Club*, 99.

Stattersfield A.J., Crosby M.J., Long A.J. & Wege D.C. (1998). *Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation*. BirdLife International, Cambridge.

Sutherland G., Harestad A., Price K. & Letzman K. (2000). Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology*, 4, 16.

VanDerWal J., Murphy H.T., Kutt A.S., Perkins G.C., Bateman B.L., Perry J.J. & Reside A.E. (2013). Focus on poleward shifts in species' distribution underestimates the fingerprint of climate change. *Nature Clim. Change*, 3, 239-243.

Vedder O., Bouwhuis S. & Sheldon B.C. (2013). Quantitative Assessment of the Importance of Phenotypic Plasticity in Adaptation to Climate Change in Wild Bird Populations. *PLoS Biol*, 11, e1001605.

Visconti P., Di Marco M., Álvarez-Romero J.G., Januchowski-Hartley S.R., Pressey R.L., Weeks R. & Rondinini C. (2013). Effects of Errors and Gaps in Spatial Data Sets on Assessment of Conservation Progress. *Conservation Biology*, 27, 1000-1010.

Visconti P., Bakkenes M., Baisero D., Brooks T., Butchart S. H. M., Joppa L., Alkemade R., Di Marco M., Santini L., Hoffmann M., Maiorano L., Pressey R. L., Arponen A., Boitani L., Reside A. E., van Vuuren D. P. and Rondinini C. (2015), Projecting global biodiversity indicators under future development scenarios. *Conservation Letters*. doi: 10.1111/conl.12159.

Wardle D.A., Bardgett R.D., Callaway R.M. & Van der Putten W.H. (2011). Terrestrial Ecosystem Responses to Species Gains and Losses. *Science*, 332, 1273-1277.

Williams J.W. & Jackson S.T. (2007). Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 475-482.

Williams J.W., Jackson S.T. & Kutzbach J.E. (2007). Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 5738-5742.

Annexe 1. Espèces exclues

Liste des espèces exclues sur la base des critères décrits dans les sections méthodologiques.

Nom de l'espèce (binomial)	Groupe Taxonomique	Catégorie Liste Rouge
<i>Alexteroon jynx</i>	Amphibien	CR
<i>Amietophrynus cristiglans</i>	Amphibien	DD
<i>Amietophrynus perreti</i>	Amphibien	VU
<i>Arthroleptis brevipes</i>	Amphibien	DD
<i>Arthroleptis crusculum</i>	Amphibien	EN
<i>Arthroleptis krokosua</i>	Amphibien	EN
<i>Arthroleptis langeri</i>	Amphibien	DD
<i>Arthroleptis nimbaensis</i>	Amphibien	DD
<i>Astylosternus occidentalis</i>	Amphibien	LC
<i>Cardioglossa alsco</i>	Amphibien	CR
<i>Cardioglossa nigromaculata</i>	Amphibien	NT
<i>Cardioglossa schioetzi</i>	Amphibien	EN
<i>Crotaphatrema tchabalmbaboensis</i>	Amphibien	DD
<i>Didynamipus sjostedti</i>	Amphibien	EN
<i>Geotrypetes angeli</i>	Amphibien	DD
<i>Geotrypetes pseudoangeli</i>	Amphibien	DD
<i>Hylarana fonensis</i>	Amphibien	DD
<i>Hyperolius bobirensis</i>	Amphibien	EN
<i>Hyperolius chlorosteus</i>	Amphibien	NT
<i>Hyperolius nimbae</i>	Amphibien	EN
<i>Hyperolius occidentalis</i>	Amphibien	LC
<i>Hyperolius soror</i>	Amphibien	DD
<i>Hyperolius sylvaticus</i>	Amphibien	LC
<i>Hyperolius viridigulosus</i>	Amphibien	VU
<i>Hyperolius zonatus</i>	Amphibien	NT
<i>Kassina wazae</i>	Amphibien	DD
<i>Leptopelis bequaerti</i>	Amphibien	DD
<i>Leptopelis macrotis</i>	Amphibien	NT
<i>Leptopelis occidentalis</i>	Amphibien	NT
<i>Leptopelis rufus</i>	Amphibien	LC
<i>Leptopelis spiritusnoctis</i>	Amphibien	LC
<i>Nimbaphrynoides liberiensis</i>	Amphibien	CR
<i>Nimbaphrynoides occidentalis</i>	Amphibien	CR
<i>Petropedetes cameronensis</i>	Amphibien	NT
<i>Petropedetes johnstoni</i>	Amphibien	NT
<i>Petropedetes newtoni</i>	Amphibien	LC
<i>Phrynobatrachus elberti</i>	Amphibien	DD
<i>Phrynobatrachus intermedius</i>	Amphibien	CR
<i>Phrynobatrachus nanus</i>	Amphibien	DD

