

Mémoire

Auteur : Lepage, Clara

Promoteur(s) : Delcourt, Johann; 18490

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/16080>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.



Analyse préliminaire sur la prédiction d'habitat pour le bison d'Europe (*Bison bonasus*) en Wallonie

Modélisation et étude de la capacité d'accueil des milieux prédits

Clara Lepage

Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master en Biologie des Organismes et Écologie à finalité spécialisée en Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion

Johann Delcourt
Promoteur
Université de Liège

Année académique 2021 - 2022

Johanna Breyne
Co-promotrice
ASBL Forêt et Naturalité

REMERCIEMENTS

Je remercie Johann Delcourt, mon promoteur, pour ses relectures et corrections, mais aussi pour l'apport de motivation et les coups de pression qu'il me fallait.

Je remercie Johanna Breyne, ma co-promotrice, pour son accueil, ses conseils, ses relectures et corrections.

Un grand merci à Thomas Coppée pour le temps qu'il a consacré à m'aider sur Qgis. Dans le même registre, je remercie Gilles-Antoine Nys de m'avoir donné accès au PC super puissant de l'unité de géomatique ! Merci pour le temps qu'il m'a consacré et son aide. Mille mercis à Jean Van Campenhout, du département de géographie, pour l'aide qu'il m'a apporté pour le transfert de ma modélisation dans Qgis. Cela a permis d'apporter plus de précision à ce mémoire ! Et tout cela malgré un état de « covid-souffrance ».

Merci à Florence, Julien, Jérôme et Elisabeth pour leur amitié et leur soutien émotionnel. Elisabeth, merci de m'avoir accompagnée dans des journées « concentration maximale » à l'Université.

La fin de mes remerciements est dédiée à ma famille. Cyril Jadot, mon grand amour, pour le courage qu'il m'apporte dans chaque épreuve ! Mon papa, qui a passé tellement de temps à m'aider, que ce soit pour charger des données ou corriger mon travail. Ma maman, toujours là pour une matinée shopping avec un seul objectif : décompresser. Merci pour votre présence et votre soutien tout au long de ces études.

RÉSUMÉ

Analyse préliminaire sur la prédiction d’habitat pour le bison d’Europe (*Bison bonasus*) en Wallonie : modélisation et étude de la capacité d’accueil des milieux prédicts

Mémoire réalisé par Clara Lepage, août 2022

Promoteur et co-promotrice : Johann Delcourt, Université de Liège et Johanna Breyne, ASBL Forêt et Naturalité

Les grands herbivores semblent être particulièrement concernés par la 6^{ème} extinction de masse qui se déroule actuellement. Le bison d’Europe (*Bison bonasus*), actuellement l’un des plus grands mammifères terrestres d’Europe, s’est éteint à l’état sauvage en 1927. L’espèce a pu être sauvée grâce à 54 individus vivant en captivité. Étant sur liste rouge de l’UICN, en tant qu’espèce quasi menacée, de nombreuses études sur son comportement, sa reproduction, son régime alimentaire, son habitat et les interactions interspécifiques ont été réalisées afin d’optimiser les chances de survie de l’espèce. Cependant, cette espèce est confrontée à de nombreuses menaces dont sa faible diversité génétique et son taux élevé de consanguinité. Pour pallier à cela, une population viable est estimée à 1.000 individus. De nombreux projets de réintroduction ont vu le jour dans plusieurs pays d’Europe dans le but de former des populations de bison européens sauvages. En parallèle, le bison d’Europe, de par sa considération en tant qu’espèce clé capable de recréer des dynamiques naturelles, est au cœur de projets de *rewilding* visant à la restauration des milieux. En Wallonie, l’objectif visant à la création d’aires protégées totalisant 1.000 hectares par an d’ici 2030 cadre parfaitement avec la possibilité de mise en place de projets de *rewilding*. Ces projets représentent plusieurs opportunités pour les espaces wallons auxquels une réintroduction du bison d’Europe pourrait être associée.

Dans cet optique, la présente étude vise à prédire les potentiels milieux d’accueil possibles pour le bison d’Europe en Wallonie en utilisant un programme de modélisation de distribution d’espèce, le logiciel MaxEnt. Pour cela, il a fallu déterminer les variables prédictives adéquates pour construire le modèle de prédiction de distribution, cartographier les milieux d’accueil potentiels via MaxEnt, quantifier, sur base empirique, le domaine vital du bison d’Europe et, pour finir, étudier les sites identifiés afin de mettre en lumière les plus prometteurs pour une possible réintroduction. Le modèle de distribution du bison d’Europe, a été paramétré avec des données d’occurrence du bison en Allemagne et en Pologne. Il a notamment été généré à l’aide de quatre variables prédictives : l’occupation du sol, la productivité de la végétation, la topographie et la perturbation humaine par les lumières nocturnes et les routes.

Les résultats identifient vingt sites favorables pour le bison d’Europe en Wallonie. Après avoir écarté les sites avec une capacité d’accueil inférieure pour contenir un troupeau entier de bisons, quatre sites ont été retenus. Ces derniers peuvent accueillir entre 7 et 27 bisons chacun et sont situés en bordure de la France, le Luxembourg et l’Allemagne. Étant donné que la capacité d’accueil totale est inférieure à 1.000 individus, il serait intéressant d’étudier la capacité d’accueil des zones transfrontalières. L’identification et la caractérisation de ces sites complémentaires permettrait une avancée sur la faisabilité d’un projet de réintroduction du bison d’Europe en Wallonie. De manière complémentaire, d’autres études concernant la législation en vigueur et l’acceptabilité de l’espèce doivent également être réalisées.

Mots clés : *Bison bonasus* – modélisation – domaine vital – capacité d’accueil – *rewilding*

ABSTRACT

Preliminary analysis on the prediction of habitat for the European bison (*Bison bonasus*) in Wallonia: modelling and study of the accommodation capacity of the predicted environments

By Clara Lepage, August 2022

Promoter and co-promoter: Johann Delcourt, University of Liège et Johanna Breyne, ASBL Forêt et Naturalité

Large herbivores seem to be particularly affected by the current 6th mass extinction. The European bison (*Bison bonasus*), currently one of the largest terrestrial mammals of Europe, was extinct in the wild since 1927. The species was saved thanks to 54 individuals living in captivity. Being on the IUCN Red List, as a Near Threatened species, numerous studies on its behaviour, reproduction, diet, habitat and interspecific interactions have been carried out in order to optimize the chances of survival of the species. However, this species faces many threats including its low genetic diversity and high rate of inbreeding. To compensate this threat, a viable population is estimated at 1,000 individuals. Many reintroduction projects have emerged in several European countries with the aim of forming populations of wild European bison. At the same time, the European bison, due to its consideration as a key species capable of recreating natural dynamics, is at the heart of rewilding projects aimed at restoring environments. In Wallonia, the objective of creating protected areas totalling 1,000 hectares per year by 2030 fits perfectly with the possibility of setting up rewilding projects. These projects represent several opportunities for the Walloon areas to which one reintroduction of the European bison could be associated.

In this vision, the present study aims to predict the potential accommodation capacity for the European bison in Wallonia using a species distribution modelling program, the MaxEnt software. To do this, it was necessary to determine the adequate predictive variables to build the distribution prediction model, to map the potential accommodation capacity via MaxEnt, to quantify, on an empirical basis, the home range of the European bison and, finally, to study the sites identified in order to highlight the most promising for a possible reintroduction. The European bison distribution model was parameterized using bison occurrence data from Germany and Poland. It was generated using four predictor variables: land cover, vegetation productivity, topography, and human disturbance from night lights and roads.

The results identify twenty sites favourable for the European bison in Wallonia. After removing sites with lower holding capacity to contain an entire herd of bison, four sites were selected. These latter can accommodate between 7 and 27 bison each and are located on the borders of France, Luxembourg and Germany. Given that the carrying capacity is less than 1,000 individuals, it would be interesting to study the carrying capacity of cross-border areas. The identification and characterization of these complementary sites would allow progress on the feasibility of a project to reintroduce European bison in Wallonia. In addition, other studies concerning the current legislature and the acceptability of the specie must also be carried out.

Keywords: *Bison bonasus* – modelling – home range – carrying capacity - rewilding

LISTE DES ABRÉVIATIONS

UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
WWF	<i>World Wide Fund for Nature</i>
GBIF	<i>Global Biodiversity Information Facility</i>
CLC	<i>Corine Land Cover</i>
NDVI	Indice de Végétation par Différence Normalisée ou <i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
LP DAAC	<i>Land Processes Distributed Active Archive Center</i>
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
AUC	Aire sous la courbe ou <i>Area Under the Curve</i>
SDM	Modèle de distribution d'espèces ou <i>Species Distribution Model</i>

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : différences morphologiques entre le bison d'Europe (<i>Bison bonasus</i>) et le bison d'Amérique (<i>Bison bison</i>) de © Réserve des bisons d'Europe (Réserve des bisons d'Europe, s. d.).....	2
Figure 2 : le bison d'Europe (<i>Bison bonasus</i>), une espèce clé. Illustration de © Jeroen Helmer (ARK Natuur), traduction de © Forêt & Naturalité (Forêt & Naturalité asbl, 2021).	11
Figure 3 : carte descriptive des observations de présence du bison d'Europe (<i>Bison bonasus</i>) en Allemagne et en Pologne entre 2010 et 2021. Carte réalisée avec le programme Qgis (v.3.16.11).	23
Figure 4 : carte descriptive de la variable prédictive d'occupation du sol intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne....	24
Figure 5 : carte descriptive de la variable prédictive de fragmentation forestière intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.....	24
Figure 6 : carte descriptive de la variable prédictive de productivité de la végétation (NDVI) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2018) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.....	25
Figure 7 : carte descriptive de la variable prédictive de topographie (pentes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.....	26
Figure 8 : carte descriptive de la variable prédictive de perturbations humaines (lumières nocturnes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.....	26
Figure 9 : carte descriptive de la variable prédictive de perturbations humaines (routes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.....	27
Figure 10 : Q-Q plots des variables prédictives quantitatives de productivité de la végétation (NDVI), de perturbations humaines : proximité des routes (PHR) et lumières nocturnes (PHL), de topographie (pentes) et de fragmentation forestière (FF). En x se trouvent les quantiles théoriques et en y les quantiles de la variable prédictive. La ligne rouge représente la distribution normale que devraient suivre les points d'échantillonnage.	28
Figure 11 : matrice de corrélation de Spearman entre les variables prédictives quantitatives de productivité de la végétation (NDVI), de perturbations humaines : la proximité des routes (PH_R) et les lumières nocturnes (PH_L), de topographie (pentes) et de fragmentation forestière (FF).....	28
Figure 12 : graphique du taux d'omission et surface prédite en fonction du seuil cumulé. La courbe rouge représente le bruit de fond, la ligne noire le taux d'omission prédit, la ligne bleue les omissions dans les données de calibration et la ligne turquoise les omissions dans les données de validation en fonction du seuil cumulatif.	29
Figure 13 : courbe de sensibilité (présences correctement prédites) et de spécificité (absences correctement prédites) du modèle généré par MaxEnt. La courbe rouge représente les données de calibration et la courbe bleue les données de validation. La ligne noire représente la sensibilité et spécificité qu'aurait un modèle aléatoire. L'aire sous la courbe, ou AUC, démontre l'efficacité du modèle.	30
Figure 14 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de couverture terrestre. Les abscisses représentent la classe de couverture terrestre où 1 correspond aux zones	

urbanisées, 2 aux zones agricoles, 3 aux forêts de feuillus, 4 aux forêts de conifères, 5 aux forêts mixtes, 6 aux prairies naturelles, 7 aux landes, 8 aux zones à végétation clairsemée, 9 aux zones de tourbe et de marais et 10 aux points d'eau. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable environnementale de couverture terrestre par rapport au modèle et b) graphique de la variable environnementale de couverture terrestre uniquement. 30

Figure 15 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de productivité de la végétation (NDVI). Les abscisses représentent la valeur de productivité de la végétation entre 0 et 1. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable environnementale de productivité de la végétation par rapport au modèle et b) graphique de la variable environnementale de productivité de la végétation uniquement. 31

Figure 16 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de perturbation humaine : distance des lumières nocturnes. Les abscisses représentent la distance aux lumières nocturnes en mètres. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les lumières nocturnes par rapport au modèle et b) graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les lumières nocturnes uniquement. 31

Figure 17 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de perturbation humaine : distance aux routes. Les abscisses représentent la distance aux routes en mètres. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les routes par rapport au modèle et b) graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les routes uniquement. 32

Figure 18 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable topographique de pente. Les abscisses représentent la pente en degrés. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable prédictive de topographie (pentes) par rapport au modèle et b) graphique de la variable prédictive de topographie (pentes) uniquement. 32

Figure 19 : résultat du test jakknife révélant l'importance de chaque variable environnementale en fonction du gain. En abscisse se trouve le gain d'entraînement ou de calibration régularisé et en ordonnée les variables environnementales de couverture terrestre (LC), de productivité de la végétation (NDVI), de perturbation humaine par les lumières nocturnes (PHL), de perturbation humaine par les routes (PHR) et de topographie (pentes). La couleur bleu foncé représente le gain d'entraînement régularisé obtenu pour la variable concernée uniquement, la couleur turquoise représente le gain d'entraînement régularisé obtenu lorsque toutes les variables sont présentes excepté la variable concernée, et la couleur rouge représente le gain lorsque toutes les variables sont utilisées. 33

Figure 20 : résultat du test jakknife révélant l'importance de chaque variable environnementale en fonction du gain. En abscisse se trouve le gain de test ou de validation régularisé et en ordonnée les variables environnementales de couverture terrestre (LC), de productivité de la végétation (NDVI), de perturbation humaine par les lumières nocturnes (PHL), de perturbation humaine par les routes (PHR) et de topographie (pentes). La couleur bleu foncé représente le gain de test régularisé obtenu pour la variable concernée uniquement, la couleur turquoise représente le gain de test régularisé obtenu lorsque toutes les variables sont présentes excepté la variable concernée, et la couleur rouge représente le gain lorsque toutes les variables sont utilisées. 34

Figure 21 : carte de prédiction de probabilités de présence du bison d'Europe en Wallonie L'échelle logarithmique de couleurs illustre la probabilité de distribution du bison d'Europe. La couleur bleue représente une probabilité de 0 % tandis que la rouge une probabilité de 100 %.....	35
Figure 22 : carte des sites potentiels de réintroduction du bison d'Europe en Wallonie. Sont représentés, en blanc, les sites ne pouvant pas accueillir de bison d'Europe. En jaune, du plus clair au plus foncé, les sites pouvant contenir 1 à 3 bisons. En orange, du plus clair au plus foncé, les sites pouvant contenir entre 4 et 8 bisons d'Europe. Pour finir, en rouge, du plus clair au plus foncé, les sites pouvant contenir 15 à 27 bisons d'Europe.	36
Figure 23 : carte descriptive des communes concernées et de la composition en zones agricoles (en jaune) et en forêts (en vert) des sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe en Wallonie.....	37
Figure 24 : carte descriptive des Parcs Naturels, des zones humides d'importance internationale (en rouge), des réserves naturelles agréées (en mauve), des réserves naturelles domaniales (en jaune), des zones humides d'intérêt biologique (en rose) et des zones Natura 2000 (en vert) inclus dans les sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe en Wallonie.	38
Figure 25 : situation géographique de la forêt d'Anlier du Parc Naturel de la Haute-Sûre Forêt d'Anlier. © (Fédération des Parcs Naturels de Wallonie, s.d.).....	45
Figure 26 : image générée par le logiciel MaxEnt. Les pays représentés sont la Belgique, l'Allemagne et la Pologne. L'échelle logarithmique de couleur indique la probabilité de présence du bison d'Europe. La couleur bleu foncé indique une probabilité de présence de 0 %. La couleur rouge indique une probabilité de présence de l'espèce de 100 %. Les carrés blancs indiquent la position des données de présences utilisées pour la calibration du modèle. Les carrés mauves indiquent la position des données de présences utilisées pour la validation du modèle.	58
Figure 27 : histogrammes des valeurs de pixel en fonction de leur fréquence permettant de voir la tendance que suivent les variables prédictives d'indice de productivité de la végétation (NDVI), de perturbation humaine par les lumières nocturnes, de topographie : pentes, de perturbation humaine par les routes, des fragmentation forestière et d'occupation du sol.....	58

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Récapitulatif des pays abritant des bisons d'Europe en semi-liberté et en totale liberté (✓) en 2020. D'après l' <i>European Bison Pedigree Book 2020</i> (Raczyński, 2021).	14
Tableau 2 : données utilisées pour déterminer le domaine vital moyen du bison d'Europe. Nombre d'individus sur x kilomètres carrés selon la saison ou selon les auteurs référencés dans la dernière colonne.	22
Tableau 3 : résultats du test de Kolmogorov-Smirnov. Toutes les p-values sont <0,05 rejetant l'hypothèse de normalité.	28
Tableau 4 : résultats du test de Kruskal-Wallis pour les variables quantitatives par rapport à la qualitative (occupation du sol).	29
Tableau 5 : contribution de chaque variable prédictive au modèle. Le pourcentage de contribution est une estimation du gain régularisé ajouté ou soustrait à la variable prédictive lors de chaque itération. L'importance de permutation est une estimation de la permutation aléatoire réalisée sur les valeurs de chaque variables prédictives une à une.	33
Tableau 6 : données utilisées pour déterminer le domaine vital moyen du bison d'Europe. Nombre d'individus (100) sur x kilomètres carrés selon la saison ou selon les auteurs référencés dans la dernière colonne.	36
Tableau 7 : calcul du nombre de bisons pouvant être supporté par chaque site en fonction de sa superficie. Le calcul se base sur une règle de 3 à partir du domaine vital optimal déterminé selon la littérature (498,6 km ² pour 100 bisons). Une échelle de couleur apporte l'attention sur les endroits pouvant contenir du bison d'Europe et l'intensité de la couleur est représentative du nombre. Le tableau indique également les probabilités, en pourcentage, de la présence du bison d'Europe sur le site.	59
Tableau 8 : calcul des pourcentages de zones Natura 2000, de terres agricoles (TA) et de forêts et leur composition principale (feuillus, conifères, mixtes) inclus dans la superficie des 20 sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe en Wallonie.	59

Table des matières

INTRODUCTION.....	1
1 Les grands herbivores et la 6 ^{ème} crise d’extinction.....	1
2 Le bison d’Europe (<i>Bison bonasus</i> Linnaeus, 1758).....	2
2.1 Taxonomie et caractéristiques.....	2
2.2 Historique.....	3
2.3 Comportement.....	4
2.4 Reproduction.....	4
2.5 Régime alimentaire	5
2.6 Habitat.....	6
2.7 Interactions interspécifiques	8
2.8 Menaces	8
2.9 Une espèce clé.....	10
3 Le <i>rewilding</i> comme outil de conservation de la nature	11
3.1 Le <i>rewilding</i> en Europe.....	12
3.2 Le <i>rewilding</i> et le bison d’Europe.....	13
4 Les opportunités en Wallonie.....	15
5 Les modèles de prédiction d’habitat.....	16
Objectifs	17
MATÉRIEL ET MÉTHODE	18
1 Les données d’occurrence du bison d’Europe.....	18
2 Les variables prédictives	18
3 Analyses statistiques	20
4 Le modèle de prédiction d’habitat.....	20
4.1 Évaluation du modèle de prédiction d’habitat	21
4.2 Image de prédiction.....	21
5 Identification des aires potentielles de réintroduction en Wallonie	21
5.1 Description des aires potentielles de réintroduction en Wallonie.....	22
RÉSULTATS	23
1 Analyse exploratoire des données	23
1.1 Les données d’occurrences du bison d’Europe.....	23
1.2 Les variables prédictives générées	23
2 Analyse statistique des variables prédictives	27
3 Le modèle de prédiction d’habitat.....	29
3.1 Évaluation du modèle	29

3.2	Carte de probabilité de présence du bison d'Europe en Wallonie	35
4	Identification des aires potentielles de réintroduction en Wallonie	35
4.1	Description des aires potentielles de réintroduction en Wallonie.....	37
DISCUSSION		41
1	Acquisition et traitement des données.....	41
2	Habitat du bison d'Europe.....	41
3	Modélisation.....	42
4	Capacité d'accueil des sites identifiés	43
5	Sites potentiels.....	44
6	Caractérisation des sites potentiels.....	46
7	Optimisation du modèle	46
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....		48
Bibliographie.....		49
Annexes.....		58

INTRODUCTION

1 Les grands herbivores et la 6^{ème} crise d'extinction

La 6^{ème} extinction de masse est en plein déroulement (Dirzo *et al.*, 2014; Young *et al.*, 2016). De plus en plus de preuves semblent définir l'*Homo sapiens* comme étant au centre de cette perte de biodiversité (Dirzo *et al.*, 2014). Il en serait responsable, historiquement, par le biais de la chasse et l'augmentation de sa population, et actuellement suite à la surexploitation des ressources, la perte et la fragmentation des habitats et l'installation d'espèces envahissantes (Young *et al.*, 2016). Le changement climatique engendré par les activités humaines est également à prendre en compte puisqu'il provoque une perturbation des écosystèmes et risque d'aggraver cette crise d'extinction (Johnson *et al.*, 2017). Les grands herbivores semblent être particulièrement concernés par cette extinction de masse (Johnson, 2009) étant donné qu'ils sont initialement moins nombreux en raison des ressources limitées et d'un besoin de grandes superficies au niveau de leur habitat (Mysterud *et al.*, 2007).

Pourtant, de façon générale, les grands herbivores sont responsables de perturbations naturelles modifiant la dynamique des écosystèmes (Homolka & Heroldová, 2003). Le terme de perturbation définit « un événement relativement discret dans le temps qui perturbe la structure de l'écosystème, de la communauté ou de la population et modifie les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique » (Christensen, 2014). Ainsi, les grands herbivores rendent service à d'autres espèces en diversifiant les ressources biotiques et abiotiques et en contribuant à la conservation de la biodiversité (Fløjgaard *et al.*, 2020).

Concrètement, les grands herbivores impactent leur milieu de par leur pâturage, leurs déplacements et leurs excréments en permettant la formation ou l'entretien de milieux ouverts ainsi que la dispersion de graines, et en contribuant au recyclage des nutriments, ce qui, *in fine*, profite à la biodiversité (Coughenour, 1985; Harrison & Bardgett, 2008; Jaroszewicz *et al.*, 2008; R. Kowalczyk *et al.*, 2021). Plus précisément, par l'intermédiaire du broutage et de leur passage, les grands herbivores modifient directement la physiologie des plantes (forme, croissance et défense) (Coughenour, 1985) et indirectement la répartition des communautés végétales (Huntly, 1991). En effet, la création de trouées en milieu forestier et la diminution de la densité du couvert végétal par le pâturage offrent une diversité de niches permettant la coexistence entre espèces animales et végétales (R. Kowalczyk *et al.*, 2021). Par la création ou le maintien d'ouvertures, ils permettent également de réduire les feux de forêt en freinant leur propagation (Waldrum *et al.*, 2008). De plus, les grands herbivores dispersent les graines sur de plus ou moins longues distances soit en les transportant sur leur pelage (épizoochorie) soit en ingérant, digérant et déféquant les graines (endozoochorie) (Jaroszewicz *et al.*, 2008). Selon Owen-Smith 1988, plus l'herbivore est grand et lourd, plus son impact sur la végétation augmente. Premièrement, parce que les grands herbivores ont la capacité de digérer les éléments riches en fibres consommant ainsi une grande diversité de plantes vasculaires (Kowalczyk *et al.*, 1976). Deuxièmement, l'utilisation généraliste de l'habitat permet l'occupation de larges zones augmentant la biomasse de celles-ci (Owen-Smith, 1988). Troisièmement, la taille imposante des grands herbivores dissuade la prédation par les carnivores se traduisant par une densité de population élevée en interaction avec la végétation (Johnson, 2009). De ce fait, ces grands mammifères herbivores sont capables de modifier les communautés végétales sur de grandes échelles paysagères, ce qui les qualifie d'ingénieurs écologiques (Malhi *et al.*, 2016).

INTRODUCTION

Les grands herbivores exercent également une action au niveau du sol en participant au recyclage des nutriments via leur urine et leurs défécations (Harrison & Bardgett, 2008).

Au regard de toutes ces fonctions, l'extinction des grands herbivores entraînerait trois grands changements dans la structure des écosystèmes et la biodiversité qui les compose de par la perte de milieux ouverts et les plantes qui y sont associées, une augmentation des feux de forêts et l'extinction des plantes qui se sont spécifiées au broutage par de grands herbivores (Johnson, 2009).

Le terme de grand herbivore englobe différents ordres et familles de mammifères tels que l'ordre des *Proboscidea* et la famille des *Elephantidae*, l'ordre des *Perissodactyla* et la famille des *Equidae*, *Tapiridae* et *Rhinocerotidae* et l'ordre des *Cetartiodactyla* et la famille des *Suidae*, *Tayasuidae*, *Hippopotamidae*, *Camelidae*, *Tragulidae*, *Moschidae*, *Giraffidae*, *Antilocapridae*, *Cervidae* et *Bovidae* (Danell *et al.*, 2006).

Les espèces de grands herbivores sauvages qui ont peuplé le continent européen au cours du Pléistocène (- 2,58 millions d'années à - 11.700 ans) sont nombreux : les cerfs géants endémiques de Grèce (*Candiacervus dorothenis*, *Megaloceros giganteus*, *C. major*), les rhinocéros (*Coelodonta antiquitatis*, *Stephanorhinus hemitoechus*, *Sephanorhinus krichbergensis*, *Elasmotherium sibiricum*), les éléphants (*Palaeloxodon tiliensis*, *Palaeloxodon mnaidriensis*, *Palaeloxodon antiquus*), les chevaux sauvages (*Equus ovodovi*, *Equus hydruntinus*), le bison des steppes (*Bison priscus*), le buffle d'eau (*Bubalus murrensis*), l'auroch (*Bos primigenius*) et le mammouth laineux (*Mammuthus primigenius*). L'auroch et le genre *Mammuthus* se sont éteints au cours de l'Holocène (Croitor *et al.*, 2020; Trouwborst & Svenning, 2022; Vislobokova *et al.*, 2021). Actuellement, les grands herbivores vivant en Europe sont l'élan (*Alces alces*), le renne (*Rangifer tarandus*), le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) et le bison d'Europe (*Bison bonasus*) (Bocherens *et al.*, 2015; Hofman-Kamińska *et al.*, 2018; Trouwborst & Svenning, 2022) À plus petite échelle, la Belgique compte actuellement une espèce de grand herbivore sauvage: le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), considéré comme du gibier et chassé (*Mammifères / Espèces / La biodiversité en Wallonie*, s. d.; Temple & Terry, 2007).

2 Le bison d'Europe (*Bison bonasus* Linnaeus, 1758)

2.1 Taxonomie et caractéristiques

Taxonomiquement, le genre *Bison* appartient à l'ordre des *Cetartiodactyla* (ongulé à doigts pairs (Kraśńska & Kraśński, 2013)) et à la famille des *Bovidae* (IUCN, s. d.). Ce genre est représenté par deux espèces toujours présentes actuellement : le bison d'Europe (*Bison bonasus*) et le bison d'Amérique (*Bison bison*). Comme leur nom vernaculaire l'indique, les deux espèces se distinguent de par leur répartition géographique, l'une se trouvant uniquement en Europe et l'autre en Amérique. Leur morphologie est légèrement différente (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Comme illustré dans la [figure 1](#), pour les différencier, il faut observer la courbure du dos au niveau de

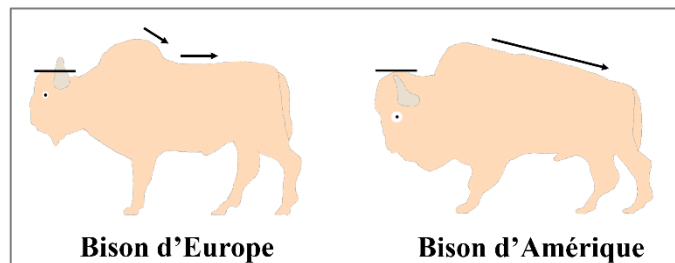


Figure 1 : différences morphologiques entre le bison d'Europe (*Bison bonasus*) et le bison d'Amérique (*Bison bison*) de © Réserve des bisons d'Europe (Réserve des bisons d'Europe, s. d.)

INTRODUCTION

leur bosse, le dos est oblique chez le bison d'Amérique tandis que chez le bison d'Europe le dos reste relativement horizontal. Les cornes peuvent également être un bon indicateur de différenciation. Elles sont plus hautes chez le bison d'Europe et sont visibles lorsque l'animal est de profil contrairement à celles du bison d'Amérique (Kraśńska & Kraśński, 2013). Ces deux espèces sont interfécondes et peuvent engendrer une descendance fertile (Daleszczyk *et al.*, 2007).

Le bison d'Europe est, à l'heure actuelle, l'un des plus grands mammifères terrestres d'Europe pouvant atteindre jusqu'à 2 mètres au garrot et peser jusqu'à 1.000 kg (Le Tacon, 1976). Au premier abord, sa musculature antérieure plus développée que la postérieure ainsi que la bosse qu'il porte sur son garrot, composée elle aussi de muscles et de graisse, confère une carrure imposante à ce dernier. De plus, sa tête n'est pas dans l'axe de continuité de son dos et sa toison brunâtre qui arbore le devant de son corps dissimule ses oreilles lui octroyant une apparence trapue (Kraśńska & Kraśński, 2013). Un dimorphisme sexuel existe au sein de cette espèce. Le mâle, plus grand que la femelle, possède également des cornes plus épaisses et éloignées que celle-ci (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014).

Anciennement sur liste rouge de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) en tant qu'espèce vulnérable (VU) à haut risque d'extinction à l'état naturel, le bison d'Europe a, depuis le 28 juillet 2020, le statut d'espèce quasi menacée d'extinction (NT) (IUCN, s. d.).

2.2 Historique

Sur base d'analyse des gravures rupestres, de récits et d'analyses ADN, il semblerait que le bison d'Europe ait trouvé refuge lors du dernier maximum glaciaire, pendant le Pléistocène (-2,6 millions d'années à -11.700 ans), dans la région du Caucase et se soit ensuite dispersé dans tout le continent européen au cours de l'Holocène (de la France à l'ouest au Caucase à l'est) (Neov *et al.*, 2021). Les premiers restes fossiles du bison d'Europe sont datés de -12.000 à -10.000 ans et diverses sources suggèrent que le bison d'Europe est probablement le successeur d'une espèce éteinte actuellement, le bison des steppes (*Bison priscus*) (Bocherens *et al.*, 2015).

Après la dernière glaciation, les steppes ont été progressivement remplacées par un couvert forestier ; la présence humaine a augmenté et l'agriculture s'est propagée (environ -7.500 ans). Ces éléments ont contribué au retrait du bison d'Europe dans les forêts (Zikmund *et al.*, 2021). Sur base de la morphologie du crâne (large museau, dents hypsodontes, longueur de la partie antérieure de la mâchoire) reflétant une adaptation au pâturage, il est suggéré que le bison d'Europe a évolué dans des habitats de type prairie et forêt mixte (Bocherens *et al.*, 2015). Néanmoins, l'adaptation du bison d'Europe aux habitats de type prairie a longtemps été débattue en perpétuant l'idée reçue que cet animal était inféodé aux milieux forestiers (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014).

À la fin du 19^e siècle, il ne restait que deux populations sauvages de bison d'Europe, définissant chacune une sous-espèce. L'une d'entre elle était située à Białowieża, en Pologne (*Bison bonasus bonasus*). La seconde habitait le Caucase (*Bison bonasus caucasicus*). C'est au 20^e siècle, suite à la surexploitation, le changement climatique, la perte d'habitat (activité agricole et forestière) et la chasse/braconnage que l'espèce s'est éteinte à l'état sauvage. Le dernier bison d'Europe à Białowieża a été abattu en 1919. Dans le Caucase, le dernier est mort

INTRODUCTION

naturellement en 1927. L'espèce a survécu grâce à 29 mâles et 25 femelles vivant en captivité dans des zoos (Kibiša *et al.*, 2017).

