



HAL
open science

Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx boréal en France. Rapport final

Isabelle Arpin, Francois Sarrazin, Guillaume Bal, Nolwenn Drouet-Hoguet, Richard Dumez, Loan Pichon, Alice Regnier, Gaspard Renault, Cécile Barnaud, Sarah Bauduin, et al.

► To cite this version:

Isabelle Arpin, Francois Sarrazin, Guillaume Bal, Nolwenn Drouet-Hoguet, Richard Dumez, et al.. Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx boréal en France. Rapport final. OFB; MNHN. 2024, 242 p. hal-04811130v2

HAL Id: hal-04811130

<https://ofb.hal.science/hal-04811130v2>

Submitted on 3 Dec 2024

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

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



Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx boréal en France

Rapport final - Décembre 2024

SOMMAIRE

LISTE DES SIGLES	5
LISTE DES ENCADRÉS, FIGURES ET TABLEAUX	7
Citation et résumé exécutif	12
1. Introduction	13
1.1. Rappel de la saisine.....	13
1.2. Avertissement au lecteur	13
1.3. Organisation de l'ESCO	14
1.3.1. L'équipe projet.....	14
1.3.2. Le panel d'expertes et d'experts.....	15
1.4. Composition du corpus bibliographique.....	19
1.5. Structure du document.....	19
2. Écologie, histoire et statut juridique du lynx boréal	21
2.1. Éléments de biologie et d'écologie du lynx	21
2.1.1. Systématique et distribution	21
2.1.2. Répartition géographique de <i>Lynx lynx carpathicus</i> et diversité génétique des différentes populations locales	23
2.1.3. Démographie du lynx boréal.....	29
2.1.4. Régime alimentaire	34
2.1.5. Écologie spatiale et habitats favorables	38
2.2. Éléments d'histoire des populations de lynx boréal en France et à l'étranger.....	41
2.2.1. Développement de la présence du lynx boréal dans le massif jurassien franco-suisse.....	41
2.2.2 La présence du lynx boréal dans l'entité vosgienne (France) et palatine (Allemagne).....	43
2.2.3. Présence du lynx boréal dans les Alpes françaises et suisses	46
2.2.4. Présence du lynx boréal en rive droite de la Saône	48
2.2.5. Situations ailleurs en Europe	49
2.3. Cadre juridique international et français	53
2.3.1. Cadre réglementaire en faveur de la conservation du lynx boréal comme élément de la biodiversité	54
2.3.2. Mesures juridiques complémentaires favorables à la conservation du lynx boréal en France	57
2.3.3. Statut juridique du lynx boréal et du lynx pardelle dans les autres pays européens	59

2.3.4. Interprétations de la notion d'état de conservation favorable	64
3. Approches retenues pour répondre à la saisine	67
3.1. Les principes de l'analyse de viabilité	67
3.1.1. Concepts de population, métapopulation et viabilité	67
3.1.2. Analyse de viabilité et modélisation	68
3.1.3. Horizons temporels et spatiaux de la viabilité	70
3.1.4. Des modèles démographiques aux modèles démo-génétiques	71
3.1.5. Vers l'élaboration de scénarios de viabilité	72
3.1.6. La viabilité et les analyses de viabilité du point de vue des SHS : quelques éléments	73
3.2. Enquête sociologique	74
3.2.1. Contraintes, objectifs et hypothèses	74
3.2.2. Échantillonnage et périmètre de l'enquête	76
3.3. Délimitation et caractérisation socioécologique des territoires favorables au lynx boréal	81
3.3.1. Besoins, objectifs et intérêt	81
3.3.2. Méthode de délimitation des aires de présence du lynx boréal	82
3.3.3. Méthode de caractérisation socioécologique des territoires	86
3.4. Une approche socioécologique de la viabilité des populations de lynx boréal en France	89
3.4.1. Échelles spatiales, horizons temporels et seuil d'extinction	89
3.4.2. Facteurs écologiques, génétiques et sociologiques pris en compte	90
3.4.3. Cycles de vie et modèles démographiques en population structurée	91
3.4.4. Modèles démographiques spatialement explicites	95
3.4.5. Modèles démo-génétiques	96
3.4.6. Métriques observées	99
4. Le lynx boréal dans des socio-écosystèmes	99
4.1 Frises chrono-systémiques	99
4.2. Perceptions et représentations	103
4.3.1. Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs du pastoralisme	107
4.3.2. Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs de la chasse	113
4.3.3. Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs sylvicoles	119
4.3.4. Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs de la conservation	123
4.3.5. Convergences, divergences et dynamiques	130
4.4. Synthèse des résultats de l'enquête	132

5. Élaboration des scénarios	134
5.1. Explication de la méthode de travail	134
5.2. Scénarios de viabilité du lynx boréal 0 (SVL 0) : conditions actuelles et effets de la connectivité	137
5.3. Scénarios de viabilité du lynx boréal 1 (SVL 1).....	139
5.4. Scénarios de viabilité du lynx boréal 2 (SVL 2).....	142
5.5. Scénarios de viabilité du lynx boréal 3 (SVL 3).....	143
5.6. Paramètres initiaux des modèles de dynamiques	145
5.6.1. Survie	145
5.6.2. Reproduction	147
5.6.3. Dispersion	148
5.6.4. Effectifs initiaux en 2020.....	150
5.6.5. Capacités de charge	152
5.6.6. Dynamique spatio-temporelle des capacités de charge	153
5.6.7. Renforcements.....	154
5.6.8. Immigration depuis l'extérieur de la métapopulation	155
5.6.9. Variations de paramètres entre scénarios.....	155
6. Viabilité des populations de lynx boréal à différentes échelles géographiques sous scénarios environnementaux contrastés.....	155
6.1. Propriétés démographiques du cycle de vie du lynx boréal	155
6.2. Éléments de viabilité issus des modèles démographiques spatialement explicites	159
6.3. Viabilité démo-génétique du lynx boréal.....	165
6.3.1. Viabilité sous scénario tendanciel (SVL 0-1)	165
6.3.2. Viabilité sous les différents scénarios socioécosystémiques	167
6.4. Sensibilité de la viabilité de la métapopulation de lynx boréal à sa survie adulte.....	171
6.5. Viabilité de la métapopulation française de lynx boréal indépendamment du reste de la métapopulation d'Europe occidentale	172
6.6. Sensibilité de la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale à de l'immigration depuis les populations des Carpates	175
6.7. Renforcement de population et viabilité du lynx boréal	177
6.7.1. Effets d'un renforcement sous scénario tendanciel (SVL 0-1) sur la viabilité de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale.....	177
6.7.2. Croisement des effets d'un renforcement et d'une amélioration de la connectivité (SVL 0-3) sur la viabilité de la population des Vosges	180

7. Discussion, perspectives et recommandations.....	183
7.1. Cadre d'interprétation et de validité des scénarios et des modèles	183
7.1.1. Cadre d'interprétation et de validité des scénarios.....	184
7.1.2. Cadre d'interprétation et de validité des modèles	185
7.2. Viabilité des populations de lynx boréal en Europe occidentale et en France	185
7.2.1. Métapopulation française et d'Europe occidentale de lynx boréal.....	185
7.2.2. Vivre avec le lynx boréal	186
7.2.3. Positions des acteurs par rapport à d'éventuels projets de translocation de conservation	187
7.2.4. Scénarisation et modélisation de la viabilité du lynx boréal en Europe occidentale et en France	187
7.3. Recommandations de conservation	190
ANNEXES.....	192
A.1. Lettre de saisine	193
A.2. Schéma de présentation du panel d'experts.....	196
A.3. Lettre d'engagement.....	197
A.4. Déclaration d'intérêts vierge	198
A.5. Guide d'entretien	203
A.6. Attestation de consentement.....	205
A.7. Éléments complémentaires sur la délimitation et caractérisation des territoires	208
A.8. Éléments complémentaires sur la modélisation des capacités de charge des habitats favorables au lynx boréal	209
A.9. Éléments complémentaires sur la modélisation démo-génétique de la viabilité du lynx boréal (utilisation de VORTEX 10)	213
A.10. Résultats complémentaires sur la modélisation démographique spatialisée de la viabilité du lynx boréal (utilisation de R)	216
GLOSSAIRE	218
BIBLIOGRAPHIE	221
REMERCIEMENTS.....	240

LISTE DES SIGLES

ACCA	Association communale de chasse agréée
AE	Autorité environnementale
AME	Scénarios énergie-climat-air “avec mesures existantes”
APN	Association de protection de la nature
EFE	Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive
CESAER	Centre d'économie et de sociologie appliquées à l'agriculture et aux espaces ruraux
CESCO	Centre d'écologie et des sciences de la conservation
CE	Communauté européenne
CITES	Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CNPN	Conseil national de la protection de la nature
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
DP	Dépression de consanguinité
DDT	Direction départementale des territoires
DRAS	Direction de la recherche et de l'appui scientifique de l'OFB
DirEx	Direction de l'expertise du MNHN
DO	Document d'orientation
DREAL	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
DYNAFOR	Dynamiques et écologie des paysages agroforestiers
ECF	État de conservation favorable
ESCO	Expertise scientifique et technique collective
ESE	Écologie systématique évolution
FDC	Fédération départementale des chasseurs
FEADER	Financements de l'État et du fonds européen agricole pour le développement rural
GIC	Groupement d'intérêt cynégétique
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GPS	Système mondial de positionnement (<i>Global positioning system</i>)
HDR	Habilitation à diriger des recherches
HFF	Habitats faune flore

IBM	Modèle individu centré (<i>Individual Based Model</i>)
ICPEF	Ingénieur en chef des ponts, des eaux et des forêts
IDAE	Ingénieur divisionnaire de l'agriculture et de l'environnement
IMBE	Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale
INSEE	Institut national de la statistique et des études économique
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
IPBES	Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques
ITT	Infrastructure de transports terrestres
KORA	Fondation d'utilité publique – Écologie des carnivores et gestion de la faune sauvage
LCIE	<i>Large carnivore initiative for Europe</i>
LESSEM	Laboratoire écosystèmes et sociétés en montagne
MVP	Population minimum viable (<i>Minimum viable population</i>)
MNHN	Muséum national d'Histoire naturelle
NFF	<i>Nature futures framework</i>
OchP	Ordonnance fédérale sur la chasse et la protection des mammifères et oiseaux sauvages (Suisse)
OFB	Office français de la biodiversité
OFEV	Office fédéral de l'environnement (Suisse)
ONF	Office national des forêts
PACTE	Politiques publiques, action politique, territoires
PNA	Plan national d'actions en faveur du Lynx boréal
PNR	Parc naturel régional
PPP	Programme prédateurs proies
PRA	Plan régional d'actions
PVA	Analyse de viabilité (<i>Population viability analysis</i>)
SAGE	Sociétés, acteurs et gouvernement en Europe
SCALP	<i>Status and conservation of the Alpine lynx population</i>
SHS	Sciences humaines et sociales
SIG	Système d'information géographique
SSP	<i>Shared socio-economic pathway</i>
SVL	Scénario de viabilité du lynx boréal
UE	Union européenne
UMR	Unité mixte de recherche

USE	Unité significative évolutive (<i>evolutionary significant unit</i>)
VHF	Très haute fréquence (<i>Very high frequency</i>)
ZSC	Zones spéciales de conservation

LISTE DES ENCADRÉS, FIGURES ET TABLEAUX

ENCADRÉS

Encadré 1	Mouvements inter-massifs et de dispersion de lynx boréal
Encadré 2	Habitats forestiers et changement climatique
Encadré 3	Colonisation du massif jurassien par le lynx boréal et mouvements de dispersion
Encadré 4	Mesures de protection des troupeaux domestiques contre la prédation par le lynx boréal
Encadré 5	Modalités d'occupation des pâturages
Encadré 6	Le suivi scientifique officiel du lynx boréal : Réseau Loup-lynx et suivis GPS

FIGURES

Figure 1	Distribution des différentes sous-espèces de lynx boréal (<i>Lynx lynx</i>)
Figure 2	Aire de présence permanente des populations de lynx boréal en Europe pour la période 2012-2016
Figure 3	Distribution européenne (hors Scandinavie) de <i>Lynx lynx</i> pour la période 2012-2016
Figure 4	Prédation du lynx boréal sur le cheptel domestique dans le Jura français pour la période 1984 – 2018
Figure 5	Dynamique de l'aire de présence régulière du lynx boréal sur le territoire national
Figure 6	Données de présence du lynx boréal, validées par le Réseau Loup-lynx, localisées en dehors des entités montagneuses alpine, jurassienne et vosgienne
Figure 7	Localisation des terrains d'enquête
Figure 8	Proportion des différents codes parmi l'ensemble des segments codés du corpus d'entretiens
Figure 9	Méthode de délimitation des aires de présence du lynx boréal : étapes et cartes
Figure 10	Carte des aires de présence actuelles et potentielles du lynx boréal et leurs zones d'extension maximale
Figure 11	Cartes des zones d'étude de la caractérisation des territoires (aires de présence du lynx boréal, départements et communes associées)

Figure 12	Représentation du cycle de vie femelle du lynx boréal structuré en classes d'individus dispersants et résidents. Voir texte pour la définition des paramètres
Figure 13	Représentation du cycle de vie femelle du lynx boréal structuré en classes d'âge
Figure 14	Frise chrono-systémique des dynamiques du lynx boréal et des socioécosystèmes concernés par sa présence (Vosges, Jura, Alpes)
Figure 15	Frise chrono-systémique des dynamiques du lynx boréal et des socioécosystèmes concernés par sa présence (Vosges)
Figure 16	Diagramme radar des termes les plus fréquemment utilisés par les informateurs de l'enquête sociologique pour désigner le lynx boréal ("prédateur" exclu n= 51)
Figure 17	Diagramme radar des espèces les plus fréquemment associées au lynx boréal par les informateurs de l'enquête sociologique ("loups" exclu, n=173)
Figure 18	Évolution du nombre d'exploitations d'ovins et caprins sur la période 1979-2000
Figure 19	Évolution du nombre de têtes de bétail (ovins et caprins) par commune sur la période 1979-2000
Figure 20	Aire de répartition du chevreuil, chamois et cerf élaphe (2021)
Figure 21	Évolution de la couverture forestière entre 1840 et 2020
Figure 22	Carte des aires protégées en France métropolitaine en 2021
Figure 23	Manières de vivre la nature et avec le lynx boréal
Figure 24	Schéma de présentation de l'approche utilisée par l'ESCO
Figure 25	Schéma présentant les scénarios de viabilité du lynx (SVL) élaborés dans le cadre de l'ESCO
Figure 26	Abondance estimée en 2020 (avec incertitude liée aux densités potentielles aux 100 km ²) des populations de lynx boréal (hors chatons) en Europe occidentale
Figure 27	Structure stable des classes (a,b) et valeurs reproductives (c,d) pour les modèles de cycle de vie des femelles de lynx boréal en classes d'âge (a, c) et en classes d'état (b,d). (d1 : dispersantes d'1 an; d2: dispersantes de deux ans et plus; r: résidentes)
Figure 28	Courbes de taux de croissance constants en fonction des couples de valeurs des taux de survie des chatons (s_c) et des taux de survie des résidents (s_r)
Figure 29	Probabilités d'extinction cumulées hors processus génétiques de la métapopulation d'Europe occidentale et de la métapopulation française de lynx boréal de 2020 à 2130 pour les différents scénarios socio-environnementaux
Figure 30	Probabilités d'extinction hors processus génétiques de la métapopulation française de lynx boréal à l'horizon 2130 pour les différents scénarios socio-environnementaux.
Figure 31	Comparaison des métriques de viabilité en présence ou absence de dépression de consanguinité, pour la métapopulation d'Europe occidentale sous le scénario tendanciel (SVL 0-1)
Figure 32	Dynamique des effectifs de chacune des 11 populations actuelles ou potentielles identifiées en Europe occidentale, entre 2020 et 2130 sous scénario tendanciel (SVL 0-1) avec processus démo-génétiques

Figure 33	Dynamique des métriques de viabilité entre 2020 et 2130 pour la métapopulation d'Europe occidentale pour les différents scénarios
Figure 34	Sensibilité de la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale de lynx boréal à sa survie adulte sous le scénario tendanciel SVL 0-1
Figure 35	Comparaison des métriques de viabilité en présence ou absence de dépression de consanguinité, pour les 11 populations d'Europe occidentale et pour la métapopulation française sous l'hypothèse théorique de son isolement (sous scénario tendanciel, SVL 0-1)
Figure 36	Résultats des scénarios SVL 0-1 et SVL 0-3 de viabilité de lynx boréal pour la métapopulation d'Europe occidentale (Metapopulation) et sous l'hypothèse théorique de l'existence de la seule métapopulation française de lynx boréal (France uniquement) de 2020 à 2130
Figure 37	Effets de l'immigration d'individus non consanguins (1 mâle + 1 femelle dans les deux plus grandes populations à différents rythmes d'immigration) sous le scénario tendanciel (SVL 0-1)
Figure 38	Effets d'un scénario de renforcement dans les Vosges, via le lâcher de deux mâles et trois femelles par an pendant cinq ans à partir de 2026, sur la viabilité de métapopulation d'Europe occidentale, sous scénario tendanciel (SVL 0-1)
Figure 39	Effets d'un scénario de renforcement dans les Vosges, via le lâcher de deux mâles et trois femelles par an pendant cinq ans à partir de 2026, sur la viabilité de la population des Vosges, sous scénario tendanciel (SVL 0-1)
Figure 40	Comparaison de la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale, suivant un renforcement (avec/sans renforcement de deux mâles et trois femelles par an dans les Vosges entre 2026 et 2030) et/ou une amélioration de la connectivité entre populations de lynx boréal (SVL 0-1 vs SVL 0-3)
Figure 41	Comparaison de la viabilité de la population de lynx boréal des Vosges, suivant un renforcement (avec/sans renforcement de deux mâles et trois femelles par an dans les Vosges entre 2026 et 2030) et/ou une amélioration de la connectivité entre populations de lynx boréal (SVL 0-1 vs SVL 0-3)
Figure 42	Viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale de lynx boréal en 2030 pour les huit scénarios considérés, en l'absence de renforcement
ANNEXES	
Figure A.7.1	Carte des cœurs des zones d'habitats favorables au lynx boréal en France et dans les pays adjacents.
Figure A.8.1	Exemple de réalisation de placement des territoires au sein de l'aire occupable par la population des Vosges pour l'année de référence 2020.
Figure A.10.1	Ensemble des trajectoires simulées par le modèle démographique spatialisé, hors processus génétiques