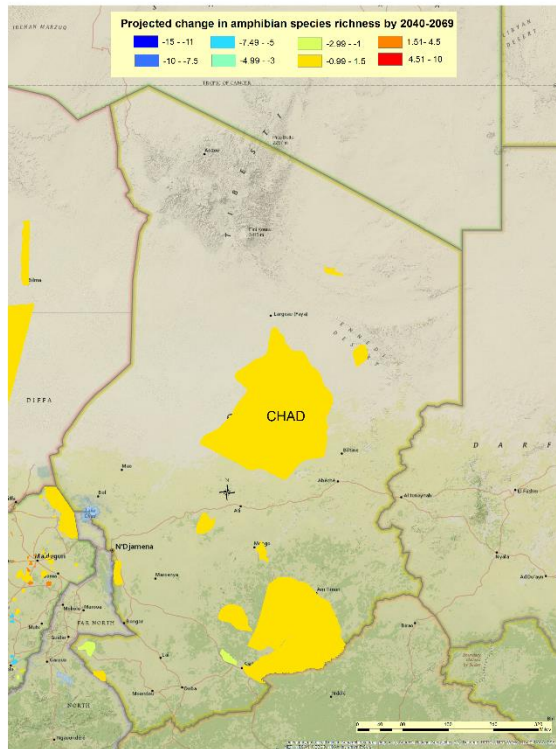
<i>Phrynobatrachus pintoï</i>	Amphibien	DD
<i>Phrynobatrachus plicatus</i>	Amphibien	LC
<i>Phrynobatrachus pygmaeus</i>	Amphibien	DD
<i>Phrynobatrachus sandersoni</i>	Amphibien	LC
<i>Pseudhymenochirus merlini</i>	Amphibien	LC
<i>Ptychadena arnei</i>	Amphibien	DD
<i>Ptychadena retropunctata</i>	Amphibien	DD
<i>Tomopterna milletihorsini</i>	Amphibien	DD
<i>Trichobatrachus robustus</i>	Amphibien	LC
<i>Werneria preussi</i>	Amphibien	EN
<i>Werneria tandyi</i>	Amphibien	EN
<hr/>		
<i>Accipiter badius</i>	Oiseau	LC
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Oiseau	LC
<i>Anthus richardi</i>	Oiseau	LC
<i>Aquila chrysaetos</i>	Oiseau	LC
<i>Ardea cinerea</i>	Oiseau	LC
<i>Ardea purpurea</i>	Oiseau	LC
<i>Athene noctua</i>	Oiseau	LC
<i>Bubulcus ibis</i>	Oiseau	LC
<i>Buteo rufinus</i>	Oiseau	LC
<i>Butorides striata</i>	Oiseau	LC
<i>Calandrella brachydactyla</i>	Oiseau	LC
<i>Casmerodius albus</i>	Oiseau	LC
<i>Ceryle rudis</i>	Oiseau	LC
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Oiseau	LC
<i>Ciconia ciconia</i>	Oiseau	LC
<i>Cisticola juncidis</i>	Oiseau	LC
<i>Columba livia</i>	Oiseau	LC
<i>Coturnix chinensis</i>	Oiseau	LC
<i>Dendrocygna bicolor</i>	Oiseau	LC
<i>Dendrocygna viduata</i>	Oiseau	LC
<i>Egretta garzetta</i>	Oiseau	LC
<i>Elanus caeruleus</i>	Oiseau	LC
<i>Falco pelegrinoides</i>	Oiseau	LC
<i>Falco peregrinus</i>	Oiseau	LC
<i>Falco tinnunculus</i>	Oiseau	LC
<i>Galerida cristata</i>	Oiseau	LC
<i>Gallinula chloropus</i>	Oiseau	LC
<i>Glareola pratincola</i>	Oiseau	LC
<i>Himantopus himantopus</i>	Oiseau	LC
<i>Hirundo daurica</i>	Oiseau	LC
<i>Hirundo smithii</i>	Oiseau	LC
<i>Ixobrychus minutus</i>	Oiseau	LC
<i>Lanius excubitor</i>	Oiseau	LC
<i>Malimbus ballmanni</i>	Oiseau	EN
<i>Malimbus ibadanensis</i>	Oiseau	EN
<i>Merops orientalis</i>	Oiseau	LC

<i>Merops persicus</i>	Oiseau	LC
<i>Mesophoyx intermedia</i>	Oiseau	LC
<i>Milvus migrans</i>	Oiseau	LC
<i>Monticola solitarius</i>	Oiseau	LC
<i>Motacilla flava</i>	Oiseau	LC
<i>Neophron percnopterus</i>	Oiseau	EN
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Oiseau	LC
<i>Oenanthe deserti</i>	Oiseau	LC
<i>Passer domesticus</i>	Oiseau	LC
<i>Platalea leucorodia</i>	Oiseau	LC
<i>Porphyrio porphyrio</i>	Oiseau	LC
<i>Psittacula krameri</i>	Oiseau	LC
<i>Pterocles exustus</i>	Oiseau	LC
<i>Riparia paludicola</i>	Oiseau	LC
<i>Rostratula benghalensis</i>	Oiseau	LC
<i>Salpornis spilonotus</i>	Oiseau	LC
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	Oiseau	LC
<i>Saxicola torquatus</i>	Oiseau	LC
<i>Streptopelia turtur</i>	Oiseau	LC
<i>Sylvia nana</i>	Oiseau	LC
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Oiseau	LC
<i>Tadorna ferruginea</i>	Oiseau	LC
<i>Turnix sylvaticus</i>	Oiseau	LC
<i>Tyto alba</i>	Oiseau	LC
<i>Upupa epops</i>	Oiseau	LC
<hr/>		
<i>Asellia tridens</i>	Mammifère	LC
<i>Canis aureus</i>	Mammifère	LC
<i>Caracal caracal</i>	Mammifère	LC
<i>Cephalophus jentinki</i>	Mammifère	EN
<i>Cephalophus zebra</i>	Mammifère	VU
<i>Cercocebus torquatus</i>	Mammifère	VU
<i>Cercopithecus erythrogaster</i>	Mammifère	VU
<i>Cercopithecus erythrotis</i>	Mammifère	VU
<i>Cercopithecus preussi</i>	Mammifère	EN
<i>Crocidura buettikoferi</i>	Mammifère	NT
<i>Crocidura longipes</i>	Mammifère	DD
<i>Crocidura virgata</i>	Mammifère	DD
<i>Eptesicus platyops</i>	Mammifère	DD
<i>Euoticus pallidus</i>	Mammifère	LC
<i>Felis margarita</i>	Mammifère	NT
<i>Felis silvestris</i>	Mammifère	LC
<i>Genetta cristata</i>	Mammifère	VU
<i>Genetta poensis</i>	Mammifère	DD
<i>Gerbillus nanus</i>	Mammifère	LC
<i>Gerbillus nigeriae</i>	Mammifère	LC
<i>Glauconycteris superba</i>	Mammifère	LC
<i>Hipposideros lamottei</i>	Mammifère	CR