Hors des 54 bisons rescapés, un seul mâle provenait du Caucase (*Bison bonasus caucasicus*). Celui-ci s'est accouplé avec des femelles de la lignée des plaines, originaires de Białowieża (*Bison bonasus bonasus*), donnant ainsi naissance à la lignée des bisons plaine-caucase. Cette lignée compte 12 individus fondateurs et chaque fois qu'un individu de cette lignée se reproduit avec la lignée du bison des plaines, sa descendance est considérée comme étant de la lignée du bison plaine-caucase (Tokarska *et al.*, 2011). La lignée du bison des plaines (*Bison bonasus bonasus*), quant à elle, provient de 7 individus fondateurs la rendant plus sensible aux maladies due à sa diversité génétique plus faible (Wójcik *et al.*, 2009). En 1923, la fondation « *International Society for the Protection of the European Bison* » est créée en Allemagne, à Berlin. Celle-ci se lance alors dans la généalogie de tous les bisons d'Europe restants vivant en captivité à des fins de conservation de l'espèce (Raczyński & Bołbot, 2009). Ce travail a donné naissance à l'« *European Bison Pedigree Book* » en 1931. Ce livre, mis à jour chaque année, contient le nom de tous les bisons d'Europe pur-sang, leur généalogie et leur localisation (*Białowieski Park Narodowy - EUROPEAN BISON PEDIGREE BOOK*, s. d.).

2.3 Comportement

Le bison d'Europe forme des groupes dont le nombre et la composition peuvent varier en fonction de différents facteurs comportementaux et sociaux : la saison de reproduction, la saison de mise-bas, le partage d'une parcelle et la rencontre avec d'autres groupes (Kraśńska *et al.*, 1987). À l'approche de l'hiver, des troupeaux dénombrant jusqu'à 35 individus composés de femelles adultes, de mâles et de femelles juvéniles (2 à 3 ans), de veau (jusqu'à 2 ans) et parfois de mâles adultes peuvent se former (Kraśński & Raczyński, 1967). Au printemps, le troupeau est composé d'environ 13 individus (Mysterud *et al.*, 2007) avec les mâles qui quittent le troupeau pour former des groupes de deux ou trois individus (dans 40 % des cas) ou s'isolent jusqu'à la saison du rut (Z. Kraśński & Kraśńska, 1995). Le troupeau n'est pas territorial ce qui permet de faciliter les échanges d'un groupe à l'autre (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Le leader du troupeau est généralement une femelle plus âgée. Celle-ci va initier les mouvements du troupeau (Ramos *et al.*, 2018). La structure matriarcale est fréquente chez les ongulés et s'explique par le fait que les femelles plus âgées ont une meilleure maîtrise de leur biotope leur conférant ainsi une place importante au sein du groupe (Ramos *et al.*, 2016).

2.4 Reproduction

La reproduction chez le bison d'Europe commence vers 6 ans pour le mâle bien qu'il soit sexuellement mature vers sa 3^{ème} année de vie (Daleszczyk & Czykier, 2010). Il pourra se reproduire sur une période relativement courte de 8 ans (Czykier *et al.*, 1999). Les femelles sont matures et actives sexuellement au cours de leur 3^{ème} année de vie (Tyapugin *et al.*, 2012). Elles donnent naissance à un veau à la fois, entre mai et juin, et participent à la reproduction tous les deux ans puisqu'elles sont gestantes pour une durée de 254 à 272 jours (Gusarov, 2019; Kraśński & Raczyński, 1967). Théoriquement, elles sont fertiles toute leur vie. Cependant, les femelles donnant naissance au-delà d'une vingtaine d'années sont rares (Gusarov, 2019). La saison de reproduction a lieu d'août à octobre (Kraśński & Raczyński, 1967). Ce sont les mâles qui passent de groupe en groupe pour se reproduire (Daleszczyk & Czykier, 2010). Les mâles sont agressifs envers les plus jeunes et des démonstrations de force peuvent alors avoir lieu

INTRODUCTION

(combats courts et intenses, abattage de jeunes arbres, piétinement du sol et vauvrage) (Kraśński & Kraśńska, 1995).

2.5 Régime alimentaire

Le régime alimentaire du bison d'Europe est dit intermédiaire et mixte, entre le pâturage et le broutage, composé d'herbes, de feuilles et d'arbustes (Bocherens *et al.*, 2015). Une étude récente suggère que le bison d'Europe se nourrit en fonction de l'abondance des espèces qu'il trouve dans son habitat et appuie ainsi la théorie selon laquelle le bison se nourrit de façon non-sélective (Hartvig *et al.*, 2021).

La consommation journalière du bison d'Europe varie en fonction de l'âge et de la saison. En été, les veaux âgés de moins d'un an se nourrissent d'environ 8,4 kilogrammes par jour (Gębczyńska & Kraśńska, 1972). Les bisons âgés de 2 à 3 ans consomment entre 19,4 et 30 kilogrammes de nourriture fraîche par jour (Gębczyńska & Kraśńska, 1972; Kraśńska & Kraśński, 2013). La consommation de 22,7 à 32,2 kilogrammes de nourriture fraîche a été observée chez des bisons âgés entre 4 et 5 ans par Gębczyńska & Kraśńska, 1972. D'autres observations ont été réalisées par Holodova & Belousova, 1989, selon lesquelles les bisons âgés de 4 à 5 ans se nourrissent de 40 à 50 kilogrammes par jour de nourriture fraîche. Pour finir, le bison adulte consomme entre 30 et 60 kilogrammes de nourriture fraîche par jour (Aleksandrov & Golgovskaya, 1965; Kalugin, 1968). La consommation est diminuée par un facteur de 1,4 à 1,5 en hiver (Holodova & Belousova, 1989).

La proportion de matériel herbacé et ligneux ingérée par le bison d'Europe varie d'une étude à l'autre en fonction de la méthode utilisée (analyse du contenu stomacal ou analyse ADN dans les excréments). Selon Gębczyńska *et al.*, 1991, le régime alimentaire du bison d'Europe se constitue à 90 % d'herbes et 10 % de matériaux ligneux (branches et écorces). Zielke *et al.*, 2017, suggèrent que le régime alimentaire se compose de 65 % de graminées et d'herbacées et 35 % en matériaux ligneux. Cependant, les auteurs se mettent d'accord sur le fait que ces proportions peuvent varier en fonction de la période de l'année et des ressources disponibles. En effet, au printemps et en été, les jeunes pousses et les fibres apportent suffisamment de protéines et d'énergie au bison d'Europe (Kowalczyk *et al.*, 1976) tandis qu'en automne et en hiver, lorsque la végétation se fait plus rare, le bison élargit son régime alimentaire et se tourne vers une alimentation plus riche en matériaux ligneux (Zielke *et al.*, 2017). En effet, lorsqu'il pâture, le bison d'Europe saisit sa nourriture par l'intermédiaire de sa langue (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Dès lors, pendant la saison hivernale, lorsque la croissance de la végétation est ralentie, le bison peine à se nourrir d'herbes courtes (Zielke *et al.*, 2017). L'augmentation de l'écorçage et du brout de brindilles sont probablement une conséquence de la faible disponibilité en herbe (Cromsigt *et al.*, 2018).

En ce qui concerne le temps de nourrissage du bison d'Europe, celui-ci est fonction des conditions météorologiques et de la qualité et quantité de nourriture dont le bison dispose dans son environnement (Pedersen *et al.*, 2019). Le bison d'Europe passe 40 à 60 % de son temps journalier à se nourrir. Le reste du temps est consacré au repos (10 à 40 %) et au mouvement (environ 10 %) (Z. Kraśński & Kraśńska, 1995).

À l'heure actuelle, 137 à 454 espèces de plantes ont été identifiées comme faisant partie du régime alimentaire du bison d'Europe (Borowski & Kossak, 1972; Jaroszewicz & Pirożnikow, 2008). Le bison d'Europe semble préférer différentes essences en fonction de la

INTRODUCTION

période de l'année (Zielke *et al.*, 2019). En hiver, il mange les écorces et brindilles de *Picea excelsa* (épicéa commun), *Betula pubescens* (bouleau pubescent), *Carpinus betulus* (charme commun) et *Quercus robur* (chêne pédonculé) tandis qu'en automne il consomme, en plus de ces espèces, du *Pinus sylvestris* (pin sylvestre) et *Populus tremula* (tremble) (Gębczyńska *et al.*, 1991). Bien que d'autres arbres aient également été reportés tels que *Fraxinus excelsior* (frêne commun), *Acer platanoides* (érable plane), *Salix caprea* (saule marsault), *Ulmus campestris* (orme champêtre) et *Malus sylvestris* (pommier sauvage) (Gębczyńska & Krasieńska, 1972), en règle générale, le bison d'Europe semble avoir une préférence pour le bouleau, l'aulne (*Alnus sp.*) et le saule (Pedersen *et al.*, 2019). En ce qui concerne les graminées et carex, 85 espèces ont été identifiées comme faisant partie du régime alimentaire du bison d'Europe (Gębczyńska & Krasieńska, 1972) avec une grande récurrence de *Deschampsia flexuosa* (canche flexible), *Phragmites australis* (roseau commun) et *Calamagrostis* (Hartvig *et al.*, 2021). Trois espèces de dicotylédones en particulier telles que *Aegopodium podagraria* (égopode podagraire), *Urtica dioica* (grande ortie) et *Ranunculus lanuginosus* (renoncule laineuse) font partie de l'alimentation de base du bison d'Europe (Gębczyńska *et al.*, 1991). En enclos, le bison d'Europe consomme volontiers d'autres espèces telles que *Chaerophyllum hirsutum* (cerfeuil hirsute), *Lysimachia vulgaris* (lysimaque vulgaire), *Stellaria nemorum* (stellaire des bois) et *Acer platanoides* (Borowski & Kossak, 1972). Il a été constaté que lorsque du fourrage supplémentaire est mis à disposition du bison d'Europe, en hiver, le broutage diminue (R. Kowalczyk *et al.*, 2011).

2.6 Habitat

La taille du domaine vital du bison d'Europe varie en fonction des groupes et des milieux environnants. Dans les forêts de feuillus, les groupes mixtes couvrent un domaine de 69 km² en moyenne tandis que le domaine vital des mâles est de 70 km² à 84 km² en période de reproduction (Krasieńska *et al.*, 2000). Dans les forêts de conifères, le bison d'Europe a un domaine vital qui augmente drastiquement, il est de 130 km² (Kowalczyk & Plumb, 2020). Selon la saison, l'aire de répartition varie entraînant une variation du domaine vital. En été, le domaine vital varie de 1 à 62 km² et de 59 à 123 km² selon les observations dans différentes régions (R. Kowalczyk & Plumb, 2020; Schmitz, Caspers, & Witte, 2015). Différentes études s'accordent pour dire que le bison utilise le plus petit territoire en juin et le plus grand en avril (Červený *et al.*, 2014; Marozas *et al.*, 2019). La distance moyenne parcourue par le bison d'Europe est de 2.034 mètres par jour, en période sans neige avec une distance minimale et maximale observée respectivement à 140 mètres et 2.438 mètres en un jour (Krasieńska *et al.*, 1987). Une étude réalisée à Rothaargebirge, en Allemagne, se concentrant sur les mouvements des bisons en liberté depuis six mois, révèle des distances de marche mensuelles oscillant entre 2.000 et 17.000 mètres (Schmitz, Caspers, & Witte, 2015).

Le bison d'Europe est généralement considéré, à tort, comme une espèce uniquement forestière (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). En effet, de plus en plus de preuves telles qu'une morphologie (Mendoza & Palmqvist, 2008), une dentition et un comportement alimentaire adaptés au pâturage et aux habitats mixtes (Marozas *et al.*, 2019) suggèrent que celui-ci a trouvé refuge dans les forêts sous la pression humaine (Cromsigt *et al.*, 2012; Kerley *et al.*, 2012). Malgré ces arguments, d'après les observations recueillies sur le terrain, la préférence d'habitat du bison européen, entre forêt et milieu ouvert, n'est pas entièrement claire (Kuemmerle *et al.*, 2010) et dépend d'une zone d'étude à l'autre. Il faut aussi tenir compte du fait que les études réalisées pour connaître les préférences d'habitat du bison d'Europe

INTRODUCTION

concernent des animaux réintroduits, et de ce fait ne tiennent compte que de la niche réalisée du bison d'Europe et non la fondamentale qui pourrait être plus large (Kuemmerle *et al.*, 2012). De plus, les bisons sont, dans la plupart des endroits de réintroduction, nourris en hiver afin d'augmenter leur chance de survie et d'éviter les dégâts à la sylviculture et aux cultures agricoles (Schneider *et al.*, 2013). L'exemple illustrant parfaitement le fait que la niche fondamentale du bison d'Europe reste inconnue est celui du projet « *Kraansvlak* », aux Pays-Bas, où des bisons d'Europe ont été réintroduits dans une zone clôturée de dunes ouvertes, de prairies humides et sèches, de zones forestières de feuillus et de conifères et de terres arbustives, et ces derniers prospèrent sans fourrage supplémentaire en hiver (Cromsigt *et al.*, 2018).

Néanmoins, même si les préférences d'habitats ne sont pas clairement établies, d'après de nombreuses observations à différents endroits, le bison d'Europe semble être capable de prospérer dans de nombreux types de forêts y compris celles où des éclaircies et coupes à blanc sont réalisées (Belousova *et al.*, 2005; Daleszczyk *et al.*, 2007; K. A. Perzanowski *et al.*, 2008). Les éclaircies, naturelles et artificielles, permettent à la végétation herbacée de croître dans le milieu forestier servant ainsi de ressource alimentaire pour le bison (Kuemmerle *et al.*, 2010). Il semblerait également que les forêts anciennes de chênes sont importantes dans l'habitat du bison d'Europe puisqu'elles sont une ressource de nourriture prépondérante en automne, lorsque la végétation se fait plus rare (Mysterud *et al.*, 2007).

De manière générale, le bison semble fréquenter la forêt pendant la journée (Červený *et al.*, 2014; Marozas *et al.*, 2019) et les milieux ouverts pendant la nuit (Belousova *et al.*, 2005; Daleszczyk *et al.*, 2007; Marozas *et al.*, 2019). Cette différence de fréquentation temporelle entre le jour et la nuit est expliquée par un comportement anti-prédation en journée et un esquivement du dérangement humain la nuit (Zikmund *et al.*, 2021). Ainsi, le bison utiliserait le milieu de façon à minimiser les perturbations possibles (humains, prédateurs, insectes ravageurs) (Červený *et al.*, 2014; Schneider *et al.*, 2013). De plus, ce dernier se déplace d'un milieu à l'autre dans le but de se nourrir et d'assurer sa reproduction (Schneider *et al.*, 2013). De ce fait, il peut tout autant fréquenter des forêts de feuillus humides que des forêts mixtes de conifères (Kuemmerle, Radeloff, *et al.*, 2011) ou des habitats ouverts (Kerley *et al.*, 2012).

La sélection de l'habitat est influencée par les saisons. En effet, des observations dans la forêt de Białowieża ainsi qu'au Danemark montrent que les forêts de feuillus sont plus fréquentées par le bison au printemps et les forêts mixtes de conifères en été tandis que les deux types de milieux sont fréquentés en automne (Brandtberg & Dabelsteen, 2013; Krasieńska *et al.*, 1987). La raréfaction des ressources est le principal moteur de ces variations saisonnières (Marozas *et al.*, 2019). Par exemple, une étude réalisée dans les montagnes de Bieszczady, dans les Carpates en Pologne, révèle que pendant l'hiver le bison d'Europe est un grand amateur de ronces rencontrées dans des forêts dominées d'aulne et de pins (Wołoszyn-Gałęza *et al.*, 2016).

L'âge des peuplements forestiers fréquentés par le bison d'Europe a également été étudié et semble être un second facteur intervenant dans la sélection de l'habitat. En 1987, de premières observations signalaient que le bison préférait les peuplements âgés de plus de dix ans (Krasieńska *et al.*, 1987). Ensuite, en 1995, de rares observations de bisons dans les peuplements âgés de dix à vingt ans ont été faites suggérant une préférence pour ces peuplements (Z. Krasieński & Krasieńska, 1995). Récemment, ces hypothèses ont été soutenues par Marozas *et al.*, indiquant que le bison semble préférer les peuplements âgés de dix à vingt ans, de trente à quarante ans et de plus de cent ans (Marozas *et al.*, 2019).

INTRODUCTION

D'autres facteurs sont connus comme étant limitants pour la sélection de l'habitat par le bison d'Europe, tels que l'altitude, la pente, la canopée, les périodes de neige ou de gel, la couverture de neige, la compétition interspécifique et la perturbation humaine (Brandtberg & Dabelsteen, 2013; Kuemmerle *et al.*, 2010; K. A. Perzanowski *et al.*, 2008; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Concernant l'altitude, en région montagneuse, le bison d'Europe a tendance à migrer vers de plus hautes altitudes en été, vers une canopée plus ouverte et avec une végétation principalement composée de sapins, d'épicéa et de conifères tandis qu'en hiver, le bison se retranche dans des altitudes plus basses dans des forêts tempérées de pin sylvestre, aulne, hêtre et de sapin (K. A. Perzanowski *et al.*, 2008). Ceci s'explique par le fait qu'une canopée ou un couvert forestier dense crée un microclimat, diminue le risque de prédation, influence la quantité et la qualité de la nourriture et diminue la couverture de neige (Mysterud & Østbye, 1999).

2.7 Interactions interspécifiques

Diverses interactions avec d'autres espèces de grands mammifères sont connues. La cohabitation avec le chevreuil, le cerf, le renne, le sanglier, le loup et le lynx a été observée à Białowieża en Pologne (Mysterud *et al.*, 2007). Une cohabitation avec le sanglier, le chevreuil, le mouflon et le passage de loups a également été observée en République Tchèque (Zikmund *et al.*, 2021). Le chevreuil, par exemple, a tendance à éviter les troupeaux de bison excepté lorsque la pression de prédation est forte, car le troupeau lui confère une protection (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Cependant, la stratégie d'alimentation des deux ongulés est différente, diminuant ainsi le risque de compétition (Brandtberg & Dabelsteen, 2013). En ce qui concerne le bison et le cerf, ils semblent s'éviter, mais des combats peuvent avoir lieu pendant la saison de reproduction (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Une compétition interspécifique peut s'installer entre le bison d'Europe et le sanglier lors de la saison des glands (Kraśńska & Kraśński, 2013). Pour ce qui est de la prédation, dans les zones où les proies sont relativement abondantes, le loup et le lynx évitent le bison. Cependant, les endroits où le bison est l'espèce prédominante, de grandes meutes de loup peuvent se former pour le chasser (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014).

Le loup peut également influencer l'écologie du bison d'Europe en instaurant un niveau de vigilance plus accru incitant les individus à changer leurs habitudes d'utilisation des terres (se déplacer plus en forêt, à couvert, par exemple) afin de réduire le risque de prédation (Laundré *et al.*, 2010). Ce concept se nomme l'effet « *landscape of fear* » et a été observé au Yellowstone sur les wapitis et les bisons Américains femelles tandis que les mâles avaient le même comportement avec ou sans la présence du loup (Laundré *et al.*, 2001). Une étude réalisée à Białowieża révèle que la diminution du broutage par les ongulés à proximité des zones où se situent les loups était principalement due à un risque de prédation sans forcément inclure un effet de *landscape of fear* (Kuijper *et al.*, 2013). Ces observations semblent indiquer que jusqu'à présent l'effet *landscape of fear* n'influence pas l'écologie du bison d'Europe.

2.8 Menaces

Les menaces qui pèsent sur le bison d'Europe sont diverses. La sous-optimalité de l'aire de répartition due à un manque d'habitat entraîne une diminution de la fitness de l'espèce (Kerley *et al.*, 2012). En effet, à l'heure actuelle, le plus grand nombre de bisons européens vivant en liberté se trouve à Białowieża, en Pologne, où 715 bison d'Europe vivent en

INTRODUCTION

populations éparses (Raczyński, 2020). Cependant, le minimum d'individus pour une population viable est estimé à 1.000 en raison du goulot d'étranglement touchant le bison d'Europe au début du 20^{ème} siècle, désignant la population présente en Pologne comme insuffisante (Pucek *et al.*, 2004; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014).

La faible diversité génétique du bison d'Europe, dû au goulot d'étranglement auquel l'espèce a fait face, lui vaut une sensibilité accrue aux maladies infectieuses et parasitaires (Didkowska, *et al.*, 2021; Pyziel *et al.*, 2018). Parmi ces maladies, la tuberculose bovine causée par *Mycobacterium bovis* et *Mycobacterium caprae* principalement (Didkowska, *et al.*, 2021), la chlamydie, la leptospirose, la fièvre Q causée par *Coxiella burnetii* et la toxoplasmose sont des zoonoses pouvant être transmises par le bétail domestique mais également par la faune sauvage (Didkowska, *et al.*, 2021). Certains germes des plus communs tels que *Pseudomonas aeruginosa* ou *Escherichia coli* sont responsables de la balanoposthite, une maladie touchant les organes sexuels mâles et provoquant l'infertilité de ceux-ci (Kita & Anusz, 1991; Rzewuska *et al.*, 2012). En ce qui concerne le risque de transmission de maladies parasitaires, celui-ci s'accroît lorsqu'un fourrage supplémentaire est fourni en hiver car il entraîne une agrégation des individus au niveau des sites de nourrissages (Kowalczyk *et al.*, 2011; Krasińska *et al.*, 2000).

Les pesticides semblent être une autre préoccupation pour la santé du bison d'Europe étant donné que lorsque la capacité d'accueil du milieu forestier est dépassée ou que le bison doit étendre son aire de recherche de nourriture en hiver, en l'absence de fourrage procuré par l'Homme (selon la gestion), ce dernier se nourrit sur des sites agricoles à proximité des forêts (Klich *et al.*, 2020; Sobczuk & Olech, 2016). Les composés toxiques qui composent les pesticides peuvent s'accumuler dans leur organisme ayant pour conséquence une intoxication aiguë (Klich *et al.*, 2020).

L'acceptabilité sociale du bison d'Europe par la population locale pouvant interférer avec la réussite des projets de réintroduction est également une préoccupation majeure (Klich *et al.*, 2021; Pucek *et al.*, 2004; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). En effet, la perception positive de l'espèce permet une réintroduction et une conservation efficace de celle-ci (Klich *et al.*, 2021). L'acceptabilité sociale de l'espèce dépend de plusieurs facteurs. Premièrement, lorsque la réintroduction n'a pas encore eu lieu, l'importance accordée à la naturalité de l'environnement et à l'économie locale par la population est un facteur prédéfinissant l'acceptabilité sociale du bison européen (Klich *et al.*, 2019). En plus de cela, la population possédant le plus de connaissance générale par rapport à l'espèce montre une attitude positive face à la réintroduction (Balčiauskas & Kazlauskas, 2014; Klich *et al.*, 2019). Ensuite, lorsque la population du bison d'Europe est établie, il est important de maintenir une vision positive de l'espèce puisque celle-ci exerce un pouvoir de persuasion sur d'autres régions susceptibles de réintroduire le bison d'Europe (Klich *et al.*, 2021). Ces visions positives peuvent être entretenues à l'aide de deux moyens principaux. Premièrement, au travers de méthodes de gestion efficaces du bison d'Europe diminuant ainsi les risques de conflits Homme-bison sur le long terme (Anisimava *et al.*, 2015; Balčiauskas *et al.*, 2017; Balčiauskas & Kazlauskas, 2014; Sobczuk & Olech, 2016). En effet, afin d'éviter des risques de conflits causés par l'augmentation du nombre de bison (Hofman-Kamińska & Kowalczyk, 2012), différents types de gestion peuvent être appliqués : la translocation, la chasse, la supplémentation en nourriture en hiver, la création d'habitats ouverts dans les forêts ou l'introduction d'espèces herbacées préférées par le bison d'Europe (Anisimava *et al.*, 2015; Klich *et al.*, 2018; Sobczuk & Olech,

INTRODUCTION

2016). Deuxièmement, par l'intermédiaire de compensations financières efficaces lors de dommages causés par le bison d'Europe (Klich *et al.*, 2021). À l'inverse, une vision négative de l'espèce représente un risque de conflit Homme-bison pouvant nuire aux éventuels projets de réintroduction (Klich *et al.*, 2018). En plus de ces deux moyens, les méthodes de sensibilisation, d'éducation et de communication sont également importantes dans l'entretien de la vision positive de l'espèce. Il a été mis en évidence que le manque de connaissances vis-à-vis de l'espèce et les idées reçues entraînent une vision négative de l'espèce (Balčiauskas & Kazlauskas, 2014; Decker *et al.*, 2010; Klich *et al.*, 2018). Par exemple, le fait que cet animal imposant entraînera forcément des dégâts aux arbres et aux cultures alors qu'en réalité, à certains endroits, il n'y a aucun dégât (Klich *et al.*, 2018). Cependant, les endroits où des dégâts sont causés, et où les indemnités sont considérées comme insuffisantes, le bison est moins accepté (Balčiauskas & Kazlauskas, 2014; Hofman-Kamińska & Kowalczyk, 2012; Klich *et al.*, 2021).

2.9 Une espèce clé

Une espèce clé est définie comme étant une espèce qui maintient l'organisation, la stabilité et la fonction des communautés d'un écosystème avec une influence disproportionnée par rapport à son abondance (Hale & Koprowski, 2018). Le bison d'Europe correspond à cette définition car il exerce de nombreuses fonctions dans son environnement ([figure 2](#)).

Le bison exerce une influence sur les propriétés du sol en le compactant et en le fertilisant de par ses excréments (Ivanova *et al.*, 2018; Sinclair, 2003). Ensuite, le bison crée des zones de transition via son passage (Ivanova *et al.*, 2018). Celles-ci permettent la formation de corridors écologiques bénéfiques pour d'autres espèces (WWF, 2022). Par exemple, la biomasse en vers de terre est plus importante à ces endroits parce que le sol y est plus compact (Ivanova *et al.*, 2018). Les vers de terre vont alors creuser le sol permettant de régénérer le milieu (Capowiez *et al.*, 2009).

Deuxièmement, le pâturage par le bison d'Europe permet la création ou l'entretien de zones ouvertes, en diminuant de façon significative la masse et l'étendue des plantes ligneuses (R. Kowalczyk *et al.*, 2021). Il a également été démontré qu'avec l'augmentation de l'intensité du pâturage le bison entraîne une augmentation du nombre de carabes présents dans le milieu (Schwerk *et al.*, 2021). De plus, le bison maintient la distribution et la connectivité des espèces végétales, entre, et au sein des communautés, grâce à l'épi- et l'endozoochorie (Schulze *et al.*, 2014). Le nombre de graines dispersées par ce grand mammifère est deux fois supérieur à celui des cervidés ou des bovins (Jaroszewicz & Pirożnikow, 2008).

Ensuite, la carcasse du bison devient un garde-manger pour de nombreuses espèces de charognards telles que le grand corbeau (*Corvus corax*), le renard roux (*Vulpes vulpes*), le loup (*Canis lupus*), la buse variable (*Buteo buteo*), le chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*) et le pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*). Ces derniers consomment la carcasse par tranche de 3 kg/jour pendant environ 106 jours (Selva *et al.*, 2003). En plus de permettre un hotspot d'activité biologique momentané (Barton *et al.*, 2013), les liquides composant la carcasse vont s'infiltrer dans le sol et être recyclés par l'intermédiaire d'organismes décomposeurs. Ces décomposeurs, champignons et bactéries, vont minéraliser les nutriments les rendant disponibles aux plantes (Barton & Bump, 2019).

INTRODUCTION

Pour finir, le bison d'Europe, en plus d'être une espèce clé, est une espèce parapluie. En effet, ce dernier permettrait de protéger de nombreuses autres espèces grâce à sa protection et celle de son habitat (Pucek *et al.*, 2004; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Ces atouts majeurs font du bison d'Europe une espèce des plus intéressantes pour les projets de *rewilding*.



Figure 2 : le bison d'Europe (*Bison bonasus*), une espèce clé. Illustration de © Jeroen Helmer (ARK Natuur), traduction de © Forêt & Naturalité (Forêt & Naturalité asbl, 2021).

3 Le *rewilding* comme outil de conservation de la nature

En 1980, le concept appelé « *Wilderness Recovery* » est né en Amérique du Nord (Noss, 1985). Ce concept visait à sauvegarder et à restaurer la biodiversité indigène par la formation de réserves interconnectées à grande échelle pour la conservation d'espèces clés et des interactions trophiques qui en découlaient (Carver *et al.*, 2021). De cette première vision du *rewilding* à nos jours, de nombreuses approches ont été développées. L'évolution du concept est motivé par l'ère de la surconsommation et la crise d'extinction actuelle, mais également par les nombreuses découvertes récentes en matière d'évolution des écosystèmes et de relations écologiques (Carver *et al.*, 2021).

Il est possible de dénombrer sept approches, évoquées par ordre chronologique croissant, montrant l'évolution du concept de *rewilding*. Celles-ci ont des objectifs différents mais un but commun : la restauration écologique avec une intervention humaine minimale sur le long terme (Forêt & Naturalité asbl, 2021). Premièrement, le modèle « 3C's » (cœur, corridors, carnivores) dont le but est la restauration d'écosystèmes par l'intermédiaire de réintroductions d'espèces clés de grands carnivores au sein de grandes réserves (cœurs) communiquant entre elles (corridors) (Soulé & Noss, 1998). Deuxièmement, le « *Pleistocene Rewilding* » pour lequel

INTRODUCTION

l'objectif est de faire des translocations d'espèces fonctionnellement équivalentes à celles du Pléistocène dans le but de restaurer l'écosystème à cette valeur de référence (Hayward *et al.*, 2019). Troisièmement, l'« *Island Rewilding* » a pour objectif le transfert d'espèces de substitution au niveau de niches disponibles à cause d'extinction (Hansen, 2010). Quatrièmement, le « *Passive Rewilding* » compte sur le retour spontané d'espèces au niveau de terres abandonnées (Perino *et al.*, 2019). Cinquièmement, le « *Trophic Rewilding* » a pour objectif la réintroduction d'espèces permettant de restaurer les interactions et cascades trophiques (Svenning *et al.*, 2016). Sixièmement, l'« *Ecological Rewilding* » consiste à mettre en place des conditions permettant aux processus naturels de se rétablir (Pereira & Navarro, 2015). Et pour finir, le « *Rewilding* » de nos jours reprenant toutes les approches et se définissant comme un outil de conservation de la nature visant à restaurer la structure, les fonctions et la dynamique des écosystèmes afin de parvenir à des écosystèmes autonomes et spontanés (Carver *et al.*, 2021; Forêt & Naturalité asbl, 2021).

Le *Rewilding* est une méthode de conservation dite optimiste et vise à démontrer l'importance des écosystèmes pour le bien-être humain (Schulte to Bühne *et al.*, 2022). La relation entre l'Homme et la nature est au cœur des thèmes abordés lors du *rewilding*, tout comme l'écotourisme et l'écologie (Carver *et al.*, 2021). Selon Baptiste Morizot, l'intégration du bien-être humain dans les projets de réintroduction donne alors la définition du *rewilding* humaniste (Morizot, 2020).

Grosso modo, il existe deux types de *rewilding*. Premièrement, le *rewilding* passif, abordé précédemment, qui consiste à laisser les dynamiques naturelles se rétablir en supprimant ou diminuant fortement les activités humaines (Schulte to Bühne *et al.*, 2022), notamment par l'abandon des terres, afin de permettre le retour spontané des espèces (Forêt & Naturalité asbl, 2021). Et deuxièmement, le *rewilding* actif qui consiste à mener des actions pour stimuler les processus écologiques pouvant inclure la translocation, l'introduction ou réintroduction d'espèces (Fernández *et al.*, 2017).