Figure A.10.2	Illustration de la dynamique d'extinction/recolonisation au sein des simulations du scénario tendanciel (SVL 0-1)
----------------------	---

TABLEAUX

Tableau 1	Mouvements inter-massifs de lynx boréal depuis le Jura documentés sur la période 2006 à 2020
Tableau 2	Taux de survie du lynx boréal estimés en Europe
Tableau 3	Historique des réintroductions de lynx boréal dans la massif jurassien
Tableau 4	Chronologie des réintroductions de lynx boréal dans le massif vosgien
Tableau 5	Causes de mortalité et nombre de recaptures des lynx boréal réintroduits dans le massif vosgien
Tableau 6	Chronologie des réintroductions de lynx boréal dans le massif du Palatinat
Tableau 7	Description des opérations de réintroduction du lynx boréal dans les Alpes suisses dans les années 1970
Tableau 8	Caractéristiques des populations de lynx boréal et pardelle en Europe
Tableau 9	Indicateurs socioécologiques utilisés pour répondre aux hypothèses de travail
Tableau 10	Présentation de l'échantillon d'informateurs dans le cadre de l'ESCO
Tableau 11	Liste principale des jeux de données thématiques mobilisés pour la caractérisation des territoires
Tableau 12	Horizons temporels et seuils d'extinction pour la catégorisation du niveau de menace suivant le critère E des listes rouges de l'UICN, d'après UICN (2012).
Tableau 13	Présentation des principaux résultats de l'enquête
Tableau 14	Éléments des scénarios de connectivité dégradée (SVL 0-2) et améliorée (SVL 0-3) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1), et paramètres de modélisation correspondants
Tableau 15	Éléments des scénarios de zonage des activités (SVL 1-1) et de coexistence des activités (SVL 1-2) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1) et paramètres de modélisation correspondants
Tableau 16	Éléments des scénarios d'augmentation des pressions sur les milieux (SVL 2-1) et d'augmentation des destructions légales et illégales (SVL 2-2) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1), et paramètres de modélisation correspondants
Tableau 17	Élément du scénario de réchauffement climatique marqué (SVL 3) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1)
Tableau 18	Taux de mortalité par classe utilisés dans le cadre de l'ESCO

Tableau 19	Paramètres de fréquence et de sévérité des événements catastrophiques utilisés dans les modèles démo-génétiques développés sous VORTEX
Tableau 20	Probabilité de la taille de portée d'une femelle en fonction de son âge
Tableau 21	Matrice des dispersions des juvéniles utilisée dans le cadre de l'ESCO.
Tableau 22	Estimations du nombre d'individus adultes par sexe (femelle, mâle et indéterminé) et par population sur la période 1971-2020
Tableau 23	Capacité de charge pour les populations de lynx boréal d'Europe occidentale en 2020, exprimée en adultes résidents seulement
Tableau 24	Valeurs de capacité de charge (année 2020) et de pourcentage de variation annuelle utilisées dans VORTEX.
Tableau 25	Valeurs des paramètres utilisés dans les deux modèles matriciels correspondant aux cycles de vie des femelles de lynx boréal
Tableau 26	Sensibilités et élasticités du taux de croissance asymptotique de population de lynx boréal pour chaque paramètre démographique de chacun des modèles matriciels en classes d'états dispersants/résidents ou en classes d'âge
Tableau 27	Probabilités d'extinction hors processus génétiques de la métapopulation d'Europe occidentale de lynx boréal pour les différents scénarios socio-environnementaux.
Tableau 28	Probabilités d'extinction hors processus génétiques de la métapopulation française de lynx boréal à l'horizon 2130 pour les différents scénarios socio-environnementaux
Tableau 29	Métriques de viabilité de la métapopulation de lynx boréal en 2130 suivant les scénarios socio-écosystémiques incluant les processus démo-génétiques
Tableau 30	Statuts liste rouge régionale en 2030 établis suivant le critère E de viabilité, pour la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale suivant les différents scénarios de viabilité ainsi que pour l'hypothèse d'isolement théorique de la métapopulation française
ANNEXES	
Tableau A.8.1	SSP et dynamique de la surface d'habitat favorable à l'établissement de territoires par le lynx boréal

Citation et résumé exécutif

Ce document doit être cité sous la référence suivante :

ARPIN Isabelle (coord.), SARRAZIN François (coord.), BAL Guillaume, DROUET-HOGUET Nolwenn, DUMEZ Richard, PICHON Loan, REGNIER Alice, RENAULT Gaspard, BARNAUD Cécile, BAUDUIN Sarah, BESSA-GOMES Carmen, BILLET Philippe, BREITENMOSE-WÜRSTEN Christine, DUCHAMP Christophe, GIMENEZ Olivier, MATHEVET Raphaël, MOUNET Coralie, ROBERT Alexandre, VANDEL Jean-Michel, YOUNG Juliette, ZIMMERMANN Fridolin (2024). *Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx boréal en France.*

Un résumé exécutif est disponible sous la référence :

ARPIN Isabelle (coord.), SARRAZIN François (coord.), BAL Guillaume, DROUET-HOGUET Nolwenn, DUMEZ Richard, PICHON Loan, REGNIER Alice, RENAULT Gaspard, BARNAUD Cécile, BAUDUIN Sarah, BESSA-GOMES Carmen, BILLET Philippe, BREITENMOSE-WÜRSTEN Christine, DUCHAMP Christophe, GIMENEZ Olivier, MATHEVET Raphaël, MOUNET Coralie, ROBERT Alexandre, VANDEL Jean-Michel, YOUNG Juliette, ZIMMERMANN Fridolin (2024). *Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx boréal en France. Résumé exécutif.*

1. Introduction

1.1. Rappel de la saisine

Le 18 mars 2022, Mme Barbara Pompili, ministre de la Transition écologique, et Mme Bérandère Abba, secrétaire d'État chargée de la biodiversité, ont saisi conjointement le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) et l'Office français de la biodiversité (OFB) pour la réalisation d'une expertise scientifique collective et technique (ci-après l'ESCO) visant à définir les « conditions de viabilité à terme » du lynx boréal (*Lynx lynx*) en France ainsi que d'une étude sur « les conditions de réussite (techniques, réglementaires, sociétales) préalables à la décision de recours à une opération de renforcement*¹ de population* » (ci-après l'Étude). À leur demande, l'ESCO et l'Étude s'appuient sur des approches complémentaires en écologie et en sciences humaines et sociales (voir Annexe 1).

Cette saisine vise à répondre à une recommandation du Conseil national de la protection de la nature (CNPN) formulée à l'issue de l'examen d'une première version du Plan national d'actions en faveur du Lynx boréal (ci-après PNA Lynx) (Gatti 2022) en décembre 2020. Mis en œuvre en 2022 pour une période de cinq ans, le PNA Lynx vient compléter le dispositif réglementaire protégeant le lynx boréal. Il ne prévoit aucune opération de réintroduction* ou de renforcement de population pendant sa période de validité mais recommande l'évaluation de la viabilité des populations de lynx boréal à l'échelle nationale. La saisine suit ses recommandations, en demandant de prêter une attention particulière à la situation du lynx boréal dans le massif des Vosges. Sur la base d'une démarche interdisciplinaire et avec une attention particulière à la situation du massif vosgien, l'ESCO et l'Étude ont respectivement pour mission :

- d'évaluer la viabilité des populations de lynx boréal en 2030 en France et l'effet d'un éventuel renforcement de ces populations sur leur viabilité ;
- d'identifier les conditions de réussite d'un tel renforcement, s'il devait être mis en œuvre.

1.2. Avertissement au lecteur

La littérature scientifique internationale désigne l'espèce *Lynx lynx* présente en Europe occidentale par le terme de lynx eurasien (*Eurasian lynx*). Toutefois, l'ESCO a choisi de retenir l'expression de lynx boréal qui est la plus courante en France et est, en particulier, utilisée dans les textes réglementaires.

La saisine porte sur l'évaluation de la viabilité du lynx boréal en France en 2030. Le panel d'experts et l'équipe projet ont mené cette évaluation en suivant les standards internationaux définis par l'UICN à savoir la projection du risque d'extinction sur 100 ans au-delà de 2030. Si

¹ Les termes suivis d'un astérisque sont définis dans le glossaire à la fin du rapport.

les populations actuelles de lynx boréal des Vosges, du Jura et des Alpes sont bien considérées, la potentialité d'installation d'autres populations dans des habitats favorables en France est prise en compte. Ces populations françaises étant fonctionnellement liées aux populations de Suisse et d'Allemagne, la viabilité de la métapopulation* de lynx boréal d'Europe occidentale est également analysée. Une analyse théorique de la viabilité de la métapopulation française indépendamment du devenir des autres populations d'Europe occidentale est néanmoins présentée.

Les analyses présentées dans ce rapport se sont en partie appuyées sur une enquête sociologique réalisée auprès d'acteurs des territoires concernés par la présence du lynx boréal. Afin de préserver leur anonymat, leurs nom et prénom ne sont pas mentionnés et toute indication permettant de les identifier a été supprimée. Lorsque des extraits d'entretiens* sont cités, ils sont écrits entre guillemets directement dans le texte pour les citations de quelques mots, ou en italique et en retrait pour les extraits plus longs. Ils sont accompagnés d'une indication sur le type d'acteurs dont les propos sont cités, sur le massif montagneux où a eu lieu l'entretien et d'un numéro. Par exemple : GAP_JURA_#2 pour un extrait d'entretien réalisé auprès d'un gestionnaire d'aire protégée dans le massif jurassien. La citation de ces extraits sert avant tout à illustrer la diversité des points de vue au sein de l'échantillon de personnes enquêtées (ci-après informateurs*) et n'implique en aucun cas que les auteurs de ce rapport approuvent ces points de vue ou valident les arguments avancés.

Pour des raisons de lisibilité, le document n'emploie pas l'écriture inclusive. Il convient de garder à l'esprit que les termes masculins utilisés regroupent le plus souvent des femmes et des hommes.

1.3. Organisation de l'ESCO

L'ESCO a été réalisée par l'équipe projet et le panel d'experts (ci-après « le panel »), sous la direction de la coprésidence, grâce aux moyens mis en oeuvre par le comité de pilotage. L'ensemble des membres du panel et de l'équipe projet sont désignés comme les « membres de l'ESCO ».

1.3.1. L'équipe projet

L'équipe projet, pluridisciplinaire, a été co-pilotée par deux personnes émanant des deux établissements sollicités par la saisine. Initialement composée de quatre personnes, elle s'est étoffée dès la mi-parcours de l'ESCO. Six personnes aux profils complémentaires ont contribué activement à ses travaux :

- Nolwenn Drouet-Hoguet, co-pilote de l'équipe projet, responsable de programmes grands prédateurs, Direction de la recherche et appui scientifique (DRAS), OFB, écologue et agronome ;

- Richard Dumez, co-pilote de l'équipe projet, maître de conférences du MNHN, UMR Éco-anthropologie, ethnoécologue ;
- Guillaume Bal, chargé de recherche secrétariat scientifique « Gestion adaptative » des espèces, PatriNat (OFB-MNHN), biologiste et modélisateur ;
- Gaspard Renault, chargé de recherche « Expertise SHS sur le lynx boréal en France », MNHN, UMR Éco-anthropologie, anthropologue ;
- Loan Pichon, chargée d'étude « Lynx » pour l'Étude, UMR Centre d'écologie et des sciences de la conservation (CESCO), biologiste de la conservation ;
- Alice Régnier, chargée d'étude « Caractérisation écologique et socio-économique des territoires occupés par le lynx boréal », MNHN (DGDREVE Expertise), géographe.

L'équipe projet et la co-présidence ont conduit les missions suivantes :

- Organiser et mettre en œuvre l'ESCO, dans le respect des attentes de la saisine,
- Participer à l'animation du panel,
- Contribuer à l'état des lieux des connaissances en écologie et en sciences humaines et sociales,
- Produire, traiter et analyser les données (enquêtes de terrain, modélisation, caractérisation socioécologique des territoires, frises chrono-systémiques...),
- Élaborer les différents livrables,
- Gérer les relations avec les services des deux établissements (OFB et MNHN).

1.3.2. Le panel d'expertes et d'experts

Le panel a été composé des quinze chercheurs en écologie et en sciences humaines et sociales indiqués ci-dessous, et co-présidé par deux personnes représentant ces grands domaines scientifiques (voir Annexe 2). Les membres du panel ont été choisis sur la base des critères suivants : compétence et rayonnement scientifiques, pluralité des disciplines dans le panel, diversité des structures de rattachement, parité des genres, francophonie.

- Isabelle Arpin, co-présidente du panel, ICFP à INRAE, HDR en sociologie, Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne (LESSEM). *Domaine d'expertise : relations aux animaux sauvages ; transformations contemporaines des manières d'étudier et de gérer la nature ; collaborations inter- et transdisciplinaires.*
- François Sarrazin, co-président du panel, professeur en écologie à Sorbonne Université, UMR Centre d'écologie et des sciences de la conservation (CESCO). *Domaine d'expertise : écologie de la conservation ; viabilité des populations transloquées ; éthique environnementale.*

- Cécile Barnaud, chargée de recherche INRAE, UMR Dynamiques et écologie des paysages agriforestiers (Dynafor), *Domaine d'expertise : géographie sociale de l'environnement; interactions société-agriculture-biodiversité; représentations sociales; relations de pouvoir; processus de collaboration et de négociation dans la gestion de l'environnement et des territoires.*
- Sarah Bauduin, chargée de recherche sur les grands carnivores, OFB, Service Conservation et Gestion des Espèces à Enjeux, Direction de la Recherche et Appui Scientifique. *Domaine d'expertise : modélisation et analyse de données; modélisation individu-centrée, dynamiques spatiales et temporelles des populations de loups et de lynx.*
- Carmen Bessa-Gomes, maîtresse de conférences AgroParisTech, UMR Écologie Systématique Évolution (ESE). *Domaine d'expertise : biologie de la conservation; dynamique de population; écologie comportementale; Lynx pardelle (Lynx pardinus).*
- Philippe Billet, professeur agrégé des Facultés de droit, Directeur de l'Institut de droit de l'environnement, Université Lyon 3. *Domaine d'expertise : droit administratif; droit de l'environnement; protection juridique de la biodiversité.*
- Christine Breitenmoser-Würsten, biologiste de la faune sauvage, Fondation KORA, Écologie des carnivores et gestion de la faune sauvage (Suisse). *Domaine d'expertise : conservation du lynx en Suisse; génétique, santé et démographie du lynx.*
- Christophe Duchamp, chargé de recherche OFB, Service Conservation et Gestion des Espèces à Enjeux, Direction de la Recherche et Appui Scientifique. *Domaine d'expertise : suivi patrimonial des grands carnivores, dynamiques des populations et des communautés, gestion et conservation de la faune sauvage.*
- Olivier Gimenez, directeur de recherche CNRS, UMR Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE). *Domaine d'expertise : écologie des populations; biostatistiques et dynamique de populations; science de la conservation.*
- Raphaël Mathevet, directeur de recherche CNRS, UMR Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE). *Domaine d'expertise : sciences de la conservation; géographie animale; political ecology; politiques de conservation et dispositifs de gestion concertée des territoires et des aires protégées.*
- Coralie Mounet, chargée de recherche CNRS, UMR Politiques publiques, action politique, territoires (PACTE). *Domaine d'expertise : géographie de l'environnement; relations humains et animaux sauvages; territoires humains et spatialités animales.*
- Alexandre Robert, professeur au MNHN, UMR Centre d'écologie et des sciences de la conservation (CESCO). *Domaine d'expertise : biologie de la conservation; génétique des populations; dynamique des populations; démographie évolutive.*

- Jean-Michel Vandel, technicien recherche OFB, Service Conservation et Gestion des Espèces à Enjeux, Direction de la Recherche et Appui Scientifique. *Domaine d'expertise : conservation et gestion des prédateurs mammifères.*
- Juliette Young, directrice de recherche INRAE, UMR Agroécologie. *Domaine d'expertise : écologie et sciences politiques ; conflits entre conservation de la biodiversité et autres activités humaines ; gestion des conflits ; transformation de conflits ; analyses qualitatives.*
- Fridolin Zimmermann, biologiste de la faune sauvage, Fondation KORA, Écologie des carnivores et gestion de la faune sauvage (Suisse). *Domaine d'expertise : conservation du lynx en Suisse ; capture et suivi du lynx (télémétrie, piégeage photographique) ; écologie et biologie du lynx ; modélisation de l'habitat, capture-recapture, dispersion.*

Afin de garantir l'intégrité scientifique et l'indépendance du panel, chaque membre a transmis une lettre d'engagement et une déclaration d'intérêts préalable à l'exercice d'une mission d'expertise suivant le modèle de déclaration proposé dans le cadre de l'arrêté du 17 décembre 2021, pris en application du décret n° 2021-1448 du 4 novembre 2021 relatif à la déclaration d'intérêts préalable à l'exercice d'une mission d'expertise prévue par l'article L. 411-5 du code de la recherche (voir Annexes 3 et 4).