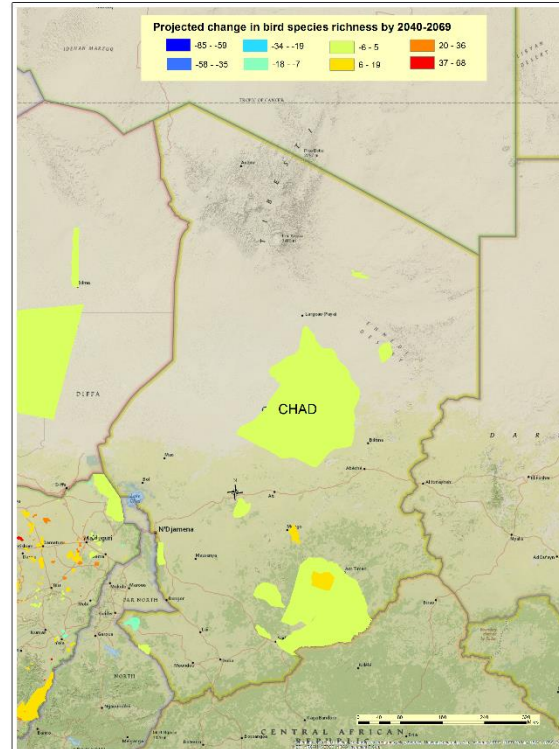
<i>Hyaena hyaena</i>	Mammifère	NT
<i>Leimacomys buettneri</i>	Mammifère	DD
<i>Meriones crassus</i>	Mammifère	LC
<i>Meriones libycus</i>	Mammifère	LC
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Mammifère	NT
<i>Monachus monachus</i>	Mammifère	CR
<i>Myosorex rumpii</i>	Mammifère	EN
<i>Myotis morrisi</i>	Mammifère	DD
<i>Panthera pardus</i>	Mammifère	NT
<i>Pipistrellus eisentrauti</i>	Mammifère	DD
<i>Rhinolophus ziama</i>	Mammifère	EN
<i>Rhinopoma microphyllum</i>	Mammifère	LC
<i>Steatomys jacksoni</i>	Mammifère	DD
<i>Sylvisorex pluvialis</i>	Mammifère	DD
<i>Taphozous nudiventris</i>	Mammifère	LC
<i>Trichechus senegalensis</i>	Mammifère	VU

Annexe 2. Cartes du renouvellement des espèces à l'échelle nationale

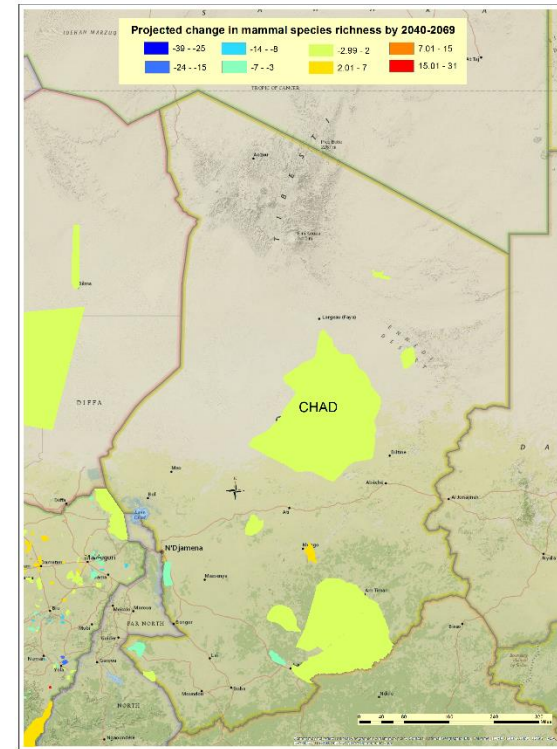
Tchad



Median projected change in amphibian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

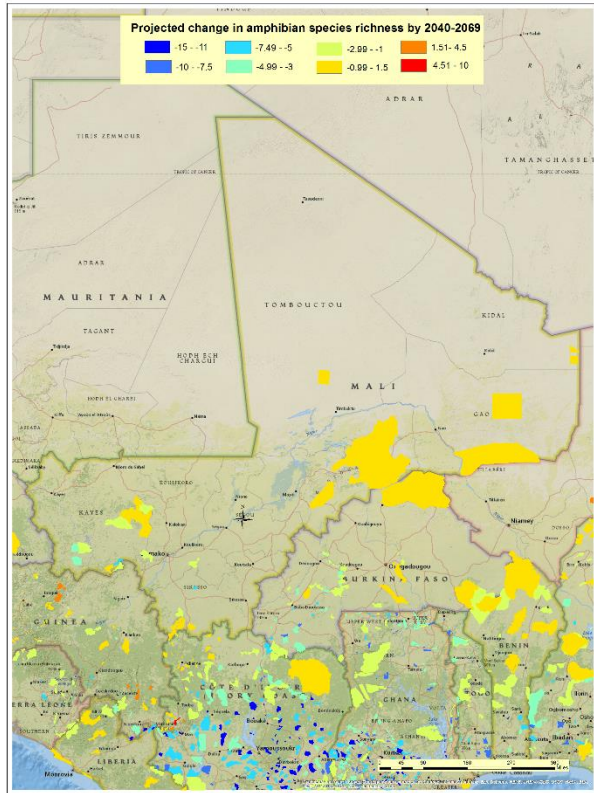


Median projected change in avian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