3.1 Le *rewilding* en Europe

Au niveau du continent Européen, le mouvement de *rewilding* débute implicitement en 1909, en Suisse, où plusieurs Parcs Nationaux sont créés avec pour objectif une conservation de l'état au plus proche du naturel (Perino *et al.*, 2019). En 1961 c'est le « *World Wide Fund for Nature* » (WWF) qui voit le jour en Suisse (WWF Suisse, s. d.). En Belgique, le WWF est fondé en 1966. Cette fondation a pour objectifs la protection de l'environnement et la sauvegarde de la nature en participant à des projets tant nationaux qu'internationaux (WWF Belgique, s. d.). Aux Pays-Bas, c'est en 1989 que la fondation ARK Nature est créée. Celle-ci intervient dans la création de réserves naturelles avec pour objectif la conservation de l'état au plus proche du naturel (ARK Natuur, s. d.). En 2005, c'est le projet *Wild Europe* qui prend forme pour promouvoir une coordination des mesures de protection et restauration de la nature sauvage et c'est en 2009 que le projet est lancé (Wild Europe, s. d.). En parallèle, la Commission Européenne lance un projet d'étude pour évaluer les zones sauvages restantes en Europe à des fins de protection de la biodiversité. C'est en 2011, aux Pays-Bas, qu'est fondé le plan d'action

INTRODUCTION

de *Rewilding Europe* grâce à quatre partenaires principaux : le WWF, ARK Nature, *Wild Wonders of Europe*¹ et *Conservation Capital*² (Rewilding Europe, s. d.-a).

Rewilding Europe œuvre à la création de dix zones réensauvagées, totalisant un million d'hectares, dans différentes zones géographiques pour servir de modèle afin d'initier d'autres projets (Helmer *et al.*, 2015; Schepers & Jepson, 2016). Les objectifs de cette fondation sont de promouvoir le *rewilding*, sensibiliser les citoyens à la nature qui les entoure et démontrer que celle-ci peut apporter de nouveaux revenus et emplois (Helmer *et al.*, 2015; Rewilding Europe, s. d.-b).

3.2 Le *rewilding* et le bison d'Europe

Au niveau Européen, la réintroduction du bison d'Europe est principalement motivée par trois faits. Premièrement, le statut passé (éteint) et présent (quasi menacé d'extinction) du bison d'Europe démontre la nécessité de conserver l'espèce à l'état sauvage (Kraśnińska & Kraśniński, 2013). À cela s'ajoute l'augmentation de l'abandon des terres agricoles engendrant une perte écologique suite à la lente régénération naturelle de l'écosystème (Cerqueira *et al.*, 2015; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Afin de contrer cette perte écologique, la réintroduction du bison d'Europe en tant qu'espèce clé et parapluie (*cf.* chapitre 2.9 « une espèce clé ») a pour but de régénérer les écosystèmes et leur permettre de prospérer de façon autonome avec une intervention minimale voire inexistante de l'humain (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Pour finir, la réintroduction permet de relancer une économie locale à des endroits où celle-ci avait disparu ou était en diminution, grâce à l'écotourisme notamment (Cerqueira *et al.*, 2015; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014).

Concernant les réintroductions qui ont eu lieu, c'est la Pologne qui a eu la réaction la plus rapide face à l'extinction du bison d'Europe. En effet, dès 1952, les premiers lâchers de bison d'Europe ont eu lieu dans la forêt de Białowieża (Z. A. Kraśniński, 1978). Des réintroductions ont ensuite eu lieu dans la partie Biélorusse de la forêt de Białowieża, en Ukraine, en Russie, en Lettonie, aux Pays-Bas, en Allemagne, en Écosse, au Danemark, en Roumanie, en Lituanie, en Bulgarie, en France, en République Tchèque et en Slovaquie (Belousova *et al.*, 2005; Raczyński, 2021; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Celles-ci n'ont pas toutes été un franc succès comme c'est le cas pour la Lettonie, où les bisons relâchés se sont échappés et n'ont pas été surveillés, et l'Écosse, où le projet a dû être abandonné à cause de conflit avec les randonneurs (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014).

Certains troupeaux vivent en semi-liberté, dans de larges zones clôturées tandis que d'autres vivent en totale liberté ([tableau 1](#)) (Raczyński, 2021). Les centres d'élevage en semi-liberté permettent de conserver l'espèce, via des échanges, et de surveiller la santé génétique de celle-ci (Klich *et al.*, 2017) qui, pour rappel, a pu être sauvée grâce aux échanges en captivité (Kibiša *et al.*, 2017).

¹ Plus grande initiative d'informations et sensibilisation du grand public sur l'état de conservation en Europe via un projet incluant des photographies (Rewilding Europe, s. d.-a).

² Organisation de conservation agissant principalement sur le financement des projets de conservation (Rewilding Europe, s. d.-a).

INTRODUCTION

Tableau 1 : Récapitulatif des pays abritant des bisons d'Europe en semi-liberté et en totale liberté (✓) en 2020. D'après l'*European Bison Pedigree Book 2020* (Raczyński, 2021).

Pays	Troupeaux en <i>semi-liberté</i>	Troupeaux en <i>liberté</i>
<i>Biélorussie</i>	✓	✓
<i>Bulgarie</i>	✓	✓
<i>République Tchèque</i>	✓	x
<i>Danemark</i>	✓	x
<i>France</i>	✓	x
<i>Allemagne</i>	✓	✓
<i>Lettonie</i>	x	✓
<i>Lituanie</i>	x	✓
<i>Pays-Bas</i>	✓	x
<i>Pologne</i>	x	✓
<i>Roumanie</i>	✓	✓
<i>Russie</i>	✓	✓
<i>Slovaquie</i>	x	✓
<i>Ukraine</i>	✓	✓
<i>Total d'individus</i>	501	6.819

Les impacts négatifs constatés suite à la réintroduction du bison d'Europe sont des dégâts agricoles impactant les agriculteurs, et sylvicoles sur certaines essences forestières (Cătănoiu & Deju, 2007; Hofman-Kamińska & Kowalczyk, 2012; Kibiša *et al.*, 2017; Marozas *et al.*, 2019). Les dégâts agricoles sont la conséquence de l'augmentation du nombre de bisons (Hofman-Kamińska & Kowalczyk, 2012; Marozas *et al.*, 2019; Sobczuk & Olech, 2016) et/ou de la raréfaction des ressources alimentaires en dehors de la saison de végétation poussant le bison à élargir son aire de répartition (Sobczuk & Olech, 2016). Les dégâts sont généralement situés dans les champs cultivés à proximité du complexe forestier dans lequel le bison a été réintroduit (Hofman-Kamińska & Kowalczyk, 2012; Sobczuk & Olech, 2016). D'après l'ampleur des dégâts observés, il semblerait que le bison d'Europe préfère les cultures de céréales, de foin et de maïs et apprécie moins les cultures de colza et de légumineuses (Hofman-Kamińska & Kowalczyk, 2012; Kibiša *et al.*, 2017).

Les dégâts causés par l'écorçage des arbres sont généralement concentrés autour des zones où est disposé le fourrage supplémentaire en hiver, et pour les autres saisons, les dégâts les plus importants concernent les semis et arbustes (broutage des feuilles, tiges et branches) (Cătănoiu & Deju, 2007). De plus, les bisons qui n'ont pas accès au fourrage supplémentaire en hiver ont tendance à consommer une plus grande quantité d'espèces ligneuses (65 % contre 16 % chez les bisons qui ont accès au fourrage). Cependant, une étude réalisée à Białowieża révèle que les espèces d'arbres concernés (*Carpinus sp.*, *Corylus sp.*, *Betula sp.* et *Salix sp.*) ne sont pas importantes dans l'économie forestière puisqu'il s'agit d'espèces très présentes dans le sous-étage forestier (Kowalczyk *et al.*, 2011).

Ces dégâts peuvent être responsables d'un coût d'indemnisation très important chaque année. Par exemple, en Lituanie, le montant des indemnisations alloué, aux dégâts sur les cultures principalement, s'élève à 100.000 € malgré un fourrage hivernal (Kibiša *et al.*, 2017) En Pologne, par contre, la gestion par ajout de fourrage hivernal en forêt a permis de faire diminuer le coût des indemnisations (Sobczuk & Olech, 2016). Selon Kowalczyk *et al.*, 2011, afin d'éviter que cette gestion ne devienne un inconvénient pour le bison d'Europe lui-même, il faut trouver un juste milieu sur la quantité d'apports en fourrage supplémentaire permettant

INTRODUCTION

de diminuer les dommages aux arbres et cultures avec un impact minimum sur la population (agrégation des bisons entraînant la transmission rapide de parasites). D'après une étude menée par Sobczuk & Olech, 2016, la réduction des dommages agricoles et sylvicoles entraîne une meilleure acceptation sociale du bison d'Europe par les agriculteurs.

4 Les opportunités en Wallonie

En Europe, l'une des opportunités principales motivant le *rewilding* de façon générale, et le retour du bison d'Europe, est le changement d'utilisation des terres, notamment l'abandon des terres agricoles (Kuemmerle *et al.*, 2010; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014) et une augmentation du couvert forestier (Červený *et al.*, 2014). En Wallonie, le contexte est différent puisque le changement d'utilisation des terres est estimé à un taux de 0,1 % (~ 30 km²) par an (contre 1,6 % pour l'Europe toute entière) et concerne la conversion de prairies en logements (Close *et al.*, 2021). Cependant, l'appel au projet lancé par la Ministre de l'Environnement, de la Nature, de la Forêt, de la Ruralité et du Bien-être Animal, Céline Tellier, visant à augmenter la surface des aires protégées de neuf pourcent d'ici 2030 (représentant 1.000 hectares par an), est une opportunité dont pourrait bénéficier le bison d'Europe au travers des projets de *rewilding* (SPW, 2022).

De façon concrète, le bison d'Europe, comme décrit dans le chapitre « 2.9 Une espèce clé », a un effet considérable sur son environnement, représentant un intérêt écologique particulier. C'est un des principaux avantages qu'apporterait la réintroduction du bison d'Europe dans les milieux prédits par ce présent travail. Ensuite, il y a un avantage économique lié à l'écotourisme que créerait cette réintroduction (Linnell *et al.*, 2020). Pour finir, cette réintroduction serait avantageuse pour le principal acteur de celle-ci, le bison d'Europe.

La réintroduction du bison d'Europe peut être une source de tension notamment dans le milieu agricole et sylvicole (*cf*: chapitre « 3.2. Le *rewilding* et le bison d'Europe »). D'autres éléments peuvent être source de tension tels que le risque de collision avec des véhicules ainsi que la chasse et le braconnage. Concernant le risque de collision avec des véhicules, celui-ci est principalement dû à la fragmentation des terres par le réseau routier et peut entraîner la mort ou des blessures graves à l'humain mais aussi au bison (Linnell *et al.*, 2020). Ensuite, légalement, le bison n'est pas une espèce chassable puisqu'il figure dans l'annexe III de la Convention de Berne excepté dérogation (Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, 2002). Cependant, il n'est pas moins susceptible d'être victime de braconnage pour le trophée qu'il représente (Kuemmerle *et al.*, 2011).

Afin d'envisager la réintroduction du bison d'Europe de façon concrète, différents éléments sont à prendre en compte tels que les facteurs de succès ou d'échec, la législation et la méthode de gestion par exemple.

Premièrement, les facteurs de succès et d'échec sont intimement liés à l'Homme. Par exemple, l'acceptabilité sociale, comme vu dans le chapitre précédent « 2.8. Menaces », est très importante et peut influencer le projet négativement (échec) ou positivement (succès) (Klich *et al.*, 2021; Pucek *et al.*, 2004; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Ensuite, les sources de tension possibles identifiées, si elles s'avèrent être présentes, peuvent mettre en échec la réintroduction du bison d'Europe. Le succès de la réintroduction repose en grande partie sur les efforts de sensibilisation, d'éducation et de communication avec les locaux, qu'ils soient acteurs de terrain ou particuliers (Torres *et al.*, 2018). Enfin, les raisons biologiques pouvant causer

INTRODUCTION

l'échec de la réintroduction du bison sont les maladies infectieuses et parasitaires auxquelles le bison est sensible (Didkowska, Klich, *et al.*, 2021; Pyziel *et al.*, 2018).

Deuxièmement, en ce qui concerne la législation en vigueur, il n'y a pas de textes officiels concernant le *rewilding*, mais des outils législatifs pour soutenir la biodiversité (Schulte to Bühne *et al.*, 2022). Par exemple, la Directive « Oiseaux et Habitats » par laquelle sont tenus les Etats membres de l'Union Européenne et qui vise à protéger des espèces et des habitats afin de maintenir ou de rétablir leur biodiversité (Lorimer *et al.*, 2015; Pettorelli *et al.*, 2018). Le bison d'Europe figure d'ailleurs à l'annexe II de cette directive indiquant son « intérêt communautaire et dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation », mais également à l'annexe IV spécifiant qu'elle est strictement protégée. De plus, le bison d'Europe est signalé comme espèce prioritaire (DIRECTIVE 92/43/CEE, 1992). Finalement, au niveau de la Wallonie, la réintroduction du bison d'Europe nécessiterait l'obtention d'un arrêté gouvernemental comme le spécifie le Chapitre II du décret du 06/12/2001 de la Loi sur la Conservation de la Nature (Section 5, §2).

Troisièmement, la méthode de gestion est un élément important à planifier. En effet, il faut préalablement décider d'un délai de captivité pour habituer le bison d'Europe à son nouvel environnement (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014), mais aussi se pencher sur la question du fourrage supplémentaire en hiver (R. Kowalczyk *et al.*, 2011). Et pour finir, une fois que la population est bien établie, il faut déterminer comment réguler celle-ci.

Le présent travail ne prendra en considération que l'étude de la capacité d'accueil de sites potentiels de réintroduction du bison d'Europe comme premier pas dans l'étude globale visant à la possible réintroduction de cette espèce en Wallonie.

5 Les modèles de prédiction d'habitat

Les modèles de distribution d'espèces (ou *species distribution modeling*, SDM) ont été utilisés dans de nombreux domaines au cours de ces trente dernières années (Li & Wang, 2013). En biologie de la conservation, ces derniers sont principalement utilisés pour prédire ou modéliser la répartition des espèces en fonction de différentes variables environnementales (Baldwin, 2009). Les SDM sont réalisés selon une échelle d'espace et de temps délimitée et permettent d'intervenir dans les décisions de plans de gestion à appliquer en fonction des espèces et des problématiques étudiées (Srivastava *et al.*, 2019). Les SDM sont principalement réalisés à l'aide de régressions logistiques, et autres dérivés, qui nécessitent d'intégrer des données de présence et d'absence de l'espèce (Renner & Warton, 2013). Du fait que les données d'absence sont rarement fiables et dépendent fortement des caractéristiques propres à l'espèce et de la méthode de détection de celle-ci (Hirzel *et al.*, 2006), d'autres modèles, utilisant des données de présence uniquement, ont été développés. C'est le cas du SDM MaxEnt (*Maximum Entropy*) (Phillips *et al.*, 2006).

Dans le cadre de ce travail, c'est donc un SDM avec MaxEnt qui sera réalisé pour prédire les endroits favorables pour le bison d'Europe en Wallonie. Ce modèle utilise des variables environnementales et des données de présence qui, ensemble, représentent des échantillons de la niche réalisée de l'espèce étudiée (Phillips *et al.*, 2006). Ce logiciel, facile de prise en main, utilise l'entropie maximale comme méthode. C'est-à-dire qu'il tient compte des informations incomplètes du modèle et estime une probabilité de distribution la plus uniforme possible (Baldwin, 2009; Phillips *et al.*, 2006).

Objectifs

En matière de conservation de la nature, l'idée du *rewilding*, ou réensauvagement, séduit de nombreuses personnes fascinées et passionnées par la nature (Fernández *et al.*, 2017). En Wallonie, la question de la réintroduction de grands herbivores mûrit dans beaucoup d'esprits, et pourquoi pas cet animal mystique qui a frôlé l'extinction et qui est un symbole fort de conservation de la nature (Forêt & Naturalité asbl, 2021) : le bison d'Europe (*Bison bonasus*) ?

L'**objectif principal** de ce présent travail de fin d'études est de prédire les potentiels milieux d'accueil possibles pour le bison d'Europe (*Bison bonasus*) en Wallonie. Pour ce faire, ce travail vise à (i) déterminer les variables prédictives adéquates pour construire un modèle prédictif de distribution, (ii) cartographier les milieux d'accueil potentiels via MaxEnt, (iii) quantifier, sur base empirique, le domaine vital du bison d'Europe, et pour finir, (iv) décrire les sites identifiés afin de mettre en lumière les plus prometteurs pour une réintroduction.

Trois hypothèses sont émises :

Hypothèse 1 : les variables prédictives sont bien ajustées et permettent d'établir un bon modèle de distribution (aire sous la courbe ou AUC supérieure à 0,7).

Hypothèse 2 : le modèle prédictif de distribution donne des occurrences possibles en Wallonie soutenant la possibilité de réintroduire du bison d'Europe.

Hypothèse 3 : le modèle prédictif de distribution donne des occurrences possibles en Wallonie, et la capacité d'accueil des sites permet la réintroduction de minimum 1.000 individus.

Selon les hypothèses confirmées et/ou infirmées, il sera possible d'approfondir la question de réintroduction du bison d'Europe en Wallonie. Sur les sites identifiés comme favorables, des études sur l'acceptation du bison d'Europe pourraient être menées afin de prédire les conflits Homme-bison ainsi qu'une analyse détaillée des acteurs impliqués et des législatures.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

La méthode suivie dans ce présent travail de fin d'études se base sur celle d'études récentes réalisées pour identifier les sites potentiels de réintroduction à petite échelle, dans les montagnes du Caucase (Bleyhl *et al.*, 2015), en Allemagne, en Pologne, en Lituanie et en Lettonie (Lord *et al.*, 2020), et à grande échelle pour le continent européen (Kuemmerle, Radeloff, *et al.*, 2011).

1 Les données d'occurrence du bison d'Europe

Les points d'occurrence du bison européen proviennent de la base de données « *Global Biodiversity Information Facility* » (GBIF). Cette plateforme internationale est alimentée par des naturalistes qui utilisent diverses applications permettant de signaler la présence d'une espèce à un endroit par l'intermédiaire du géoréférencement (GBIF.org, 2022). Les observations de bison d'Europe qui ont été réalisées entre 2010 et 2021, en Allemagne et en Pologne, via l'application *iNaturalist*, ont été chargées sur R.Studio v.1.3.959 en utilisant les packages « *rgbif* » et « *plyr* ». Les données de présences recueillies ont été enregistrées dans deux fichiers .csv distincts. L'un des deux fichiers contient les données d'occurrence recueillies entre 2010 et 2018 et l'autre contient les données recueillies entre 2019 et 2021.

Les observations recueillies ont été triées de telle sorte que seules les données de bisons en liberté ont été conservées. Ces données de présence, ainsi que les variables prédictives décrites ci-après, vont permettre de calibrer le modèle de distribution potentielle du bison d'Europe sur le logiciel MaxEnt v.3.4.4.

2 Les variables prédictives

Afin de paramétrer le modèle de prédiction d'habitat, 5 variables environnementales ont été utilisées. Le format brut de celles-ci se présentait sous forme de raster ou de vecteur nécessitant un traitement avec le programme Qgis v.3.16.11. Ce programme a permis de sélectionner les informations relatives à la Belgique, l'Allemagne et la Pologne, et de les rendre lisibles pour leur intégration dans le logiciel MaxEnt (v.3.4.4). Les couches raster, ne se limitant pas seulement à la zone d'étude, ont été découpées selon une couche masque à chaque fois que cela était nécessaire. La couche masque est une couche vectorielle contenant les limites Administratives des trois pays provenant du site de données libres DIVA GIS (<https://diva-gis.org/>).

La première variable prédictive concerne les données d'occupation du sol de l'Allemagne, la Pologne et la Belgique. Celle-ci a été créée à partir de la couche raster *Corine Land Cover 2018* (CLC 2018, <https://land.copernicus.eu>). La CLC contenait 44 catégories d'occupation du sol pour une résolution maximale de 100 mètres. À l'aide de la fonction « *Raster calculator* », ces dernières ont été reclassifiées en 10 catégories contenant les données de zones urbanisées, les zones d'activités agricoles, les points d'eau, les forêts de conifères, les forêts de feuillus, les forêts mixtes, les landes, les zones de marais et tourbières, les prairies naturelles et les zones de végétation clairsemées.

La seconde variable, à savoir, la fragmentation forestière, a été calculée après la création d'un raster distinguant les pixels de forêt (1) et de non-forêt (0) en utilisant la fonction « *Raster calculator* ». Les pixels de forêt regroupent les trois types de forêts (conifères, mixtes, feuillus)

MATÉRIEL ET MÉTHODE

et les pixels de non-forêt regroupent les sept autres catégories d'occupation du sol. La formule « proximité (distance raster) » a ensuite été appliquée afin de déterminer la fragmentation forestière. Ce nouveau raster contient les pixels de forêts (0) et les pixels de proximité à celle-ci (pixel de valeur 350 représentant une distance d'environ 350 mètres à la forêt). La fragmentation forestière joue un rôle important dans la sélection de l'habitat par le bison d'Europe puisque ce dernier préfère les lisières, plus ouvertes, que les zones centrales de forêt (Kuemmerle *et al.*, 2010).

La troisième variable prédictive reflète la disponibilité des ressources pour le bison d'Europe (Bleyhl *et al.*, 2015) et tient compte de la productivité de la végétation en fonction de la durée de la période de croissance de celle-ci. Pour déterminer la période de croissance de la végétation, des couches raster contenant les moyennes mensuelles de température pour les années 2010 à 2018 ont été chargées à partir du site *WorldClim* (<https://www.worldclim.org>). La durée de la période de végétation a été déterminée pour chaque mois où la température mensuelle minimale était supérieure à 5°C. Celle-ci couvrait les mois d'avril à novembre. Une fois la période de croissance déterminée, les couches raster contenant l'Indice de Végétation par Différence Normalisée ou NDVI ont été obtenues sur le portail de données *EarthExplorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) dans la collection « *Land Processes Distributed Active Archive Center* » (LP DAAC) et provenant des images satellites MOD13Q1 Terra et MYD13Q1 Aqua avec une résolution de 250 mètres. En moyenne, quatre images étaient disponibles par mois. Les couches raster se présentent sous forme de tuiles de taille égale couvrant le globe. Dans ce travail, quatre tuiles ont été utilisées : h19v03.006, h18v03.006, h18v04.006 et h19v04.006 afin de couvrir la Belgique, l'Allemagne et la Pologne. Un filtre a été appliqué pour couvrir la durée de la période de croissance de la végétation uniquement : avril à novembre. L'opération a été répétée pour les années 2010 à 2018. Les couches raster chargées ont dû être multipliées par 0,0001 pour obtenir un NDVI entre -1 et 1. À partir de ces données, une moyenne mensuelle de NDVI a été calculée, puis la moyenne annuelle, et finalement, la moyenne pour la période étudiée (2010 à 2018). La principale fonction utilisée pour créer cette variable prédictive a été « Raster calculator ».

La quatrième variable prédictive de topographie est représentée par la pente. Celle-ci a été calculée en degrés via la fonction « r.slope.aspect » du plugin « GRASS ». Elle se base sur les données d'altitudes recueillies par le *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) *1 Arc-Second Global* provenant de la base de données *EarthExplorer*. La résolution spatiale de cette couche était de 90 mètres. La sélection de cette variable réside dans le fait que le bison d'Europe évite généralement les terrains accidentés et les pentes raides supérieures à 28 ° (Bleyhl *et al.*, 2015; Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Les données d'altitude ne sont pas reprises en tant que variable prédictive de topographie car le bison d'Europe peut vivre à des altitudes allant au-delà de 3.000 mètres (Sipko, 2009), et l'altitude maximale en Belgique s'élève à 694 mètres (signal de Botrange).

La cinquième et dernière variable prédictive représente la perturbation humaine et comporte deux types de données. Les données relatives aux routes principales et aux chemins de fer ainsi que les données relatives aux lumières nocturnes qui parcourent la Belgique, l'Allemagne et la Pologne. Les données qui concernent le tracé des routes et des chemins de fer ont été obtenues sur le site de données libres DIVA GIS. Ces données se présentaient sous forme de vecteur (lignes) et ont été converties en raster avec la fonction « Rasteriser (vecteur vers raster) » à une résolution de 100 mètres. La fonction « proximité (distance raster) » a

MATÉRIEL ET MÉTHODE

ensuite été appliquée sur le raster contenant les pixels de routes (1) et de non-routes (0). Le raster créé contient les pixels représentant les routes et chemins de fer (0) et les pixels de proximité à ceux-ci (pixel de valeur 350 représentant une distance d'environ 350 mètres à la route/chemin de fer). En ce qui concerne les données relatives aux lumières nocturnes, celles-ci ont été obtenues sur le site gouvernemental de la NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), *Earth observatory* (<https://earthobservatory.nasa.gov/>). La résolution de cette couche raster était de 450 mètres. Les pixels de cette couche représentent les foyers lumineux (0) et la distance à ceux-ci.

Afin d'exploiter les couches raster générées sur le logiciel MaxEnt (v.3.4.4), celles-ci nécessitaient d'avoir la même empreinte, le même système de coordonnées de référence (EPSG : 4326, WGS 84), la même origine, la même taille de pixel, la même hauteur et la même largeur. Dans ce but, tous les rasters de variables prédictives ont été alignés sur 350 mètres de résolution selon deux méthodes. La première méthode a été celle des plus proches voisins et a été appliquée sur la variable d'occupation du sol. La seconde méthode était la bilinéaire et a été appliquée sur les variables quantitatives. Finalement, les rasters ont été convertis en format .asc afin d'être exploités dans le logiciel de modélisation.

3 Analyses statistiques

Afin d'analyser la colinéarité entre les différentes couches environnementales, différents tests ont été réalisés. Pour réaliser ceux-ci, un échantillonnage de 5.000 points aléatoires couvrant la zone d'étude a été généré à partir du programme Qgis. Ensuite, à l'aide du plugin « *Point Sampling Tool* », les données de NDVI, de pentes, de perturbations humaines, de fragmentation forestière et d'occupation du sol ont été attribuées à chaque point correspondant. La couche Shapefile a ensuite été chargée dans le logiciel Rstudio à l'aide du package « *maptools* » et de la fonction `readShapeSpatial()`.

Pour déterminer le test de corrélation, paramétrique ou non-paramétrique, à appliquer aux variables quantitatives, des histogrammes, des Q-Q plots et un test de Kolmogorov-Smirnov ont été réalisés pour chaque variable prédictive. Ces tests ont permis d'affirmer ou de rejeter l'hypothèse de normalité.

La corrélation entre les différentes variables quantitatives a été visualisée avec la formation d'une matrice de corrélation via la fonction `corrplot()` du package « *corrplot* ». L'analyse des corrélations entre les variables quantitatives et la variable qualitative d'occupation du sol a été réalisée avec un test de Kruskal-Wallis.

Ces analyses ont déterminé les variables prédictives à conserver pour la modélisation de distribution de l'espèce. Les variables prédictives avec une corrélation $> 0,5$ n'étant pas conservées dans la modélisation finale.

4 Le modèle de prédiction d'habitat

La prédiction de milieux potentiels d'accueil pour le bison d'Europe en Wallonie a été réalisée à l'aide du programme MaxEnt (*Maximum Entropy Species Distribution Modeling* v.3.4.4). Ce logiciel, facile d'utilisation, utilise une méthode de modélisation à entropie maximale (*Maximum Entropy Modeling*) (Phillips *et al.*, s. d.). Cela signifie que le modèle prend en compte l'incertitude qu'il y a autour des données et permet d'éviter les faux négatifs lors de la prédiction (Phillips *et al.*, 2006). Cette méthode de modélisation utilise des données

MATÉRIEL ET MÉTHODE

d'occurrence (fichier csv) et des variables environnementales (fichier asc) pour prédire la probabilité de distribution géographique d'une espèce.

En ce qui concerne le paramétrage du modèle, il est important de spécifier le type de données que contiennent les couches environnementales ajoutées (catégorielles ou continues). Dans le cas présent, seule la variable prédictive d'occupation du sol est catégorielle. Ensuite, il est possible de renseigner des données de calibration et des données de test. En ce sens, les données d'occurrence obtenues entre 2010 et 2018 ont été renseignées comme étant les données de calibration tandis que 25 % des données recueillies entre 2019 et 2021 ont été sélectionnées aléatoirement et ont servi de données de test. Le format de sortie du modèle, « Cloglog », a été sélectionné de telle sorte que la probabilité de présence du bison d'Europe se situe entre 0 et 1. Ce format permet de faciliter l'interprétation du graphique en sortie.

4.1 Évaluation du modèle de prédiction d'habitat

Le fichier html de sortie généré contient les informations permettant d'évaluer le modèle. Premièrement, l'analyse des omissions/commissions a permis d'évaluer la fiabilité et la qualité du modèle par la visualisation de courbes. Ensuite, les courbes de réponse ont permis de visualiser l'interprétation des probabilités de présence du bison d'Europe en fonction des différentes variables prédictives. Pour finir, la contribution de chaque variable à la construction du modèle a été visualisée via un test jackknife.

4.2 Image de prédiction

Le fichier .html généré par le logiciel MaxEnt contient une image de prédiction illustrant la probabilité, entre 0 et 1, de présence de l'espèce ([annexe 1](#)). Les coordonnées des probabilités de présence ont été importées dans Qgis grâce au fichier .asc généré par le programme MaxEnt. Le raster a été reprojété avec pour système de coordonnées de référence l'EPSG : 31300 – Belge 1972 / *Belgian Lambert 72*. Pour obtenir la prédiction de présence du bison d'Europe en Wallonie, et identifier les milieux les plus favorables, le raster a finalement été découpé avec un fichier *Shapefile* provenant du site de l'Atlas Belge (<https://www.atlas-belgique.be>) et contenant les limites administratives de la Wallonie (*Données cartographiques – Atlas de Belgique*, s. d.).

5 Identification des aires potentielles de réintroduction en Wallonie

Afin d'identifier les aires potentielles de réintroduction du bison d'Europe en Wallonie, des polygones ont été réalisés, à partir de la carte de prédiction du point précédent, à l'aide du programme Qgis. Les polygones regroupent des probabilités de présence de l'espèce supérieures à 50 %, et proches de zones contenant une ou plusieurs probabilités de 100 %. L'aire de chaque polygone a été calculée, en kilomètres carrés, via la calculatrice de champs.

Une estimation du nombre de bisons pouvant être réintroduits sur chaque site identifié a été réalisée après l'étude empirique du domaine vital. Pour cela, plusieurs articles ont été sélectionnés. Ces derniers étudient de façon plus ou moins détaillée la distribution du bison d'Europe ([tableau 2](#)). Le domaine vital observé ou estimé par les auteurs a été recalculé pour 100 individus. Une moyenne a ensuite été calculée pour le domaine vital en fonction de la saison. La plus grande moyenne de domaine vital a finalement été utilisée pour réaliser une

MATÉRIEL ET MÉTHODE

règle de trois permettant d'estimer le nombre de bisons pouvant être réintroduits en fonction des aires les plus favorables identifiées par le logiciel MaxEnt.

Tableau 2 : données utilisées pour déterminer le domaine vital moyen du bison d'Europe. Nombre d'individus sur x kilomètres carrés selon la saison ou selon les auteurs référencés dans la dernière colonne.

NOMBRE D'INDIVIDUS	DOMAINE VITAL SELON LA SAISON (KM ²)			RÉFÉRENCE
	ÉTÉ	HIVER	NON RENSEIGNÉE	
13	/	69	/	(Mysterud <i>et al.</i> , 2007)
34	/	136	/	(Kibiša <i>et al.</i> , 2017)
87	370	/	/	(Kraśiński & Kraśińska, 1995)
8	/	45,2	/	(Schmitz, Caspers, & Witte, 2015)
20	/	/	94	(Kraśińska <i>et al.</i> , 1987)
70	/	/	200	(Pucek <i>et al.</i> , 2004)
200	/	/	570	(Marozas <i>et al.</i> , 2019)

5.1 Description des aires potentielles de réintroduction en Wallonie

La description des aires potentielles de réintroduction du bison d'Europe en Wallonie a été permise grâce à quatre couches vecteur chargées sur le site d'information géographique, le Géoportail de la Wallonie, WalOnMap (<https://geoportail.wallonie.be>). Les quatre fichiers Shapefiles concernés étaient les suivants : carte de conservation de la nature, réseau Natura2000 en vigueur - série, limites administratives belges CadGIS et parcellaire agricole anonyme (situation 2021). De plus, la CLC2018 a également été utilisée. Ces fichiers ont été téléchargés dans le programme Qgis.