L'ESCO a également bénéficié de l'expertise de personnes extérieures au panel, qui ont été sollicitées ponctuellement afin de compléter et enrichir les réflexions et analyses du panel :

- Cécile Albert, chargée de recherche à l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale (IMBE). *Interface entre écologie du paysage, modélisation écologique, biogéographie et écologie fonctionnelle des plantes.*
- Justine Shanti Alexander, Collaboratrice externe pour l'Université de Lausanne, directrice nationale du programme Wildlife Conservation Society Mongolie. *Spécialiste de la panthère des neiges.*
- Nathéo Beauchamp, doctorant à l'Université Grenoble Alpes et à INRAE, Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne (LESSEM). *Effets du climat sur la croissance et la mortalité des arbres à l'échelle individuelle ; simulation de la résilience des peuplements aux tempêtes.*
- Laurent Bergès, IDAE à INRAE, Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne (LESSEM). *Écologie forestière, écologie historique, écologie de la conservation.*
- Roméo Bondon, doctorant en géographie au CEFE.
- Guillaume Christen, chercheur postdoctoral, UMR Sociétés, acteurs et gouvernement en Europe (SAGE, CNRS-Université de Strasbourg). *Sociologie de l'environnement ; controverses environnementales liées à l'acceptation sociale du lynx ; programme Life sur la réintroduction des lynx dans le Palatinat (à reprendre/compléter).*

- Benoît Courbaud, ICPEF à INRAE, Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne (LESSEM). *Étude de la dynamique des peuplements forestiers à l'échelle des arbres et des petits peuplements.*
- Yue Dou, *assistant professor* à l'Université de Twente. *Analyse et modélisation spatiale.*
- Nicolas Lescureux, chargé de recherches CNRS, UMR Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive (CEFE). *Ethno-écologie.*
- Louise Monin, doctorante en ethnologie à l'UMR 7186 LESC - Paris Nanterre. *Relations entre les habitants du massif jurassien, le lynx boréal et les autres espèces animales.*
- Alain Morand, responsable d'études en environnement au Cerema. *Biodiversité, aménagement et infrastructure.*
- Victoria Platini, chargée de mission biodiversité et aménagement au Cerema. *Évolution future du réseau de transport routier et impact sur le lynx.*
- Wilfried Thuiller, directeur de recherche CNRS, Laboratoire d'écologie alpine. *Écologie et modélisation spatiale et temporelle de la biodiversité et des écosystèmes.*
- Patrick Vallet, chargé de recherche à INRAE, Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne (LESSEM). *Modélisation de la dynamique forestière, du peuplement jusqu'au massif.*
- Peter Verburg, professeur de géographie spatiale à l'université d'Amsterdam. *Analyse des changements d'usage des sols, analyse et modélisation spatiale.*
- Cecilia Zagaria, postdoctorante à l'université de Wageningen. *Modélisation spatiale multi-agents, approches participatives.*

L'ESCO relève de la seule responsabilité des membres de l'ESCO et n'engage en rien les personnes qui ont été ponctuellement consultées.

1.3.3. Le comité de pilotage

En lien avec les commanditaires, le comité de pilotage (ci-après Copil) a :

- suivi la bonne exécution du projet ;
- validé la composition du panel et l'organisation du travail ;
- défini les orientations opérationnelles et stratégiques ainsi que les priorités de travail en cohérence avec les moyens disponibles ;
- arbitré les demandes de moyens supplémentaires ;
- défini les modalités de diffusion des résultats et des échanges avec les parties prenantes ;
- validé les productions finales avant leur diffusion.

Outre la co-présidence du panel et les co-pilotes de l'équipe projet, ont participé au Copil les représentants des institutions sollicitées, MNHN et OFB :

- Nirmala Séon-Massin, directrice de la Direction de l'Expertise (DirEx), MNHN.
- Michel Salas, directeur de la Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique (DRAS), OFB.
- Romuald Berrebi, adjoint au directeur de la DRAS en charge de l'expertise et du conseil scientifique, OFB.
- Patrick Haffner, chef de l'équipe Médiation, publication et enseignement, Patrinat (OFB-MNHN).

Ces quatre représentants du MNHN et de l'OFB ont interagi autant que de besoin avec les commanditaires de la saisine et des représentants des administrations intéressées par la saisine initiale (DREAL, AE...), afin de favoriser une bonne adéquation du travail avec les enjeux soulignés dans la lettre de saisine et sa valorisation.

1.4. Composition du corpus bibliographique

Les différents volets de la saisine (enquête sociologique, analyse de viabilité, l'Étude) ont reposé sur une diversité de connaissances sur l'espèce considérée et les socioécosystèmes avec lesquelles elle interagit. Compte tenu de la perspective interdisciplinaire de l'ESCO et du volume de la littérature disponible, une revue systématique de la littérature a d'abord été envisagée. Cependant, une présentation à laquelle ont assisté plusieurs membres de l'équipe projet a mis en évidence l'impossibilité de mettre en œuvre cette méthode de synthèse de la connaissance dans les délais impartis à l'ESCO. L'ESCO s'est donc en définitive appuyée sur un corpus bibliographique constitué des références citées dans le rapport du PNA Lynx (Gatti 2022), complétées par les membres du panel d'experts. Ce corpus documentaire a ensuite été progressivement enrichi en fonction des orientations prises par le panel d'experts lors du travail de scénarisation, d'enquête et de caractérisation socioécologique des territoires de présence du lynx boréal en France. Il comprend finalement plus de 750 documents issus de la littérature scientifique et grise, française et internationale, qui ne sont pas toutes centrées sur le lynx boréal. Seules sont indiquées les références directement mobilisées. Elles sont indexées dans la bibliographie en fin de rapport.

1.5. Structure du document

Tout au long de l'ESCO, la co-présidence, l'équipe projet et le panel d'experts ont eu la volonté d'intégrer pleinement leurs travaux dans une démarche interdisciplinaire. Cette intégration a impliqué de mener conjointement les diverses approches nécessaires en sciences humaines et sociales et en sciences de la nature, en les mettant en dialogue pour répondre au mieux aux attentes de la saisine. Elle se traduit dans la structure même de ce document.

Introduction comprise, l'ESCO se compose de sept parties, suivies d'annexes, d'une bibliographie et de remerciements. La deuxième partie présente les éléments sur le lynx boréal dont la connaissance est nécessaire à l'exploration et à la compréhension de sa viabilité et des relations des différents groupes d'acteurs avec cette espèce. Ces éléments concernent sa biologie et son écologie, l'histoire de ses populations en France et à l'étranger, son statut juridique et les mesures réglementaires favorables à sa conservation, en France et dans d'autres pays européens. Une grande partie de ces informations préexistaient à l'ESCO.

La troisième partie introduit les approches retenues pour répondre à la saisine : les principes d'une analyse de viabilité de population, les modalités de l'enquête sociologique réalisée pour documenter les représentations et perceptions du lynx boréal et, plus généralement, les relations contemporaines avec l'espèce, ainsi que la méthode adoptée pour délimiter et caractériser d'un point de vue socioécologique les territoires* favorables au lynx boréal. L'ensemble de ces approches ont nourri l'approche socioécologique de la viabilité des populations de lynx boréal en France dont les grands traits sont ensuite présentés : sont ici notamment indiqués les horizons spatiaux et temporels retenus pour modéliser la viabilité de la population, les facteurs écologiques, génétiques et sociologiques pris en compte, les types de modèles (démographique et démo-génétique) et les métriques utilisées (par exemple, le risque d'extinction).

La quatrième partie apporte des éléments sur les manières de vivre avec le lynx boréal en France, complétés par des éléments issus de l'expérience d'autres pays : elle commence par la présentation de deux frises chrono-systémiques à l'échelle l'une de la France, l'autre du massif vosgien, fondée sur les approches présentées dans la partie précédente (éléments d'histoire des populations de lynx boréal, statut juridique, caractérisation socioécologique des territoires favorables à l'espèce, enquête sociologique). Elle se poursuit avec la présentation des résultats issus de l'enquête sociologique, relatifs d'une part aux représentations et perceptions du lynx boréal et, d'autre part, aux manières de vivre la nature et, en particulier, le lynx boréal dans les principaux groupes d'acteurs enquêtés.

La cinquième partie traite du développement des scénarios envisagés dans l'ESCO pour explorer la viabilité du lynx boréal sur le siècle suivant et comparer les effets respectifs de différentes options de gestion, comme le renforcement des populations et l'amélioration de la connectivité*, sur la viabilité de ses populations : une explication de la méthode générale de travail précède la présentation des différents scénarios envisagés et des paramètres initiaux retenus pour les modèles démographiques et démo-génétiques.

Les résultats de la modélisation de la viabilité du lynx boréal à différentes échelles spatiales et sous différents scénarios sont présentés dans la sixième partie, en mettant en évidence les différences et les convergences entre les modèles démographiques et démo-génétiques utilisés. La septième partie expose les conditions de validité et les limites du travail réalisé dans le cadre de l'ESCO, dégage ses principaux enseignements et se clôt par une série de recommandations pour la conservation du lynx boréal en France.

Les annexes apportent des compléments d'information sur les conditions de réalisation de l'ESCO, l'enquête sociologique, la modélisation des capacités de charge des habitats favorables au lynx boréal et à la modélisation démo-génétique de sa viabilité. Toutes les références citées dans le document sont listées dans la bibliographie.

2. Écologie, histoire et statut juridique du lynx boréal

2.1. Éléments de biologie et d'écologie du lynx

2.1.1. Systématique et distribution

Le genre *Lynx* comporte quatre espèces :

- Deux sont présentes en Europe :
 - Le lynx boréal aussi nommé eurasien (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758), sur lequel porte l'ESCO, est le plus grand félin sauvage présent en Europe dont la France. Son aire de répartition est l'une des plus vastes de tous les félins, couvrant toute l'Eurasie, de l'Atlantique au Pacifique avec une présence renseignée légèrement au-delà du cercle polaire nord (Jackson & Nowell 1996). La sous-division phylogénétique de l'espèce est toujours en discussion. Kitchener *et al.* (2017) distinguent neuf sous-espèces de lynx boréal (*Lynx lynx*) au niveau mondial tandis que Burgin *et al.* (2020) en distinguent six. En revanche, ces différents auteurs s'accordent pour identifier trois sous-espèces en Europe (voir Figure 1) : le lynx nordique, *L.l. lynx* (Linnaeus 1758), le lynx des Carpates, *L.l. carpathicus* (Heptner & Sludskii 1972) et le lynx des Balkans, *L.l. balcanicus* (Bureš 1941). Le rattachement de *L.l. balcanicus* à *L.l. dinniki* reste discuté. En Europe, plusieurs ensembles de populations sont présents pour lesquels plusieurs sous-espèces sont décrites (Bonn Lynx Expert Group 2021)(voir Figure 2).
 - Le lynx pardelle ou ibérique (*Lynx pardinus*) est endémique de la péninsule ibérique et est présent en Espagne et au Portugal. Espèce en sursis dans les années 2000, son statut a évolué favorablement ces dernières années grâce aux actions de conservation menées dans le cadre du programme Life + IBERLINCE (I, II & III), faisant passer l'espèce du statut de conservation « En danger critique d'extinction » (CR) au statut de conservation « En danger » (EN) (Rodríguez & Calzada 2017) (voir <https://lifelynxconnect.eu/censos/>).
- Deux autres sont présentes sur le continent américain :
 - le lynx roux (*Lynx rufus*), ou « bobcat », présent au Canada, aux États-Unis et au Mexique,
 - le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), présent au Canada et aux États-Unis.

Les trois dernières espèces (lynx ibérique, roux et canadien) sont de tailles plus réduites que le lynx boréal et se nourrissent préférentiellement de lagomorphes, écureuils, de petits rongeurs, plus rarement d'ongulés, mais aussi d'oiseaux (du moins le lynx canadien) et de reptiles, notamment pour le lynx roux (Rose & Prange 2015; Ivan & Shenk 2016; Parrish 2021).

FIGURE 1

Distribution des différentes sous-espèces de lynx boréal (*Lynx lynx*). D'après Breitenmoser et Breitenmoser-Würsten (2008). *LX* : *L.l. lynx* (lynx nordique, forme nominale, Europe du nord et Sibérie occidentale) ; *CA* : *L.l. carpathicus* (lynx des Carpathes) ; *MA* : *L. l. balcanicus syn. Lynx lynx martinoi* (lynx des Balkans), *DI* : *L.l. dinniki* (lynx du Caucase), *IS* : *L.l. isabellinus* (lynx du Tibet), *WA* : *L.l. wardi* (lynx de l'Altaï), *KZ* : *L.l. kozlovi* (lynx du Baïkal), *WR* : *L.l. wrangeli* (lynx de Sibérie orientale), *ST* : *L.l. stroganovi* (lynx de l'Amour)

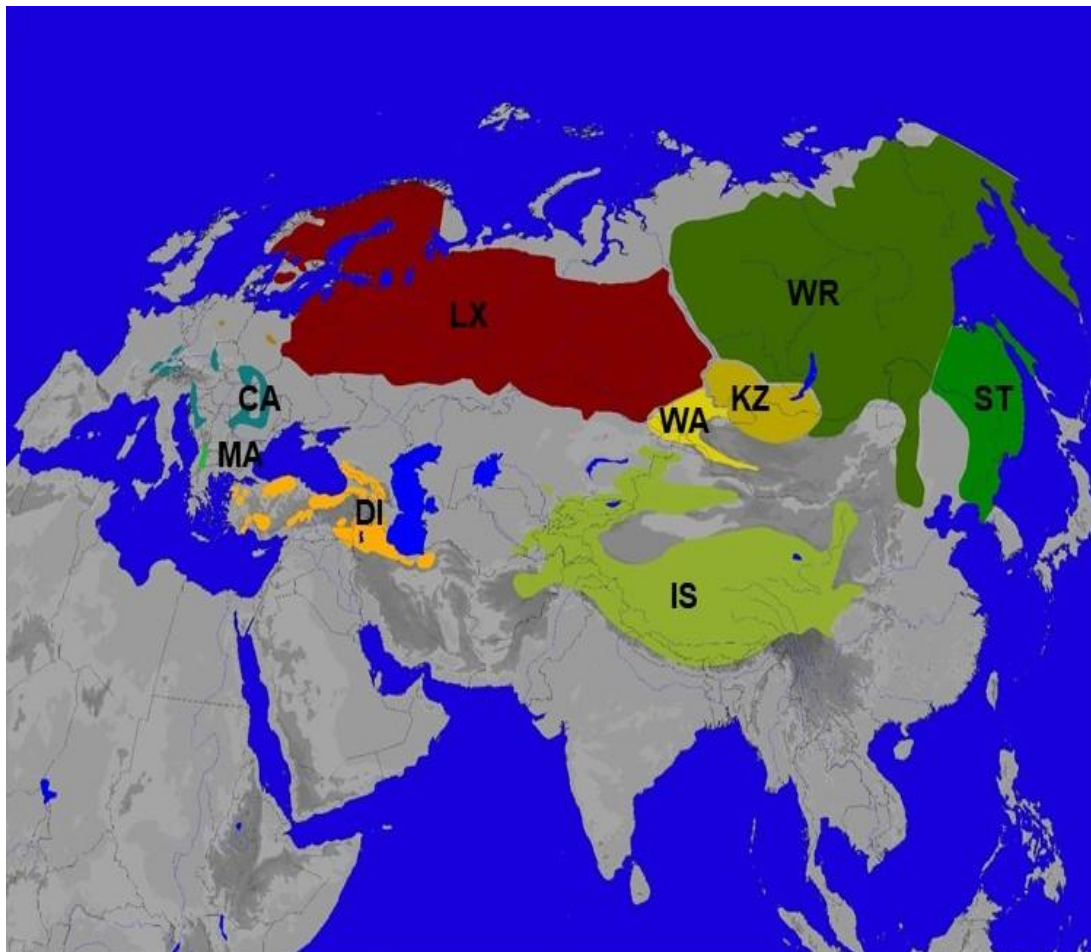
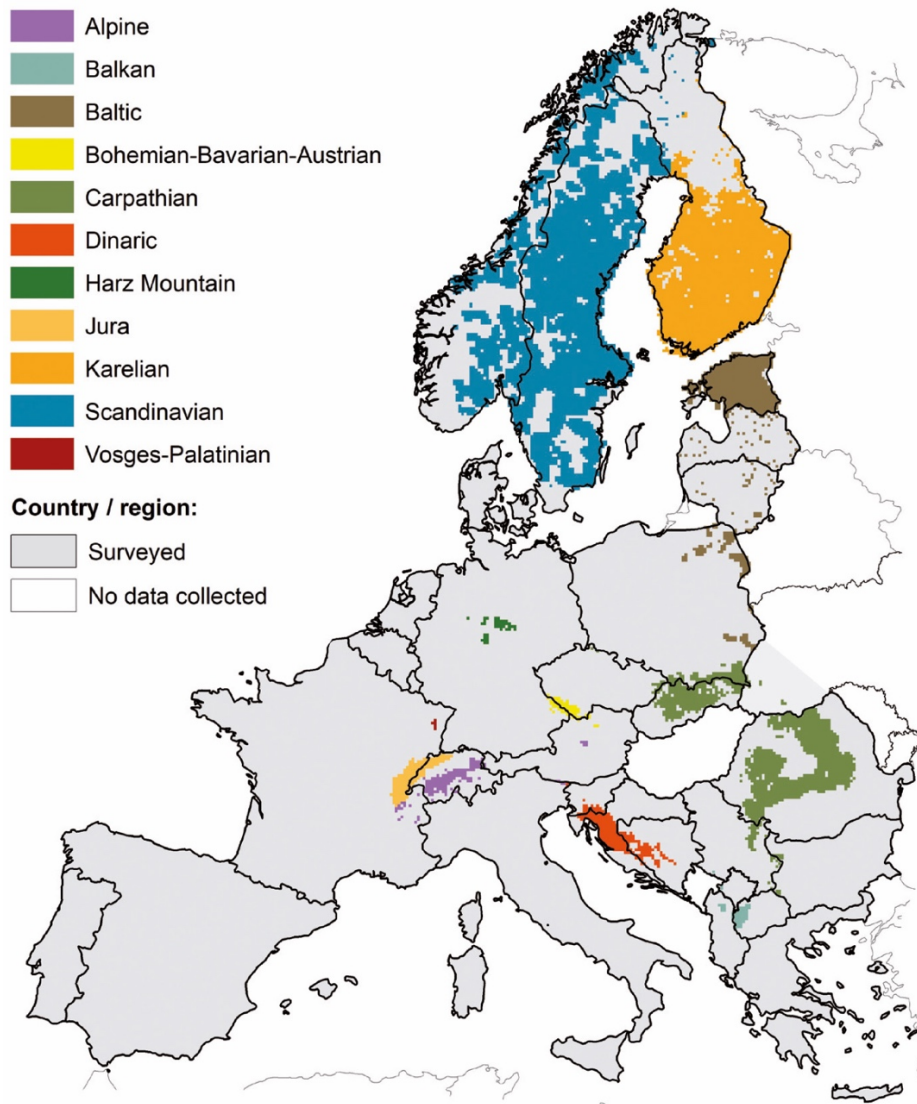


FIGURE 2

Aire de présence* permanente des populations de lynx boréal en Europe pour la période 2012-2016. D'après von Arx *et al.* (2021). NB: Les codes couleur ne seront pas réutilisés dans la suite du document.