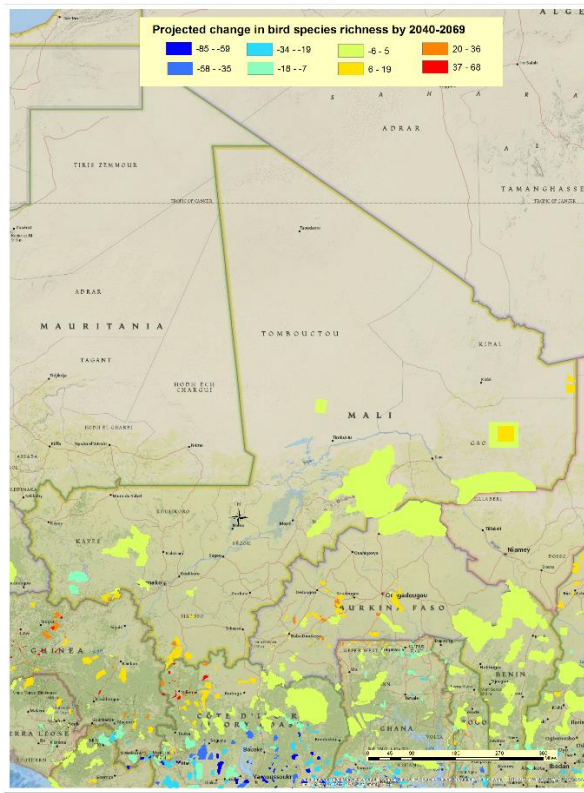


Median projected change in mammalian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

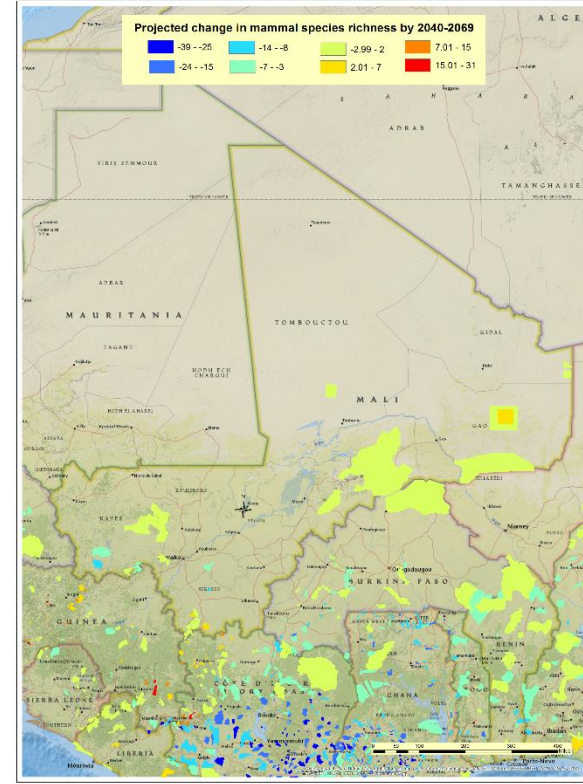
Mali



Median projected change in amphibian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

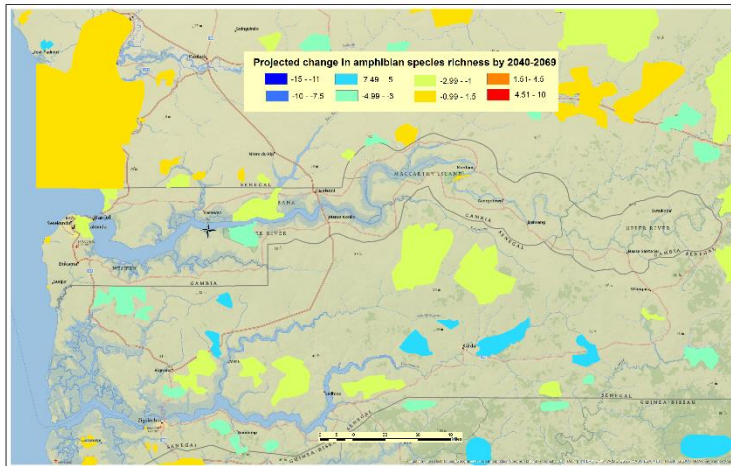


Median projected change in avian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

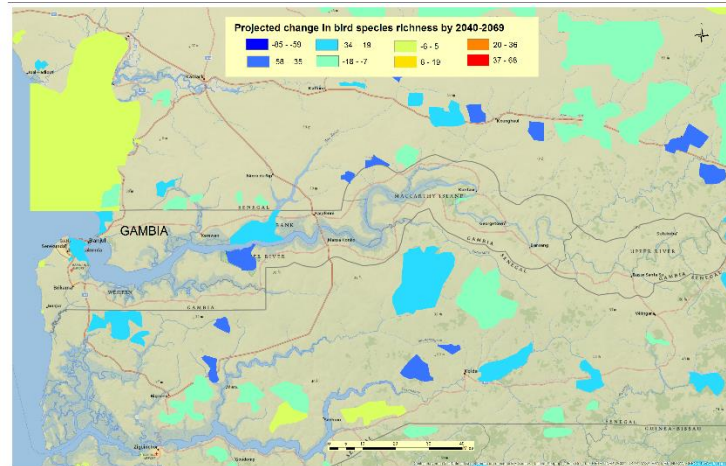


Median projected change in mammalian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

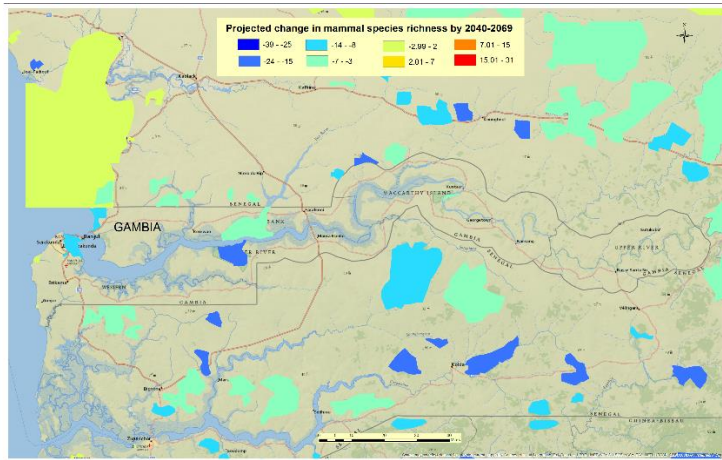
Gambie



Median projected change in amphibian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness

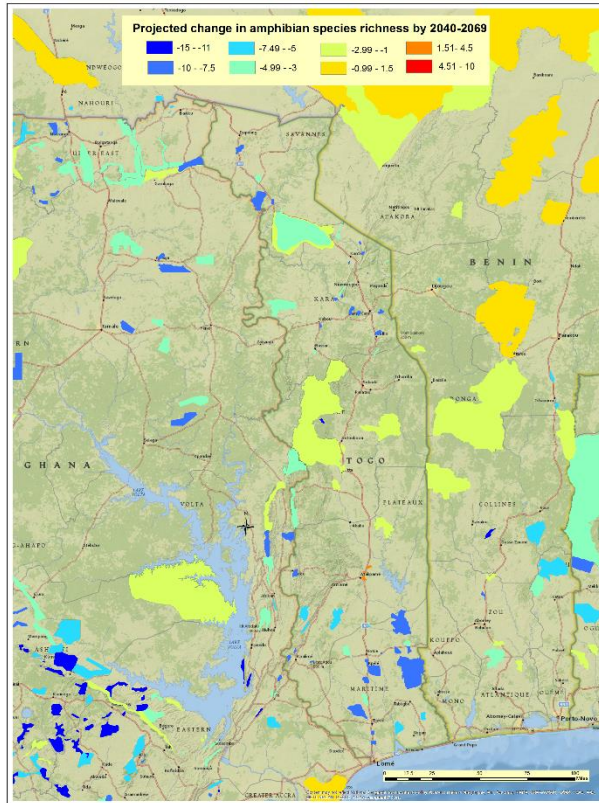


Median projected change in bird species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

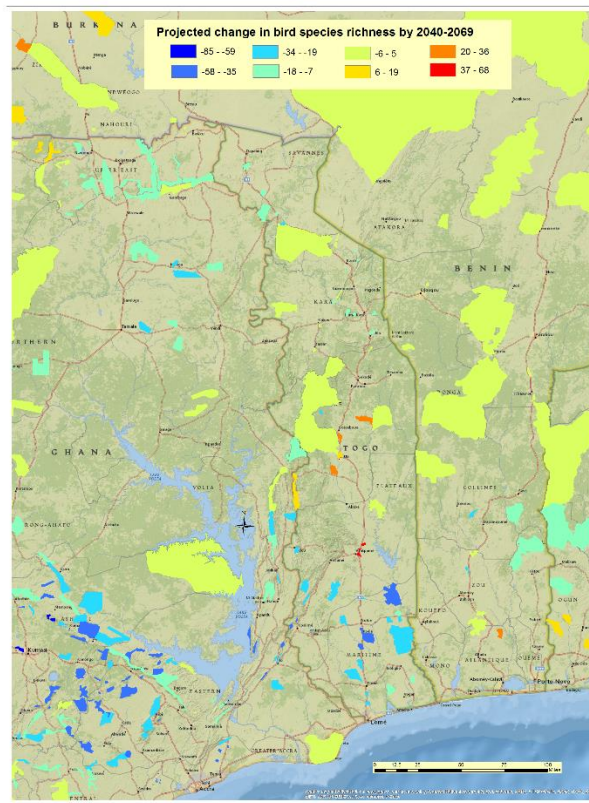


Median projected change in mammal species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

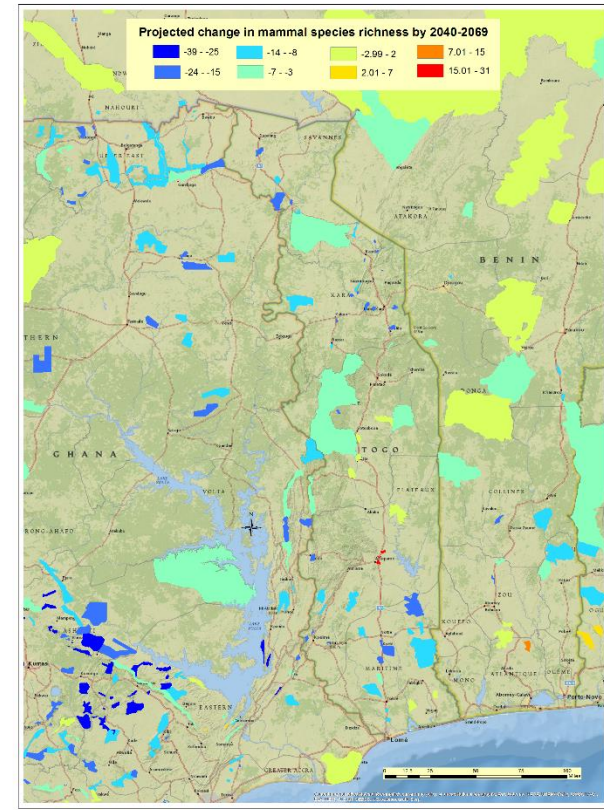
Togo



Median projected change in amphibian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

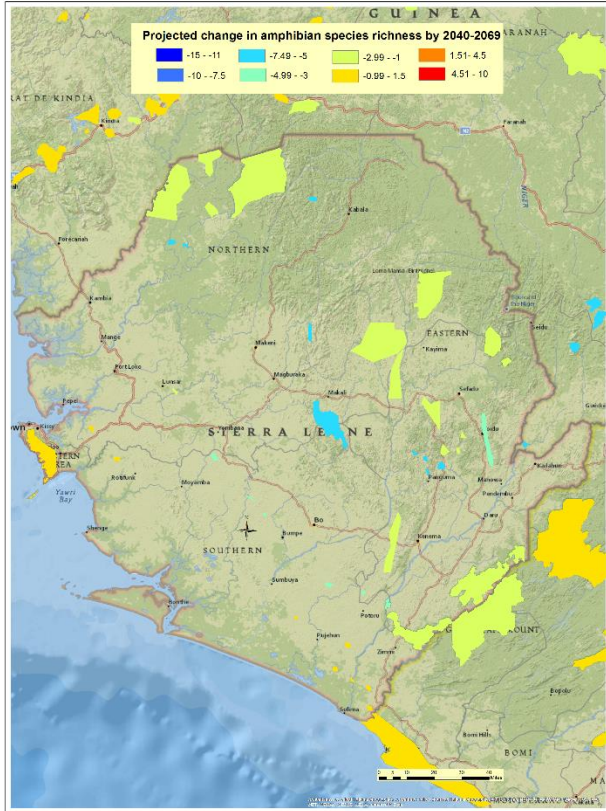


Median projected change in avian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