Dans le programme Qgis, des manipulations de géotraitement, essentiellement de coupage, ont été réalisées pour identifier les zones Natura 2000 contenue dans chaque site (en kilomètres carrés) ainsi que pour déterminer la surface des sites étant incluse dans un Parc Naturel (en kilomètres carrés). Cette méthode a également été utilisée pour déterminer la proportion de terres agricoles et des différents types de forêts (feuillues, conifères, mixtes) contenues dans chaque site. Les pourcentages ont été calculés, à partir des superficies, à l'aide du programme Excel.

En globalité, six informations principales sont données pour chaque site. Premièrement, les communes sur lesquelles ils s'étendent. Deuxièmement, le type de forêt retrouvé à ces endroits et leur proportion par rapport à la superficie totale. Troisièmement, la présence ou l'absence de réserves domaniales et/ou agréées. Quatrièmement, le(s) Parc(s) Naturel(s) dans lequel ou lesquels ils sont inclus. Cinquièmement, le pourcentage de zone Natura 2000 qu'ils contiennent. Sixièmement, le pourcentage de terres agricoles.

RÉSULTATS

1 Analyse exploratoire des données

1.1 Les données d'occurrences du bison d'Europe

Carte descriptive des points de présence du bison d'Europe entre 2010 et 2021

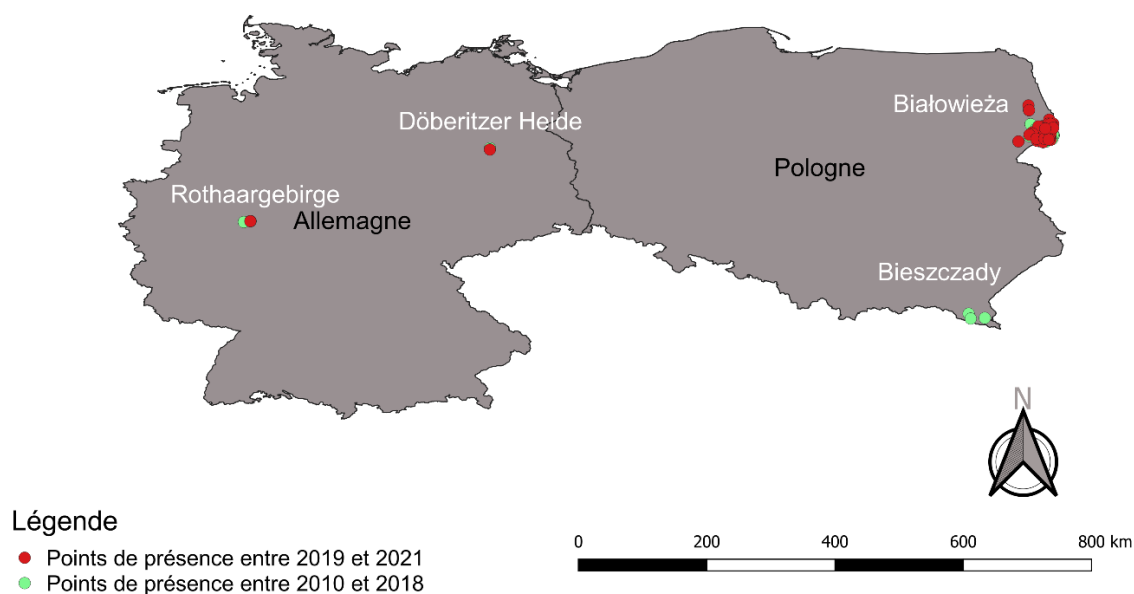


Figure 3 : carte descriptive des observations de présence du bison d'Europe (*Bison bonasus*) en Allemagne et en Pologne entre 2010 et 2021. Carte réalisée avec le programme Qgis (v.3.16.11).

Les données d'occurrence du bison d'Europe (figure 3) en Allemagne pour l'année 2010 à 2018 sont au nombre de trois. Deux d'entre-elles se situent à Rothaargebirge, en région montagneuse, tandis que la troisième est située dans la région de Döberitzer Heide. Concernant les données d'occurrence recueillies entre 2019 et 2021, deux d'entre-elles sont également situées dans la région de Rothaargebirge et la troisième à Döberitzer Heide.

Pour ce qui est des données d'occurrence du bison d'Europe recueillies en Pologne, entre 2010 et 2018, il y a 33 observations recueillies. Trois de celles-ci sont situées dans la partie orientale des Carpates, à Bieszczady, et les trente restantes se situent à Białowieża. Les observations recueillies entre 2019 et 2021 sont au nombre de 65 et se situent toutes à Białowieża.

1.2 Les variables prédictives générées

Les résultats suivants illustrent les variables prédictives générées avec l'intégration des points d'occurrence du bison d'Europe. Ceci a pour but d'illustrer de façon concrète les variables environnementales qui ont été créées et permettra d'aider à la compréhension du résultat de la modélisation finale.

RÉSULTATS

a) L'occupation du sol

Carte descriptive de la variable prédictive d'occupation du sol intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe entre 2010 et 2021 pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne

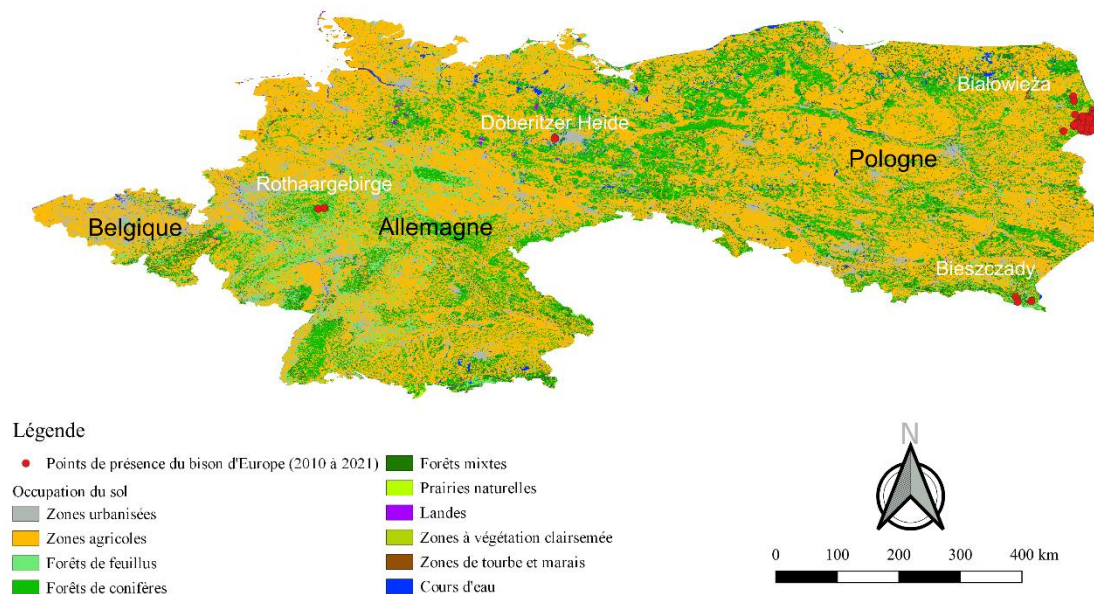


Figure 4 : carte descriptive de la variable prédictive d'occupation du sol intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.

La carte descriptive de la variable prédictive d'occupation du sol (figure 4) permet de visualiser le type d'environnement dans lequel évolue le bison d'Europe. Par ordre décroissant, 62 bisons d'Europe sont signalés en zone forestière (conifères, feuillus, mixtes), 26 en zone agricole, 6 en zone de végétation clairsemée, 5 en zone urbanisée, 3 en zone de marais et de tourbières, 1 dans un cours d'eau et 1 dans les landes. Aucune donnée de présence n'a été signalée en zone de prairie naturelle.

b) La fragmentation forestière

Carte descriptive de la variable prédictive de fragmentation forestière intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe entre 2010 et 2021 pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne

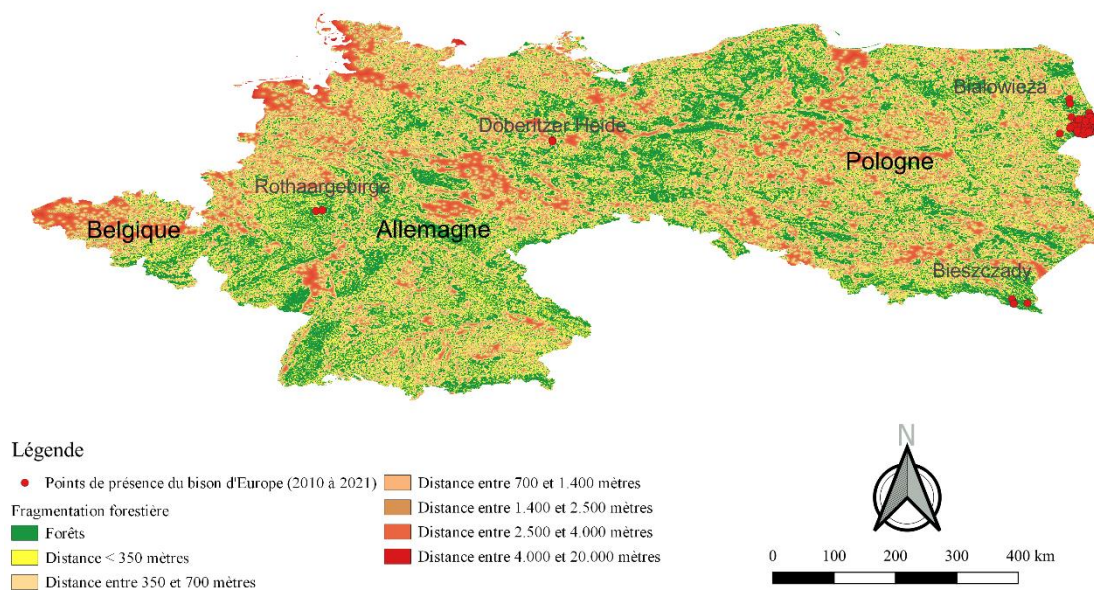


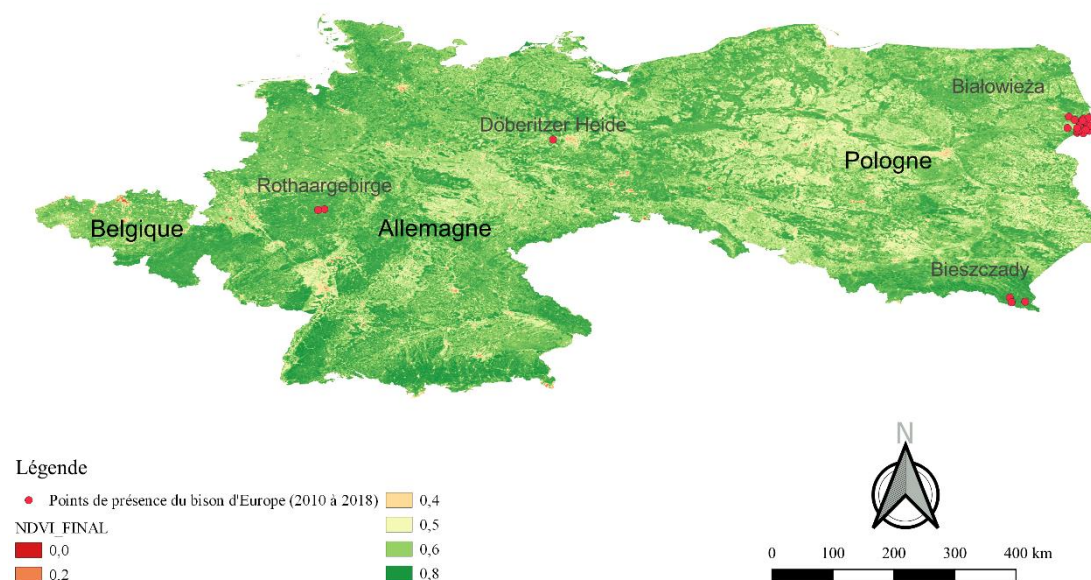
Figure 5 : carte descriptive de la variable prédictive de fragmentation forestière intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.

RÉSULTATS

Sur la carte descriptive de la valeur prédictive de fragmentation forestière ([figure 5](#)), il est possible de voir la répartition des bisons en fonction de la forêt et la fragmentation qui y est associée. Pour 62 des positions de bison renseignées, la valeur de pixel est de 0. Cette valeur indique que ceux-ci sont situés en milieu forestier. Les autres bisons sont situés à une moyenne de 340 mètres d'un milieu forestier avec un maximum à un peu plus de 4 kilomètres.

c) La productivité de la végétation (NDVI)

Carte descriptive de la variable prédictive de productivité de la végétation (NDVI) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe entre 2010 et 2018 pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne



[Figure 6](#) : carte descriptive de la variable prédictive de productivité de la végétation (NDVI) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2018) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.

La variable prédictive de productivité de la végétation représente la moyenne du NDVI pour les années 2010 à 2018 ([figure 6](#)). Les bisons d'Europe signalés entre 2010 et 2018 se situaient dans des zones où le NDVI était compris entre 0,58 et 0,76 avec une moyenne de 0,71.

d) Les pentes

La variable prédictive de topographie, en l'occurrence de pente, permet d'illustrer le relief sur lequel vivent les bisons d'Europe. La carte descriptive démontre les fortes variations de pente selon les endroits ([figure 7](#)). En effet, à Rothaargebirge, en Allemagne, les bisons signalés se trouvent sur une moyenne de pentes de 7,1° concordant avec le relief montagneux de la région. À contrario, à Döberitzer Heide, la pente est de 2,6° et de 3° respectivement pour les deux localisations de bisons renseignées caractérisant un relief plus plat pour cette région.

En ce qui concerne les données de présence recueillies en Pologne, le relief des deux régions concernées est également différent. À Bieszczady, en région montagneuse, les bisons se situent dans des zones où la pente minimale est de 11,5° et la maximale est de 17,2° tandis qu'à Białowieża, les bisons se trouvent sur des zones dont la pente se situe entre 0,86° et 8°.

RÉSULTATS

Carte descriptive de la variable prédictive de topographie (pentes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe entre 2010 et 2021 pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne

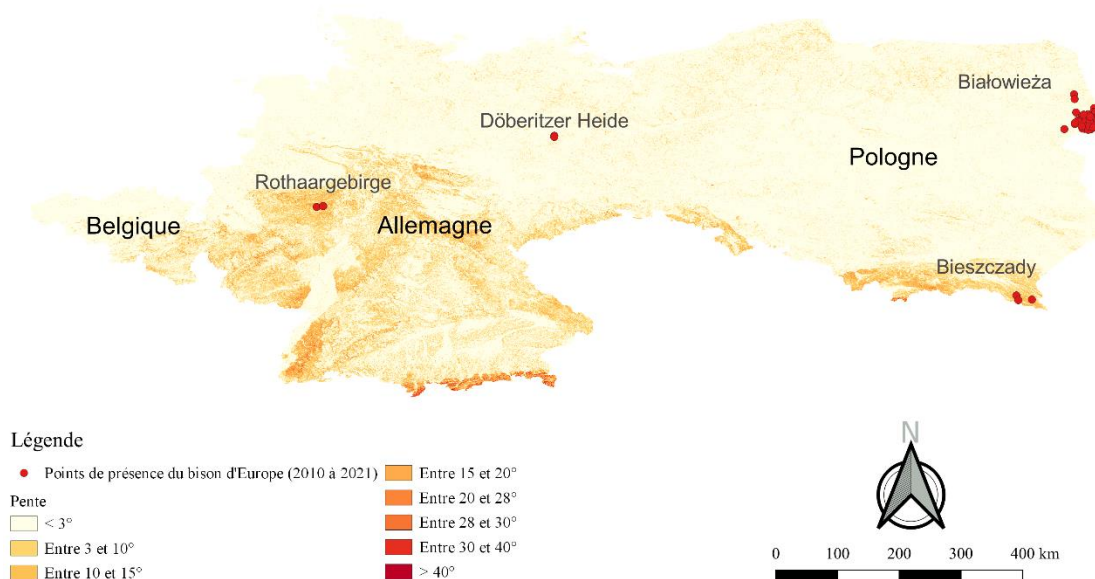


Figure 7 : carte descriptive de la variable prédictive de topographie (pentes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.

Carte descriptive de la variable prédictive de perturbations humaines (lumières nocturnes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe entre 2010 et 2021 pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne

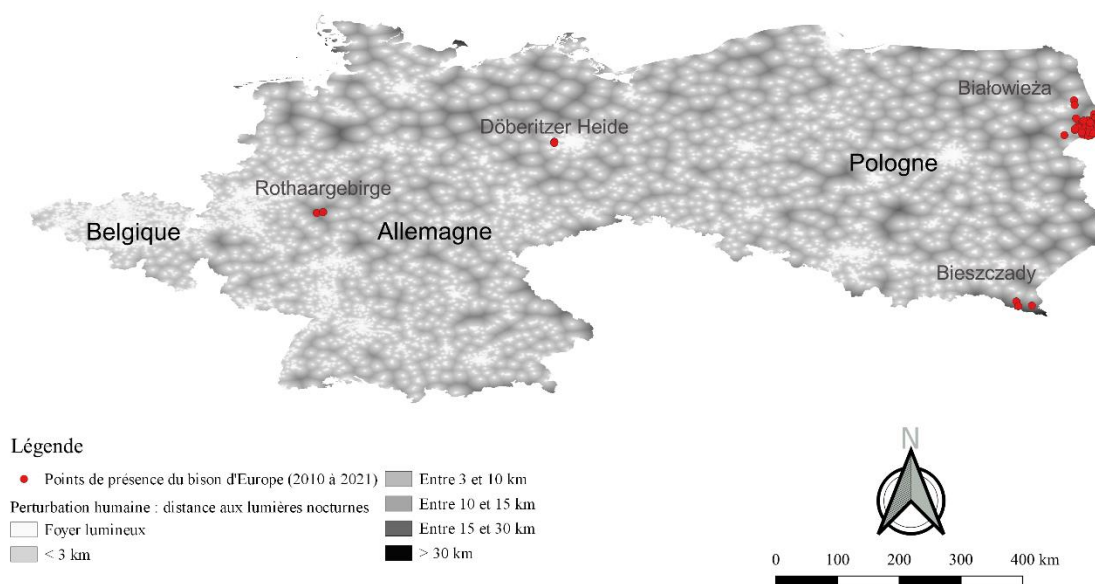


Figure 8 : carte descriptive de la variable prédictive de perturbations humaines (lumières nocturnes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.

e) Les lumières nocturnes (perturbation humaine)

La carte descriptive des lumières nocturnes (figure 8) illustre les foyers lumineux et leur portée. Il est aisé de constater que les foyers lumineux proviennent des grandes villes, associant directement les lumières nocturnes à la perturbation humaine. Hors des 104 données de présence du bison d'Europe signalées, quasiment toutes se situent à bonne distance des lumières

RÉSULTATS

nocturnes (et donc des villes) avec une distance moyenne d'environ 13 kilomètres de tout foyer lumineux. Le minimum de distance étant d'environ 3 kilomètres et le maximum d'environ 29 kilomètres. La distance minimale concerne quatre des bisons renseignés, deux à Döberitzer Heide, et deux à Białowieża.

f) Les routes (perturbation humaine)

Carte descriptive de la variable prédictive de perturbations humaines (distance aux routes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe entre 2010 et 2021 pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne

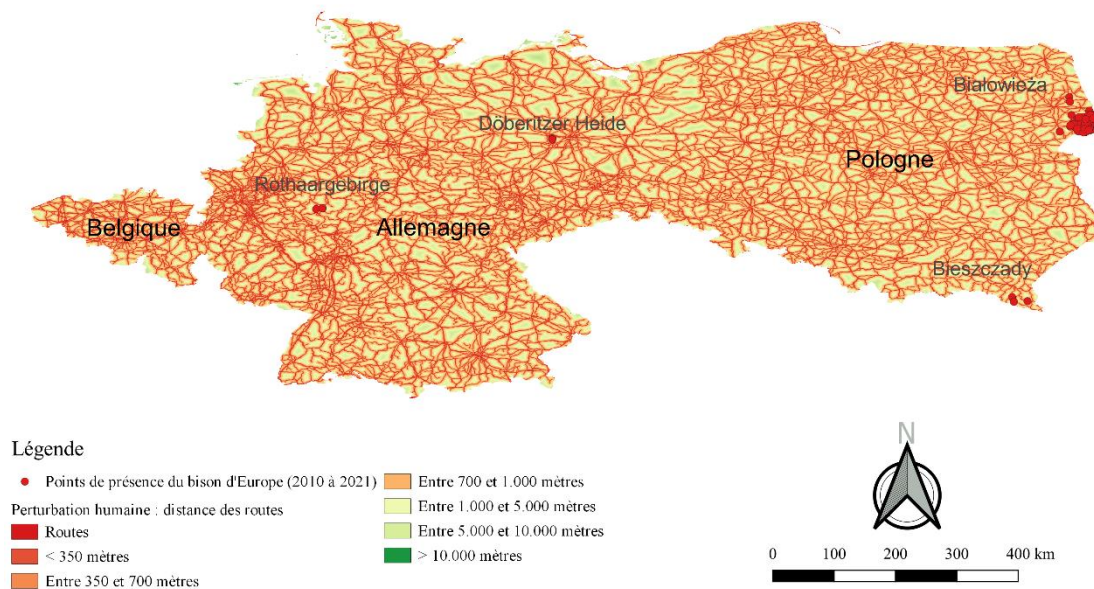


Figure 9 : carte descriptive de la variable prédictive de perturbations humaines (routes) intégrant les données d'occurrence du bison d'Europe (2010-2021) pour la Belgique, l'Allemagne et la Pologne.

La carte qui décrit la variable prédictive de perturbation humaine, notamment les routes, permet d'étudier à quelle distance de celles-ci se distribuent les populations de bison d'Europe (figure 9). Les pixels dont la valeur est 0 représentent les routes tandis que les pixels dont une valeur positive et supérieure à zéro est attribuée représentent la distance par rapport aux routes. Il est intéressant d'observer que la plupart des données de présence sont situées très proche des routes avec des distances minimales inférieures à 350 mètres. La distance moyenne aux routes est d'environ 1,3 kilomètres avec un maximum d'environ 4,8 kilomètres.

2 Analyse statistique des variables prédictives

Pour commencer, des histogrammes ont permis de visualiser la tendance générale de chaque variable prédictive (annexe 2). Ensuite, des Q-Q plots ont été réalisés afin d'évaluer la normalité de la distribution des variables quantitative (figure 10). Ces derniers sont composés de deux tracés. Premièrement, une ligne rouge, formée par les quantiles théoriques. Cette ligne représente la distribution normale théorique que les points devraient suivre. Deuxièmement, des points noirs représentant les quantiles réalisés. Les graphiques montrent qu'aucun des points noirs ne suit le tracé de la ligne rouge supposant qu'aucune des variables prédictives quantitatives ne suit une distribution normale.

Le test de Kolmogorov-Smirnov permet d'affirmer la supposition précédente. Celui-ci indique des p-values allant de $2,2 \times 10^{-16}$ à $5,85 \times 10^{-7}$ (tableau 3). Ces dernières étant inférieures à 0,05, l'hypothèse de normalité est rejetée.

RÉSULTATS

Q-Q plots des variables prédictives quantitatives

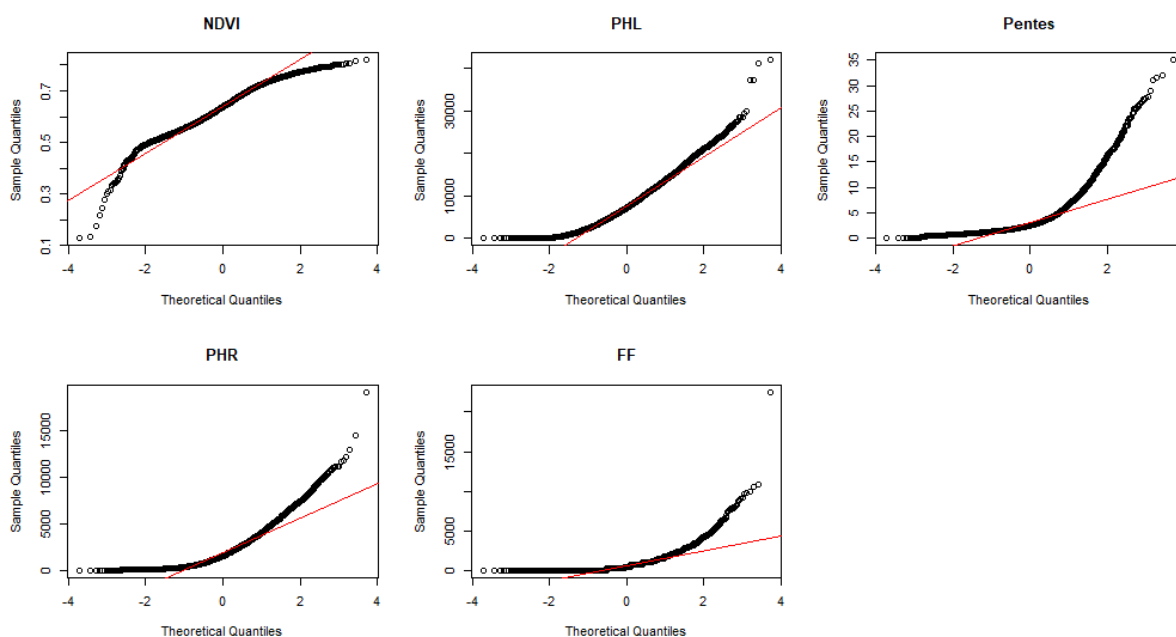


Figure 10 : Q-Q plots des variables prédictives quantitatives de productivité de la végétation (NDVI), de perturbations humaines : proximité des routes (PHR) et lumières nocturnes (PHL), de topographie (pentas) et de fragmentation forestière (FF). En x se trouvent les quantiles théoriques et en y les quantiles de la variable prédictive. La ligne rouge représente la distribution normale que devraient suivre les points d'échantillonnage.

Tableau 3 : résultats du test de Kolmogorov-Smirnov. Toutes les p-values sont <0,05 rejetant l'hypothèse de normalité.

Variable prédictive	P-values
NDVI	$5,85 \times 10^{-7}$
Distance des routes	$2,2 \times 10^{-16}$
Distance des lumières nocturnes	$2,2 \times 10^{-16}$
Fragmentation forestière	$2,2 \times 10^{-16}$
Pente	$2,2 \times 10^{-16}$

Étant donné que les données ne suivent pas une distribution normale, c'est un test de corrélation non-paramétrique de Spearman qui a été réalisé. La matrice de corrélation (figure 11) indique une très faible corrélation positive entre la variable prédictive de productivité de la végétation (NDVI) et celle de perturbation humaine concernant la proximité des routes (0,17). Le NDVI est également corrélé positivement à 0,16 et 0,42 aux variables prédictives de lumières nocturnes et de pentes respectivement. Pour finir, cette variable prédictive est fortement corrélée négativement à celle de fragmentation forestière (-0,62). Ensuite, la variable prédictive de perturbations humaines concernant la proximité des routes est

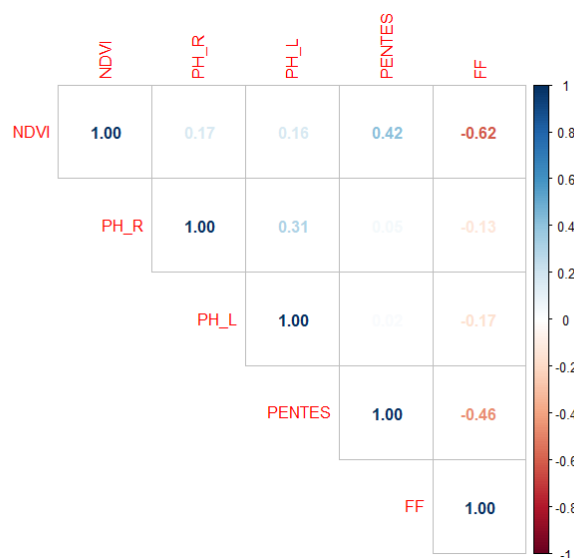


Figure 11 : matrice de corrélation de Spearman entre les variables prédictives quantitatives de productivité de la végétation (NDVI), de perturbations humaines : la proximité des routes (PH_R) et les lumières nocturnes (PH_L), de topographie (pentas) et de fragmentation forestière (FF).

RÉSULTATS

faiblement corrélée à celles de lumières nocturnes et de pentes à 0,31 et 0,05 respectivement, et est faiblement corrélée négativement à la variable de fragmentation forestière (-0,13). La corrélation entre la variable prédictive de perturbation humaine reprenant les lumières nocturnes et la variable de topographie et de fragmentation forestière est de 0,02 et de -0,17 respectivement. Et enfin, la variable prédictive de topographie comprenant les pentes est corrélée négativement à la fragmentation forestière (-0,46). Ces résultats indiquent clairement une corrélation entre la variable prédictive de productivité de la végétation (NDVI) et celle de fragmentation forestière à 0,62 en nombre absolu. La variable de fragmentation forestière sera donc exclue de la modélisation afin d'éviter tout risque de multicollinéarité entre les variables.

La corrélation entre les variables prédictives quantitatives et la variable prédictive qualitative d'occupation du sol a été analysée avec un test de Kruskal-Wallis (tableau 4). Les p-values sont toutes inférieures à $2,2 \times 10^{-16}$. Celles-ci étant toutes inférieures à 0,05, ce test démontre qu'il y a bien un lien entre les variables mais qu'aucune des variables quantitatives ou qualitative ne domine.

Tableau 4 : résultats du test de Kruskal-Wallis pour les variables quantitatives par rapport à la qualitative (occupation du sol).

Variable prédictive	P-valeurs
NDVI	$< 2,2 \times 10^{-16}$
Distance des routes	$< 2,2 \times 10^{-16}$
Lumières nocturnes	$< 2,2 \times 10^{-16}$
Fragmentation forestière	$< 2,2 \times 10^{-16}$
Pentes	$< 2,2 \times 10^{-16}$

3 Le modèle de prédiction d'habitat

3.1 Évaluation du modèle

a) Taux d'omission et surface prédite en fonction du seuil cumulatif

Le taux d'omission pour les données de calibration et de validation est sensiblement proche du taux d'omission prédit (figure 12). La ligne du taux d'omission des données de validation est au-dessus de la ligne d'omissions prédites démontrant l'indépendance entre les données de calibration et de validation.

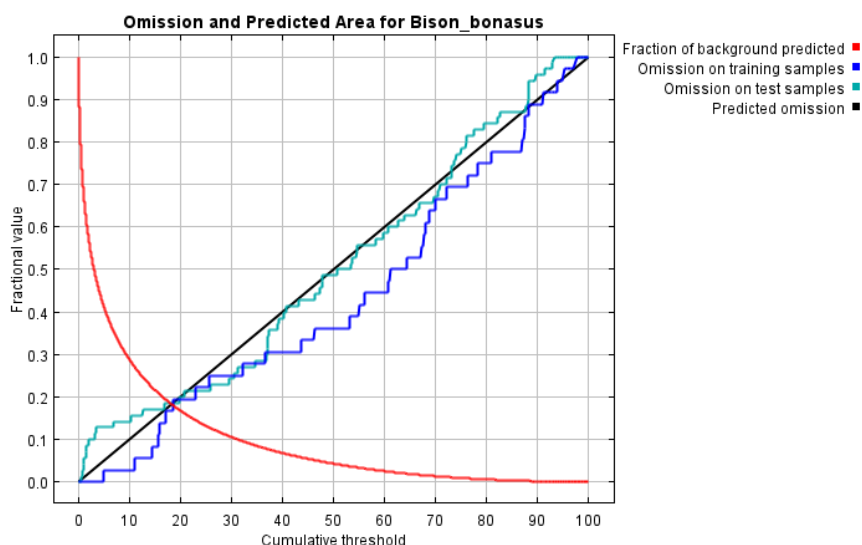


Figure 12 : graphique du taux d'omission et surface prédite en fonction du seuil cumulé. La courbe rouge représente le bruit de fond, la ligne noire le taux d'omission prédit, la ligne bleue les omissions dans les données de calibration et la ligne turquoise les omissions dans les données de validation en fonction du seuil cumulatif.