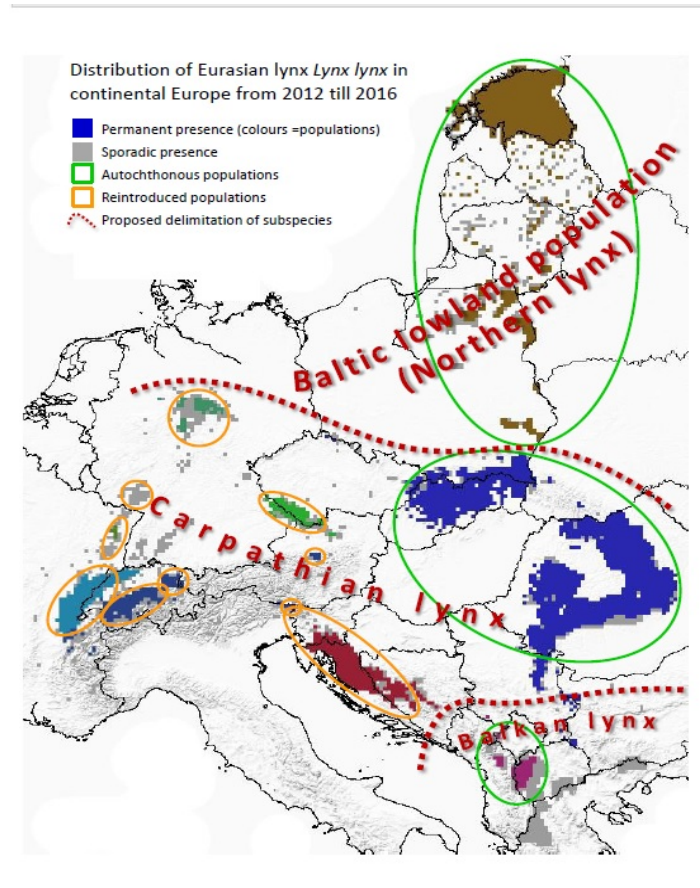


2.1.2. Répartition géographique de *Lynx lynx carpathicus* et diversité génétique des différentes populations locales

Concernant le lynx boréal, si les différences ne sont pas suffisantes pour identifier un niveau de sous-espèce, l'état actuel des connaissances indique la présence de trois lignées génétiques distinctes en Europe continentale, qu'il convient de traiter en tant qu'unités significatives évolutives (USE) distinctes (*evolutionary significant unit*, ESU) : les USE Baltique, Carpates et Balkanique (Bonn Lynx Expert Group 2021) (Figure 3).

FIGURE 3

Distribution européenne (hors Scandinavie) de *Lynx lynx* pour la période 2012-2016. D'après Bonn Lynx Expert Group (Bonn Lynx Expert Group 2021) (2021). *Ellipses vertes : trois lignées génétiques distinctes à conserver (ESU). Lignes pointillées : délimitation approximative de l'aire de distribution de ces trois lignées pour les projets de renforcement et réintroduction. Lignes orange : populations réintroduites.*



Plusieurs sources sont à l'origine des populations actuelles de lynx boréal des Carpates : (i) une provenance autochtone dans les Carpates, (ii) des réintroductions en Europe occidentale à partir des lynx des Carpates, ainsi que (iii) quelques individus de zoos de source inconnue.

La majorité des lynx réintroduits en Europe centrale et occidentale sont issus du lynx des Carpates. En revanche, les lynx réintroduits dans les montagnes du Harz (Allemagne) sont issus de zoos et d'origine incertaine (Breitenmoser et Breitenmoser-Würsten 2008). Des études génétiques réalisées à posteriori sur cette population identifient une structure génétique contenant un mélange de gènes du lynx des Carpates, du lynx nordique et du lynx des Balkans (Mueller *et al.* 2020, 2022). De même, les programmes de réintroduction menés successivement en Pologne ont fait appel à un mélange de lynx élevés en captivité et/ou prélevés en populations sauvages. Dans le Parc national de Kampinos, 30 lynx tous d'origine captive (Zoo d'Allemagne, Suède et Finlande) ont été réintroduits en 1993 et 2000. Dans la Forêt de Pisz, quatre lynx d'origine captive ont été réintroduits entre 2003 et 2006. D'autres lâchers ont eu lieu dans la forêt de Pisz et dans la forêt voisine de Napiwoda-Ramuki sur la période 2012-2015 faisant appel à une combinaison d'animaux sauvages provenant de zoos

et d'individus sauvages transloqués (Skorupski *et al.* 2022). Comme il s'agissait d'individus de même source que pour les montagnes du Harz, il est probable qu'il y ait eu plusieurs sous-espèces. Enfin, entre 2019 et 2021, 61 individus d'origine balte et nés en captivité ont été relâchés dans la province de Poméranie occidentale en Pologne (Skorupski *et al.* 2022).

Les populations françaises de lynx boréal se sont quant à elles développées à partir d'individus réintroduits dans le Jura et les Alpes Suisses, dans les Vosges puis dans le Palatinat (Allemagne) (voir 2.2 pour détails). Les lynx présents en France sont ainsi majoritairement issus de la souche des Carpates *Lynx lynx carpathicus*.

Populations et métapopulations

Les populations de lynx des Carpates établies en Europe centrale et occidentale sont généralement de petite taille et présentent une faible diversité génétique en raison du nombre restreint d'individus fondateurs et de leur isolement persistant (Bonn Lynx Expert Group 2021). Toutefois, des dispersions occasionnelles, en particulier de lynx mâles (Drouet-Hoguet *et al.* 2021), entre massifs montagneux adjacents montrent que ces populations pourraient probablement former une métapopulation plus importante si l'espèce parvenait à coloniser tous les massifs montagneux importants.

La France est positionnée au carrefour de plusieurs populations transfrontalières de lynx boréal et de territoires propices potentiellement colonisables (Morvan, Massif central, Alpes françaises...). Elle joue de ce fait un rôle important pour la conservation de l'espèce à large échelle, notamment pour la sécurisation de la métapopulation d'Europe occidentale. Actuellement, le territoire national héberge trois populations : une population transfrontalière dans le Jura et deux toutes petites populations, une dans les Vosges et une dans le nord des Alpes (OFB, Réseau Loup-lynx). Au-delà des frontières hexagonales, plusieurs grandes populations de lynx boréal ou métapopulations ont été identifiées. Les populations de lynx boréal présentes sur le territoire français sont concernées d'une part par la métapopulation du Rhin Supérieur constituée des populations jurassiennes française et suisse, de la population vosgienne-palatine (France/Allemagne) ainsi que des quelques individus présents en Forêt Noire et dans le Jura souabe (*Schwäbische Alb*) en Allemagne (Bonn Lynx Expert Group 2021) ; d'autre part, la population alpine constituée des lynx présents sur l'arc alpin en France et Suisse (Molinari-Jobin *et al.* 2021 ; Bonn Lynx Expert Group 2021). L'ensemble de ces populations constitue une partie de ce qui est désigné dans l'ESCO comme la métapopulation d'Europe occidentale.

L'un des enjeux majeurs à terme pour la conservation du lynx boréal est de sécuriser les échanges d'individus et d'assurer des flux de gènes entre ces petites populations au sein des métapopulations.

Connectivité fonctionnelle, flux de gènes et diversité génétique

La connexion fonctionnelle entre les populations décrites est globalement faible (voir Encadré 1 pour les flux observés). La fragmentation de l'habitat et la tendance en particulier des lynx femelles subadultes à rester ou revenir à l'endroit où elles sont nées

(philopatrie) concourent à rendre difficile le franchissement des barrières telles que des autoroutes (Zimmermann *et al.* 2007 ; Port *et al.* 2020).

Pour les populations alpine et vosgienne-palatine, la majorité des individus sont localisés dans les Alpes suisses ou le Palatinat allemand respectivement, donc peu sur le territoire national (OFB, Réseau Loup-lynx). La viabilité locale de ces populations sur le territoire français est d'autant plus dépendante de leurs échanges avec les populations de lynx boréal voisines.

ENCADRÉ 1

Mouvements inter massifs et de dispersion de lynx boréal

De rares échanges entre massifs, en particulier de mâles, ont été renseignés (voir Drouet-Hoguet *et al.* 2021). Il est probable que la dispersion soit sous-estimée du fait de biais méthodologiques (du fait d'une couverture géographique des pièges photographiques et de suivis télémétriques très limités). Concernant le Jura, dix-huit mouvements vers les massifs adjacents ont été documentés pour la période 2004 à 2018 (Drouet-Hoguet *et al.* 2021). Neuf lynx se sont déplacés vers les Alpes, six vers la forêt noire et le Jura souabe, un vers les Vosges (Hurstel, Arnaud & Laurent, Alain 2016) et deux vers le plateau suisse (Tableau 1).

TABLEAU 1

Mouvements inter massifs de lynx boréal depuis le Jura documentés sur la période 2006 à 2020 (Drouet-Hoguet et al. 2021). Nom, sexe, dernière observation dans le massif du Jura (mois/année), destination, première détection à destination (mois/année), distance parcourue (somme des distances entre des localisations consécutives depuis la première localisation à la dernière localisation, reproduction connue (oui/non). A: Piège photographique B: Télémétrie.

Identité de l'individu	Sexe	Dernière observation dans le massif jurassien (mois/année)	Destination	Première détection à destination (mois/année)	Distance parcourue (km)	Reproduction
R67 ^a	?	02/2004	Alpes suisses centrales	03/2006	75	?
B296 ^a	m	01/2011	Plateau suisse	08/2012	60	oui
B288 ^a	f	01/2011	Plateau suisse	08/2012	25	oui
B232 ^a	m	02/2011	Alpes suisses du nord-est	02/2012	240	?
B328 ^a	m	10/2012	Forêt noire allemande	03/2013	70	non
F39_049 ^a	?	12/2012	Chartreuse, Alpes françaises	10/2013	154	?
TALO ^b	m	05/2013	Haute-Savoie, Alpes françaises	05/2014	70	?
FRIEDL ^a	m	05/2014	Forêt noire allemande	04/2015	130	non
BINGO ^a	m	06/2014	Vosges, France	03/2015	178	?
B430 ^a	m	09/2014	Forêt noire allemande	02/2015	200	non
F01_049 ^a	?	03/2015	Savoie, Alpes françaises	03/2016	57	?
B618 ^a	m	06/2015	Jura Souabe allemand	06/2015	185	non
B656 ^a	?	12/2016	Chartreuse, Alpes françaises	06/2017	85	?
LIAS ^a	m	02/2017	Jura Souabe allemand	02/2017	290	non
F01_053 ^a	m	06/2017	Chartreuse, Alpes françaises	12/2017	130	?
TONI ^a	m	05/2019	Forêt noire allemande	12/2019	97	non
F01_059 ^a	f	01/2020	Savoie, Alpes françaises	02/2020	9	?
2117 ^a	?	02/2020	Haute-Savoie, Alpes françaises	05/2020	27	?

La situation génétique du lynx boréal dans le Jura

Les lâchers et la phase d'établissement de la population de lynx boréal dans le Jura suisse sont peu documentés (Breitenmoser et Baettig 1992; Breitenmoser et Breitenmoser-

Würsten 2008). De toute évidence, seuls quelques animaux ont participé à la fondation de la population (voir 2.2.1). Cependant, le niveau de diversité génétique de la population du Jura, d'emblée plus élevé que celui de la population des Alpes du nord-ouest, a augmenté au fil des années. Cette augmentation peut s'expliquer du fait d'animaux fondateurs présentant une variabilité génétique plus importante, d'une plus grande dynamique initiale de la population et de l'immigration effective d'au moins deux animaux depuis les Alpes. L'hétérozygotie* observée aujourd'hui est de 0,53 (Breitenmoser-Würsten *et al.* en prép.). Une publication récente indique une faible variation génétique sur la population jurassienne avec une hétérozygotie observée de 0,36 (Huvier *et al.* 2023). Les différences entre ces résultats peuvent s'expliquer pour partie du fait de l'utilisation de jeux de marqueurs moléculaires différents, ceux utilisés par Huvier *et al.* (2023) n'étant pas optimisés pour le lynx des Carpates. Huvier *et al.* (2023) concluent que cela pourrait compromettre la persistance de la population française à l'échelle de 30 ans. Cependant, bien que le déficit de variation génétique dans les populations de lynx boréal d'Europe occidentale soit désormais bien établi (Breitenmoser & Obexer-Ruff 2003; Breitenmoser-Würsten *et al.* en prép.), un tel diagnostic génétique est très insuffisant pour estimer la viabilité de la population à court, moyen et long terme sans prise en compte explicite et documentée de processus démographiques et de recherches prospectives quant aux dynamiques environnementales et sociétales.

La situation génétique du lynx boréal dans le nord-ouest des Alpes suisses (cantons de Berne, Fribourg et Vaud)

Le nombre d'individus ayant contribué à la fondation de cette population est estimé à seulement huit à dix. Malgré des pertes importantes en phase d'installation, une augmentation notable de la population a été enregistrée vingt ans après les lâchers, ce qui s'est traduit par des effectifs importants à la fin des années 1990. L'importance des destructions légales et illégales à cette période a entraîné un déclin important de la population (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2001) et donc un nouveau goulot d'étranglement génétique. La population n'a recommencé à augmenter qu'à partir de 2015 (Zimmermann *et al.* 2018). En raison de la longue durée du goulot d'étranglement après les lâchers dans les années 1970, la diversité génétique a diminué par dérive génétique*. L'effet fondateur était fort et la population avait dès le début perdu beaucoup de la variabilité génétique de la population source. L'hétérozygotie observée est aujourd'hui de 0,41 contre 0,59 dans la population d'origine des Carpates (Breitenmoser-Würsten *et al.* en prép.).

Le faible nombre et l'origine commune des individus fondateurs de chaque population et la dispersion limitée des individus du fait notamment de la connectivité réduite entre les massifs réduisent la diversité génétique dans les populations locales et augmentent la consanguinité* et les risques associés (Breitenmoser et Obexer-Ruff 2003). Si les conséquences d'une faible diversité génétique sur les populations de lynx boréal restent aujourd'hui peu connues, l'ESCO considère l'hypothèse d'un impact négatif sur la survie à long terme des populations.

2.1.3. Démographie du lynx boréal

Reproduction

La majorité des individus commencent à se reproduire à deux ans pour les femelles et à trois ans pour les mâles (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007; Nilsen *et al.* 2012; Engleder *et al.* 2019). Exceptionnellement, des femelles se reproduisent à l'âge d'un an (Engleder *et al.* 2019) et des mâles atteignent la maturité sexuelle avant leur deuxième année (Kvam 1991).

Le lynx boréal est considéré comme un reproducteur saisonnier strict (Henriksen *et al.* 2005), avec une seule reproduction par an. Les femelles ne présentent normalement qu'un seul cycle ovulatoire avec une phase d'œstrus* de deux à trois jours déclenchée par le comportement d'accouplement (Jewgenow *et al.* 2014). L'ovulation est toujours induite, que cela soit la première portée de l'année ou des portées de remplacement.