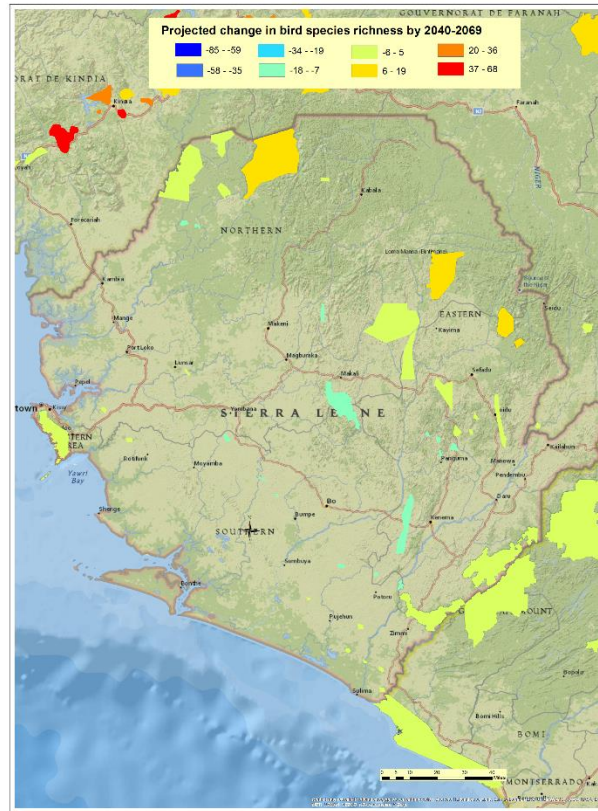


Median projected change in mammalian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

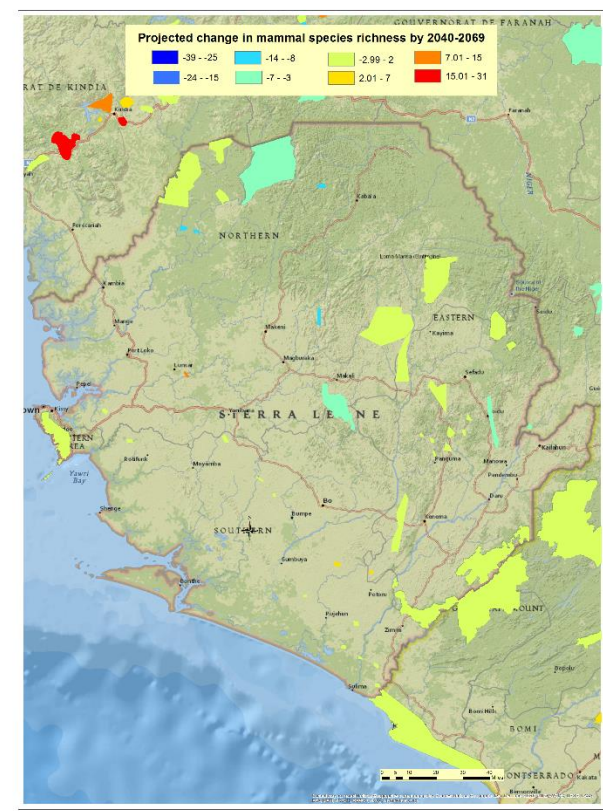
Sierra Leone



Median projected change in amphibian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.



Median projected change in avian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.



Median projected change in mammalian species richness in individual protected areas between the present and the period 2040-2069. Median projections are derived from multiple species distribution modelling and climate projection scenarios. Negative values denote declining species richness compared to current levels, and positive values denote increasing species richness.

Annexe 3. Changement d'adéquation climatique au sein du réseau d'AP pour les espèces figurant sur la Liste Rouge

Ce tableau présente pour chaque groupe taxonomique les espèces qui sont classées comme étant en danger critique d'extinction (CR), vulnérables (VU) ou ayant des données insuffisantes (DD), et leur changement de catégorie en terme d'adéquation climatique au sein du réseau régional d'AP. Les espèces sont classifiées comme ayant une « probabilité élevée » de gagner (G) ou de perdre (L) en adéquation climatique lorsque l'IC à 95% montre une classification unanime ; dans le cas contraire, les espèces sont classifiées comme ne montrant « pas de consensus » (NC) (voir les sections méthodologiques et les résultats pour plus de détails).

Nom d'espèce (binomial)	Catégorie Liste Rouge	Groupe Taxonomique	Période de temps		
			2011-2040	2041-2070	2071-2100
<i>Agelastes meleagrides</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Apus sladeniae</i>	DD	Oiseau	L	L	NC
<i>Balearica pavonina</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Bycanistes cylindricus</i>	VU	Oiseau	NC	NC	L
<i>Campephaga lobata</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Campephaga oriolina</i>	DD	Oiseau	L	NC	NC
<i>Ceratogymna elata</i>	VU	Oiseau	L	NC	L
<i>Circaetus beaudouini</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Coccycolius iris</i>	DD	Oiseau	NC	L	NC
<i>Criniger olivaceus</i>	VU	Oiseau	L	L	L
<i>Estrilda poliopareia</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Gyps africanus</i>	EN	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Gyps rueppellii</i>	EN	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Jubula lettii</i>	DD	Oiseau	L	L	L
<i>Melaenornis annamarulae</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Melignomon eisentrauti</i>	DD	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Muscicapa tessmanni</i>	DD	Oiseau	L	L	L
<i>Necrosyrtes monachus</i>	EN	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Picathartes gymnocephalus</i>	VU	Oiseau	NC	NC	L
<i>Picathartes oreas</i>	VU	Oiseau	L	L	L
<i>Ploceus bannermani</i>	VU	Oiseau	L	L	L
<i>Prinia leontica</i>	VU	Oiseau	L	L	NC
<i>Psittacus erithacus</i>	VU	Oiseau	L	L	NC
<i>Psittacus timneh</i>	VU	Oiseau	L	NC	NC
<i>Sagittarius serpentarius</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Scotopelia ussheri</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Torgos tracheliotos</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Trigonoceps occipitalis</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Balaeniceps rex</i>	VU	Oiseau	NC	NC	NC
<i>Acinonyx jubatus</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC

<i>Addax nasomaculatus</i>	CR	Mammifère	L	NC	NC
<i>Aethomys stannarius</i>	DD	Mammifère	L	NC	NC
<i>Ammotragus lervia</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Anomalurus pelii</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Cercocebus atys</i>	VU	Mammifère	NC	NC	L
<i>Cercopithecus diana</i>	VU	Mammifère	NC	NC	L
<i>Cercopithecus sclateri</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Colobus polykomos</i>	VU	Mammifère	L	L	L
<i>Colobus vellerosus</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Crocidura planiceps</i>	DD	Mammifère	L	NC	NC
<i>Crocidura tarfayensis</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Cryptomys foxi</i>	DD	Mammifère	L	L	NC
<i>Dasymys foxi</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Eudorcas rufifrons</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Felovia vae</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Funisciurus substriatus</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Gazella leptoceros</i>	EN	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Genetta johnstoni</i>	VU	Mammifère	L	L	L
<i>Gerbillus nancillus</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Gorilla gorilla</i>	CR	Mammifère	L	L	NC
<i>Grammomys buntingi</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Graphiurus crassicaudatus</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Heliosciurus punctatus</i>	DD	Mammifère	NC	NC	L
<i>Hippopotamus amphibius</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Hylomyscus baeri</i>	EN	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Kerivoula cuprosa</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Liberiictis kuhni</i>	VU	Mammifère	L	NC	NC
<i>Loxodonta africana</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Lycaon pictus</i>	EN	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Mandrillus leucophaeus</i>	EN	Mammifère	L	L	L
<i>Micropotamogale lamottei</i>	EN	Mammifère	L	L	L
<i>Myopterus daubentonii</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Nanger dama</i>	CR	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Nycteris major</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Otomys occidentalis</i>	VU	Mammifère	L	L	L
<i>Pan troglodytes</i>	EN	Mammifère	L	L	L
<i>Panthera leo</i>	VU	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Paraxerus cooperi</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Pipistrellus inexpectatus</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Poiana leightoni</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Praomys obscurus</i>	EN	Mammifère	NC	NC	L
<i>Procolobus badius</i>	EN	Mammifère	L	L	L
<i>Procolobus pennantii</i>	CR	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Procolobus preussi</i>	CR	Mammifère	L	NC	NC
<i>Protoxerus aubinnii</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Rhinolophus guineensis</i>	VU	Mammifère	L	L	L
<i>Rhinolophus maclaudi</i>	EN	Mammifère	NC	L	NC

<i>Scotoecus albofuscus</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Scotophilus nucella</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Sylvisorex camerunensis</i>	VU	Mammifère	L	L	L
<i>Tadarida russata</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Tadarida trevori</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Crocidura manengubae</i>	EN	Mammifère	L	L	L
<i>Crocidura picea</i>	EN	Mammifère	NC	L	L
<i>Glauconycteris curryae</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Hipposideros curtus</i>	VU	Mammifère	L	L	L
<i>Hybomys badius</i>	EN	Mammifère	L	L	L
<i>Nycteris parisii</i>	DD	Mammifère	L	L	L
<i>Pipistrellus flavescens</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Pipistrellus musciculus</i>	DD	Mammifère	NC	NC	NC
<i>Cardioglossa melanogaster</i>	EN	Amphibien	L	L	L
<i>Cardioglossa pulchra</i>	EN	Amphibien	L	L	L
<i>Conraua alleni</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Conraua derooi</i>	CR	Amphibien	L	L	NC
<i>Conraua robusta</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Hylarana asperrima</i>	EN	Amphibien	L	L	NC
<i>Hylarana occidentalis</i>	EN	Amphibien	L	L	NC
<i>Hyperolius riggenbachi</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Hyperolius torrentis</i>	EN	Amphibien	L	L	L
<i>Kassina arboricola</i>	VU	Amphibien	NC	NC	NC
<i>Leptodactylodon bicolor</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Leptodactylodon polyacanthus</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Phrynobatrachus annulatus</i>	EN	Amphibien	L	L	NC
<i>Phrynobatrachus cricogaster</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Phrynobatrachus steindachneri</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Phrynobatrachus villiersi</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Ptychadena pujoli</i>	DD	Amphibien	L	L	L
<i>Ptychadena submascareniensis</i>	DD	Amphibien	L	L	L
<i>Wolterstorffina parvipalmata</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Amietophrynus djohongensis</i>	EN	Amphibien	NC	L	NC
<i>Amietophrynus villiersi</i>	EN	Amphibien	L	L	L
<i>Astylosternus diadematus</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Astylosternus fallax</i>	EN	Amphibien	L	L	L
<i>Astylosternus laurenti</i>	EN	Amphibien	L	L	L
<i>Astylosternus rheophilus</i>	VU	Amphibien	L	L	L
<i>Cardioglossa venusta</i>	EN	Amphibien	NC	NC	NC
<i>Hylarana longipes</i>	VU	Amphibien	NC	NC	L
<i>Idiocranium russeli</i>	DD	Amphibien	L	L	L
<i>Leptodactylodon perreti</i>	EN	Amphibien	L	L	L
<i>Petropedetes perreti</i>	EN	Amphibien	L	L	L

Annexe 4. Sites identifiés comme ayant une « priorité élevée » pour deux ou trois groupes taxonomiques

AP (par ordre alphabétique) invariablement identifiées comme étant de « priorité élevée », mesurées comme des sites ayant des renouvellements d'espèces projetés de se trouver dans le quartile supérieur (niveau de certitude $\geq 95\%$). Voir méthodes et résultats pour plus de détails.