RÉSULTATS

b) Courbe de sensibilité et de spécificité

La courbe de sensibilité et de spécificité permet d'évaluer la proportion de présences et absences correctement prédites par le modèle (figure 13). Les données de calibration (en rouge) et de validation (en bleu) sont au-dessus de la ligne noire indiquant que le modèle est meilleur qu'un modèle aléatoire.

L'aire sous la courbe (AUC) des données de calibration (0,933) et de validation (0,872) est supérieure à 0 et inférieure à 1. L'écart entre ces deux AUC s'explique par le fait que ce sont deux sets de données différents qui ont été utilisés pour calibrer le modèle et le valider (occurrences de 2010 à 2018 et 25 % des occurrences de 2019 à 2021). L'AUC est proche du maximum et démontre l'efficacité du modèle.

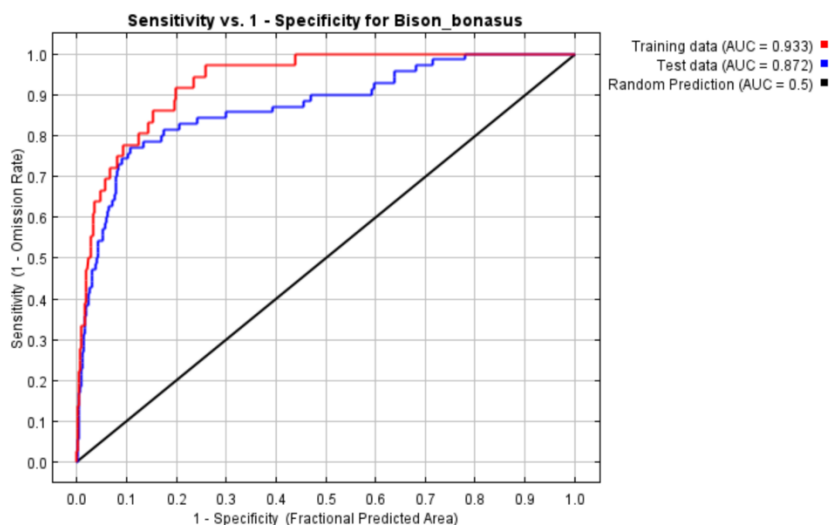


Figure 13 : courbe de sensibilité (présences correctement prédites) et de spécificité (absences correctement prédites) du modèle généré par MaxEnt. La courbe rouge représente les données de calibration et la courbe bleue les données de validation. La ligne noire représente la sensibilité et spécificité qu'aurait un modèle aléatoire. L'aire sous la courbe, ou AUC, démontre l'efficacité du modèle.

c) Les courbes de réponse

Le modèle génère des courbes de réponse permettant de visualiser la probabilité de présence de l'espèce en fonction de chaque variable environnementale. Une première courbe de réponse permet de visualiser l'impact de la variation d'une variable, au sein d'un même modèle, en ramenant toutes les autres variables à une valeur moyenne. La seconde courbe ne prend qu'une seule variable en compte pour différents modèles.

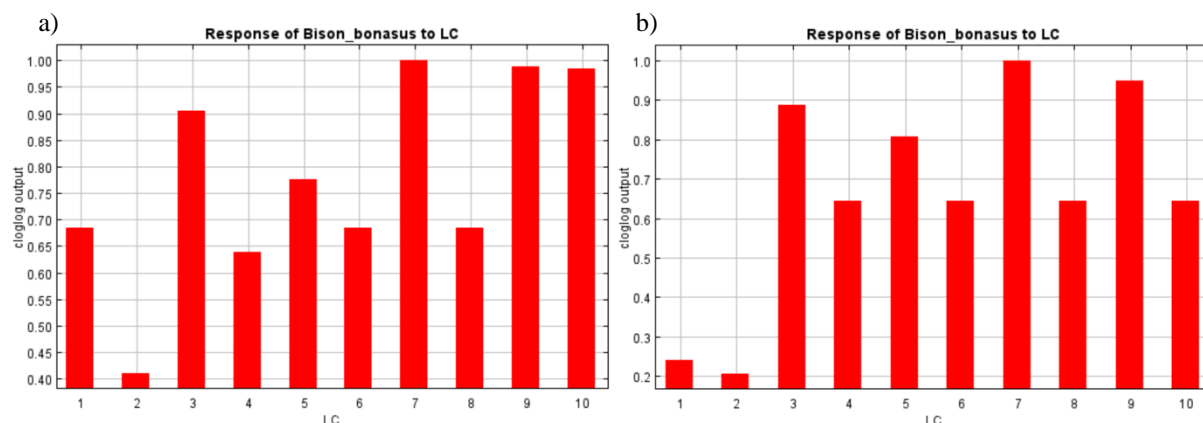


Figure 14 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de couverture terrestre. Les abscisses représentent la classe de couverture terrestre où 1 correspond aux zones urbanisées, 2 aux zones agricoles, 3 aux forêts de feuillus, 4 aux forêts de conifères, 5 aux forêts mixtes, 6 aux prairies naturelles, 7 aux landes, 8 aux zones à végétation clairsemée, 9 aux zones de tourbe et de marais et 10 aux points d'eau. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable environnementale de couverture terrestre par rapport au modèle et b) graphique de la variable environnementale de couverture terrestre uniquement.

RÉSULTATS

Les graphiques de la [figure 14](#) montrent que certaines classes de couverture terrestre contribuent moins au modèle lorsque la variable de couverture terrestre est utilisée seule. La probabilité de présence du bison d'Europe en zone urbanisée, lorsque le modèle prend en compte les autres variables moyennées, est proche de 70 % tandis que lorsque la variable est utilisée seule, elle est inférieure à 3 %. De même, en globalité, toutes les classes de couverture terrestre ont une probabilité de présence du bison d'Europe inférieure à celle du premier graphique excepté la classe de forêts mixtes dont la probabilité de présence est légèrement augmentée et les classes de landes et de forêts de conifères dont la probabilité reste inchangée.

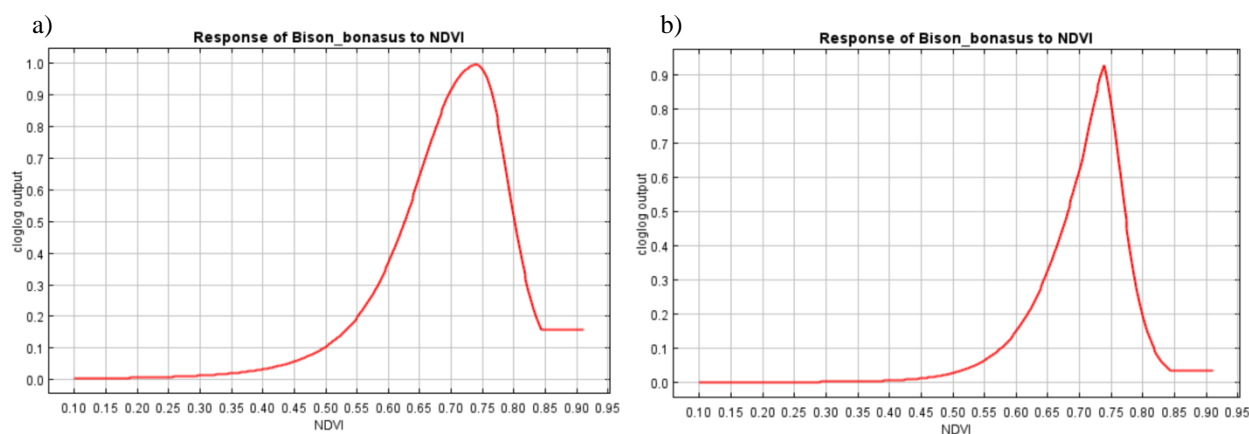


Figure 15 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de productivité de la végétation (NDVI). Les abscisses représentent la valeur de productivité de la végétation entre 0 et 1. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable environnementale de productivité de la végétation par rapport au modèle et b) graphique de la variable environnementale de productivité de la végétation uniquement.

Le premier graphique ([figure 15a](#)) indique qu'un NDVI compris entre 0,625 et 0,80 augmente la probabilité de présence du bison d'Europe au-delà de 50 % avec un pic entre 0,7 et 0,75 et une probabilité de présence de 100 %. Le second graphique ([figure 15b](#)) montre qu'un NDVI compris entre 0,675 et 0,76 augmente la probabilité de présence du bison d'Europe au-delà de 50 % avec un pic entre 0,70 et 0,75 et une probabilité de présence légèrement supérieure à 90 %.

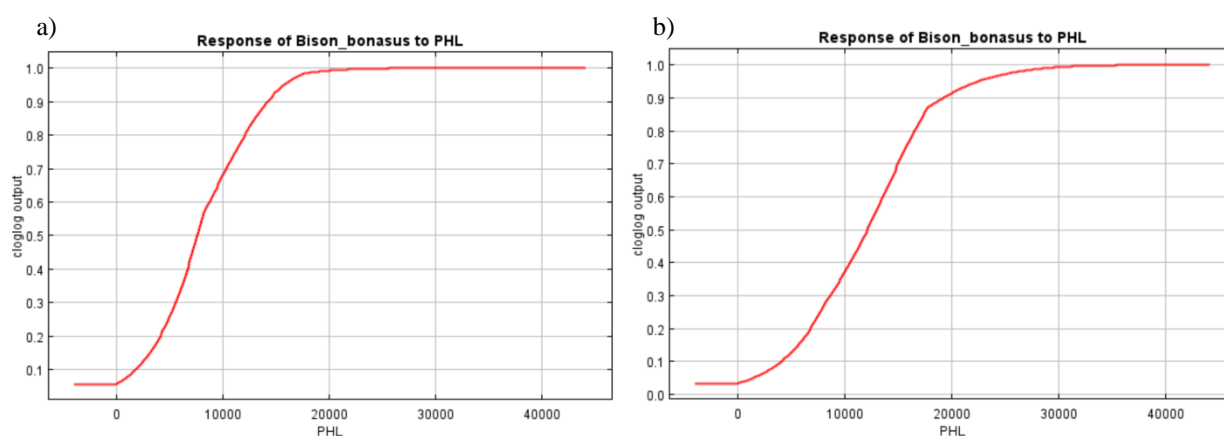


Figure 16 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de perturbation humaine : distance des lumières nocturnes. Les abscisses représentent la distance aux lumières nocturnes en mètres. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les lumières nocturnes par rapport au modèle et b) graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les lumières nocturnes uniquement.

Les deux graphiques ci-dessus ([figure 16](#)) indiquent globalement que plus la distance aux foyers lumineux augmente et plus la probabilité de présence du bison d'Europe augmente. Le

RÉSULTATS

premier graphique (figure 16a) signale une probabilité de présence à 70 % du bison d'Europe lorsque la distance aux foyers lumineux est de 10 kilomètres tandis que le second graphique (figure 16b), qui utilise seulement la variable prédictive de perturbation humaine des lumières nocturnes, donne une probabilité de présence de 40 % à 10 kilomètres des lumières nocturnes.

La probabilité de présence du bison d'Europe à 100 %, lorsque toutes les variables prédictives sont utilisées, est indiquée à environ 25 kilomètres de distance à la source lumineuse et à environ 35 kilomètres de distance à la source lumineuse lorsque seule la variable prédictive est utilisée.

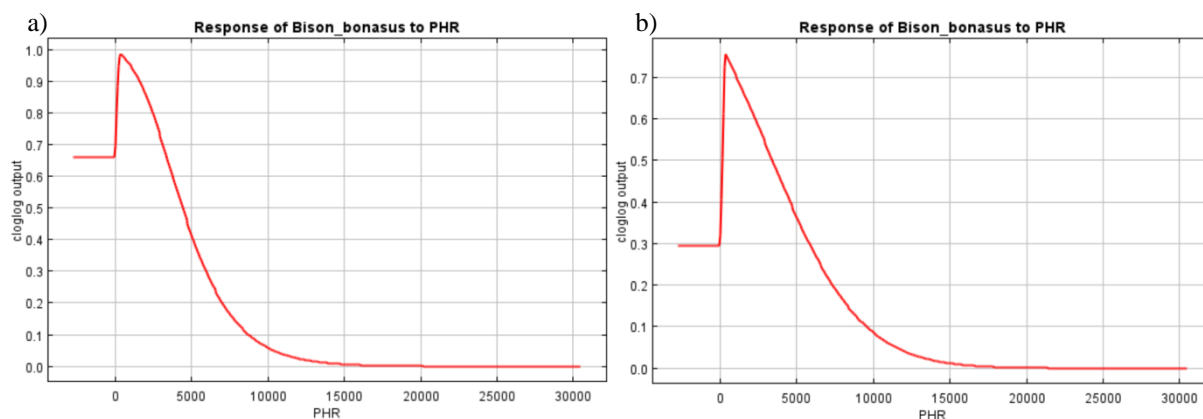


Figure 17 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable de perturbation humaine : distance aux routes. Les abscisses représentent la distance aux routes en mètres. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les routes par rapport au modèle et b) graphique de la variable prédictive de perturbation humaine par les routes uniquement.

Les deux courbes de réponse (figure 17) montrent que plus la distance à la route augmente et plus la probabilité de présence du bison d'Europe diminue. Le premier graphique (figure 17a) indique une probabilité de présence du bison d'Europe à moins de 70 % sur les routes et d'un peu moins de 100 % à moins d'un kilomètre des routes lorsque toutes les variables prédictives sont prises en compte. Au-delà de cette distance, la probabilité de présence décroît. Le second graphique (figure 17b) montre une probabilité de présence du bison d'Europe beaucoup plus faible (d'un peu moins de 30 %) sur les routes tandis que la probabilité de présence de l'espèce à moins d'un kilomètre est supérieure à 70 %. Au-delà de cette distance, la probabilité de présence du bison d'Europe décroît.

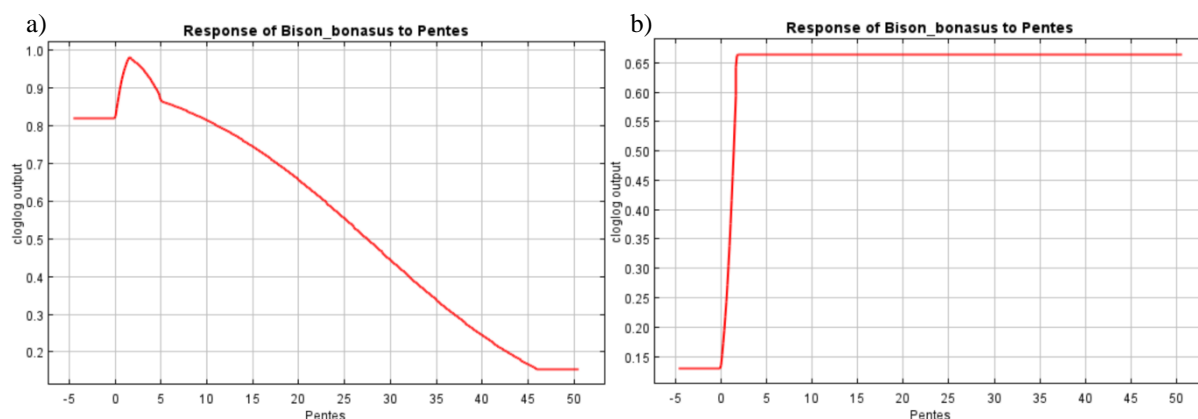


Figure 18 : prédiction de présence du bison d'Europe en fonction de la variable topographique de pente. Les abscisses représentent la pente en degrés. Les ordonnées représentent la probabilité de 0 à 1 de présence du bison d'Europe. a) Graphique de la variable prédictive de topographie (pentes) par rapport au modèle et b) graphique de la variable prédictive de topographie (pentes) uniquement.

RÉSULTATS

Le graphique généré affiche la variation de la probabilité de présence du bison d'Europe en fonction de la pente, et intègre les autres variables prédictives (figure 18a). Il montre que la probabilité de présence augmente de 80 à un peu moins de 100 % pour des pentes comprises entre 0 et 2 degrés. Ensuite, la probabilité de présence diminue de façon linéaire avec l'augmentation de la pente. Le graphique utilisant seulement la variable prédictive de topographie (figure 18b) montre un pic pour une pente de 2 degrés avec une probabilité de présence de l'espèce d'environ 67 %. La probabilité de présence stagne ensuite à 67 % avec l'augmentation de la pente.

d) Analyse de la contribution de chaque variable

Tableau 5 : contribution de chaque variable prédictive au modèle. Le pourcentage de contribution est une estimation du gain régularisé ajouté ou soustrait à la variable prédictive lors de chaque itération. L'importance de permutation est une estimation de la permutation aléatoire réalisée sur les valeurs de chaque variables prédictives une à une.

Variable prédictive	Pourcentage de contribution (%)	Importance de permutation (%)
Perturbation humaine : lumières nocturnes	44,7	40,4
Couverture terrestre	27,5	16,9
Productivité de la végétation (NDVI)	15,3	18,9
Perturbation humaine : les routes	10,3	20
Topographie : les pentes	2,2	3,9

Selon le pourcentage de contribution de chaque variable prédictive au modèle (tableau 5), la variable de perturbation humaine par les lumières nocturnes est celle qui contribue le plus à la construction du modèle à hauteur de 44,7 % avec une importance de permutation 40,4 %. Cette importance de permutation souligne l'importance de cette variable dans le modèle. Les variables prédictives de couverture terrestre et de productivité de la végétation contribuent également de façon non négligeable à la construction du modèle à hauteur de 27,5 et 15,3 % respectivement. Les variables de perturbation humaine par les routes et de topographie (pentes) interviennent de façon minime à la construction du modèle avec un pourcentage de contribution de 10,3 et 2,2 % respectivement.

e) Test jackknife

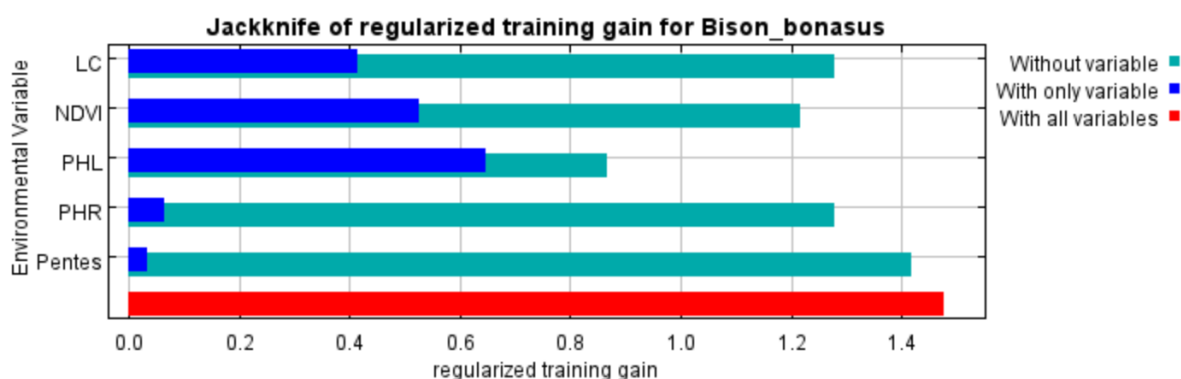


Figure 19 : résultat du test jackknife révélant l'importance de chaque variable environnementale en fonction du gain. En abscisse se trouve le gain d'entraînement ou de calibration régularisé et en ordonnée les variables environnementales de couverture terrestre (LC), de productivité de la végétation (NDVI), de perturbation humaine par les lumières nocturnes (PHL), de perturbation humaine par les routes (PHR) et de topographie (pentes). La couleur bleu foncé représente le gain d'entraînement régularisé obtenu pour la variable concernée uniquement, la couleur turquoise représente le gain d'entraînement régularisé obtenu lorsque toutes les variables sont présentes excepté la variable concernée, et la couleur rouge représente le gain lorsque toutes les variables sont utilisées.

RÉSULTATS

Le test jackknife réalisé pour visualiser l'importance de chaque variable prédictive en fonction du gain d'entraînement/de calibration régularisé (figure 19) indique que la variable qui contribue le plus au modèle est celle de perturbation humaine par les lumières nocturnes. Le graphique montre que cette variable isolée des autres permet d'avoir le plus de gain et lorsqu'elle est exclue et que toutes les autres variables environnementales sont présentes, la perte de gain est la plus grande. À l'inverse, la variable environnementale de topographie (pentes) contribue le moins au modèle avec un gain quasi nul lorsqu'elle est utilisée seule, et une perte minimale de gain lorsque celle-ci est exclue du modèle.

Par ordre décroissant, le graphique (figure 19) indique l'importance de chaque variable environnementale comme suit : perturbation humaine par les lumières nocturnes, productivité de la végétation, couverture terrestre, perturbation humaine par les routes et la topographie (pentes).

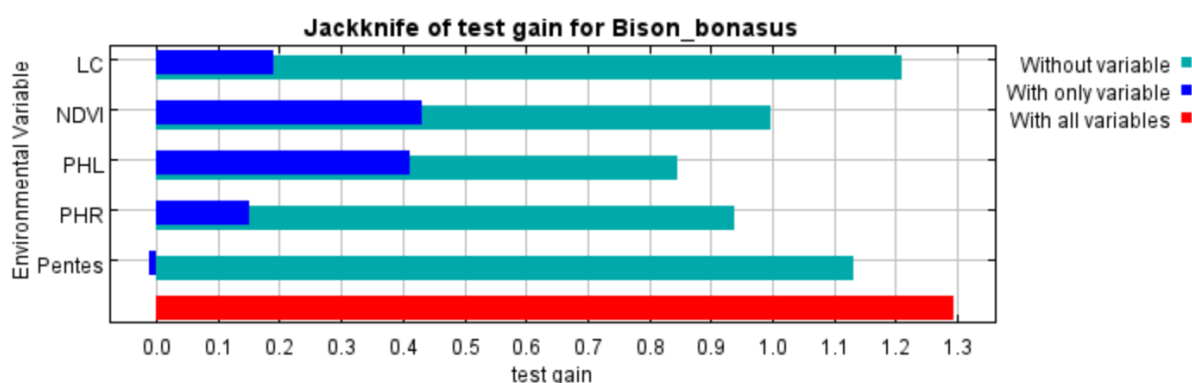


Figure 20 : résultat du test jackknife révélant l'importance de chaque variable environnementale en fonction du gain. En abscisse se trouve le gain de test ou de validation régularisé et en ordonnée les variables environnementales de couverture terrestre (LC), de productivité de la végétation (NDVI), de perturbation humaine par les lumières nocturnes (PHL), de perturbation humaine par les routes (PHR) et de topographie (pentes). La couleur bleu foncé représente le gain de test régularisé obtenu pour la variable concernée uniquement, la couleur turquoise représente le gain de test régularisé obtenu lorsque toutes les variables sont présentes excepté la variable concernée, et la couleur rouge représente le gain lorsque toutes les variables sont utilisées.

Le test jackknife réalisé pour visualiser l'importance de chaque variable prédictive en fonction du gain de test/de validation régularisé (figure 20) indique, à première vue, que la variable qui contribue le plus au modèle est celle de productivité de la végétation (NDVI). Le graphique montre que cette variable isolée des autres permet d'avoir le plus de gain. Cependant, lorsqu'elle est exclue et que toutes les autres variables environnementales sont présentes, la perte de gain n'est pas la plus grande. La variable prédictive de perturbation humaine par les lumières nocturnes a un gain régularisé proche de celui de la variable de productivité de la végétation, et lorsque celle-ci est exclue mais que toutes les autres variables sont utilisées, la perte de gain est la plus grande. Cela fait de cette dernière la variable la plus importante du modèle. À l'inverse, la variable environnementale de topographie (pentes) contribue le moins au modèle avec un gain régularisé nul lorsqu'elle est utilisée seule, et une perte minimale de gain lorsque celle-ci est exclue du modèle. Il est intéressant de noter que la variable prédictive de couverture terrestre a un gain régularisé supérieur à celui des variables de perturbation humaine par les routes et de pentes lorsqu'elle est utilisée seule mais que sans son intégration, la perte de gain est la plus petite.

RÉSULTATS

3.2 Carte de probabilité de présence du bison d'Europe en Wallonie

Le logiciel MaxEnt identifie plusieurs sites wallons optimaux pour le bison d'Europe avec une probabilité de présence de 100 %. Ces probabilités de présence représentent les endroits dont les conditions sont les plus favorables pour l'espèce (figure 21). Ces sites se situent principalement au sud de la Wallonie, notamment au niveau du massif ardennais et de la Fagne-Famenne.

Carte de probabilité de présence du bison d'Europe en Wallonie

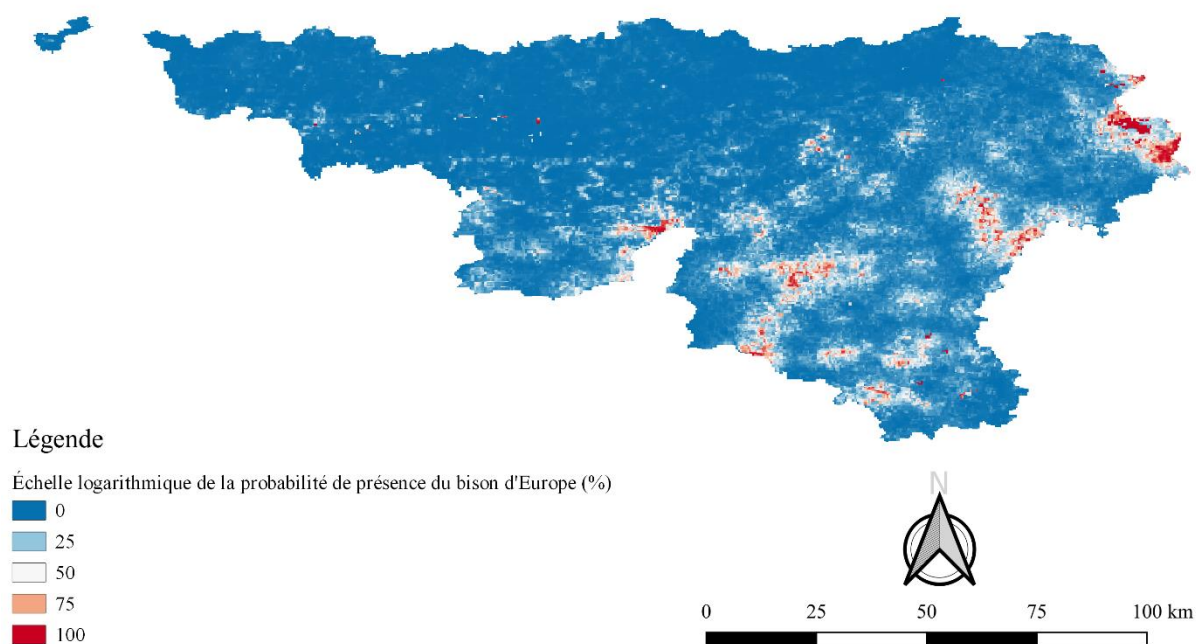


Figure 21 : carte de prédiction de probabilités de présence du bison d'Europe en Wallonie L'échelle logarithmique de couleurs illustre la probabilité de distribution du bison d'Europe. La couleur bleue représente une probabilité de 0 % tandis que la rouge une probabilité de 100 %.

4 Identification des aires potentielles de réintroduction en Wallonie

La taille du domaine vital pour 100 individus est de 498,6 km² (tableau 6). Ce résultat a permis de déterminer le nombre de bisons pouvant être théoriquement réintroduits en fonction de l'aire déterminée pour chaque site favorable (annexe 3).

8 des 20 sites identifiés comme favorables (1, 2, 5, 7, 8, 9, 10 et 11) ont une aire insuffisante pour accueillir le bison d'Europe (figure 22). Ces sites ont une superficie allant de 0,4 à 2,5 km². Les sites 19 et 20 peuvent accueillir 1 bison d'Europe chacun avec une superficie de 4,3 et 6 km² respectivement. Les sites 3, 14 et 17 peuvent contenir 2 bisons chacun avec une superficie de 9,8, 11,7 et 11,4 km². Le site 12 peut accueillir 3 bisons avec une superficie de 13 km². Le site 13, a une superficie de 20,5 km² permettant d'accueillir 4 bisons d'Europe. Le site 18 peut contenir 7 bisons avec une superficie de 36,9 km². 8 bisons peuvent être supportés par le site 15 dans une superficie de 39,6 km². Les sites 16, 6 et 4 peuvent contenir 15, 23 et 27 bisons respectivement pour des superficies de 76,6, 113,6 et 133,2 km². Le total des superficies cumulés est de 488 km², pouvant contenir 98 bisons d'Europe.

RÉSULTATS

Tableau 6 : données utilisées pour déterminer le domaine vital moyen du bison d'Europe. Nombre d'individus (100) sur x kilomètres carrés selon la saison ou selon les auteurs référencés dans la dernière colonne.

NOMBRE D'INDIVIDUS	DOMAINE VITAL SELON LA SAISON (KM ²)			RÉFÉRENCE
	ÉTÉ	HIVER	NON RENSEIGNÉE	
100	/	530,8	/	(Mysterud <i>et al.</i> , 2007)
	/	400	/	(Kibiša <i>et al.</i> , 2017)
	370	/	/	(Kraśiński & Kraśińska, 1995)
	/	565	/	(Schmitz, Caspers, & Witte, 2015)
	/	/	470	(Kraśińska <i>et al.</i> , 1987)
	/	/	285,7	(Pucek <i>et al.</i> , 2004)
	/	/	285	(Marozas <i>et al.</i> , 2019)
	MOYENNE	425,3	498,6	346,9

Carte représentant les sites favorables et le nombre de bisons d'Europe qu'ils peuvent contenir selon leur superficie

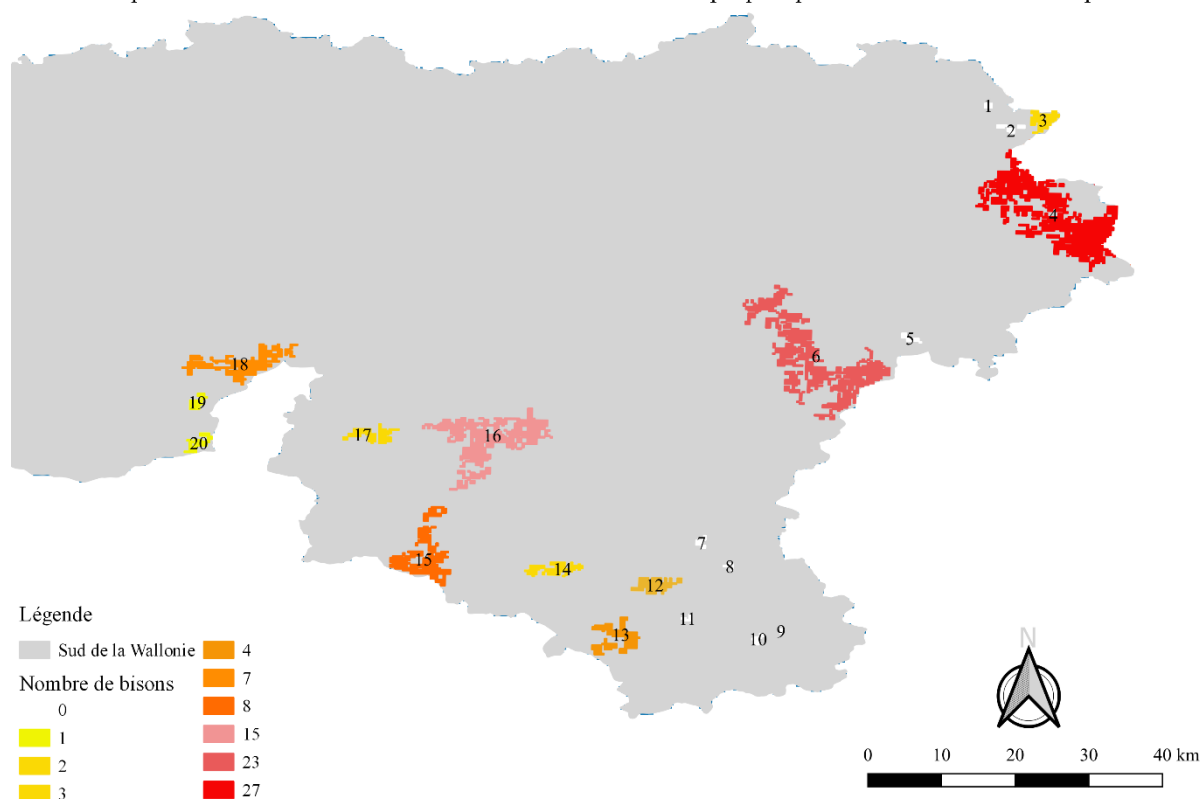


Figure 22 : carte des sites potentiels de réintroduction du bison d'Europe en Wallonie. Sont représentés, en blanc, les sites ne pouvant pas accueillir de bison d'Europe. En jaune, du plus clair au plus foncé, les sites pouvant contenir 1 à 3 bisons. En orange, du plus clair au plus foncé, les sites pouvant contenir entre 4 et 8 bisons d'Europe. Pour finir, en rouge, du plus clair au plus foncé, les sites pouvant contenir 15 à 27 bisons d'Europe.