La période de rut s'étend de mi-février à mi-avril avec un pic dans la deuxième moitié de mars. Durant cette période, le mâle et la femelle peuvent rester quelques jours ensemble et s'accoupler fréquemment (Stehlik 1983). Cependant, toutes les femelles ne se reproduisent pas chaque année. Pour le Jura et les Alpes suisses, en moyenne 84 % et 88 % des femelles se reproduisent (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2001, 2007). Les principaux facteurs de variation du taux de reproduction dans des populations scandinaves semblent être la disponibilité en proies et la proportion de femelles qui se reproduisent dès l'âge de deux ans (Andrén *et al.* 2002; Nilsen *et al.* 2012). Les naissances ont lieu en mai-juin, après une gestation de 72 jours en moyenne. Quelques cas de portées tardives (août) ont été observés en milieu naturel, à la suite de la perte de la portée en mai (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007) ou, plus rarement, sans qu'une première portée ait été détectée (Mattisson *et al.* 2020). La taille des portées est relativement constante, avec une moyenne de deux petits et un maximum de quatre (Nilsen *et al.* 2012; Gaillard *et al.* 2014).

Les sites de mise bas sont des espaces naturels discrets et protégés des intempéries, de taille réduite et plus ou moins profonds, autorisant le passage de la femelle mais sans excavation de sa part. Ils concernent des anfractuosités ou petites grottes à la taille de la mère, des espaces dans des pierriers ou des caches sous des surplombs rocheux. Ils peuvent également se rencontrer dans des petits conduits karstiques ou galeries juste assez larges pour laisser passer la femelle, sous des souches, et dans l'espace créé par la chute d'un arbre, y compris le système racinaire, des branches basses ou des tas de branches mortes, des buissons tels les aulnes verts, ou d'anciens terriers de blaireau ou de renard (Boutros 2002).

À la naissance, les chatons sont aveugles et pèsent 250 à 300 g. Leurs facultés motrices, leur vue et leur capacité à réguler leur température sont très limitées jusqu'à l'âge de deux à trois semaines. La femelle peut ensuite régulièrement déplacer sa portée dans d'autres gîtes proches du gîte natal (distance de 27 à 1 500 m, moyenne de 541 m) (Boutros *et al.* 2007). La mère passe plus de temps en dehors du gîte et effectue des excursions plus longues à mesure que les jeunes grandissent. Ils commencent à s'aventurer hors du gîte à l'âge de quatre

semaines. La femelle amène les chatons pour la première fois auprès d'une proie à neuf semaines, âge auquel leurs dents de lait sont assez développées pour qu'ils puissent ingérer de la viande. Le mâle n'intervient pas dans l'élevage des jeunes.

Recherche de territoire et dispersion

Les mécanismes de dispersion déterminent la capacité de l'espèce à assurer une présence dans les territoires laissés vacants et la colonisation de nouveaux territoires. Ils couvrent un continuum allant des mouvements de recherche de territoire au sein des populations jusqu'à des mouvements entre populations. Généralement initiée par la mère, la séparation avec les jeunes lynx subadultes intervient en moyenne autour de leur dixième mois, entre mars et avril. Durant cette première phase d'indépendance, les subadultes peuvent rester quelques mois au sein du domaine vital* maternel, ce qui leur permettrait d'acquérir leurs premières expériences de chasse sur un territoire familial et favorable (Zimmermann *et al.* 2005; Samelius *et al.* 2012). Les jeunes lynx peuvent occuper des domaines vitaux temporaires de quelques mois puis s'établir sur des domaines vitaux définitifs à proximité de territoires occupés (Zimmermann 1998). Ce mode de dispersion de proche en proche peut également amener les subadultes à se disperser sur de longues distances quand les espaces vacants sont éloignés. Dans le cas où les territoires favorables au lynx boréal sont tous occupés, les individus peuvent entreprendre des déplacements sur un pas de temps long, parfois de plusieurs années, avant de trouver un territoire favorable disponible.

Définies comme la distance entre le centre arithmétique du territoire de naissance et le centre arithmétique du territoire d'installation (Zimmermann *et al.* 2005), les distances de dispersion varient grandement suivant les études : elles sont de 4 à 56 km dans les Alpes et 2 à 93 km dans le Jura pour la Suisse (par télémétrie) (Zimmermann *et al.* 2005), de 5 à 129 km pour la Pologne (Schmidt 1998), de 124 km pour la population baltique (Gajdárová *et al.* 2021) et vont jusqu'à 428 km en Scandinavie (USE Baltique) avec une distance moyenne de dispersion de 47 km pour les femelles et 148 km pour les mâles (Samelius *et al.* 2012).

Dans les espaces où l'habitat favorable est discontinu, la dispersion peut varier selon l'âge, le sexe et très probablement la personnalité des individus. D'une façon générale, les mâles subadultes dispersent plus loin que les femelles subadultes et les mâles sont plus enclins à franchir des habitats défavorables ou des barrières comme des infrastructures linéaires, y compris des portions grillagées (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2001), d'où un biais de dispersion en faveur des mâles (Samelius *et al.* 2012; Krojerová-Prokešová *et al.* 2019; Gajdárová *et al.* 2021).

En dehors de l'Europe du Nord (Samelius *et al.* 2012; Bagrade *et al.* 2016; Krojerová-Prokešová *et al.* 2019; Herrero *et al.* 2020; Gajdárová *et al.* 2021), il n'y a pas mention de dispersion de femelles au-delà de 100 km en Europe (Gajdárová *et al.* 2021). La réticence des femelles à disperser sur de plus longues distances, en particulier dans les paysages fragmentés, réduit la capacité de l'espèce à coloniser rapidement de nouvelles zones (Port *et al.* 2020).

La densité locale de lynx boréal peut varier au sein d'une même population. En utilisant la méthode de capture-recapture spatialement explicite, Gimenez *et al.* (2019) ont montré un gradient nord-sud (Doubs-Jura-Ain) de densité allant de 0,24 à 0,91 lynx/100 km² dans le massif jurassien français. Avec des méthodes similaires, la densité dans le nord-ouest des Alpes suisses a été estimée à 1,38-1,47 lynx /100 km² (Pesenti & Zimmermann 2013). Dans les populations de lynx autochtone, les densités variaient de 0,45 à 1,54 lynx /100 km² (Palmero *et al.* 2023) sur trois zones en Ukraine et Biélorussie. Elle était de 1,6 lynx pour 100 km² (Iosif *et al.* 2022) dans les Carpates roumaines.

Survie

Le lynx boréal peut vivre 15 à 20 ans en milieu naturel et plus d'une vingtaine d'années en captivité (Stehlik 2000; Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007). La mortalité est élevée la première année. Les périodes les plus critiques dans la survie des jeunes sont celles où ils commencent à sortir du gîte et la phase d'émancipation (Jędrzejewski *et al.* 1996; Boutros *et al.* 2007). La survie des subadultes et des adultes a fait l'objet de plusieurs estimations à partir de méthodologies différentes (radio-pistage jusque dans les années 2000, puis par piégeage photographique et reconnaissance des individus par photo-identification, en estimant la probabilité de détection par des modèles de capture-recapture spatial (SCR).

Sur la base de modèles de survie bayésiens multivariés, les auteurs ont constaté que la survie dépendait principalement de l'âge (environ 20 % de probabilité en moyenne d'atteindre l'âge de 15 ans), du sexe (la survie des femelles est 1,6 fois supérieure à celle des mâles), de la saisonnalité (risque le plus élevé pendant la chasse et l'hiver). Environ 50 % des chatons meurent avant d'atteindre l'âge de dispersion (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007, 2001).

Le taux de survie moyen est plus faible pour les subadultes que les adultes (Tableau 2). Un suivi par télémétrie en Scandinavie rapporte des taux de survie annuelle pour les juvéniles (0-1 an) de 0,215 [0,072] à 0,832 [+0,121] suivant les zones d'étude (Andrén *et al.* 2006). Dans le Jura et les Alpes suisses, les études rapportent respectivement 43-49 % et 41 % de chatons vivants avant dispersion sur la base d'observations et suivis télémétriques (Boutros *et al.* 2007; Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007).

Le taux de survie varie également selon les sites pour des raisons mal élucidées mais tous les auteurs soulignent l'importance de l'influence considérable des causes de mortalité d'origine anthropique (voir *infra*). Une étude à large échelle (Premier *et al.* soumis) fondée sur des données de 668 individus suivis par télémétrie dans neuf populations européennes de lynx boréal rapporte une forte variation de survie selon les populations, avec une survie annuelle des adultes variant de 0,70 à 0,94.

Les taux de survie les plus élevés ont été enregistrés dans des régions bénéficiant de zones de protection stricte (Parc national de Bavière (Allemagne) et Parc national de Sumava (République tchèque)), ainsi qu'en Scandinavie où la chasse est légale dans certains secteurs. Le taux de survie pour la population jurassienne franco-suisse est l'un des plus faibles (respectivement 0,76 pour les adultes et 0,53 pour les subadultes) (Breitenmoser-Würsten *et*

al. 2007). Dans le nord-ouest des Alpes suisses, le taux de mortalité estimé au début des années 2000 était aussi très forte (respectivement 0,58 à 0,84 pour les adultes et 0,24 à 0,65 pour les sub-adultes) (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2001). 42,8 % des 21 individus réintroduits dans le massif vosgien ont été retrouvés morts dans les premières années ayant suivi les réintroductions (voir 3.1 Éléments d’histoire).

TABLEAU 2

Taux de survie du lynx boréal estimé en Europe

Site	Taux de survie moyen		Méthode	Références
	Adulte	Subadulte		
Massif jurassien (CH, F)	0,76	0,53	Suivi VHF	Breitenmoser-Würsten <i>et al.</i> 2007
Alpes suisses	0,58 à 0,84	0,24 à 0,65		Breitenmoser-Würsten <i>et al.</i> 2001
Forêt de Bialowieza (BLR, P)	0,63			Jedrzejewski <i>et al.</i> 1996
Scandinavie (N, S)	0,87	0,7		Andrén <i>et al.</i> 2006
	0,91	0,77		
	0,84	0,71		
Population autochtone des Carpates, partie ouest (CZ)	0,63		Modèle capture-recapture spatial (population ouverte) lynx détectés par photo-identification	Dula <i>et al.</i> 2021
Forêt de Bohême (A, CZ, D)	0,85			Palermo <i>et al.</i> 2021
21 zones d’études réparties en Europe	0,70 à 0,94	NA		Premier <i>et al.</i> 2023

Causes de mortalité

Il existe un grand nombre de causes de mortalité du lynx boréal qui peuvent être divisées en causes naturelles et en causes anthropiques. Les premières recouvrent notamment les maladies, les chutes, les agressions interspécifiques et intraspécifiques et l’inanition. Les secondes comprennent les collisions routières et ferroviaires, les destructions illégales* (toutes motivations et moyens confondus) et les prélèvements légaux (tirs dérogatoires et chasse dans les pays où elle peut être autorisée). Suivant le code de l’environnement et la charte de communication du PNA Lynx 2022-2026², le choix a été fait d’utiliser l’expression de destruction illégale plutôt que le terme plus restrictif de braconnage. La destruction illégale comprend tout acte intentionnel et non autorisé ayant causé la mort d’un lynx boréal, quels que soient ses motifs et les moyens employés. Le terme de braconnage n’est utilisé qu’en référence aux propos d’acteurs mentionnés dans l’ESCO. Par ailleurs, en accord avec le code de l’environnement (art. L. 411-1) et contrairement à ce qui est fait dans le PNA Lynx 2022-

² https://res.cloudinary.com/pnal/image/upload/v1705332489/strapi/PNA_lynx_chartevf_0802d9143e.pdf

2026, le terme de destruction plutôt que celui d'élimination a également été utilisé pour désigner les lynx abattus de manière légale.

Il est difficile d'établir avec précision l'importance relative des différentes causes de mortalité d'individus qui ne sont pas suivis au moyen de la télémétrie, en raison notamment des différences de détectabilité en fonction de la cause de mortalité : la probabilité de détecter des animaux morts est beaucoup plus élevée s'ils ont été tués sur la route que s'ils sont morts d'autres causes. Par essence, les destructions illégales sont cryptiques et difficiles à détecter et à estimer (Stahl & Vandel 1999 ; Schmidt-Posthaus *et al.* 2002). Par ailleurs, les résultats des différentes études sur les causes de mortalité sont difficilement comparables en raison de l'hétérogénéité des méthodes (analyse de données réelles *versus* modélisation) et des typologies de causes de mortalité selon les études. Cependant, toutes les études consultées s'accordent sur le fait que les causes d'origine humaine sont, de loin, la première cause de mortalité chez le lynx boréal.

Sur la base de travaux de modélisation, Heurich *et al.* (2018) concluent que les destructions illégales constituent très probablement une part importante de la mortalité non expliquée par la mortalité de base et la mortalité routière. Les auteurs préconisent de mettre en œuvre, notamment dans et autour des aires protégées, une politique de prévention des destructions illégales, concertée à l'échelle internationale et associant éducation à l'environnement, implication des acteurs dans les processus de prise de décision, monitoring conjoint des populations de proies et de prédateurs et application de réglementations flexibles et équilibrées entre conservation et autres objectifs.

Une étude rétrospective à l'échelle européenne s'appuyant sur des données de terrain (Premier *et al.* soumis) identifie l'origine humaine de la mort dans 61,5 % des 182 cas de mortalité recensés, dont 33,5 % du fait de destructions illégales parmi lesquelles 13,7 % de cas sont confirmés et 19,8 % de cas suspectés, 19,8 % de la chasse, 6,6 % des collisions routières et 1,6 % des collisions ferroviaires. Les causes naturelles sont à l'origine de 23,7 % des cas de mortalité détectés (11 % de maladies ; 3,8 % de mortalités intraspécifiques ; 1,1 % de mortalités interspécifiques ; 0,6 % d'inanition ; 0,6 % de chutes ; 6,6 % de causes naturelles inconnues). La cause de la mort est inconnue dans 14,8 % des cas.

Ces résultats rejoignent une étude précédente réalisée dans le massif jurassien franco-suisse (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007) qui identifie les activités humaines comme responsables de 70 % des mortalités observées toutes classes d'âge confondues, alors que les maladies, la disponibilité en proies et les agressions interspécifiques ou intraspécifiques (prédation, défense du territoire, etc.) jouent un moindre rôle. Le suivi télémétrique réalisé sur des lynx de la population suisse suggère que les destructions illégales pourraient être responsables de 32 % de la mortalité totale observée (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2007).

En France, un bilan des différentes causes de mortalité a été effectué à partir de 175 cadavres de lynx boréal détectés entre 1990 et 2019 (Lena *et al.* 2022). Les traumatismes représentent la cause principale de mortalité (72 %). Les collisions avec des véhicules représentent 58 % de

la mortalité globale connue. Deux cas de mort par dérochage et deux cas par attaque intraspécifique ont été recensés. L'origine du traumatisme n'a pas pu être déterminée dans 21 cas. Hors collisions, les causes de mortalité d'origine anthropique représentent 9 % des lynx trouvés morts ou malades (imprégnation voire intoxication avec des produits toxiques, destruction par arme à feu, attaques par des chiens de protection des troupeaux, mortalité à cause de pièges). Les processus infectieux restent peu mis en cause et correspondent à 7 % des événements détectés. La mort par inanition est a priori rare, avec sept cadavres de lynx présentant une telle condition. D'autres causes de mortalité très minoritaires ont été diagnostiquées. Un lynx mâle adulte est mort d'un arrêt cardio-respiratoire provoqué par une cardiomyopathie hypertrophique sévère. Des hépatites nécrosantes d'étiologie indéterminée ont été identifiées chez deux lynx femelles juvéniles. Un lynx est mort d'une hémorragie interne d'origine indéterminée. Les suivis télémétriques dans le massif vosgien avaient identifié six cas de destructions illégales sur neuf lynx trouvés morts après leur réintroduction (66,66 %) (voir 2.2).

Taux de croissance annuel de population

Le taux de croissance de population dépend nécessairement des conditions environnementales et de la densité de population. Peu d'estimations sur la base de données réelles sont disponibles. Toutefois, dans des populations de lynx boréal en Scandinavie, le taux de croissance annuel peut varier de 1,19 à 1,33 hors perturbations anthropiques, de 1,07 à 1,22 en intégrant les collisions routières et les destructions illégales, et de 1,01 à 1,19 si les prélèvements légaux à la chasse sont intégrés (Andrén *et al.* 2006).

2.1.4. Régime alimentaire

Composition

Le lynx boréal est un carnivore strict. En Europe, plus d'une trentaine d'espèces de mammifères et d'oiseaux ont été identifiées dans son régime alimentaire (Breitenmoser & Haller 1993; Nowicki 1997; Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998; Jobin *et al.* 2000; Sunde *et al.* 2000; Valdmann *et al.* 2005). La composition du régime alimentaire est fonction de la disponibilité locale des proies qui peut varier fortement selon les régions et les époques, en fonction du contexte géographique et anthropique. En Europe, les ongulés de taille moyenne sont considérés comme des proies principales, indispensables à la présence du lynx.