Nom de l'AP	Pays	Désignation	Amphibiens	Oiseaux	Mammifères	Groupe taxonomique (n)	Période de temps
Abasumba	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Abeanou	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Abouderessou	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Adzope	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Agbo	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Ahirasu Blocks I & II	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Ahua	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Akrobong	GHA	Réserve forestière	0	1	1	2	2011-2040
Amou-Mono	TGO	Réserve forestière	1	1	1	3	2011-2040
Ananguie	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Anhwiaso East	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Arrah	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Banie	GIN	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Besso	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Bodio Doubele	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Boli	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Bong Mountain	LBR	Parc national	1	0	1	2	2011-2040
Bongouanou	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Bonsa Ben	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Forêt Classée Nom Inconnu CIV No22	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Forêt Classée Nom Inconnu CIV No30	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2011-2040
Forêt Classée Nom Inconnu CIV No31	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Forêt Classée Nom Inconnu CIV No36	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Forêt Classée Nom Inconnu CIV No45	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2011-2040
Forêt Classée	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040

Nom Inconnu CIV No46 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
No49 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
No50 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
No51 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
No55 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
No56 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
No57 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
No64 Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
No72 Dan	BEN	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
De	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Disue River	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Divo	CIV	Réserve botanique	0	1	1	2	2011-2040
Draw River	GHA	Réserve forestière	1	0	1	2	2011-2040
Ebrinenou	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Fada Archei	TCD	Réserve de faune	0	1	1	2	2011-2040
Gboi Hills	SLE	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Gorke	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Goudi	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2011-2040
Inekar	MLI	Zone de chasse	0	1	1	2	2011-2040
Jeni River	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Kambui Hills and Extensions	SLE	Réserve forestière	1	0	1	2	2011-2040
Kassa	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Kavi	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Kravassou	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Lakes of Ounianga	TCD	Site classé patrimoine mondial	1	1	1	3	2011-2040
Mando	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Marahoue	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Matiemba	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Mkar	NGA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Monogaga	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040

Mopri	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Ndokouassikro	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Oasis du Kawar	NER	Site Ramsar , Zones humides d'importance internationale	1	1	1	3	2011-2040
Obotumfo Hills	GHA	Réserve forestière	1	1	1	3	2011-2040
Obrachere 1	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Obrachere	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Offumpo	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Opimbo	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Osomari	NGA	Réserve forestière	1	0	1	2	2011-2040
Otamiri	NGA	Réserve forestière	1	0	1	2	2011-2040
Owabi	GHA	Site Ramsar, Zones humides d'importance internationale	1	1	0	2	2011-2040
Owabi	GHA	Sanctuaire de la faune	1	1	0	2	2011-2040
Plaine des Elephants	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Sab-Sabre	SEN	Non signalé	0	1	1	2	2011-2040
Seguela	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2011-2040
Seguie	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Taabo	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2011-2040
Tchilla-Monota	TGO	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Tete	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Tin Achara	MLI	Zone d'intérêt cynégétique	0	1	1	2	2011-2040
Tiwai Island Sanctuary	SLE	Sanctuaire de chasse/ Pas de chasse	1	1	1	3	2011-2040
Ukpam	NGA	Réserve forestière	1	0	1	2	2011-2040
Vavoua	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2011-2040
Yandev	NGA	Réserve forestière	0	1	1	2	2011-2040
Yoyo River	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2011-2040
Abasumba	GHA	Réserve forestière	1	1	1	3	2041-2070
Abouderessou	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2041-2070
Ahirasu Blocks I & II	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2041-2070
Ahua	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2041-2070
Akrobong	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2041-2070
Banie	GIN	Forêt classée	1	1	0	2	2041-2070
Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV No63	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2041-2070
Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV No64	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2041-2070

Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV No67	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2041-2070
Dechidan Stream	GHA	Réserve forestière	1	1	1	3	2041-2070
Kalakpa	GHA	Réserve de chasse	1	1	0	2	2041-2070
Kassa	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2041-2070
Kavi	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2041-2070
Lakes of Ounianga	TCD	Site classé patrimoine mondial	1	1	1	3	2041-2070
Monogaga	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2041-2070
Mount Nimba	CIV	Réserve nationale	1	1	1	3	2041-2070
Mt De	CIV	Forêt classée	1	1	1	3	2041-2070
Ndokouassikro	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2041-2070
Nimba West	LBR	Parc national	0	1	1	2	2041-2070
Niouniourou	CIV	Forêt classée	0	1	1	2	2041-2070
Oasis du Kawar	NER	Site Ramsar, Zones humides d'importance internationale	1	1	0	2	2041-2070
Obotumfo Hills	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2041-2070
Obrachere	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2041-2070
Opimbo	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2041-2070
Wologizi	LBR	Parc national	1	1	0	2	2041-2070
Yoyo River	GHA	Réserve forestière	1	1	0	2	2041-2070
Zakpaberi	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2041-2070
Banie	GIN	Forêt classée	1	1	1	3	2071-2100
Forêt Classée							
Nom Inconnu CIV No72	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2071-2100
Dam Makama	NGA	Réserve forestière	1	1	0	2	2071-2100
Kavi	CIV	Forêt classée	1	1	0	2	2071-2100
Kpo Mountains	LBR	Parc national	1	1	0	2	2071-2100
Zakpaberi	CIV	Forêt classée	1	0	1	2	2071-2100