RÉSULTATS

4.1 Description des aires potentielles de réintroduction en Wallonie

Carte descriptive de la situation et composition des sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe

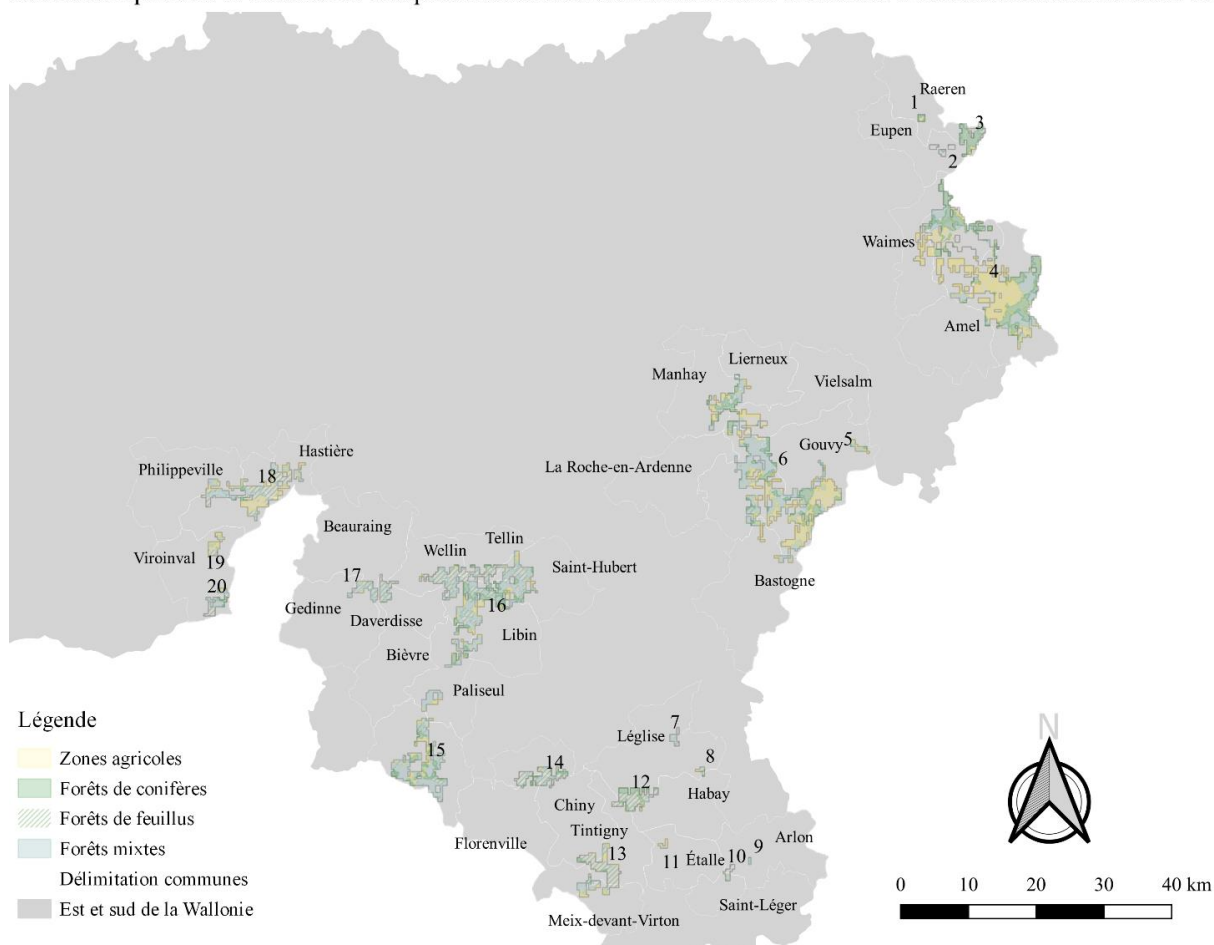


Figure 23 : carte descriptive des communes concernées et de la composition en zones agricoles (en jaune) et en forêts (en vert) des sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe en Wallonie.

Les communes wallonnes concernées par les aires potentielles de réintroduction identifiées sont la commune de Raeren, Eupen, Butgenbach, Waimes, Bullange, Amblève, Gouvy, Houffalize, Vielsalm, Bastogne, Liernieux, La Roche-en-Ardenne, Manhay, Léglise, Habay, Arlon, Étalle, Saint-Léger, Tintigny, Florenville, Chiny, Meix-Devant-Virton, Herbeumont, Bouillon, Paliseul, Wellin, Tellin, Saint-Hubert, Libin, Daverdisse, Hastière, Doische, Philippeville et Viroinval. Les sites sont généralement localisés dans des Parcs Naturels, notamment celui des Hautes-Fagnes-Eifel, des deux Ourthes, de la Haute-Sûre et Forêt d'Anlier, de Gaume, de l'Ardenne Méridionale et de Viroin-Hermeton. Sur les 488,2 km² identifiés comme favorables, 167,8 km² bénéficient du statut de protection Natura 2000, 107,1 km² sont des terres agricoles et 285,3 km² sont des parcelles boisées. Cela représente 34,4 %, 21,9 et 58,4 % de la superficie totale ([annexe 4](#), [figure 23](#) et [24](#)).

RÉSULTATS

Carte descriptive de la situation et composition des sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe (2)

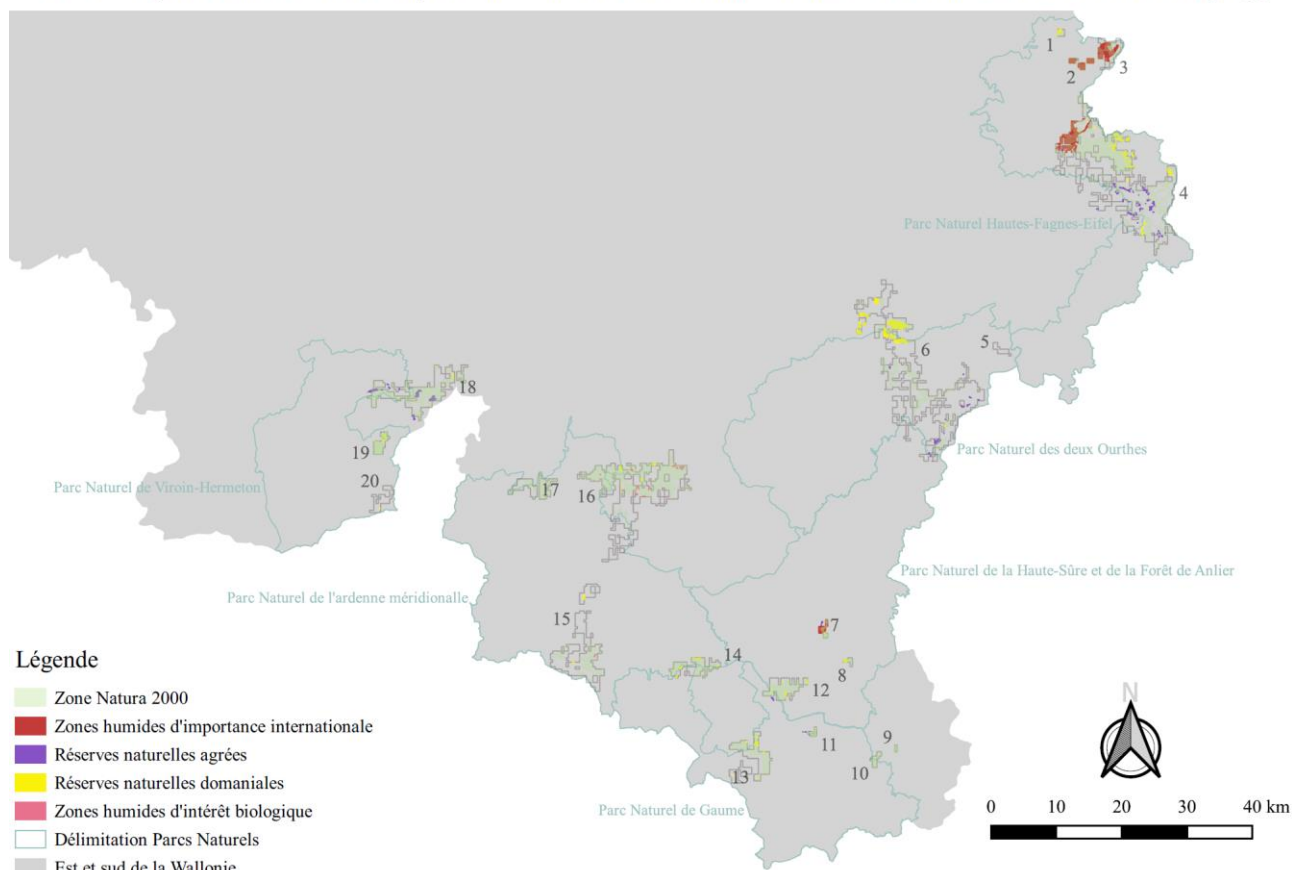


Figure 24 : carte descriptive des Parc Naturels, des zones humides d'importance internationale (en rouge), des réserves naturelles agréées (en mauve), des réserves naturelles domaniales (en jaune), des zones humides d'intérêt biologique (en rose) et des zones Natura 2000 (en vert) inclus dans les sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe en Wallonie.

Le 1^{er} site identifié comme favorable se situe sur la commune de Raeren, proche d'Eupen, et a une superficie de 1,1 km². Il se compose en grosse partie d'une réserve domaniale et est situé dans le Parc Naturel-Hautes-Fagnes-Eifel. 51,9 % du site est en zone Natura 2000. Le pourcentage de terres agricoles représente 38,6 % de la superficie du site et les forêts représentent 60,2 % de celle-ci. Les forêts de conifères sont prépondérantes dans ce site avec une superficie de 0,6 km².

Le 2^{ème} et 3^{ème} site se situent sur la commune d'Eupen avec une superficie de 2,5 et 9,8 km² chacun. Ils se composent de réserves domaniales et de zones humides d'importance internationale. Ces derniers sont également situés dans le Parc Naturel-Hautes-Fagnes-Eifel. 91,5 % de la surface du 2^{ème} site est en zone Natura 2000 contre 31 % pour le 3^{ème} site. Il n'y a aucune terre agricole sur le 2^{ème} site. Sur le 3^{ème} site, le pourcentage de terres agricoles est de 2,8 %. Concernant le pourcentage de zones forestières, celui du 2^{ème} site est des 13,4 % et celui du 3^{ème} site est de 73,2 % avec une prédominance de conifères.

Le 4^{ème} site se trouve proche de la frontière avec l'Allemagne, et s'étend sur les communes de Butgenbach, Waimes, Bullange et Amblève. Sa superficie est de **133,2 km²** et comprend des réserves domaniales, agréées et forestières ainsi que des zones humides d'importance internationale. Ce dernier se situe également dans le Parc Naturel des Hautes-Fagnes-Eifel. 30 % de la superficie du site est en zone Natura 2000. Le pourcentage de terres agricoles sur ce site s'élève à 35,5 %. Les zones forestières représentent 39,6 % de la surface totale.

RÉSULTATS

Le 5^{ème} site se trouve à moins de 3 kilomètres de la frontière luxembourgeoise, dans la commune de Gouvy, avec une superficie de 2,1 km². Il se situe dans le périmètre du Parc Naturel des deux Ourthes. Aucune zone Natura 2000 n'a été identifiée pour ce site. Le site est constitué à 45,1 % de zones agricoles et 53,5 % de zones forestières avec prédominance du type mixte.

Le 6^{ème} site, de **113,6 km²** de superficie, s'étend sur les communes d'Houffalize, Gouvy, Vielsalm, Bastogne, Liernux, La Roche-en-Ardenne et Manhay. Ce site contient 4,939 km² de réserves domaniales et de rares réserves agréées. 90,183 km² de sa superficie se situent dans le Parc Naturel des deux Ourthes. 15,5 % de la superficie de ce site est en zone Natura 2000. Le pourcentage de terres agricole est de 32,6 %. Les zones forestières représentent 35 % de la superficie totale du site.

Le 7^{ème} site se trouve à environ 10 kilomètres de Martelange, dans la commune de Léglise et couvre une superficie de 1,9 km². Il se compose de rares réserves domaniales et se trouve dans le Parc Naturel de la Haute-Sûre et de la forêt d'Anlier. 49,1 % de la superficie se trouve en zone Natura 2000. Ce site ne contient aucune zone agricole et 63,2 % de sa superficie est composée de forêts dont le type mixte est prédominant.

Le 8^{ème} site, situé sur les communes de Habay et de Léglise, a une superficie de 0,9 km² et comprend une réserve domaniale. Ce dernier fait partie du Parc Naturel de la Haute-Sûre et de la forêt d'Anlier. L'entièreté du site se trouve en zone Natura 2000. 22,2 % de la superficie se trouve en zone agricole et 42,7 % en zone forestière où le type feuillu est prédominant.

Le 9^{ème} site est localisé sur la commune d'Arlon et sa superficie est de 0,4 km² dont 97,6 % de celle-ci est en zone Natura 2000. Aucune zone agricole n'est située dans ce site qui se compose à 81,9 % de zones forestières avec 78 % de forêts mixtes.

Le 10^{ème} site, d'une superficie de 1,9 km², couvre la commune d'Arlon, Étalle et Saint-Léger. Un peu moins de la moitié du site (0,916 km²) fait partie du Parc Naturel de Gaume. Le site est totalement situé en zone Natura 2000. La superficie est composée à 3 % de zones agricoles et 68,3 % de zones forestières. Les forêts de feuillus prédominent et représentent 48,7 % de la superficie totale du site.

Le 11^{ème} site se trouve sur la commune d'Étalle avec une superficie de 0,9 km². De rares réserves agréées sont situées à cet endroit. Le site est compris dans le Parc Naturel de Gaume. Au niveau de la superficie, 83,4 % de celle-ci se trouve en zone Natura 2000. Ce site est composé à 53,2 % de zones agricoles et 1,4 % de zones forestières.

Le 12^{ème} site, de 13 km², s'étend sur les communes de Tintigny, Léglise et Habay et de rares réserves domaniales et agréées le composent. Il est situé à cheval sur le Parc Naturel de Gaume et de Haute-Sûre. 74,4 % de la superficie du site a un statut Natura 2000. Le pourcentage de zones agricoles dans ce site s'élève à 2,3 %. Les forêts occupent 36,5 % de ce territoire. Les forêts de conifères sont prédominantes et représentent 25,6 % de la surface totale de ce site.

Le 13^{ème} site se situe sur les communes de Tintigny, Florenville, Chiny et Meix-Devant-Virton. Sa superficie est de 20,5 km² et contient de rares réserves domaniales. Ce dernier se trouve dans le Parc Naturel de Gaume. 44,4 % de sa superficie se trouve en zone Natura 2000. 12 % de la superficie est composée de zones agricoles et 84,8 % de zones forestières. Les forêts de feuillus, occupant 66,1 % de la superficie, sont prédominantes.

RÉSULTATS

Le 14^{ème} site est localisé sur les communes de Herbeumont, Florenville et Chiny avec une superficie de 11,7 km². De rares réserves domaniales se trouvent à cet endroit qui est à cheval sur le Parc Naturel de Gaume et de l'Ardenne Méridionale. 66,5 % des 11,7 km² du site se trouvent en zone Natura 2000. Des zones agricoles occupent 0,5 % de la superficie tandis que les forêts composent celle-ci à hauteur de 99,2 %. Les forêts de feuillus sont prédominantes et occupent 73,2 % de la superficie totale du site.

Le 15^{ème} site, avec sa superficie de **39,6 km²**, se trouve sur les communes de Bouillon, au sud, proche de la frontière française, et de Paliseul au nord. Celui-ci contient de rares réserves domaniales et se situe dans le Parc Naturel de l'Ardenne Méridionale. Seul 14 % de la superficie du site bénéficie du statut Natura 2000. Ce site se compose à 13 % de zones agricoles et 83,4 % de zones forestières. Les forêts mixtes prédominent et représentent 57,4 % du territoire.

Le 16^{ème} site s'étend sur les communes de Wellin, Tellin, Saint-Hubert, Libin et Daverdisse. Sa superficie est de **76,6 km²** et contient de rares réserves domaniales et des zones humides d'intérêt biologique. Il est inclus dans le Parc Naturel de l'Ardenne Méridionale sur 19,638 km². 48,6 % de la superficie totale du site est sous le statut Natura 2000. 7,4 % de la surface est couverte par des zones agricoles et 89,5 % par des zones forestières. Sur ce site, les forêts de feuillus et mixtes prédominent et représentent 40,1 % et 37,3 % de la superficie totale du site.

Le 17^{ème} site, dont la superficie est de 11,4 km², est situé sur les communes de Daverdisse et Wellin. 8,115 km² de sa superficie font partie du Parc Naturel de l'Ardenne Méridionale. Dans les 11,4 km² de superficie du site, 63,4 % est en zone Natura 2000. Les zones agricoles représentent 2,5 % de la superficie totale du site et les zones forestières représentent 96,3 % de cette superficie. Les forêts de feuillus prédominent avec un pourcentage de 67,6 % de la surface totale.

Le 18^{ème} site, localisé sur les communes de Hastière, Doische et Philippeville, a une superficie de 36,9 km² et contient de rares réserves domaniales et agréées. Une superficie de 8,815 km² de ce site est située dans le Parc Naturel de Viroin-Hermeton. 55,5 % de la superficie du site est en zone Natura 2000 et 23,2 % de celle-ci contient des zones agricoles. Les forêts représentent 70,7 % de la superficie totale du site avec prédominance de forêts de feuillus.

Le 19^{ème} et 20^{ème} site, dont la superficie est de 4,3 et 6 km², se situent sur la commune de Viroinval. Tous deux sont compris dans le Parc Naturel de Viroin-Hermeton. Concernant le 19^{ème} site, 54 % de sa superficie se trouve en zone Natura 2000 et 0,9 % pour le 20^{ème} site. Les zones agricoles, pour le 19^{ème} site couvrent 36,7 % de la superficie totale, et 3,7 % pour le 20^{ème} site. Le pourcentage des surfaces forestières est de 60 et 90,4 % respectivement. Les forêts de feuillus prédominent dans le site 19 avec un pourcentage de 41,1 % de la surface totale. Le 20^{ème} site est principalement constitué de forêts de feuillus et mixtes sur 44 et 34,9 % de sa surface totale.

DISCUSSION

1 Acquisition et traitement des données

Les 104 données d'occurrence du bison d'Europe utilisées pour modéliser les sites d'accueils potentiels en Wallonie proviennent de la base de données GBIF. Cette base de données permet d'acquérir des données de présence facilement pour modéliser la distribution d'une espèce (Anderson *et al.*, 2016). Cependant, ces dernières sont couramment biaisées spatialement, et responsables de la diminution de la qualité des modèles générés (Beck *et al.*, 2014).

Les variables prédictives, ou environnementales concernant les trois pays ont été acquises sur différentes bases de données puisqu'il n'en n'existe aucune qui regroupe toutes les informations dont nécessitait l'étude. Ces données, avec une résolution généralement différente, ont été standardisées au mieux avec l'application des mêmes opérations, l'unification des résolutions à 350 mètres et l'alignement des différentes variables. Le choix de ces variables a été défini selon l'écologie connue du bison d'Europe, et après comparaison des variables environnementales utilisées dans différentes études du même type (Bleyhl *et al.*, 2015; Kuemmerle, Radeloff, *et al.*, 2011; Lord *et al.*, 2020). Certaines variables prédictives n'ont pas pu être intégrées au modèle par manque d'accessibilité, d'espace de stockage ou de temps de traitement (réseau hydrographique et épaisseur de couverture de neige).

Les variables bioclimatiques de précipitations et de températures annuelles n'ont pas été intégrées au modèle pour plusieurs raisons. Premièrement, elles sont relativement semblables pour la Wallonie et les zones d'occurrences en Allemagne et en Pologne (*WorldClim*, s. d.). Ensuite, celles-ci sont généralement utilisées pour prédire la répartition future d'une espèce en fonction du changement climatique (Pearson & Dawson, 2003). Pour finir, ces variables ne semblent pas impacter de la distribution du bison d'Europe (Kuemmerle, Radeloff, *et al.*, 2011).

2 Habitat du bison d'Europe

Les résultats obtenus vis-à-vis de la répartition des données de présence du bison d'Europe selon les variables environnementales générées ([figure 4](#)) sont proches de ceux obtenus par Krasiński & Krasińska, 1992, dans la forêt de Borecka en Pologne, qui indiquent une distribution du bison d'Europe de 63 % en milieu forestier et 37 % en milieux ouverts. En effet, 60 % des bisons se trouvent en zone forestière et 35 % se situent en milieux ouverts. Les 5 % restants se trouvent en zone urbanisée. Ce résultat est étonnant et peut-être dû à un biais de géoréférencement s'expliquant par la tolérance de l'espèce vis-à-vis des habitations humaines, et s'aventurant non loin de celles-ci, à distance d'un kilomètre environ (Daleszczyk *et al.*, 2007; Wołoszyn-Gałęza *et al.*, 2016).

La carte de la variable prédictive de fragmentation forestière ([figure 5](#)) met en évidence la proximité des bisons signalés aux zones forestières avec une distance moyenne de 340 mètres et un maximum de 4 kilomètres. Ce résultat s'explique par le fait que le set de données de présence recueillies comprend toutes les saisons confondues et que le bison d'Europe a tendance à s'éloigner des milieux forestiers et utiliser des milieux ouverts, tels que des champs de culture, pour se nourrir en hiver lorsque la disponibilité en ressource se fait plus rare (Bielik *et al.*, 2018).

DISCUSSION

Les bisons se trouvent toujours dans des zones où la productivité de la végétation est supérieure à 0,5 ([figure 6](#)). La productivité de la végétation est importante dans les modèles de distribution d'espèces (SDM), en particulier des grands herbivores, puisqu'elle représente la disponibilité en ressources et influence la répartition démographique de ces animaux (Pettorelli *et al.*, 2011). De ce fait, les données du bison d'Europe indiquent que celui-ci se trouve dans des zones où la disponibilité des ressources est suffisante.

Les données d'occurrence sont signalées sur des pentes qui s'étendent de 0,86° à 17,2° ([figure 7](#)). Ces variations sont dues aux différents reliefs entre les régions étant donné que deux des régions concernées sont montagneuses (Rothaargebirge et Bieszczady). Ces résultats sont inférieurs à la limite maximale proposée dans la littérature (28° (Bleyhl *et al.*, 2015)). Ils coïncident avec l'écologie du bison d'Europe connu pour ne pas s'aventurer dans les terrains accidentés ou trop pentus (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014) bien que ces derniers soient favorables à la réintroduction étant donné qu'ils sont faiblement anthropisés (Lord *et al.*, 2020).

La variable prédictive de perturbation humaine par les lumières nocturnes ([figure 8](#)) montre que le bison a tendance à rester à distance des lumières nocturnes et donc des habitations. Le minimum de distance observé par rapport aux foyers lumineux était de 3 kilomètres coïncidant avec les observations faites en zone urbanisée. La seconde variable prédictive de perturbation humaine, par les routes ([figure 9](#)), situe généralement les bisons signalés proches de celles-ci (< 350 m). Ce résultat est probablement dû à l'imprécision du géoréférencement lorsque l'observateur se situe proche, voire sur des chemins. La moyenne est cependant proche des deux kilomètres d'évitement estimés par Wołoszyn-Gałęza *et al.*, 2016. Les agglomérations et les routes agissent comme des frontières dans les déplacements du bison d'Europe (Ziółkowska *et al.*, 2016). Néanmoins, il peut arriver que certains franchissent ces limites lorsque la population augmente et excède la capacité d'accueil du milieu (Marozas *et al.*, 2019). Il n'est donc pas impossible que de réelles observations aies été faites en zone urbanisée et à proximité des routes.

L'analyse des variables prédictives générée, mises en relation avec les données d'occurrence recueillies, et les données connues sur l'habitat du bison d'Europe dans la littérature permet d'affirmer qu'il n'y a pas de données aberrantes.

3 Modélisation

La modélisation a été réalisée avec quatre des cinq prédicteurs générés car la variable environnementale de fragmentation forestière était corrélée négativement avec celle de productivité de la végétation (NDVI) ([figure 11](#)). Afin d'éviter l'élaboration d'un modèle biaisé par la multicollinéarité entre les variables prédictives, seules celles d'occupation du sol, de productivité de la végétation, de topographie et de perturbation humaine ont été intégrées au modèle (Kramer-Schadt *et al.*, 2013). La puissance prédictive du modèle est élevée avec un AUC de 0,872. Ce dernier, étant supérieur à 0,7 et proche du maximum de 1, est considéré comme étant un bon modèle de prédiction.

Les courbes de réponse générées pour chaque variable prédictive (présence de toutes les variables ou de la variable uniquement) indiquent des probabilités qui sont en accord avec les données d'occurrence observées et l'écologie connue du bison d'Europe ([figure 15](#), [16](#) et [18](#)) excepté pour deux des variables prédictives. De fait, les courbes de réponse de la variable

DISCUSSION

prédictive d'occupation du sol indiquent une probabilité d'environ 100 % de présence du bison d'Europe en zone de tourbes et de marais ([figure 14](#)). Cette probabilité de présence ne correspond pas avec l'écologie connue du bison d'Europe qui semble plutôt éviter ces milieux trop humides (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Rien n'explique cette probabilité, d'autant plus que les données d'occurrence ne signalaient que 3 bisons dans ces zones. Dans le même registre, les courbes de réponse générées pour la variable prédictive de perturbation humaine par les routes indiquent une probabilité de présence de l'espèce élevée à proximité des routes et diminuant avec l'augmentation de la distance à celles-ci ([figure 17](#)). Cela est probablement dû au biais du géoréférencement situant les données de présence proches des routes. Cependant, étant donné que la densité du réseau routier en Wallonie est quatre fois supérieure à celle de l'Europe (État de l'Environnement Wallon, 2022), les bisons réintroduits seraient inévitablement confrontés à la proximité des routes et à la perturbation humaine. Ce résultat n'est donc pas inquiétant pour la suite de l'interprétation du modèle généré.

Les variables environnementales intervenant le plus dans le modèle sont celles de perturbation humaine par les lumières nocturnes, d'occupation du sol et de productivité de la végétation ([tableau 5](#)). A elles-seules, elles contribuent à la construction du modèle à hauteur de 87,5 %. La variable prédictive de perturbation humaine par les lumières nocturnes, intimement liée aux zones urbaines, est celle qui semble influencer majoritairement la distribution du bison d'Europe. Cette contribution peut s'expliquer par le fait que les données de présence proviennent d'animaux qui sont intentionnellement réintroduits à des endroits visant à minimiser la perturbation humaine et les éventuels risques de conflits avec l'humain (Kuemmerle *et al.*, 2011). La variable d'occupation du sol reflète l'habitat du bison d'Europe expliquant ainsi son importance tandis que la variable de productivité de la végétation est intimement liée à la disponibilité des ressources qui influence directement la distribution du bison d'Europe (Pettorelli *et al.*, 2011). Pour finir, les variables de perturbation humaine par les routes et de topographie interviennent de façon minoritaire à la construction du modèle confirmant qu'il n'est pas nécessaire de s'inquiéter du biais spatial concernant la proximité des bisons aux routes. De plus, le test jackknife de calibration du modèle soutient le fait que les variables prédictives de perturbation humaine par les routes et de topographie n'affecte que très peu le modèle avec une perte de gain minimale lorsque ces variables sont exclues du modèle ([figure 19](#)).

Finalement, le modèle prédictif généré identifie vingt sites favorables à la présence du bison d'Europe en Wallonie avec des probabilités de présence proches de 100 % ([figure 21](#)).

4 Capacité d'accueil des sites identifiés

La capacité d'accueil des sites identifiés comme favorables pour le bison d'Europe a été calculée avec le scénario le plus pessimiste afin d'éviter de surévaluer la capacité d'accueil des sites. C'est-à-dire que c'est la plus grande aire du domaine vital qui a été sélectionnée par rapport à la moyenne des domaines vitaux décrite par les articles cités ([tableau 6](#)). Ce choix s'explique par le fait que les auteurs ne s'accordent pas sur l'importance du domaine vital utilisé par le bison d'Europe. Par exemple, le scénario le plus optimiste reporté à ce jour, selon Bleyhl *et al.*, 2015, serait une capacité d'accueil d'un bison par kilomètre carré. De plus, le domaine vital varie fortement en fonction du milieu environnant et de la saison (Kowalczyk & Plumb, 2020). Le bison a tendance à élargir son domaine vital lorsqu'il se trouve dans des forêts de conifères ainsi qu'en hiver (Červený *et al.*, 2014; Marozas *et al.*, 2019). En résumé, le domaine

DISCUSSION

vital varie en fonction des ressources disponibles pour le bison d'Europe (Schmitz, Caspers, Warren, *et al.*, 2015). Finalement, la méthode de calcul du domaine vital, sur base du suivi des individus, n'est pas standardisée et peut varier fortement d'une étude à l'autre rendant le domaine vital difficilement comparable (Börger *et al.*, 2006).

En Wallonie, la capacité d'accueil des sites identifiés comme favorables pour le bison d'Europe varie entre 0 et 27 individus avec une capacité d'accueil totale de 98 individus ([figure 22](#)). Ce total est proche des 100 individus nécessaires pour atteindre une population stable à court terme, sans prendre en compte la fragmentation des aires, mais très loin des 1.000 individus requis pour avoir une viabilité génétique à long terme et assurer la survie de l'espèce (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014). Ce résultat ne semble pas étonnant étant donné le niveau d'anthropisation en Wallonie. En effet, pour une superficie de 16.901 km², la Wallonie comptait 216 habitants par kilomètres carrés en l'année 2020. Les terres agricoles et artificialisées représentent 63 à 68 % de sa superficie, et le réseau routier, étant 4 fois plus important que celui de l'Europe, représente environ 5 % de sa superficie totale, ne laissant que 29 % de sa superficie aux forêts sans tenir compte de leur fragmentation (DEMNA & SPW ARNE, 2020).

5 Sites potentiels

Les sites qui semblent avoir le meilleur potentiel pour réintroduire le bison d'Europe sont les milieux avec une capacité d'accueil pour un nombre raisonnable d'individus, une continuité de parcelles boisées maximale, et dont les projets ont le plus de chances d'être menés à terme.

De façon évidente, pour être favorable à une réintroduction, le site doit avoir une capacité d'accueil supérieure à un individu afin d'envisager la naissance de veaux et la création d'une ou plusieurs populations. Ce critère identifie 10 zones ne pouvant pas contenir assez d'individus que pour envisager une réintroduction : le site 1, 2, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 19 et 20 ([figure 22](#)). Il n'existe pas d'indications sur le nombre minimum d'individus à relâcher pour assurer le succès d'une réintroduction. En effet, l'augmentation ou la diminution du nombre de bisons après la réintroduction n'a pas de lien avec le nombre d'individus réintroduits (K. Perzanowski *et al.*, 2004). Cependant, les réintroductions comprennent, la plupart du temps, un ou plusieurs mâle(s) et plusieurs femelles (Van de Vlasakker & Rewilding Europe, 2014) excluant les sites 3, 14 et 17 ne pouvant contenir que 2 bisons chacun.