Un lynx adulte tue un ongulé tous les cinq à six jours (Breitenmoser & Haller 1987). Le chevreuil (*Capreolus capreolus*) est généralement la proie principale du lynx boréal. Le chamois (*Rupicapra rupicapra*) et, plus rarement, le jeune cerf élaphe (*Cervus elaphus*) sont des proies alternatives du lynx boréal (Breitenmoser *et al.* 2010). Les trois espèces d'ongulés représentent 70 à 90 % des proies, et jusqu'à 89 % de la biomasse ingérée. La disponibilité de ces espèces pour le lynx boréal est un équilibre dynamique, dans l'espace et le temps.

La consommation d'animaux de rente par le lynx apparaît très minoritaire. En Suisse, sur plus de 2 000 animaux sauvages et domestiques identifiés comme proies du lynx boréal par la méthode de suivi télémétrique, 51,3 % étaient des chevreuils et 28,5 % des chamois. Parmi les 20,2 % restants, les lièvres bruns (*Lepus europaeus*) et variables (*Lepus timidus*), les renards (*Vulpes vulpes*) et les marmottes (*Marmota marmota*) étaient les plus fréquents tandis que les animaux de rente et les animaux domestiques représentaient 5,3 % (Zimmermann & von Arx 2021). Dans une moindre mesure et dans d'autres biomes, d'autres espèces de plus petite taille sont trouvées (Pulliainen *et al.* 1995 ; Okarma *et al.* 1997 ; Pedersen *et al.* 1999 ; Odden *et al.* 2006 ; Molinari-Jobin *et al.* 2007 ; Mattisson *et al.* 2011 ; Gervasi *et al.* 2014 ; Vogt *et al.* 2018).

Prédation des espèces sauvages et dynamique de populations

La présence du lynx boréal influence le comportement, la répartition et le nombre de ses proies. Comprendre cette influence et la dynamique des systèmes prédateurs-proies est crucial pour la conservation des populations de prédateurs, en conditions naturelles et, tout particulièrement, lorsque les prédateurs sont en compétition avec les humains pour les proies. Cette compréhension est en effet indispensable à la prévention et à l'atténuation des conflits avec le monde de la chasse, notamment en tenant compte de l'impact du lynx boréal lors de l'établissement des plans de chasse (Breitenmoser *et al.* 2010).

L'influence de la prédation du lynx boréal sur la démographie des populations d'ongulés, notamment de chevreuils, doit être appréhendée en tenant compte de l'ensemble des facteurs susceptibles d'agir sur la mortalité et la fécondité des ongulés, notamment la chasse, les collisions routières, les maladies en phase de densité dépendance*, la compétition avec d'autres espèces, en particulier le cerf élaphe (Richard *et al.* 2010), le réchauffement climatique... La réflexion doit également prendre en compte la capacité de charge du milieu pour le chevreuil. Dans l'idéal, l'analyse de l'impact de la prédation du lynx sur les populations d'ongulés sauvages devrait être multi-espèces, et intégrer la présence de proies alternatives pour le lynx boréal comme le chamois. Enfin, elle doit intégrer le fait que cet impact varie selon les secteurs et les périodes et que la mortalité par prédation peut s'ajouter à la mortalité hors prédation (mortalité additive) mais aussi limiter les phénomènes de densité-dépendance au sein des populations de forte densité de proies (mortalité compensatoire). Dans un contexte donné, et en particulier en cas de pression anthropique marquée, le taux de mortalité par prédation ne peut être prédit et nécessite une mesure de l'ensemble des facteurs intervenant dans la démographie de la population de proies (Breitenmoser *et al.* 2010).

L'influence de la présence du lynx boréal sur le comportement des ongulés peut se traduire en particulier par une baisse de fréquentation de certains sites (Utsi 2015; Wikenros *et al.* 2015; Eccard *et al.* 2017; Vogt *et al.* 2019) et une adaptation de leur rythme journalier (Bonnot *et al.* 2020). Ces changements ne sont pas systématiques (Samelius *et al.* 2013) et semblent liés au contexte local d'hétérogénéité des paysages, avec des mécanismes de compromis

complexes entre besoins nutritionnels et risques de prédation (Wirsing *et al.* 2010; Lone *et al.* 2014; Norum *et al.* 2015; Schmidt & Kuijper 2015; Gehr *et al.* 2018).

Prédation sur le cheptel domestique

Comme indiqué précédemment, la prédation du lynx boréal sur les animaux domestiques est généralement faible. Elle concerne principalement des ovins (*Ovis aries*) et caprins (*Capra hircus*), ainsi que des rennes semi-domestiques en Scandinavie (*Rangifer tarandus*) (Mattisson *et al.* 2014).

En France, les premiers dommages ont été authentifiés en 1984 dans le massif jurassien, qui a enregistré par la suite plus de 95 % des cas de prédation sur le territoire national. Dès 1986, l'État a mis en place une procédure de compensation financière des dommages permettant un recensement plus complet des attaques, définies comme l'intervention du prédateur dans un parc d'élevage donné se soldant par la mort d'animaux présentant des traces caractéristiques de morsures et de consommation par le lynx boréal. Depuis 1989, le nombre annuel de cas de prédation par le lynx boréal a varié de 24 à 190 attaques avec des maximums enregistrés en 1989, 1999-2000 et 2013-2014 (Figure 4).

Stahl *et al.* (2001, 2002) ont analysé la répartition spatio-temporelle des attaques de lynx, recensées dans le massif jurassien français de 1989 à 1998, en fonction de la disponibilité des proies domestiques, des facteurs environnementaux des parcs d'élevage et de la présence de lynx suivis par colliers émetteurs VHF. Suivant les années, les attaques ont concerné 9,5 à 23 % des exploitations dans l'aire de présence de l'espèce, et 75 % des troupeaux concernés ont enregistré une à deux attaques par an (Stahl *et al.* 2001). L'occurrence des attaques n'était pas significativement associée à la dynamique de la présence ni des ovins ni du lynx boréal. La dynamique spatiale de la prédation était due à l'apparition et la disparition de foyers de dommages (≥ 10 attaques/an/rayon de 5 km) dans des secteurs géographiquement circonscrits concernés par un nombre limité de lynx dans la population (Stahl *et al.* 2002). Ces foyers concernaient des parcs d'élevage en connexion avec la forêt, dans des secteurs marqués par une forte abondance relative du chevreuil et isolés de la présence humaine. Au nombre maximum de six par an, ces foyers ont concentré 33 à 69 % des attaques selon les années et étaient liés à la présence de lynx pouvant commettre jusqu'à 12 attaques pour 100 jours. Même en cas d'attaques répétées, les proies domestiques ont représenté moins de 5 % du besoin alimentaire annuel des lynx concernés, ce qui suggère une absence de spécialisation alimentaire. En moyenne sur les vingt dernières années, 140 animaux par an, correspondant à 90 attaques/an, ont été indemnisés au titre du lynx boréal, avec de faibles variations interannuelles (base de données du Réseau Loup-lynx 1984-2018, Gatti 2022 : 37).

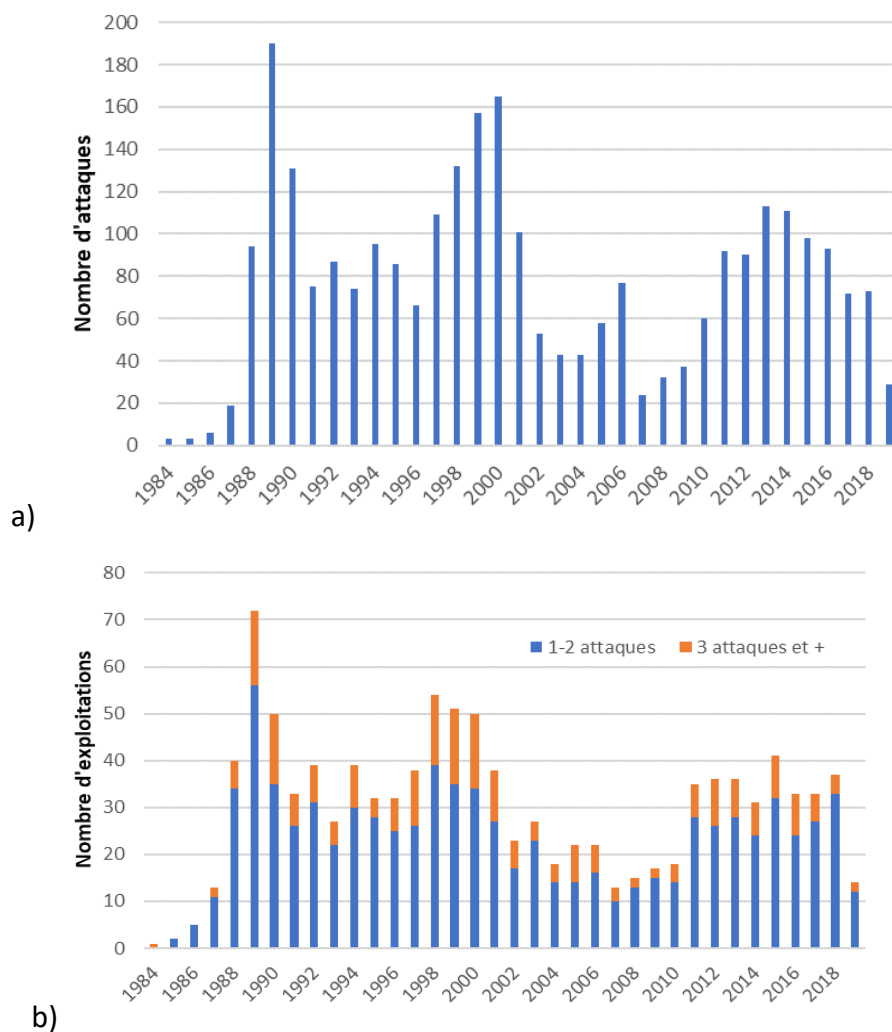
En Suisse, la part des proies domestiques dans le régime alimentaire du lynx boréal a été estimée à environ 6 % avec de fortes variations spatio-temporelles selon les secteurs et les périodes. Par exemple, entre 1990 et 2001, elle a été de 0,4 % dans le Jura, et de 3,2 à 19 % dans le nord-ouest des Alpes suisses (Breitenmoser *et al.* 2010). Observée entre 1999 et 2001, cette dernière valeur est attribuée à une baisse locale de l'abondance des ongulés sauvages

durant cette période. Les suivis réalisés sur ce secteur de 2011 à 2015 font état d'une part de proies domestiques dans le régime alimentaire du lynx boréal de 1,5 % (Gehr *et al.* 2017).

En Scandinavie, le renne semi-domestique peut représenter jusqu'à 70 % des proies du lynx boréal sur l'année et jusqu'à 86 % en hiver. Ces données ont été enregistrées dans un contexte d'élevage extensif sans gardiennage où le renne semi-domestique est le principal ongulé présent dans un habitat forestier et montagneux (Mattisson *et al.* 2011).

FIGURE 4

Prédation du lynx boréal sur le cheptel domestique dans le Jura français pour la période 1984 à 2018. a) Nombre d'attaques (b) Nombre d'exploitations (ovines et caprines).



2.1.5. Écologie spatiale et habitats favorables

Une espèce solitaire et territoriale

Chaque individu défend un espace contre ses congénères du même sexe. Cette territorialité intrasexuelle est exclusive dans la partie centrale des domaines vitaux. Elle est moins marquée en périphérie, où des espaces peuvent être utilisés par plusieurs individus du même sexe, mais le plus souvent, non simultanément. Les mâles occupent de vastes domaines qui recouvrent ceux de plusieurs femelles. En Europe, la surface des territoires varie de 100 à 800 km² chez les femelles et de 170 à 1 400 km² chez les mâles (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2001; Linnell *et al.* 2001; Stahl *et al.* 2002; Herfindal *et al.* 2005; Vandel *et al.* 2006; Zimmermann *et al.* 2007; Aronsson *et al.* 2016). Ces différences régionales s'expliquent par la productivité du milieu et la densité des proies. Cette organisation sociale peut être très stable si les individus résidents* survivent. Des individus peuvent occuper le même espace toute leur vie. La colonisation des territoires vacants peut varier selon la configuration locale dont le nombre d'individus en dispersion et le sexe ratio, la situation pouvant évoluer dans le temps.

Une espèce capable de vivre dans une diversité d'habitats mais sensible à leur fragmentation

Les régions fréquentées par le lynx boréal représentent une grande diversité d'habitats qui vont de milieux ouverts, peu boisés voire désertiques en Asie centrale aux grands massifs forestiers et montagneux en Europe occidentale. La notion d'habitat favorable du lynx boréal ne se définit pas par un type de paysage en particulier. Elle doit intégrer un ensemble de facteurs permettant de répondre aux exigences écologiques des individus pour l'établissement de territoires, c'est-à-dire pourvus en ongulés sauvages de taille moyenne et qui offrent des zones de quiétude nécessaires au repos et à l'élevage des jeunes. L'agrégation des zones d'habitats favorables conditionne la viabilité des populations que ces habitats peuvent soutenir. Des continuités permettant aux individus de se déplacer entre populations notamment pendant la dispersion sont nécessaires (voir 2.1.3).

Ces critères peuvent être comparés aux caractéristiques communes des paysages anthropisés d'Europe occidentale :

Les grands massifs forestiers accueillent la quasi-totalité des populations de lynx boréal en Europe. Ils représentent les plus vastes étendues où l'espèce peut trouver des conditions favorables à ses exigences écologiques en termes de couvert, de tranquillité et d'alimentation (Schadt *et al.* 2002; Zimmermann & Breitenmoser 2002; Mikusiński & Angelstam 2004; Niedziałkowska *et al.* 2006). Il ne s'agit pas d'un *preferendum* écologique au sens strict mais plutôt d'habitats refuges pour le lynx boréal et ses proies. En Europe occidentale, les continuités forestières les plus étendues se rencontrent dans les massifs montagneux. Ces habitats ont été choisis en priorité pour les programmes de réintroduction, le relief associé à la forêt offrant au lynx boréal des espaces de tranquillité.

Cependant, depuis plus d'une décennie, des reproductions confirmées de lynx boréal ont été observées en dehors des grands massifs forestiers montagneux, entre les massifs français

jurassien et alpin, sur la rive droite de la Saône (voir 2.2.2) dans le département de la Côte-d'Or et sur le Plateau suisse dès 2012 (Zimmermann & von Arx 2021). Ces observations montrent que l'établissement de l'espèce n'est pas inféodé aux grandes continuités forestières montagneuses. Il peut avoir lieu dans des régions avec un réseau routier important où la forêt est morcelée, sous réserve que les individus en dispersion puissent trouver refuge dans des zones boisées et giboyeuses, et dans des forêts collinéennes ou à faible relief, considérées comme plus exposées à la fréquentation humaine. Cette plasticité est importante à considérer pour identifier les périmètres possibles d'accueil de populations et appréhender la viabilité du lynx boréal à large échelle.

En Europe occidentale, la forêt apparaît pour cette espèce comme la zone refuge principale qui pourrait être élargie à des secteurs moins forestiers si l'association de ces derniers permettait de répondre à l'ensemble des exigences de l'espèce. Cette question peut être posée pour les régions des Alpes du Sud et le Massif central. Une étude réalisée au nord-ouest des Alpes suisses (Nagl *et al.* 2022) montre que le lynx boréal choisit des zones d'altitude comportant des milieux plus ouverts que dans les années 1990. Son régime alimentaire comporte également davantage de chamois qu'il y a trente ans où les chevreuils constituaient les proies dominantes. Les facteurs potentiels à l'origine de ces changements pourraient venir d'une tolérance accrue à la présence humaine, de la compétition intraspécifique ou d'une amélioration de la condition physique, grâce à l'exploitation de nouvelles ressources.

La présence d'ongulés sauvages de taille moyenne semble une condition indispensable à la présence du lynx boréal en Europe occidentale. En France, la présence du chevreuil et du chamois ne semble pas limitante pour la survie de l'espèce. En effet, les populations de chevreuils se sont fortement développées au cours de la seconde moitié du XX^{ème} siècle dans l'ensemble de l'Europe, en raison de la limitation des prélèvements liés à la chasse et de l'augmentation de la capacité de charge des milieux pour cette espèce du fait de la déprise agricole. Cette évolution a été favorable à la restauration de la présence du lynx boréal via des programmes de réintroduction. Difficilement tolérée par les chasseurs notamment lors des phases de baisse d'abondance du gibier, la prédation sur les ongulés pourrait engendrer une augmentation des conflits et des destructions illégales de lynx boréal. La question se pose moins pour le cerf élaphe qui est peu prédaté par le lynx boréal.

Les activités humaines peuvent affecter le déplacement des individus, occasionner un dérangement incompatible avec des zones de repos diurne et être à l'origine de mortalité directe ou indirecte. Toutefois, la grande étendue des territoires du lynx boréal lui permet, dans une certaine mesure, d'éviter les zones les plus fortement anthropisées. L'impact du dérangement humain diffère selon sa distribution spatiale et temporelle. Par exemple, une femelle lynx a élevé quatre jeunes dans un secteur du massif vosgien intensément fréquenté par des randonneurs, qui empruntaient des itinéraires très proches du gîte situé dans des parcelles impénétrables en monoculture de douglas. Le lynx boréal en phase de haute densité peut aussi vivre et se reproduire à proximité de centres urbains. Cela a été le cas d'une femelle nichée dans un relief accidenté et boisé, qui limite les activités humaines, à proximité de la

ville de Saint-Claude (39) (9 000 habitants). Les zones agricoles sont généralement défavorables à l'installation et à la dispersion du lynx boréal. Cependant, lorsque les cultures sont suffisamment développées, elles peuvent être utilisées comme zone à couvert lors de la dispersion. De même, l'effet lisière des interfaces zones agricoles-forêts est bénéfique à la présence des ongulés sauvages et est potentiellement attractif pour le lynx boréal.

ENCADRÉ 2

Habitats forestiers et changement climatique

(Courbaud, Vallet et Beauchamp, com. pers.)

Pour de nombreuses essences forestières, les variations de températures et de précipitations projetées dans les modèles de changement climatique laissent présager des changements importants de localisation et/ou de surface des aires correspondant à des conditions climatiques favorables à l'espèce. De fortes réductions des zones favorables à l'épicéa (*Picea abies*), au sapin pectiné (*Abies alba*) et au hêtre (*Fagus sylvatica*), sont ainsi projetées pour la France dans les prochaines décennies. Dans la plupart des peuplements forestiers, on peut donc s'attendre à des changements de composition d'espèces et de structure, en particulier concernant les densités et les dimensions des arbres. Ces changements peuvent se produire par à-coups brutaux, à l'occasion d'événements exceptionnels (sécheresses, tempêtes, feux, attaques d'insectes, dépérissements ...), qui peuvent détruire le peuplement partiellement ou en totalité. À la suite de ces événements, une succession végétale se met en place et un peuplement forestier se reconstitue le plus souvent mais dans des conditions très différentes de celles qu'a connues le peuplement précédent. Avec un climat plus chaud et plus sec, et des perturbations fréquentes, on peut s'attendre à des forêts plus ouvertes, avec de larges zones en reconstitution, des arbres plus petits aux croissances plus lentes, et à une plus faible différenciation verticale entre arbres dominants et dominés au sein du peuplement. Les conséquences à moyen et long terme de ces effets sur les peuplements forestiers multispécifiques et, à fortiori, sur les populations d'ongulés sauvages et les populations de prédateurs, restent aujourd'hui difficiles à prédire. Des travaux sont en cours pour modéliser la trajectoire des peuplements forestiers multispécifiques sous différents scénarios de changement climatique.

2.2. Éléments d'histoire des populations de lynx boréal en France et à l'étranger

Le lynx boréal était autrefois présent sur l'ensemble du territoire européen à l'exception de la péninsule ibérique, y compris sur une très large partie du territoire national. Son aire de présence a régressé à partir du Moyen-Âge sous l'action conjuguée de la déforestation, de la raréfaction des ongulés de taille moyenne, et de la destruction directe causée par la chasse et la lutte contre les prédateurs du cheptel domestique (Kratochvil *et al.* 1968; Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 1990; Stahl & Vandel 1998). En France, il a survécu dans les grands massifs montagneux jusqu'au début du XX^{ème} siècle. Le lynx alpin éteint a d'abord été associé sur la base de mesures morphologiques au lynx des cavernes *Lynx spelaeus* (Bonifay 1978), *Lynx pardinus spelaea* (Werdelin 1981) ou *Lynx lynx spela* (Hemmer 1993), une forme du Pléistocène tardif avec une histoire évolutive inconnue. Toutefois, des analyses génétiques récentes ont établi l'appartenance du lynx alpin à la lignée phylogénétique du lynx boréal (Gugolz *et al.* 2008). Ce processus de disparition a affecté toute l'Europe occidentale et, dans les années 1950, l'espèce ne subsistait que dans cinq régions de l'est de l'Europe (Scandinavie, Carélie, Pays Baltes, Carpates, Balkans).

La présence actuelle du lynx boréal en Europe occidentale est liée à des programmes de réintroduction, menés dans de nombreux pays depuis les années 1970, indépendamment les uns des autres et avec des motivations qui ont varié selon les régions et les époques (Linnell *et al.* 2009). Les individus lâchés en France (Vosges) et en Suisse provenaient de la population autochtone des Carpates, appartenant à la sous-espèce *Lynx lynx carpathicus*. La population source des Carpates a été privilégiée pour les réintroductions en raison de sa proximité géographique avec l'Europe occidentale et de la similarité des habitats rencontrés. Les experts du groupe de Bonn ont recommandé de continuer à utiliser cette sous-espèce pour l'ensemble de la région où cette lignée phylogénétique a été utilisée auparavant (Bonn Lynx Expert Group 2021). Comme détaillé ci-dessous, la présence actuelle du lynx boréal en France et en Suisse est le résultat de processus de réintroduction, de colonisation et d'installation qui ont varié selon les entités géographiques montagneuses.

2.2.1. Développement de la présence du lynx boréal dans le massif jurassien franco-suisse

Au début des années 1970, cinq couples de lynx boréal ont été lâchés en Suisse sur une période de quatre ans, dans trois secteurs de la même chaîne montagneuse séparés de 50 à 60 km. Deux couples originaires des Carpates ont été réintroduits dans un cadre officiel en 1974 et 1975, dans la réserve du Creux du Van (canton de Neuchâtel, NE) (Tableau 3) (Fondation KORA 2021). Ces animaux, capturés à l'état sauvage dans les Carpates slovaques, ont été lâchés sans dispositif de marquage permettant de connaître leur devenir. Par ailleurs,

trois autres couples auraient été réintroduits en 1972 et 1974 dans le canton de Berne (BE) (n=1) et dans le canton de Vaud (VD) (n=2), hors de tout cadre officiel et sans information

TABLEAU 3

Historique des réintroductions de lynx boréal dans le massif jurassien

Site	Année	Nombre de lynx (femelles/mâles)	Provenance	Lâcher
Moutier (BE)	1972	1/1	?	préssumé/non officiel
Creux du Van (NE)	1974	1/1	Ostrava	officiel
	1975	1/1	Ostrava	officiel
Vallée de Joux (VD)	1974	2/2	?	préssumé/non officiel

Consécutivement à ces lâchers, la présence du lynx boréal sur le territoire français a été signalée pour la première fois en octobre 1974, suite à l'abattage d'un lynx par un chasseur sur la commune de Thoiry (01) à une cinquantaine de kilomètres du site de réintroduction du canton de Vaud (Vandel & Stahl 1998). Si des animaux ont pu disperser sur le versant français dans les premières années suivant ces réintroductions en Suisse, l'établissement de l'espèce dans l'ensemble des compartiments favorables du massif jurassien s'est étalé sur plusieurs décennies.

Des mouvements à l'extérieur du massif jurassien ont été suspectés dès la fin des années 1980. Depuis lors, des techniques de suivi plus sophistiquées ont permis de confirmer l'existence de ces dispersions (Tableau 1, Encadré 3).

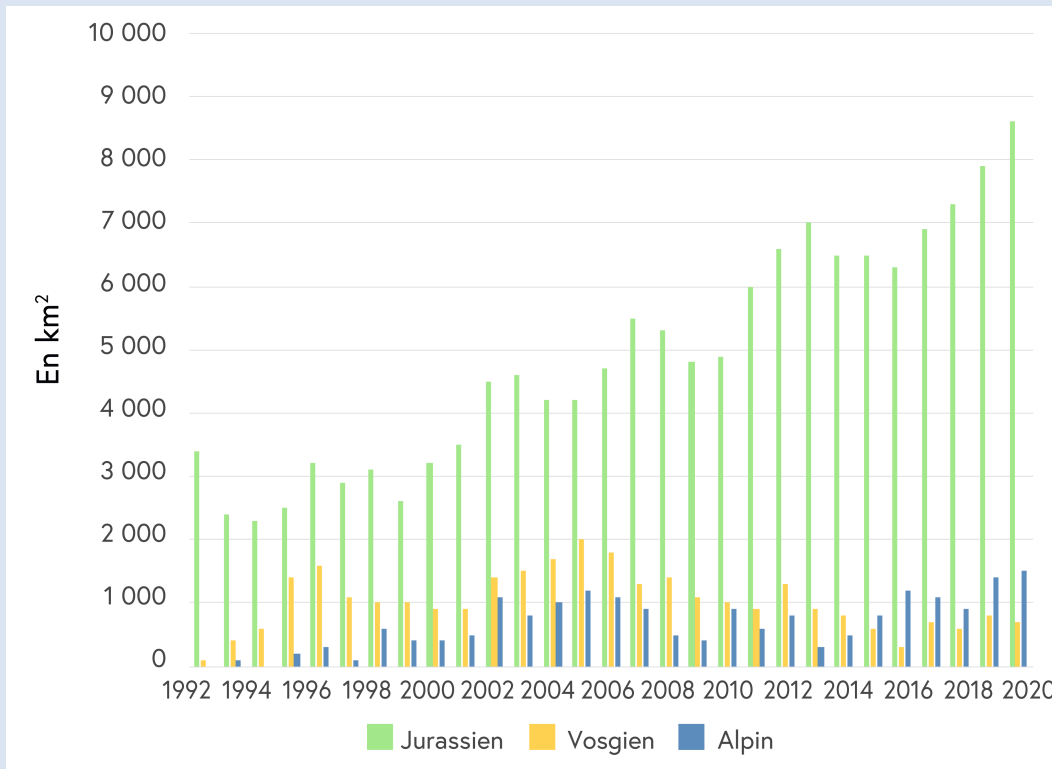
ENCADRÉ 3

Colonisation du massif jurassien par le lynx boréal et mouvements de dispersion

En France, les données du Réseau Loup-lynx sont analysées pour suivre la présence régulière de l'espèce qui traduit les secteurs où des individus sont considérés comme étant établis et pouvant se reproduire. La superficie de cette aire de présence a progressivement augmenté depuis la mise en place de ce suivi en 1989, suggérant que l'établissement de l'espèce sur le massif jurassien a été un processus lent de cinq décennies. En 2020, la présence régulière du lynx boréal couvrait 8 600 km² dans le Jura et presque la totalité des continuités forestières.

FIGURE 5

Dynamique de l'aire de présence régulière du lynx boréal sur le territoire national (à partir des données du Réseau Loup-lynx)



Dès les années 1980, des dispersions de lynx boréal ont été suspectées en France en direction des massifs préalpains voisins et du département de la Haute-Saône lors notamment de la découverte de cadavres de lynx. Aujourd'hui, les méthodes de suivi (photo-identification, génotypage, suivi GPS) ont permis de confirmer des dispersions à partir de la population transfrontalière jurassienne vers les Préalpes françaises, le sud de la Bourgogne, le massif vosgien ainsi que depuis le Jura suisse vers la Forêt Noire (Allemagne), le Jura souabe (Allemagne) et les Alpes suisses (Drouet-Hoguet *et al.* 2021).

2.2.2 La présence du lynx boréal dans l'entité vosgienne (France) et palatine (Allemagne)

Contrairement à celles du massif jurassien, les réintroductions du lynx boréal dans le massif vosgien français à partir de 1983, puis sur le versant allemand des Vosges du Nord (Palatinat) à partir de 2016, ont fait l'objet d'une information préalable des acteurs locaux (Herrenschmidt 1990; Herrenschmidt & Vandiel 1992) et, dans le cas du Palatinat, d'une concertation avec les différents usagers concernés (Idelberger *et al.* 2021).

Au total, vingt et un lynx (neuf femelles et douze mâles) ont été réintroduits dans le massif vosgien de 1983 à 1993 sur quatre sites lors de onze opérations (Tableau 4) (Vandel *et al.* 2006). Il était prévu que tous ces animaux soient capturés à l'âge adulte dans le milieu naturel, dans les Carpates slovaques. Toutefois, en 1983, deux lynx ont été réintroduits dans la forêt domaniale de Ribeauvillé (68) par le chargé du projet de réintroduction mandaté par le ministère de l'environnement. Ces lynx provenaient d'un zoo anglais et leur origine naturelle n'est pas attestée. Ces lâchers ont été réalisés avant une dernière réunion de concertation avec les acteurs du monde de la chasse et sans information du préfet du Haut-Rhin. La demande de ce dernier de recapturer les animaux lâchés a été rejetée par la ministre de l'environnement (Vourc'h 1990). La fédération départementale des chasseurs du Haut-Rhin a contesté les conditions de réalisation de ces premiers lâchers et le manque de concertation autour de ce programme de réintroduction, auquel elle s'est par la suite toujours opposée.

TABLEAU 4

Chronologie des réintroductions de lynx boréal dans le massif vosgien

Descriptif		Nombre de lynx (femelles/mâles)		
		Réintroduits	Ayant pu participer à la fondation d'une population	
Site	Année			NON
Forêt Domaniale de Ribeauvillé (68)	1983	2/3	1/3	1/0
	1984	1/2	0/0	1/2
	1987	0/2	0/0	0/2
	1990	1/0	1/0	0/0
Climont (67)	1987	2/2	1/1	1/1
Rosberg (68)	1992	1/1	1/0	0/1
Grand Ballon (68)	1993	1/1	1/1	0/0
TOTAL		9/12	5/6	4/6

Tous les animaux relâchés dans les Vosges sauf un ont été suivis individuellement par des colliers VHF. Sur les 23 individus relâchés, cinq femelles et six mâles n'ont pas participé à la fondation de la population d'une population de lynx boréal dans les Vosges. Deux individus qui recherchaient la présence humaine ont été recapturés et neuf sont morts avant de pouvoir se reproduire. La destruction illégale a concerné six des neuf cas de mortalité détectés (Tableau 5).

TABLEAU 5

Causes de mortalité et nombre de recaptures des lynx boréal réintroduits dans le massif vosgien

Cause de la mort	Nombre de lynx (femelles/mâles)
Destruction illégale	2/4
Maladie	1/0
Cause indéterminée	1/1
Recapture	1/1
TOTAL	5/6

Dans le meilleur des cas, quatre femelles et six mâles ont donc pu participer à la fondation d'une population dans le massif vosgien. Les quatre femelles ont été réintroduites en 1983, 1984, 1987 et 1992. Aucune reproduction n'a été enregistrée avant 1987. Malgré le faible effectif d'individus fondateurs et l'étalement des lâchers dans le temps, un noyau de population s'est progressivement développé. Au début des années 2000, la présence du lynx boréal dans le massif vosgien concernait 1 900 km² de présence régulière et 2 000 km² de présence irrégulière. Par la suite, cette aire de présence a progressivement régressé et la présence régulière a quasiment disparu en 2016 (Figure 5). Depuis cette date, la présence de l'espèce dans le massif vosgien est directement liée au programme de réintroduction du lynx boréal dans le massif du Palatinat (Allemagne), qui se situe dans la continuité forestière des Vosges du Nord.

Douze femelles et huit mâles, capturés dans les Carpates slovaques (n=8) et en Suisse (n=12), ont été réintroduits de 2016 à 2020 dans la forêt du Palatinat (Tableau 6). Tous ces animaux ont été équipés de colliers GPS. Deux femelles et deux mâles sont morts avant de pouvoir se reproduire (collisions routière et ferroviaire, euthanasie après fracture d'un membre et septicémie liée à une blessure). Des reproductions ont été constatées dès la deuxième année. Trois femelles et quatre mâles ont dispersé dans le massif vosgien (Tableau 6).

La présence du lynx boréal dans le Palatinat avait été observée avant les premiers lâchers de 2016 (Vandel & Wecker, F. 1995). En 1993, une femelle adulte a été abattue lors d'une interaction avec un chien sur la localité de Trippstadt. En 1994, une femelle subadulte a été téléoanesthésiée sur la localité d'Hinterweidentahl, avant qu'un troisième individu soit photographié par deux chasseurs sur la localité d'Annweiler am Trifels. L'origine de ces animaux n'a pas été déterminée mais leur présence suggère la possibilité de lâchers non officiels dès les années 1980. De toute évidence, cette présence n'a pas permis par la suite la création d'une population dans l'entité forestière des Vosges du Nord et du Palatinat.

La présence du lynx boréal dans le massif vosgien a été également alimentée par la dispersion d'au moins un lynx mâle détecté en 2015 par piégeage photographique dans le Jura suisse puis dans le massif vosgien (Drouet-Hoguet *et al.* 2021). Il s'agit du seul cas enregistré de

dispersion de lynx boréal du massif jurassien vers le massif vosgien, mais le suivi réalisé actuellement en France ne permet pas une connaissance exhaustive des dispersions.

TABLEAU 6

Chronologie des réintroductions de lynx boréal dans le massif du Palatinat

Année	Nombre de lynx (femelles/mâles)			Nombre de reproductions
	réintroduits	mortalités	dispersion en France	
2016	2/1	0/1		
2017	4/2	2/0	0/1	1
2018	1/3	0/1	0/1	3
2019	2/2		1/2	2
2020	3/0		2/0	2
2021	0/0			1
TOTAL	12/8	2/2	3/4	8

2.2.3. Présence du lynx boréal dans les Alpes françaises et suisses

Au début des années 1970, quatre femelles et quatre mâles ont été réintroduits au nord des Alpes centrales suisses dans les cantons de Obwald et Luzerne, certains légalement, d'autres en dehors de tout cadre officiel (Tableau 7) (Fondation KORA 2021). Cette présence a été complétée par d'autres lâchers, officiels et non-officiels, dans les années 1975 et 1976 plus à l'ouest dans les cantons de Vaud et du Valais. Un noyau de population s'est progressivement formé au nord-ouest des Alpes suisses sans toutefois s'étendre vers l'est.