En globalité, les sept sites restants (4, 6, 12, 13, 15, 16 et 18) sont assez éloignés les uns des autres. Cependant, les deux zones qui semblent être peu favorables au bison d'Europe, de par la distance qui les sépare et leur faible capacité d'accueil, sont les sites 12 et 13. Les cinq sites restants peuvent accueillir un total de 80 bisons d'Europe. Visuellement, les sites 15 et 16 situés à Bouillon ([figure 22](#)) sont très proches et pourraient constituer deux zones noyaux, ou source. La connectivité entre ces deux zones pourrait permettre les échanges entre individus. Celle-ci pourrait être mise en place après la réalisation d'une étude comparative des différentes méthodes d'évaluation visant à sa création (Kindlmann & Burel, 2008).

Il est intéressant de noter que les cinq sites identifiés comme étant les plus favorables pour la réintroduction du bison d'Europe (4, 6, 15, 16 et 18) sont relativement proches de la frontière avec la France, le Luxembourg et l'Allemagne ([figure 22](#)). En effet, le 4^{ème} site est proche de la frontière avec l'Allemagne avec une superficie de 133,2 km², le 6^{ème} est proche de la frontière luxembourgeoise avec une superficie de 113,6 km², le 15^{ème} est proche de la

DISCUSSION

frontière française avec une superficie de de 39, 6 km², le 16^{ème} est proche de la site numéro 15 avec une superficie de 76,6 km² et le 18^{ème} est également proche de la frontière française avec une superficie de 36,9 km². Ces sites peuvent accueillir un total de 27, 23, 8, 15 et 7 bisons respectivement. Les sites 4, 6, 15 et 16 semblent être les plus prometteurs pouvant contenir au moins un troupeau de bisons, ce qui n'est pas le cas du 18^{ème} site.

Néanmoins, les quatre sites les plus prometteurs identifiés (4, 6, 15 et 16) sont loin d'atteindre les 5.000 km² permettant de contenir 1.000 individus. Ce domaine vital peut être revu à la baisse selon Lord *et al.*, 2020, une aire de 3.333 km² pourrait accueillir 1.000 bisons. Malgré tout, pour atteindre cette superficie, des projets transfrontaliers, avec la France, l'Allemagne et le Luxembourg seraient de rigueur pour pouvoir créer une métapopulation et assurer la viabilité de l'espèce à long terme sur le territoire Wallon.

En ce qui concerne les sites 7, 8 et 12 situés au niveau de la forêt d'Anlier (Parc Naturel de la Haute-Sûre et de la Forêt d'Anlier, [figure 24](#)), il est étonnant de constater la distance intersites et la faible superficie de ces derniers. Cela est étonnant parce que cette zone représente la plus grande forêt de feuillus continue en Belgique (Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier, 2022b) avec une faible perturbation humaine par les routes ([figure 25](#)). De plus, le modèle généré indique une probabilité de présence du bison d'Europe d'environ 90 % en zone de forêts de feuillus, contre environ 65 % et pas loin de 80 % en zone de forêts de conifères et de forêts mixtes comme l'indiquent les courbes de réponse ([figure 14](#)). La variable de perturbation par les lumières nocturnes pourrait expliquer ce résultat puisque c'est elle qui contribue le plus au modèle. Cependant, comme l'indique la [figure 8](#) représentant cette variable, les lumières nocturnes ne semblent pas être spécialement plus intenses au niveau de ce Parc Naturel. Ce résultat peut être expliqué uniquement par les données d'occurrence du bison d'Europe le signalant à 35 % en milieux ouverts et non pas en totalité en zone forestière et permet de démontrer que le modèle prend bien en compte l'écologie du bison d'Europe généralement identifié, à tort comme une espèce uniquement forestière. Malgré tout, le fait que ce Parc Naturel est candidat pour le titre de Parc National, suite à l'appel au projet lancé par la Wallonie (Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier, 2022a), aurait pu représenter une opportunité pour initier un projet de réintroduction du bison d'Europe.

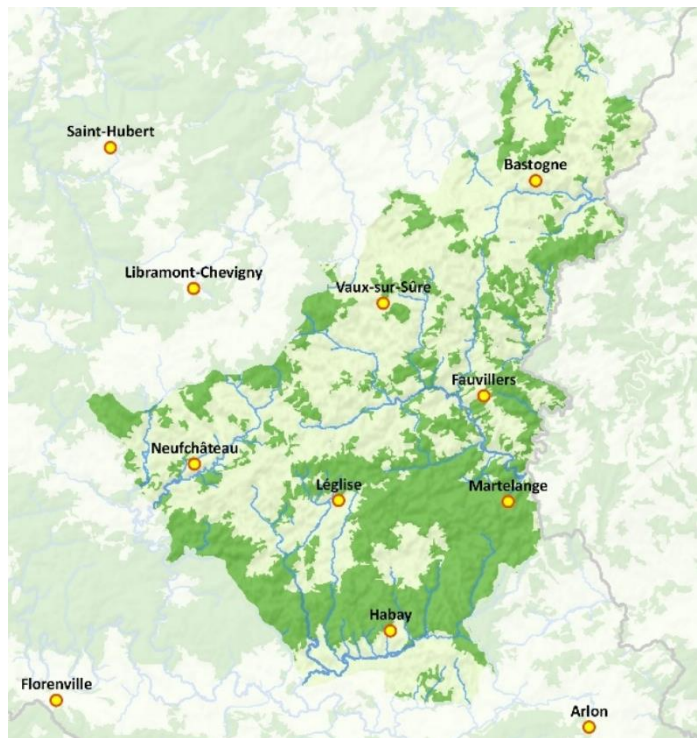


Figure 25 : situation géographique de la forêt d'Anlier du Parc Naturel de la Haute-Sûre Forêt d'Anlier. © (Fédération des Parcs Naturels de Wallonie, s.d.)

DISCUSSION

6 Caractérisation des sites potentiels

L'étude des différents milieux contenus dans les sites potentiels identifiés est intéressante puisqu'elle permet (1) de vérifier si ces derniers sont compatibles avec l'écologie du bison d'Europe, (2) d'identifier les différents acteurs et éventuels conflits, et à terme (3) de confirmer la faisabilité d'un projet en termes écologiques ([figure 23](#) ; [24](#)).

Parmi les quatre sites les plus prometteurs, le plus grand d'entre eux, le site n°4, a 30 % de sa superficie en zone Natura 2000 ([figure 24](#) et [annexe 4](#)). Ce statut de protection profiterait directement au bison d'Europe conformément à l'Annexe II de la Directive Habitat (López-Bao *et al.*, 2018). D'après les données d'observation, il faudrait que l'habitat du bison soit composé à 60 % de forêts et 40 % d'autre occupation du sol. Dans le cas présent, le pourcentage de terres agricoles et de forêts est relativement similaire (de 35,5 et 39,6 %, [figure 23](#) et [annexe 4](#)). La fragmentation forestière est visuellement importante indiquant un risque élevé de passage du bison en zone agricole. Ce passage peut conduire à des dégâts sur les cultures et créer des conflits avec les agriculteurs.

Le site n° 6, avec ses 15,5 % de sa superficie sous le statut Natura 2000, ses 32,5 % en zone agricole et 35 % en zone forestière, représente un habitat moins avantageux pour le bison d'Europe avec un risque de conflit avec les agriculteurs bien que certaines parties boisées soient visuellement continues ([figure 23](#), [24](#) et [annexe 4](#)).

Si l'on considère les sites n° 15 et 16 comme étant une unité en imaginant que les deux zones très proches soient connectées, le site représente une aire de 116,2 km². Il se compose à 36,8 % de sa superficie de zones Natura 2000 profitables au bison d'Europe ([figure 24](#) et [annexe 4](#)). Le pourcentage de terres agricoles (9,3 %) est relativement faible comparé aux autres sites représentant un faible risque de conflit avec les agriculteurs. Les zones boisées constituent 87,4 % de la superficie totale du site ([figure 23](#) et [annexe 4](#)). Elles sont pour la plupart continues et représentent un habitat intéressant pour le bison d'Europe. Ce dernier site semble être le plus favorable pour la réintroduction du bison d'Europe à ce stade de l'étude.

Ces quatre sites, dont les paysages ont été influencés par l'utilisation des terres, sont très hétérogènes, et définissent une mosaïque de paysages de forêts, de pâturage et de terres cultivées (Blandin, 2009). Avec leur 87,4 % de superficie recouverte de forêts, les sites 15 et 16 représentent un habitat de haute qualité en comparaison avec l'habitat du bison d'Europe dans les Carpathes (Kuemmerle *et al.*, 2011).

7 Optimisation du modèle

Le présent travail constitue une analyse préliminaire auquel différentes analyses supplémentaires ou complémentaire pourraient être apportées.

En effet, d'autres variables prédictives pourraient être ajoutées au modèle telles que l'épaisseur de couverture de neige et les données d'occurrence d'autres espèces comme le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) et le sanglier (*Sus scrofa*). Ces données, étant inaccessibles ou dépassant la capacité de stockage du matériel utilisé, n'ont pas pu être intégrées au modèle. Pourtant, l'épaisseur de couverture de neige permettrait de modéliser la distribution du bison d'Europe en période hivernale afin de prévenir les éventuelles migrations saisonnières de ce dernier. De plus, les hivers difficiles influencent les populations du bison d'Europe en entraînant une augmentation de la mortalité chez cette espèce (Myysterud *et al.*, 2007). Pour

DISCUSSION

pallier à ce manque d'information, la capacité d'accueil a été estimée selon le domaine vital hivernal. Les données d'occurrence d'autres espèces permettraient également de compléter le modèle en tenant compte de l'environnement biotique en y intégrant la notion d'interactions interspécifiques.

Ensuite, l'ajustement optimal du modèle pourrait être effectué en utilisant des données de présence plus précises. Celles-ci pourraient être recueillies grâce à une collaboration avec différents pays où vivent des bisons d'Europe en liberté. Ces données, certifiées sans biais spatial, contrairement aux occurrences recueillies sur la base de données GBIF, apporteraient plus de certitude aux sites identifiés par le modèle généré.

Finalement, cette étude doit être complétée par une analyse plus approfondie avant d'envisager une quelconque réintroduction. Par exemple, l'étude de la distribution passée du bison d'Europe en Wallonie, les causes de son extinction dans cette région, vérifier si celles-ci sont toujours présentes, et si c'est le cas, les corriger (Maquet *et al.*, 2005). D'autres modélisations et étude de la capacité d'accueil incluant les régions limitrophes pourraient être réalisées dans l'optique de mettre en place un projet transfrontalier afin d'assurer la viabilité génétique de l'espèce. En parallèle, l'étude quantitative du degré de fragmentation de chaque site pourrait être réalisée étant donné que les aires les plus fragmentées représentent un habitat moins propice pour le bison d'Europe avec un risque accru de formation de populations isolées (Boscolo & Paul Metzger, 2011), mais celle-ci pourrait également permettre de préparer de façon optimale la venue du bison d'Europe (éventuels travaux de création de corridors entre les différents sites). D'autres aspects sont également à étudier tels que la législation en vigueur ainsi que sur les éventuels conflits Homme-bison et l'acceptabilité de celui-ci dans les zones concernées. Des plans de gestion doivent également être approfondis et établis au préalable : durée du temps d'adaptation en enclos, semi-liberté ou liberté, apport de fourrage hivernal ou non, permettre la chasse ou effectuer des translocations en cas de dépassement de la capacité d'accueil, ...

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Dans le contexte de la 6^{ème} crise d'extinction en cours et la perte conséquente d'un grand nombre de groupes taxonomiques, dont les grands herbivores, le *rewilding* représente une opportunité et un défi pour la biologie de la conservation et restauration des écosystèmes. En ce sens, le présent travail avait pour objectif principal d'identifier les milieux potentiels d'accueil pour le bison d'Europe (*Bison bonasus*) en Wallonie.

L'identification de ces milieux potentiels a pu être réalisée en utilisant quatre variables prédictives, intervenant dans l'habitat du bison d'Europe ainsi que des données d'occurrence de l'espèce. Les variables d'occupation du sol, de productivité de la végétation, de topographie et de perturbation humaine par les lumières nocturnes et les routes ont été mises en relation avec les données de présence de l'espèce indiquant que celles-ci correspondent à la répartition théorique du bison d'Europe. Cela a permis de répondre à l'objectif qui visait à déterminer les variables prédictives adéquates pour construire un modèle prédictif de distribution du bison d'Europe en Wallonie avec le logiciel MaxEnt.

Le modèle généré, avec un AUC de 0,872, a permis d'identifier, à l'aide d'une carte, vingt milieux d'accueil potentiels en Wallonie, selon une probabilité de présence située entre 0,51 et 1. Ceci répond au deuxième objectif de cette étude qui était de cartographier les milieux d'accueil potentiels pour le bison d'Europe. Ce résultat a également permis de confirmer la première hypothèse émise dans ce travail selon laquelle les variables prédictives ont été correctement ajustées et permettent d'établir un bon modèle de distribution. En indiquant des probabilités de présence du bison d'Europe en Wallonie, la deuxième hypothèse de ce travail a pu être confirmée.

L'avant-dernier objectif de ce travail visait à quantifier, sur base empirique, le domaine vital du bison d'Europe. Cette quantification a été réalisée en utilisant le plus grand domaine vital étudié afin d'éviter de surévaluer la capacité d'accueil des sites identifiés. La totalité des sites identifiés peut supporter 98 individus. Ce résultat infirme l'hypothèse selon laquelle la capacité d'accueil des sites permet de réintroduire un minimum de 1.000 individus assurant la viabilité génétique de l'espèce.

Finalement, pour répondre au dernier objectif qui était de caractériser les sites les plus prometteurs pour une réintroduction, quatre sites ont été identifiés dans cette étude. Ces sites sont situés en zone transfrontalière avec la France, le Luxembourg et l'Allemagne, et sont caractérisés par une mosaïque de paysages. Le dernier site, situé sur la commune de Bouillon, proche de la France, dont la capacité d'accueil est de 23 bisons, se distingue des autres sites de par les zones boisées visuellement continue et le peu de terres agricoles qui le constitue.

Ce travail de fin d'études visait à analyser de façon préliminaire les sites potentiels pouvant accueillir le bison d'Europe. Les résultats obtenus par la modélisation dépendent fortement des données utilisées et des connaissances actuelles concernant l'écologie du bison d'Europe. En ce sens, les observations et connaissances de terrain sont essentielles pour permettre la triangulation des résultats. Afin d'approfondir la faisabilité d'un projet de réintroduction, il serait intéressant d'effectuer la même étude en y intégrant les zones transfrontalières. En perspective, d'autres analyses supplémentaires sont nécessaires en vue de la réalisation d'un projet de réintroduction comme l'étude de la législation, de l'acceptabilité du bison d'Europe dans les zones concernées, des éventuels conflits Homme-bison et d'un plan de gestion.

Bibliographie

- Aleksandrov, V. N., & Golgovskaya, K. J. (1965). Kormovye ugodya zubrov Kavkazskogo zapovednika. *Trudy Kavkazskogo Gosudarsvennogo Zapovednika*, 8, 129-154.
- Anderson, R. P., Araujo, M. B., Guisan, A., Lobo, J. M., Martínez-Meyer, E., Peterson, A. T., & Soberón, J. (2016). *Are species occurrence data in global online repositories fit for modeling species distributions? The case of the Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Final Report of the Task Group on GBIF Data Fitness for Use in Distribution Modelling*. (N° 1; p. 27). Global Biodiversity Information Facility. https://core.ac.uk/display/90272087?utm_source=pdf&utm_medium=banner&utm_campaign=pdf-decoration-v1
- Anisimava, A., Velihurau, P., & Yanuta, R. (2015). The European bison in Belarus – problems and prospects. *European Bison Conservation Newsletter*, 8, 25-32.
- ARK Natuur. (s. d.). *Home*. ARK Natuur ontwikkeling. Consulté 15 mars 2022, à l'adresse <https://www.ark.eu/front>
- Balčiauskas, L., & Kazlauskas, M. (2014). Forty years after reintroduction in a suboptimal landscape : Public attitudes towards European bison. *European Journal of Wildlife Research*, 60(1), 155-158. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0776-x>
- Balčiauskas, L., Kazlauskas, M., & Balčiauskienė, L. (2017). European bison : Changes in species acceptance following plans for translocation. *European Journal of Wildlife Research*, 63(1), 4-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-016-1066-1>
- Baldwin, R. (2009). Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy*, 11(4), 854-866. <https://doi.org/10.3390/e11040854>
- Barton, P. S., & Bump, J. K. (2019). Carrion Decomposition. In P. P. Olea, P. Mateo-Tomás, & J. A. Sánchez-Zapata (Éds.), *Carrion Ecology and Management* (Vol. 2, p. 101-124). Springer International Publishing. <http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-16501-7>
- Barton, P. S., Cunningham, S. A., Lindenmayer, D. B., & Manning, A. D. (2013). The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems. *Oecologia*, 171(4), 761-772. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2460-3>
- Beck, J., Böller, M., Erhardt, A., & Schwanghart, W. (2014). Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics*, 19, 10-15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.002>
- Belousova, I. P., Smirnov, K. A., Kaz'min, V. D., & Kudrjajtsev, I. V. (2005). Reintroduction of the european bison into the forest ecosystem of the Orlovskoe Poles'e National Park. *Russian Journal of Ecology*, 36(2), 115-119. <https://doi.org/10.1007/s11184-005-0020-3>
- Białowiecki Park Narodowy—EUROPEAN BISON PEDIGREE BOOK*. (s. d.). Consulté 18 avril 2022, à l'adresse https://bpn.com.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=1132&Itemid=82&lang=en
- Bielik, M., Janiga, M., & Ballová, Z. (2018). Spatio-temporal distribution of European bison (*Bison bonasus* L.) in Poloniny National Park, East Carpathians, Slovakia. *Oecologia Montana*, 27(2), 1-6.
- Blandin, P. (2009). Le concept de mosaïque en écologie : Plus qu'une métaphore ? *Bulletin d'histoire et d'épistémologie des sciences de la vie*, Volume 16(1), 95-103. <https://doi.org/10.3917/bhesv.161.0095>
- Bleyhl, B., Sipko, T., Trepel, S., Bragina, E., Leitão, P. J., Radeloff, V. C., & Kuemmerle, T. (2015). Mapping seasonal European bison habitat in the Caucasus Mountains to identify potential reintroduction sites. *Biological Conservation*, 191, 83-92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.011>
- Bocherens, H., Hofman-Kamińska, E., Drucker, D. G., Schmölcke, U., & Kowalczyk, R. (2015). European Bison as a Refugee Species? Evidence from Isotopic Data on Early Holocene Bison and Other Large Herbivores in Northern Europe. *PLOS ONE*, 10(2), e0115090. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115090>
- Börger, L., Franconi, N., De Michele, G., Gantz, A., Meschi, F., Manica, A., Lovari, S., & Coulson, T. (2006). Effects of Sampling Regime on the Mean and Variance of Home Range Size Estimates. *Journal of Animal Ecology*, 75(6), 1393-1405.
- Borowski, S., & Kossak, S. (1972). Bisoniana LI. The natural food preferences of the European bison in seasons free of snow cover. *Acta Theriologica*, 17(13), 151-169. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.72-13>

- Boscolo, D., & Paul Metzger, J. (2011). Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34(6), 1018-1029. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06763.x>
- Brandtberg, N. H., & Dabelsteen, T. (2013). Habitat selection of two European bison (*Bison bonasus*) on the Danish island Bornholm. *European Bison Conservation Newsletter*, 6, 73-80.
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchand, P., Roger-Estrade, J., Richard, G., & Boizard, H. (2009). Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(4), 711-717. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.006>
- Carver, S., Convery, I., Hawkins, S., Beyers, R., Eagle, A., Kun, Z., Van Maanen, E., Cao, Y., Fisher, M., Edwards, S. R., Nelson, C., Gann, G. D., Shurter, S., Aguilar, K., Andrade, A., Ripple, W. J., Davis, J., Sinclair, A., Bekoff, M., ... Soulé, M. (2021). Guiding principles for rewilding. *Conservation Biology*, 35(6), 1882-1893. <https://doi.org/10.1111/cobi.13730>
- Cătănoiu, S., & Deju, R. (2007). *The impact of the European bison population over forest vegetation within the acclimatisation enclosure, the Vanatori Neamt Nature Park* (Études et Communications N° 22; p. 87-89). Complexe du Musée des Sciences Naturelles Ion Borcea.
- Cerqueira, Y., Navarro, L. M., Maes, J., Marta-Pedroso, C., Pradinho Honrado, J., & Pereira, H. M. (2015). Chapter 3 Ecosystem Services : The Opportunities of Rewilding in Europe. In *Rewilding European Landscape* (p. 47-64). Springer International Publishing.
- Červený, J., Ježek, M., Holá, M., Zikmund, M., Kušta, T., Hanzal, V., & Kropil, R. (2014). Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season / Denní aktivita a využití prostředí zubrem evropským (*Bison bonasus*) během vegetační sezóny. *Forestry Journal*, 60(4), 199-204. <https://doi.org/10.1515/forj-2015-0001>
- Christensen, N. L. (2014). An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America. *Forest Ecology and Management*, 330, 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.026>
- Close, O., Petit, S., Beaumont, B., & Hallot, E. (2021). Evaluating the Potentiality of Sentinel-2 for Change Detection Analysis Associated to LULUCF in Wallonia, Belgium. *Land*, 10(1), 55. <https://doi.org/10.3390/land10010055>
- DIRECTIVE 92/43/CEE, ANNEXE II (1992).
- Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, Annexe III (2002).
- Coughenour, M. B. (1985). Graminoid Responses to Grazing by Large Herbivores : Adaptations, Exaptations, and Interacting Processes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 72(4), 852-863. <https://doi.org/10.2307/2399227>
- Croitore, R., Sanz, M., & Daura, J. (2020). The endemic deer *Haploidoceros mediterraneus* (Bonifay) (Cervidae, Mammalia) from the Late Pleistocene of Cova del Rinoceront (Iberian Peninsula): Origin, ecomorphology, and paleobiology. *Historical Biology*, 32(3), 409-427. <https://doi.org/10.1080/08912963.2018.1499018>
- Cromsigt, J. P. G. M., Kemp, Y. J. M., Rodriguez, E., & Kivit, H. (2018). Rewilding Europe's large grazer community : How functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? *Restoration Ecology*, 26(5), 891-899. <https://doi.org/10.1111/rec.12661>
- Cromsigt, J. P. G. M., Kerley, G. I. H., & Kowalczyk, R. (2012). The difficulty of using species distribution modelling for the conservation of refugee species – the example of European bison. *Diversity and Distributions*, 18(12), 1253-1257. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00927.x>
- Czykier, E., Sawicki, B., & Krasińska, M. (1999). Bisoniana 118. Postnatal development of the European bison spermatogenesis. *Acta Theriologica*, 44, 77-90. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.99-8>
- Daleszczyk, K., & Czykier, E. (2010). Do European bison bulls in Białowieża Forest differ in their rutting behaviour depending on age? *European Bison Conservation Newsletter*, 3, 5-16.
- Daleszczyk, K., Krasińska, M., Krasiński, Z. A., & Bunevich, A. N. (2007). Habitat structure, climatic factors, and habitat use by European bison (*Bison bonasus*) in Polish and Belarusian parts of the Białowieża Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology*, 85(2), 261-271. <https://doi.org/10.1139/Z06-209>
- Danell, K., Bergström, R., Duncan, P., & Pastor, J. (2006). *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press.

- Decker, S. E., Bath, A. J., Simms, A., Lindner, U., & Reisinger, E. (2010). The Return of the King or Bringing Snails to the Garden? The Human Dimensions of a Proposed Restoration of European Bison (*Bison bonasus*) in Germany. *Restoration Ecology*, 18(1), 41-51. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00467.x>
- DEMNA, & SPW ARNE. (2020). *L'environnement Wallon en 10 infographies*. Wallonie Etat de l'Environnement Wallon. <http://etat.environnement.wallonie.be/home/Infographies/elements-de-contexte.html>
- Didkowska, A., Klich, D., Hapanowicz, A., Orłowska, B., Gałązka, M., Rzewuska, M., Olech, W., & Anusz, K. (2021). Pathogens with potential impact on reproduction in captive and free-ranging European bison (*Bison bonasus*) in Poland—A serological survey. *BMC Veterinary Research*, 17(1), 345. <https://doi.org/10.1186/s12917-021-03057-8>
- Didkowska, A., Orłowska, B., Krajewska-Wędzina, M., Augustynowicz-Kopeć, E., Brzezińska, S., Żygowska, M., Wiśniewski, J., Kaczor, S., Welz, M., Olech, W., & Anusz, K. (2021). Microbiological and molecular monitoring for bovine tuberculosis in the Polish population of European bison (*Bison bonasus*). *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 28(4), 575-578. <https://doi.org/10.26444/aaem/130822>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Données cartographiques – Atlas de Belgique*. (s. d.). Consulté 21 juillet 2022, à l'adresse <https://www.atlas-belgique.be/index.php/fr/ressources/donnees-cartographiques/>
- État de l'Environnement Wallon. (2022, juin 22). *Infrastructures de transport*. Wallonie. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/TRANS%201.html>
- Fernández, N., Navarro, L. M., & Pereira, H. M. (2017). Rewilding : A Call for Boosting Ecological Complexity in Conservation. *Conservation Letters*, 10(3), 276-278. <https://doi.org/10.1111/conl.12374>
- Fløjgaard, C., Pedersen, P. B., Sandom, C. J., Svenning, J.-C., & Ejrnæs, R. (2020). *Exploring a natural baseline for large herbivore biomass* (p. 1-18). *Ecology*. <https://doi.org/10.1101/2020.02.27.968461>
- Forêt & Naturalité asbl. (2021). *Opinion 4 : Réensauvager la nature en Wallonie ! Rewilding : Quelles opportunités en Wallonie ?* Forêt & Naturalité. <https://www.foret-naturalite.be/reensauvagement-de-la-nature-en-wallonie-queelles-sont-les-opportunités/>
- GBIF.org. (2022). *GBIF Home Page*. GBIF | Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.org>
- Gębczyńska, Z., Gębczyński, M., & Martynowicz, E. (1991). Bisoniana 105. Food eaten by the free-living European bison in Białowieża Forest. *Acta Theriologica*, 36(3-4), 307-313. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.91-31>
- Gębczyńska, Z., & Krasińska, M. (1972). Bisoniana XLIX. Food preferences and requirements of the European bison. *Acta Theriologica*, 17(10), 105-117. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.72-10>
- Gusarov, I. V. (2019). An attempt towards the extension of the knowledge on European bison biology based on. *European Bison Conservation Newsletter*, 12, 53-58.
- Hale, S. L., & Koprowski, J. L. (2018). Ecosystem-level effects of keystone species reintroduction : A literature review. *Restoration Ecology*, 26(3), 439-445. <https://doi.org/10.1111/rec.12684>
- Hansen, D. M. (2010). On the use of taxon substitutes in rewilding projects on islands. *Islands and Evolution*, 19, 111-146.
- Harrison, K. A., & Bardgett, R. D. (2008). Chapter 8 : Impacts of Grazing and Browsing by Large Herbivores on Soils and Soil Biological Properties. In *The ecology of browsing and grazing* (p. 201-216). Springer.
- Hartvig, I., Howe, A. G., Schmidt, E. N. B., Pertoldi, C., Nielsen, J. L., & Buttenschøn, R. M. (2021). Diet of the European bison (*Bison bonasus*) in a forest habitat estimated by DNA barcoding. *Mammal Research*, 66(1), 123-136. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00541-8>
- Hayward, M. W., Scanlon, R. J., Callen, A., Howell, L. G., Klop-Toker, K. L., Di Blanco, Y., Balkenhol, N., Bugir, C. K., Campbell, L., Caravaggi, A., Chalmers, A. C., Clulow, J., Clulow, S., Cross, P., Gould, J. A., Griffin, A. S., Heurich, M., Howe, B. K., Jachowski, D. S., ... Weise, F. J. (2019). Reintroducing rewilding to restoration – Rejecting the search for novelty. *Biological Conservation*, 233, 255-259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.011>
- Helmer, W., Saavedra, D., Sylvén, M., & Schepers, F. (2015). Rewilding Europe : A New Strategy for an Old Continent. In H. M. Pereira & L. M. Navarro (Éds.), *Rewilding European Landscapes* (p. 171-190). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3>

- Hirzel, A. H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C., & Guisan, A. (2006). Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, 199(2), 142-152. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017>
- Hofman-Kamińska, E., Bocherens, H., Borowik, T., Drucker, D. G., & Kowalczyk, R. (2018). Stable isotope signatures of large herbivore foraging habitats across Europe. *PLOS ONE*, 13(1), e0190723. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190723>
- Hofman-Kamińska, E., & Kowalczyk, R. (2012). Farm Crops Depredation by European Bison (*Bison bonasus*) in the Vicinity of Forest Habitats in Northeastern Poland. *Environmental Management*, 50(4), 530-541. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9913-7>
- Holodova, M. V., & Belousova, I. P. (1989). Potreblenie i usvoenie pitatel'nyh veshchestv i energii zubrami (*Bison bonasus*)(Consumption and assimilation of nutrients and energy by bison (*Bison bonasus*)). *Zoologicheskij zhurnal*, 68(12), 107-117.
- Homolka, M., & Heroldová, M. (2003). Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecology and Management*, 181, 119-129. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00121-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00121-X)
- Huntly, N. (1991). Herbivores and the Dynamics of Communities and Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22, 477-503.
- IUCN. (s. d.). *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species. Consulté 25 janvier 2022, à l'adresse <https://www.iucnredlist.org/en>
- Ivanova, N. V., Smirnov, V. E., Khanina, L. G., Bobrovsky, M. V., & Shashkov, M. P. (2018). Changes in Vegetation and Earthworm Populations under Free Grazing European Bison (*Bison bonasus*) in Broad-Leaved Forests of the Kaluzhskie Zaseki State Nature Reserve. *Biology Bulletin*, 45(1), 100-109. <https://doi.org/10.1134/S1062359018010053>
- Jaroszewicz, B., & Pirożnikow, E. (2008). Diversity of plant species eaten and dispersed by the European bison *Bison bonasus* in Białowieża Forest. *European Bison Conservation Newsletter*, 1, 14-29.
- Jaroszewicz, B., Pirożnikow, E., & Sagehorn, R. (2008). The European bison as seed dispersers : The effect on the species composition of a disturbed pine forest community. *Botany*, 86(5), 475-484. <https://doi.org/10.1139/B08-012>
- Johnson, C. N. (2009). Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1667), 2509-2519. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1921>
- Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmshurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356(6335), 270-275. <https://doi.org/10.1126/science.aam9317>
- Kalugin, S. G. (1968). Vosstanovlenie zubra na severo-zapadnom Kavkaze. *Trudy Kavkaz. gos. Zap*, 10, 3-94.
- Kerley, G. I. H., Kowalczyk, R., & Cromsigt, J. P. G. M. (2012). Conservation implications of the refugee species concept and the European bison : King of the forest or refugee in a marginal habitat? *Ecography*, 35(6), 519-529. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07146.x>
- Kibiša, A., Marozas, V., Talijūnas, D., Papšys, R., Gintarė, S., & Šimkevičius, K. (2017). Impact of Free-Ranging European Bison to Ecosystems in Fragmented Landscape, Lithuania. *Balkan Journal of Wildlife Research*, 4(2), 18-25. <https://doi.org/10.15679/bjwr.v4i2.55>
- Kindlmann, P., & Burel, F. (2008). Connectivity measures : A review. *Landscape Ecology*, 23, 879-890. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>
- Kita, J., & Anusz, K. (1991). Serologic survey for bovine pathogens in free-ranging European bison from Poland. *Journal of wildlife diseases*, 27, 16-20. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-27.1.16>
- Klich, D., Łopucki, R., Perlińska-Teresiak, M., Lenkiewicz-Bardzińska, A., & Olech, W. (2021). Human–Wildlife Conflict : The Human Dimension of European Bison Conservation in the Bieszczady Mountains (Poland). *Animals*, 11(2), 503. <https://doi.org/10.3390/ani11020503>
- Klich, D., Łopucki, R., Stachniuk, A., Sporek, M., Fornal, E., Wojciechowska, M., & Olech, W. (2020). Pesticides and conservation of large ungulates : Health risk to European bison from plant protection products as a result of crop depredation. *PLOS ONE*, 15(1), e0228243. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228243>
- Klich, D., Olech, W., & Cielniak, K. (2017). A complex project for the conservation of European bison in Poland by State Forests (2017-2020). *European Bison Conservation Newsletter*, 10-20, 11.

- Klich, D., Olech, W., Łopucki, R., & Danik, K. (2018). Community attitudes to the European bison *Bison bonasus* in areas where its reintroduction is planned and in areas with existing populations in northeastern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 64(5), 61-70. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1219-5>
- Klich, D., Olech, W., & Żygowska, M. (2019). The level of knowledge and attitude to European bison from a local perspective—A preliminary study in north-eastern Poland. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW - Animal Science*, 58(1), 29-36. <https://doi.org/10.22630/AAS.2019.58.1.4>
- Kowalczyk, J., Gębczyńska, Z., & Krasieńska, M. (1976). Bisoniana LXII. The digestibility of nutrients of natural diet by European bison in different seasons. *Acta Theriologica*, 21(8), 141-146. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.76-8>
- Kowalczyk, R., Kamiński, T., & Borowik, T. (2021). Do large herbivores maintain open habitats in temperate forests? *Forest Ecology and Management*, 494, 119310-119319. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119310>
- Kowalczyk, R., & Plumb, G. (2020). European Bison *Bison bonasus* (Linnaeus, 1758). In K. Hackländer & F. E. Zacos (Éds.), *Handbook of the Mammals of Europe* (p. 1-23). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_28-1
- Kowalczyk, R., Taberlet, P., Coissac, E., Valentini, A., Miquel, C., Kamiński, T., & Wójcik, J. M. (2011). Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management*, 261(4), 821-828. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.026>
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S. M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald, D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., ... Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1366-1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>
- Krasieńska, M., Cabań-Raczyńska, K., & Krasieński, Z. A. (1987). Bisoniana XCIV. Strategy of habitat utilization by European bison in the Białowieża Forest. *Acta Theriologica*, 32(11), 147-202. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.87-14>
- Krasieńska, M., & Krasieński, Z. A. (2013). *European Bison. The Nature Monograph* (2^e éd.). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-36555-3>
- Krasieńska, M., Krasieński, Z. A., & Bunevich, A. N. (2000). Bisoniana 121. Factors affecting the variability in home range size and distribution in European bison in the Polish and Belarussian parts of the Białowieża Forest. *Acta Theriologica*, 45(3), 321-334. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.00-32>
- Krasieński, Z. A. (1978). Bisoniana LXVII. Dynamics and structure of the European bison population in the Białowieża Primeval Forest. *Acta Theriologica*, 23, 3-48. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.78-1>
- Krasieński, Z. A., & Krasieńska, M. (1992). Bisoniana 110. Free ranging European bison in Borecka Forest. *Acta Theriologica*, 37, 301-317. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.92-30>
- Krasieński, Z., & Krasieńska, M. (1995). Composition, group size, and spatial distribution of European bison bulls in Białowieża Forest. *Acta Theriologica*, 40, 1-21. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.95-1>
- Krasieński, Z., & Raczyński, J. (1967). Bisoniana XXV. The reproduction biology of European bison living in reserves and in freedom. *Acta Theriologica*, 12(29), 407-444. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.67-36>
- Kuemmerle, T., Hickler, T., Olofsson, J., Schurgers, G., & Radeloff, V. C. (2012). Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. *Diversity and Distributions*, 18(1), 47-59. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00849.x>
- Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Akçakaya, H. R., Beaudry, F., Van Deelen, T. R., Parnikoza, I., Khojetsky, P., Waller, D. M., & Radeloff, V. C. (2011). Cost-effectiveness of strategies to establish a European bison metapopulation in the Carpathians. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 317-329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01954.x>
- Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Chaskovskyy, O., Ostapowicz, K., Halada, L., Bashta, A.-T., Kruhlov, I., Hostert, P., Waller, D. M., & Radeloff, V. C. (2010). European Bison habitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation*, 143(4), 908-916. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.038>
- Kuemmerle, T., Radeloff, V. C., Perzanowski, K., Kozlo, P., Sipko, T., Khojetsky, P., Bashta, A.-T., Chikurova, E., Parnikoza, I., Baskin, L., Angelstam, P., & Waller, D. M. (2011). Predicting potential European bison

- habitat across its former range. *Ecological Applications*, 21(3), 830-843. <https://doi.org/10.1890/10-0073.1>
- Kuijper, D. P. J., de Kleine, C., Churski, M., van Hooft, P., Bubnicki, J., & Jędrzejewska, B. (2013). Landscape of fear in Europe : Wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography*, 36(12), 1263-1275. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00266.x>
- Laundré, J. W., Hernández, L., & Altendorf, K. B. (2001). Wolves, elk, and bison : Reestablishing the « landscape of fear » in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology*, 79(8), 1401-1409. <https://doi.org/10.1139/z01-094>
- Laundré, J. W., Hernandez, L., & Ripple, W. J. (2010). The Landscape of Fear : Ecological Implications of Being Afraid. *The Open Ecology Journal*, 3(3), 1-7. <https://doi.org/10.2174/1874213001003030001>
- Le Tacon, F. (1976). Le bison d'Europe en U.R.S.S. *Revue Forestière Française*, 28(3), 224-227. <https://doi.org/10.4267/2042/21057>
- Li, X., & Wang, Y. (2013). Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology*, 8(2), 124-135. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12000>
- Linnell, J. D. C., Cretois, B., Nilsen, E. B., Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Veiberg, V., Kaczensky, P., Van Moorter, B., Panzacchi, M., Rauset, G. R., & Kaltenborn, B. (2020). The challenges and opportunities of coexisting with wild ungulates in the human-dominated landscapes of Europe's Anthropocene. *Biological Conservation*, 244, 108500. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108500>
- López-Bao, J. V., Fleurke, F., Chapron, G., & Trouwborst, A. (2018). Legal obligations regarding populations on the verge of extinction in Europe : Conservation, Restoration, Recolonization, Reintroduction. *Biological Conservation*, 227, 319-325. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.027>
- Lord, C. M., Wirebach, K. P., Tompkins, J., Bradshaw-Wilson, C., & Shaffer, C. L. (2020). Reintroduction of the European bison (*Bison bonasus*) in central-eastern Europe : A case study. *International Journal of Geographical Information Science*, 34(8), 1628-1647. <https://doi.org/10.1080/13658816.2019.1672876>
- Lorimer, J., Sandom, C., Jepson, P., Doughty, C., Barua, M., & Kirby, K. J. (2015). Rewilding : Science, Practice, and Politics. *Annual Review of Environment and Resources*, 40(1), 39-62. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102014-021406>
- Malhi, Y., Doughty, C. E., Galetti, M., Smith, F. A., Svenning, J.-C., & Terborgh, J. W. (2016). Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(4), 838-846. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502540113>
- Mammifères | Espèces | La biodiversité en Wallonie*. (s. d.). Consulté 23 juin 2022, à l'adresse <http://biodiversite.wallonie.be/fr/mammiferes.html?IDC=150>
- Maquet, E., Wegria, G., Allardin, D., & Pequet, C. (2005). *Université Libre de Bruxelles—Page 9/1. INFOR SCIENCES*. https://sciences.brussels/printemps2/archives/sites/www.ulb.ac.be/actuscience/dossiers/sec2_castors/exemple.html
- Marozas, V., Kibiša, A., Brazaitis, G., Jögiste, K., Šimkevicius, K., & Bartkevicius, E. (2019). Distribution and Habitat Selection of Free-Ranging European Bison (*Bison bonasus* L.) in a Mosaic Landscape—A Lithuanian Case. *Forests*, 10, 345-358. <https://doi.org/10.3390/f10040345>
- Mendoza, M., & Palmqvist, P. (2008). Hypsodonty in ungulates : An adaptation for grass consumption or for foraging in open habitat? *Journal of Zoology*, 274(2), 134-142. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00365.x>
- Morizot, B. (2020). Préface. In G. Cochet & B. Kremer-cochet, *L'Europe réensauvagée : Vers un nouveau monde*. Actes Sud Nature.
- Mysterud, A., Bartoń, K. A., Jędrzejewska, B., Kłosiński, Z. A., Niedziałkowska, M., Kamler, J. F., Yoccoz, N. G., & Stenseth, N. C. (2007). Population ecology and conservation of endangered megafauna : The case of European bison in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Animal Conservation*, 10(1), 77-87. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00075.x>
- Mysterud, A., & Østbye, E. (1999). Cover as a Habitat Element for Temperate Ungulates : Effects on Habitat Selection and Demography. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 27(2), 385-394.
- Neov, B., Spassov, N., Hristova, L., Hristov, P., & Radoslavov, G. (2021). New data on the evolutionary history of the European bison (*Bison bonasus*) based on subfossil remains from Southeastern Europe. *Ecology and Evolution*, 11(6), 2842-2848. <https://doi.org/10.1002/ece3.7241>

- Noss, R. F. (1985). Wilderness recovery and ecological restoration : An example for Florida. *Earth First*, 5(8), 18-19.
- Owen-Smith, R. N. (1988). *Megaherbivores : The Influence of Very Large Body Size on Ecology*. Cambridge University Press.
- Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier. (2022a). *Les parcs nationaux : Quelques explications*. Forêt d'Anlier. <https://parcnational-anlier.be/parc-national/>
- Parc naturel Haute-Sûre Forêt d'Anlier. (2022b). *Notre candidature*. Forêt d'Anlier. <https://parcnational-anlier.be/foret-danlier/>
- Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species : Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 361-371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>
- Pedersen, P. B. M., Olsen, J. B., Sandel, B., & Svenning, J.-C. (2019). Wild Steps in a Semi-wild Setting? Habitat Selection and Behavior of European Bison reintroduced to an Anthropogenic Landscape. *PLOS ONE*, 14(11), e0198308. <https://doi.org/doi: 10.1371/journal.pone.0198308>
- Pereira, H. M., & Navarro, L. M. (Éds.). (2015). *Rewilding European Landscapes*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3>
- Perino, A., Pereira, H. M., Navarro, L. M., Fernández, N., Bullock, J. M., Ceaușu, S., Cortés-Avizanda, A., van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger, T., Rey Benayas, J. M., Sandom, C. J., Svenning, J.-C., & Wheeler, H. C. (2019). Rewilding complex ecosystems. *Science*, 364(6438), eaav5570. <https://doi.org/10.1126/science.aav5570>
- Perzanowski, K. A., Wołoszyn-Gałęza, A., & Januszczak, M. (2008). Indicative Factors for European Bison Refuges in the Bieszczady Mountains. *Annales Zoologici Fennici*, 45(4), 347-352. <https://doi.org/10.5735/086.045.0417>
- Perzanowski, K., Olech, W., & Kozak, I. (2004). Constraints for re-establishing a meta-population of the European bison in Ukraine. *Biological Conservation*, 120(3), 345-353. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.006>
- Pettorelli, N., Barlow, J., Stephens, P. A., Durant, S. M., Connor, B., Schulte to Bühne, H., Sandom, C. J., Wentworth, J., & du Toit, J. T. (2018). Making rewilding fit for policy. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1114-1125. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13082>
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejska, B., Lima, M., & Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) : Unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46(1), 15-27. <https://doi.org/10.3354/cr00936>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. (s. d.). *Maxent software for modeling species niches and distributions* (3.4.4.). Consulté 25 mai 2022, à l'adresse http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/
- Pucek, Z., Belousova, I. P., Krasinska, M., Krasinski, Z. A., & Olech, W. (2004). *European bison : Status survey and conservation action plan*. IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/8501>
- Pyziel, A. M., Björck, S., Wiklund, R., Skarin, M., Demiaszkiewicz, A. W., & Höglund, J. (2018). Gastrointestinal parasites of captive European bison *Bison bonasus* (L.) with a sign of reduced efficacy of *Haemonchus contortus* to fenbendazole. *Parasitology Research*, 117(1), 295-302. <https://doi.org/10.1007/s00436-017-5663-z>
- Raczyński, J. (2020). *Białowiecki Park Narodowy—European Bison Pedigree Book*. https://bpn.com.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=1132&Itemid=82&lang=en
- Raczyński, J. (Éd.). (2021). *European Bison Pedigree Book 2020*. BIAŁOWIEŻA NATIONAL PARK. https://bpn.com.pl/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=181&Itemid=
- Raczyński, J., & Bołbot, M. (Éds.). (2009). *The European Bison Pedigree Book in History and Today* (European Bison Pedigree Book).
- Ramos, A., Manizan, L., Rodriguez, E., Kemp, Y. J. M., & Sueur, C. (2018). How can leadership processes in European bison be used to improve the management of free-roaming herds. *European Journal of Wildlife Research*, 64(2), 18-34. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1175-0>

- Ramos, A., Petit, O., Longour, P., Pasquaretta, C., & Sueur, C. (2016). Space Use and Movement Patterns in a Semi-Free-Ranging Herd of European Bison (*Bison bonasus*). *PLOS ONE*, *11*(2), e0147404. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147404>
- Renner, I. W., & Warton, D. I. (2013). Equivalence of MAXENT and Poisson Point Process Models for Species Distribution Modeling in Ecology. *Biometrics*, *69*(1), 274-281. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2012.01824.x>
- Rewilding Europe. (s. d.-a). *Initiating partners*. Rewilding Europe. Consulté 15 mars 2022, à l'adresse <https://rewildingeuropa.com/partners/initiating-partners/>
- Rewilding Europe. (s. d.-b). *Rewilding Principles*. Rewilding Europe. Consulté 17 avril 2022, à l'adresse <https://rewildingeuropa.com/rewilding-principles/>
- Rzewuska, M., Stefańska, I., Osińska, B., Kizerwetter-Świda, M., Chrobak, D., Kaba, J., & Bielecki, W. (2012). Phenotypic characteristics and virulence genotypes of *Trueperella (Arcanobacterium) pyogenes* strains isolated from European bison (*Bison bonasus*). *Veterinary Microbiology*, *160*(1-2), 69-76. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2012.05.004>
- Schepers, F., & Jepson, P. (2016). Rewilding in a European Context. *International Journal of Wilderness*, *22*(2), 25-30.
- Schmitz, P., Caspers, S., Warren, P., & Witte, K. (2015). First Steps into the Wild – Exploration Behavior of European Bison after the First Reintroduction in Western Europe. *PLOS ONE*, *10*(11), e0143046. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143046>
- Schmitz, P., Caspers, S., & Witte, K. (2015). *Chapter 8 : First steps into the wild – Exploration behaviour of European bison after their first reintroduction in Western Europe*. Université de Siegen.
- Schneider, T. C., Kowalczyk, R., & Köhler, M. (2013). Resting site selection by large herbivores – The case of European bison (*Bison bonasus*) in Białowieża Primeval Forest. *Mammalian Biology*, *78*(6), 438-445. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.06.002>
- Schulte to Bühne, H., Pettorelli, N., & Hoffmann, M. (2022). The policy consequences of defining rewilding. *Ambio*, *51*(1), 93-102. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01560-8>
- Schulze, K. A., Buchwald, R., & Heinken, T. (2014). Epizoochory via the hooves – the European bison (*Bison bonasus* L.) as a dispersal agent of seeds in an open-forest-mosaic. *Tuexenia*, *34*, 131-143. <https://doi.org/10.14471/2014.34.016>
- Schwerk, A., Klich, D., Wójtowicz, E., & Olech, W. (2021). Impact of european bison grazing (*Bison bonasus* (L.)) on species and functional traits of carabid beetle assemblages in selected habitats in Poland. *Biology*, *10*(2), 1-14. <https://doi.org/10.3390/biology10020123>
- Selva, N., Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W., & Wajrak, A. (2003). Scavenging on European bison carcasses in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland). *Écoscience*, *10*(3), 303-311. <https://doi.org/10.1080/11956860.2003.11682778>
- Sinclair, A. R. E. (2003). The role of mammals as ecosystem landscapers. *Alces*, *39*, 161-176.
- Sipko, T. P. (2009). European bison in Russia – past, present and future. *European Bison Conservation Newsletter*, *2*, 148-159.
- Sobczuk, M., & Olech, W. (2016). Damage to the crops inflicted by European bison living in the Knyszyn Forest. *European Bison Conservation Newsletter*, *9*, 39-48.
- Soulé, M., & Noss, R. (1998). Rewilding and biodiversity : Complementary goals for continental conservation. *Wild Earth*, *8*, 18-28.
- SPW. (2022, mai 5). *La Wallonie renforce son réseau d'aires protégées—Céline TELLIER*. Céline TELLIER-Ministre. <http://tellier.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/gw-tellier/home/presse--actualites/communiqués-de-presse/presses/la-wallonie-renforce-son-reseau-daires-protégées.html>
- Srivastava, V., Lafond, V., & Griess, V. C. (2019). Species distribution models (SDM) : Applications, benefits and challenges in invasive species management. *CABI Reviews*, *2019*, 1-13. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR201914020>
- Svenning, J.-C., Pedersen, P. B. M., Donlan, C. J., Ejrnæs, R., Faurby, S., Galetti, M., Hansen, D. M., Sandel, B., Sandom, C. J., Terborgh, J. W., & Vera, F. W. M. (2016). Science for a wilder Anthropocene : Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(4), 898-906. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502556112>

- Temple, H. J., & Terry, A. (2007). *The status and distribution of European mammals*. IUCN the World Conservation Union.
- Tokarska, M., Pertoldi, C., Kowalczyk, R., & Perzanowski, K. (2011). Genetic status of the European bison *Bison bonasus* after extinction in the wild and subsequent recovery. *Mammal Review*, *41*(2), 151-162. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00178.x>
- Torres, A., Fernandez, N., Ermgassen, S., Helmer, W., Revilla, E., Saavedra, D., Perino, A., Mimet, A., Rey-Benayas, J. M., Selva, N., Schepers, F., Svenning, J.-C., & Pereira, H. M. (2018). Measuring rewilding progress. *Philosophical Transaction B*, *373*, 20170433. <https://dx.doi.org/10.6084/m9>
- Trouwborst, A., & Svenning, J.-C. (2022). Megafauna restoration as a legal obligation : International biodiversity law and the rehabilitation of large mammals in Europe. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, *31*(2), 182-198. <https://doi.org/10.1111/reel.12443>
- Tyapugin, E. A., Simonov, G. A., & Tyapugin, S. E. (2012). Adaptation and reproductive capacity of free-ranging European bison population in the northern region of Russia. *Russian Agricultural Sciences*, *38*(5-6), 404-405. <http://dx.doi.org/10.3103/S1068367412050205>
- Van de Vlasakker, J., & Rewilding Europe. (2014). *Bison Rewilding Plan 2014-2024*. <https://rewilding-europe.com/rewilding-in-action/wildlife-comeback/bison/>
- Vislobokova, I. A., Lopatin, A. V., Tarasenko, K. K., & Ziegler, R. (2021). An unexpected record of an extinct water buffalo *Bubalus murrensis* (Berckhemer, 1927) in the Last Glacial in Europe and its implication for dispersal pattern of this species. *Quaternary International*, *574*, 127-136. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2020.12.020>
- Waldram, M. S., Bond, W. J., & Stock, W. D. (2008). Ecological Engineering by a Mega-Grazer : White Rhino Impacts on a South African Savanna. *Ecosystems*, *11*(1), 101-112. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9109-9>
- Wild Europe. (s. d.). About Wild Europe. *Wild Europe*. Consulté 15 mars 2022, à l'adresse <https://www.wildeurope.org/about-us/wild-europe/>
- Wójcik, J. M., Kawałko, A., Tokarska, M., Jaarola, M., Vallenback, P., & Pertoldi, C. (2009). Post-bottleneck mtDNA diversity in a free-living population of European bison : Implications for conservation. *Journal of Zoology*, *277*(1), 81-87. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00515.x>
- Wołoszyn-Gałęza, A., Perzanowski, K., Januszczak, M., & Pagacz, S. (2016). Habitat Preferences of a European Bison (*Bison bonasus*) Population in the Carpathian Mountains. *Annales Zoologici Fennici*, *53*(1-2), 1-18. <https://doi.org/10.5735/086.053.0201>
- WorldClim. (s. d.). Consulté 29 juillet 2022, à l'adresse <https://www.worldclim.org/>
- WWF. (2022). *Le grand retour du bison d'Europe*. WWF Belgique. <https://wwf.be/fr/histoires-du-terrain/le-grand-retour-du-bison-deurope?fbclid=IwAR0Dzb29tLWc5UX5T6Z0p0flo8iouW1yMVIE1mMnMMhJOLW09BD-XIuIfiM>
- WWF Belgique. (s. d.). *WWF-Belgique : Qui sommes-nous ?* WWF. Consulté 15 mars 2022, à l'adresse <https://wwf.be/fr/a-propos-wwf-belgique/qui-sommes-nous>
- WWF Suisse. (s. d.). *Qui sommes-nous ? | WWF Suisse*. WWF. Consulté 1 juin 2022, à l'adresse <https://www.wwf.ch/fr/qui-sommes-nous>
- Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *47*(1), 333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>
- Zielke, L., Wrage-Mönnig, N., & Müller, J. (2017). Seasonal preferences in diet selection of semi-free ranging European bison. *European Bison Conservation Newsletter*, *10*, 61-70.
- Zielke, L., Wrage-Mönnig, N., Müller, J., & Neumann, C. (2019). Implications of Spatial Habitat Diversity on Diet Selection of European Bison and Przewalski's Horses in a Rewilding Area. *Diversity*, *11*(4), 63. <http://dx.doi.org/10.3390/d11040063>
- Zikmund, M., Jezek, M., Silovsky, V., & Serveny, J. (2021). Habitat selection of semi-free ranging European bison : Do bison preferred natural open habitats? *Central European Forestry Journal*, *67*(1), 30-34. <https://doi.org/10.2478/forj-2021-0002>
- Ziółkowska, E., Perzanowski, K., Bleyhl, B., Ostapowicz, K., & Kuemmerle, T. (2016). Understanding unexpected reintroduction outcomes : Why aren't European bison colonizing suitable habitat in the Carpathians? *Biological Conservation*, *195*, 106-117. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.032>

Annexes

1. Image de prédiction générée par le logiciel MaxEnt

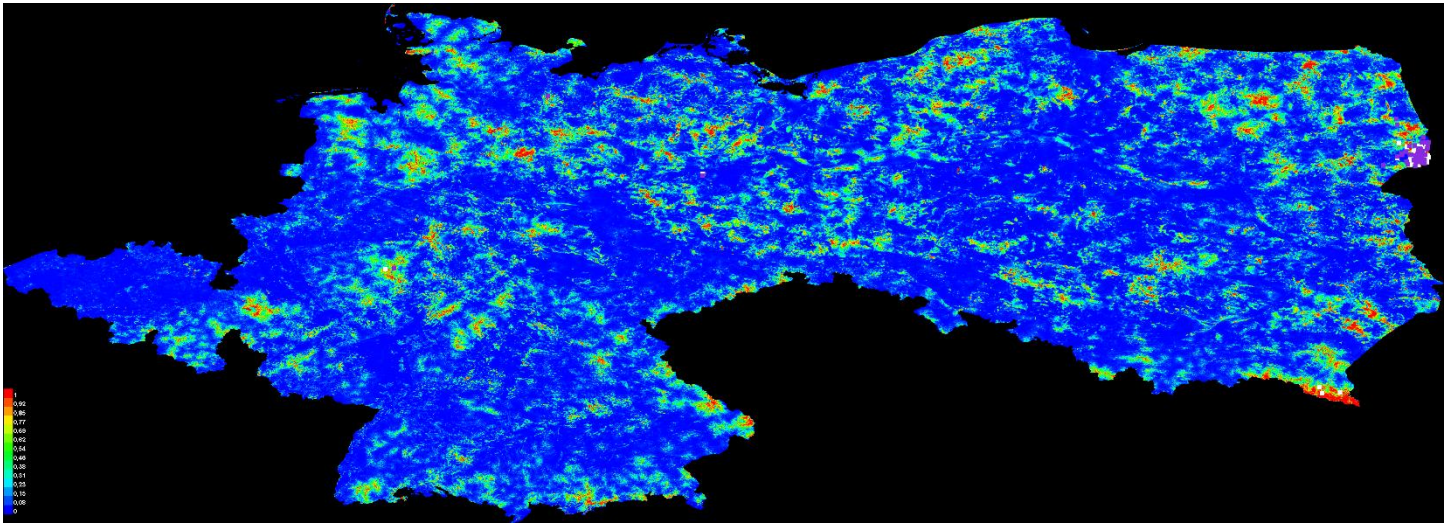


Figure 26 : image générée par le logiciel MaxEnt. Les pays représentés sont la Belgique, l'Allemagne et la Pologne. L'échelle logarithmique de couleur indique la probabilité de présence du bison d'Europe. La couleur bleu foncé indique une probabilité de présence de 0 %. La couleur rouge indique une probabilité de présence de l'espèce de 100 %. Les carrés blancs indiquent la position des données de présences utilisées pour la calibration du modèle. Les carrés mauves indiquent la position des données de présences utilisées pour la validation du modèle.

2. Aperçu de la distribution des valeurs des variables prédictives : histogrammes

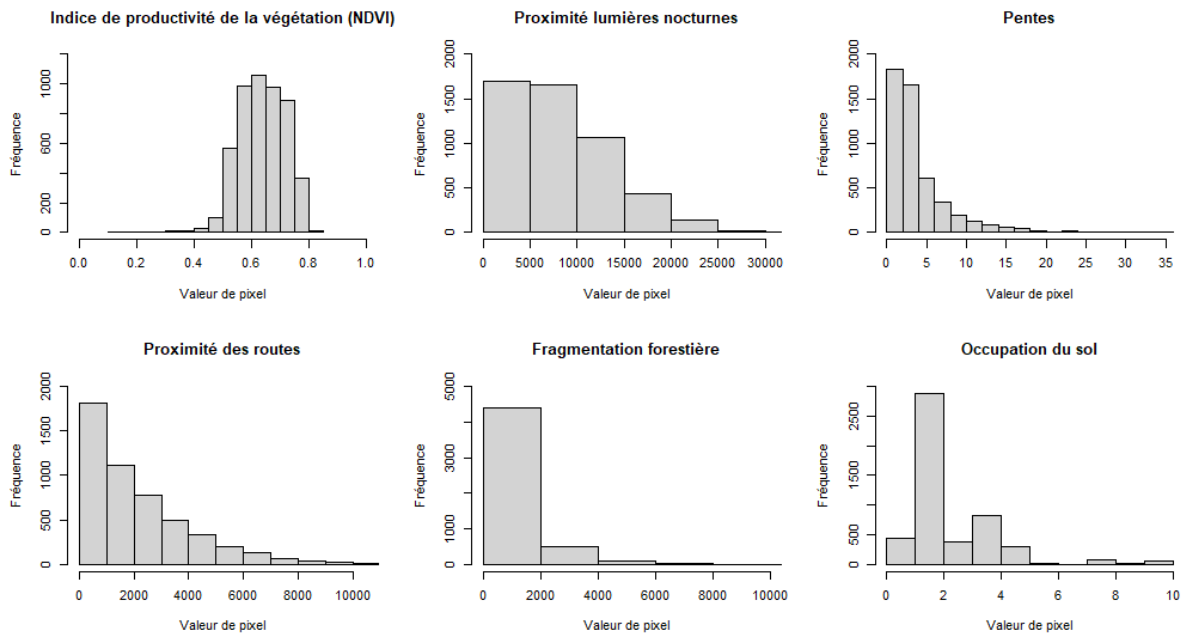


Figure 27 : histogrammes des valeurs de pixel en fonction de leur fréquence permettant de voir la tendance que suivent les variables prédictives d'indice de productivité de la végétation (NDVI), de perturbation humaine par les lumières nocturnes, de topographie : pentes, de perturbation humaine par les routes, des fragmentation forestière et d'occupation du sol.

Annexes

3. Tableau récapitulatif du nombre de bisons pouvant être supporté par chaque site en fonction de la superficie de ceux-ci

Site	Probabilités	Surface (Km ²)	Nombre de bisons
1	1	1.1	0.2
2	1	2.5	0.5
3	51-1	9.8	2.0
4	51-1	133.2	26.7
5	52-86	2.1	0.4
6	50-1	113.6	22.8
7	52-1	1.9	0.4
8	1	0.9	0.2
9	0.95	0.4	0.1
10	56-98	1.9	0.4
11	1	0.9	0.2
12	51-92	13.0	2.6
13	51-99	20.5	4.1
14	51-94	11.7	2.4
15	51-98	39.6	7.9
16	51-99	76.6	15.4
17	53-76	11.4	2.3
18	51-98	36.9	7.4
19	51-93	4.3	0.9
20	51-82	6.0	1.2
Total		488.2	97.9

Tableau 7 : calcul du nombre de bisons pouvant être supporté par chaque site en fonction de sa superficie. Le calcul se base sur une règle de 3 à partir du domaine vital optimal déterminé selon la littérature (498,6 km² pour 100 bisons). Une échelle de couleur apporte l'attention sur les endroits pouvant contenir du bison d'Europe et l'intensité de la couleur est représentative du nombre. Le tableau indique également les probabilités, en pourcentage, de la présence du bison d'Europe sur le site.

4. Tableau récapitulatif des proportions de zones Natura 2000, agricoles et forestières contenues dans chacun des sites

Site	Superficie totale (km ²)	Superficie N2000 (km ²)	% N2000	Superficie TA (km ²)	% TA	Superficie forêts (Km ²)			% forêts			Forêt totale (km ²)	Forêt totale (%)
						Feuillus	Conifères	Mixtes	Feuillus	Conifères	Mixtes		
1	1.1	0.6	51.9	0.4	38.6	0.0	0.6	0.0	0.0	56.9	3.3	0.6	60.2
2	2.5	2.3	91.5	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	3.3	9.6	0.4	0.3	13.4
3	9.8	3.0	31.0	0.3	2.8	0.5	6.5	0.2	4.6	66.3	2.3	7.2	73.2
4	133.2	40.0	30.0	43.3	32.5	0.6	30.9	21.2	0.5	23.2	15.9	52.7	39.6
5	2.1	0.0	0.0	1.0	45.1	0.0	0.2	1.0	0.0	8.4	45.1	1.1	53.5
6	113.6	17.6	15.5	37.0	32.6	0.7	17.9	21.2	0.6	15.7	18.7	39.7	35.0
7	1.9	0.9	49.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.9	17.7	0.0	45.6	1.2	63.2
8	0.9	0.9	100.0	0.2	22.2	0.2	0.1	0.1	21.6	12.6	8.5	0.4	42.7
9	0.4	0.3	97.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	2.8	1.1	78.0	0.3	81.9
10	1.9	1.9	100.0	0.1	3.0	0.9	0.0	0.4	48.7	0.0	19.6	1.3	68.3
11	0.9	0.8	83.4	0.5	53.2	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.9	0.0	1.4
12	13.0	9.7	74.4	0.3	2.3	0.8	3.3	0.6	6.5	25.6	4.4	4.8	36.5
13	20.5	9.1	44.4	2.5	12.0	13.6	0.5	3.3	66.1	2.6	16.1	17.4	84.8
14	11.7	7.8	66.5	0.1	0.5	8.6	1.1	1.9	73.2	9.4	16.6	11.6	99.2
15	39.6	5.5	14.0	5.2	13.0	5.4	4.9	22.7	13.8	12.3	57.4	33.0	83.4
16	76.6	37.2	48.6	5.7	7.4	30.7	9.3	28.6	40.1	12.1	37.3	68.6	89.5
17	11.4	7.2	63.4	0.3	2.5	7.7	0.0	3.2	67.6	0.4	28.3	10.9	96.3
18	36.9	20.5	55.5	8.6	23.2	16.2	0.5	9.4	43.9	1.4	25.5	26.1	70.7
19	4.3	2.3	54.0	1.6	36.7	1.8	0.0	0.8	41.1	0.0	18.9	2.6	60.0
20	6.0	0.1	0.9	0.2	3.7	2.6	0.7	2.1	44.0	11.5	34.9	5.4	90.4
TOTAL	488.2	167.80	34.4	107.1	21.9	90.7	76.8	117.8	18.6	15.7	24.1	285.3	58.4

Tableau 8 : calcul des pourcentages de zones Natura 2000, de terres agricoles (TA) et de forêts et leur composition principale (feuillus, conifères, mixtes) inclus dans la superficie des 20 sites identifiés comme favorables à la réintroduction du bison d'Europe en Wallonie.