TABLEAU 7

Description des opérations de réintroduction du lynx boréal dans les Alpes suisses dans les années 1970

Région des Alpes suisses	Site	Année	Nombre de lynx (femelles/mâles)	Provenance	Lâcher
Nord	Melchtal (OW)	1971	1/1	Ostrava	officiel
	Klienschliental (OW)	1972	1/1	Ostrava	officiel
	Pilatus	1972	1/1	Ostrava	non officiel
		1973	1/1	Ostrava	non officiel
Sud / Est	Engadine (GR)	1972	1/1	Ostrava	non officiel
		1980	1/1	Ostrava	non officiel
Nord / Ouest	Corbeyrier (VD)	1975	?	non renseigné	présumé / non officiel
	Grand Muveran (VD)	1976	2/0	Ostrava	officiel
	Val d'Anniviers (VS)	1976	?	non renseigné	présumé / non officiel
TOTAL			8/6		

Dans les Alpes françaises, un premier cadavre de lynx boréal a été trouvé en 1976 sur la commune de la Ferrière d'Allevar (38) (Stahl & Vandel 1998). Cet animal, équipé d'un collier VHF, était l'un des deux mâles réintroduits, l'année précédente, dans le Parc national du Grand Paradis (Italie). Ce programme de réintroduction, qui n'a pas été poursuivi, n'a pas influencé la présence du lynx boréal dans la région. Depuis les années 1980, la présence du lynx boréal a été détectée dans différents massifs des Alpes françaises. La centralisation des données d'observation via la mise en place du Réseau Loup-lynx en 1990 a montré que cette présence est régulière, depuis plus d'une décennie, dans les massifs préalpins voisins du massif jurassien, et reste sporadique dans le reste des Alpes françaises. L'origine jurassienne d'individus détectés dans les Préalpes du Nord a pu être mise en évidence (Drouet-Hoguet *et al.* 2021). Des données, notamment de photo-identification, ont permis de décrire des comportements d'allers-retours avec la Chartreuse ou la Montagne de Vuache (Drouet-Hoguet *et al.* 2021). Ces déplacements ont pu commencer dans les années 1980. En 1990, un lynx a été capturé accidentellement dans un piège à chamois sur la commune de Saint-Laurent-du-Pont (38) dans le massif de la Chartreuse. Plus au nord, deux cadavres de lynx ont été découverts sur la commune de Charvonnex (74) en 1982 et 1988, respectivement sur la voie ferrée et l'autoroute A410. Ces découvertes ont pu être liées à des dispersions de lynx jurassiens utilisant la vallée des Usses pour progresser vers la montagne de Sous Dine et le massif des Glières. Des dispersions ont également pu se produire sur ces axes dans les années 1980.

Des individus ont également pu disperser à partir des Alpes suisses occidentales vers notamment le département de la Haute-Savoie, le Chablais, le Faucigny et la vallée de Chamonix en bénéficiant de continuités forestières avec le canton du Valais. Toutefois, le flux d'individus n'a pas été suffisant pour permettre l'établissement de l'espèce sur le versant français (Vandel & Stahl 2005). Les cadavres de lynx, victimes de collisions routières dans la vallée de Chamonix à Combloux (74) en 1988 et à Passy (74) en 1990 auraient pu avoir un lien avec le développement de la population voisine suisse (Stahl & Vandel 1998). Mais depuis cette période, le suivi de l'espèce en France n'a pas permis de confirmer ce lien (Vandel & Stahl 2005). Arlettaz *et al.* (2021) ont montré que la connectivité entre ces deux régions aurait pu être altérée par des destructions illégales de lynx boréal dans le Valais.

L'absence de population dans les Alpes françaises du Nord a d'abord été interprétée comme une sous-estimation de la présence réelle de l'espèce. L'utilisation croissante des pièges photographiques pour le suivi du lynx boréal et du loup gris a toutefois permis d'augmenter la pression d'observation sans permettre d'améliorer la détection de nouvelles aires de présence régulière. La difficulté d'établissement de l'espèce dans les Alpes françaises pourrait être due à i) un défaut de connectivité, limitant la dispersion des animaux depuis la population jurassienne ou celle des Alpes suisses, ii) des destructions illégales pouvant limiter cette dispersion sur certains corridors écologiques, notamment dans le canton du Valais, iii) au manque de dynamisme démographique de la population suisse ne permettant pas de produire des lynx subadultes candidats à la dispersion. En ce qui concerne la première

hypothèse, il est probable que les lynx jurassiens arrivant en Chartreuse ne puissent pas poursuivre leur dispersion vers les massifs alpins voisins (Bauges, Belledonne, Vercors) en raison de la densité des activités humaines en fond de vallée, d'Aix-les-Bains (73) à la cluse de Voreppe (38) en passant par Chambéry (73) et Grenoble (38). En revanche, plus au nord, la dispersion d'au moins un individu, suivi par GPS entre mai 2013 et juillet 2014, a été constatée entre la haute chaîne jurassienne et le massif des Bornes-Aravis (Haute-Savoie). Cet animal a emprunté un itinéraire passant par la montagne du Vuache, la vallée des Usses et la Montagne de Mandallaz. Il a traversé la commune de Charvonnex (74) où deux cadavres de lynx avaient déjà été trouvés en 1982 et 1988 sur la voie ferrée et sur l'autoroute A410 (Stahl & Vandel 1998).

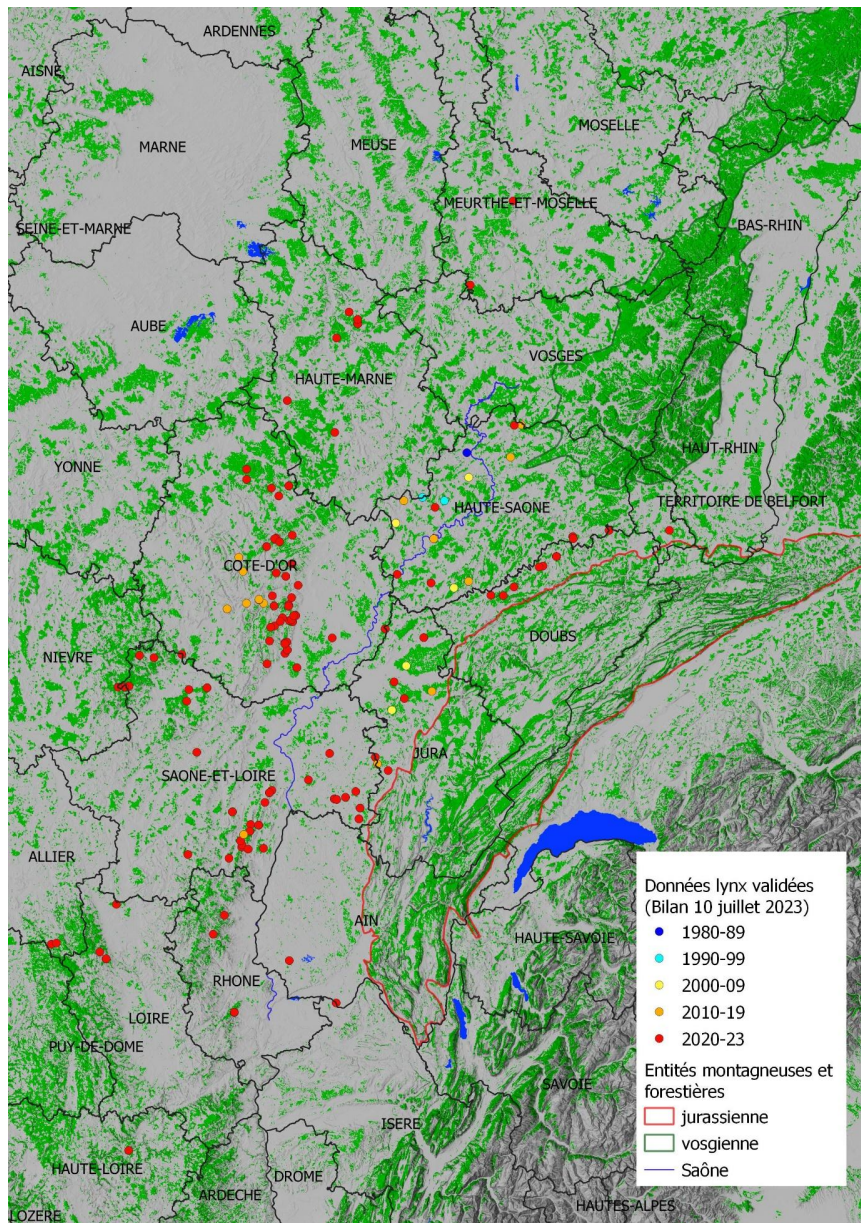
2.2.4. Présence du lynx boréal en rive droite de la Saône

La présence du lynx boréal a aussi été détectée en dehors des massifs alpin, jurassien et vosgien. Dans les années 1980, 1990 et 2000, des données ont été enregistrées au nord-ouest du département de la Haute-Saône en rive droite de la Saône. En 1989, un cadavre de lynx boréal a été trouvé sur la commune de Raincourt (Haute-Saône). À cette époque, la localisation de cet animal avait évoqué une dispersion à partir du massif vosgien, tout proche. Aujourd'hui, cette hypothèse est remise en cause. Elle aurait pu être liée à une dispersion depuis le massif jurassien, déplacement qui a été confirmé au début des années 2020 entre les départements de Saône et Loire et de Côte-d'Or (Cheneseau, com. pers.). Depuis les années 2010, de nombreuses données ont été collectées dans les départements de Côte-d'Or et de la Saône-et-Loire, puis depuis 2020, dans les départements de la Haute-Marne, de la Nièvre, de l'Allier, de la Loire, du Rhône et de la Haute-Loire. Ces données concernent principalement deux reliefs distants de plus de 300 km : au nord de Chalon-sur-Saône, un ensemble composé du plateau de Langres (Meurthe-et-Moselle), de la Côte et arrière Côte de Beaune et du Morvan ; plus au sud, les premiers contreforts du nord-est du Massif central depuis les Côtes chalonaises jusqu'au Livradois Forez, en passant par le Maconnais-Clunisois, le Beaujolais et les Monts du Lyonnais.

Pour l'instant, les seuls signes de présence régulière de l'espèce proviennent du département de la Côte-d'Or. Si cette présence se confirme à l'avenir et tend à se développer, elle pourrait favoriser la connectivité entre les populations jurassienne et vosgienne d'un côté et le Massif central de l'autre.

FIGURE 6

Données de présence du lynx boréal, validées par le Réseau Loup-lynx, localisées en dehors des massifs alpin, jurassien et vosgien



2.2.5. Situations ailleurs en Europe

Lorsqu'on explore les caractéristiques des populations de lynx boréal en Europe (voir Tableau 8) – lynx boréal et ses trois sous-espèces (nordique, balkanique et des Carpates) et lynx pardelle –, une multitude de situations très contrastées apparaissent. Les populations sont dans l'ensemble stables sur la période 2012-2016 (Gatti 2022), avec de faibles variations à la hausse ou à la baisse, mais sur des effectifs de base très variés, de quelques dizaines à plus de 2 000 individus. Les différents statuts du lynx boréal en Europe, au regard des critères de la

liste rouge de l’UICN (UICN 2012), reflètent directement ces différences d’effectifs. En dehors des populations autochtones baltiques, caréliennes et carpatiques en préoccupation mineure (LC), toutes les autres populations sont classées dans des catégories défavorables (en danger EN ou en danger critique CR), situation peu surprenante au regard de la faiblesse des effectifs mais néanmoins inquiétante tant pour des populations autochtones (lynx balkanique et lynx pardelle) que pour les populations issues de réintroduction à partir de la population source de lynx des Carpates. La population autochtone de lynx nordique de Scandinavie se situe dans une situation intermédiaire (vulnérable, VU).

Aujourd’hui, la taille relativement faible des effectifs (voir tableau 8) ne permet pas de réellement questionner ces projets en termes de succès ou d’échec, faute de recul suffisant. D’une manière générale, évaluer le succès des translocations de conservation implique de tenir compte des échelles de temps considérées pour leur suivi (Sarrazin et Barbault 1996; Seddon 1999; Sarrazin 2007; Robert *et al.* 2015). Par ailleurs, globalement, peu de programmes de restauration de population de lynx boréal comportent un volet en sciences sociales avec une attention plus ou moins forte envers les acteurs locaux (Wilson 2018; Fondation KORA 2021; Gatti 2022). Quelques études et retours d’expériences permettent cependant de tirer un certain nombre de leçons qui ont nourri les travaux de l’Étude, en particulier le volet faisabilité sociale. Les programmes autour du lynx pardelle en Espagne et au Portugal donnent à voir une opération aboutissant à une forte croissance de la population de ce félin et comportant un volet sciences sociales (voir ci-dessous « Le cas du lynx pardelle »).

TABLEAU 8

Caractéristiques des populations de lynx boréal et pardelle en Europe (d’après le PNA Lynx 2022-2026 (Gatti 2022), Breitenmoser et Breitenmoser-Würsten (2008) et les sites internet des projets 3Lynx Project (<https://programme2014-20.interreg-central.eu/Content.Node/3Lynx.html>),

Iberilince (<http://www.iberilince.eu/index.php/eng/>),

Life Lynx (<https://www.lifelynx.eu/about-the-project/>)

et Luchsprojekt Harz

(<https://www.luchsprojekt-harz.de/luchsprojekt/de/Luchswiederansiedlung/wiederansiedlung/>)).

Les estimations d’effectifs de population pour le lynx pardelle valent pour la période 2010-aujourd’hui. Catégories liste rouge UICN: CR: en danger critique d’extinction ; EN : en danger ; LC : préoccupation mineure ; VU : vulnérable.

Espèce	Sous-espèce	Population	Pays (% approximatif de la population)	Estimation (2012-2016)	Tendance (2012-2016)	Catégorie UICN (2018)	Origine	Année(s) de réintroduction	Principaux programmes
Lynx boréal (<i>Lynx lynx</i>)	Lynx nordique (<i>L. l. lynx</i>)	Scandinave	Suède (81 %) Norvège (19 %)	1 300- 1 800	en baisse	VU	autochtone		
		Carélienne	Finlande (?) Russie (?)	2 500 (sans la Russie)	stable	LC	autochtone		
		Baltique	Estonie (49 %) Lituanie (37 %) Pologne (6 %) Ukraine (5 %) Lettonie (3 %) (sans Biélorussie et la Russie)	1 200- 1 600 (sans la Biélorussie et la Russie)	en faible baisse	LC	autochtone		
	Lynx des Carpates (<i>L. l. carpathicus</i>)	Bavaro-bohémienne	Rép. tchèque (67 %) Allemagne (23%) Autriche (10 %)	60-80	stable	CR	réintroduite	1970-80	Allemagne, République Tchèque, Autriche, Slovaquie, Italie : Interreg Central Europe 3 Lynx Project (2017-2020)
		Carpatique	Roumanie (57 %) Ukraine (16 %) Slovaquie (15%) Pologne (9 %) Serbie (2%), Rép. tchèque (0.5 %) Bulgarie (0.5 %) Hongrie (<0.05%)	2 100- 2 400	stable	LC	autochtone		
		Alpine	Suisse (77 %) France (10 %) Italie (7%) Slovénie (3 %) Autriche (3 %)	163	en faible hausse	EN	réintroduite	1972-80 (Suisse) Slovénie (1973) Autriche (1977-79)	Suisse : • Plan Lynx (2000, 2004, 2016), • Projet LUNO (Luchse in der Nordostschweiz) (2001-2008) France : PNA Lynx (2018-2022, 2022-2026)
		Jurassienne	France (70 %) Suisse (30 %)	140	en faible hausse	EN	réintroduite	1972-75 (Suisse)	Suisse : • Plan Lynx (2000, 2004, 2016), • Projet LUNO (Luchse in der Nordostschweiz) (2001-2008) France: PNA Lynx (2018-2022, 2022-2026)
		Vosgienne-palatine	France (10 %) Allemagne (90 %)	<30	en baisse, réintroductions en cours?	CR	réintroduite	1983-93 (France), 2016-20 (Allemagne)	Allemagne : Life Luchs Pfälzerwald (2015-2021) - LIFE13 NAT/DE/000755 France : • Programme Lynx massif des Vosges (2016-2018) devenu le PRA Lynx (2018-auj.) • PNA Lynx (2018-2022, 2022-2026)
		Dinarique	Bosnie-Herzégovine (53 %) Croatie (39 %) Slovénie (8 %)	130	stable ou en baisse	EN	réintroduite	1973, puis a partir 2017	Croatie, Italie, Slovaquie : Life Lynx Project «Preventing the Extinction of the Dinaric-SE Alpine Lynx Population through Reinforcement and Long-term Conservation» (2017-2024) - LIFE16NAT/SI/000634
		Monts du Harz	Allemagne (100 %)	46	en faible hausse	CR	réintroduite	2000	Allemagne : Luchsprojekt Harz (2000-2006)
Lynx des Balkans (<i>L. l. balcanicus</i>)	Balkanique	Rép. de Macédoine du Nord (85 %) Albanie (15 %) Rép. du Kosovo (?) Serbie (?)	20-40	stable	CR	autochtone			
Lynx pardelle (<i>Lynx pardinus</i>)	Ibérique	Espagne (85%) Portugal (15%)	>1000	en hausse	EN	autochtone	2009 (Espagne)	Espagne : • Project Lynx Life «Actuations for the conservation of the Iberian lynx (<i>Lynx pardinus</i>)» (1994-1999) • Project Lynx Life «Recovery of the Iberian lynx populations (<i>Lynx pardinus</i>) in Andalucía» (2002-2006) • Project Lynx Life «conservation and reintroduction of the Iberian lynx (<i>Lynx pardinus</i>) in Andalucía» (2006-2011) - LIFE06NAT/ES/000209 Espagne et Portugal : Life+IBERLINC «Recovery of the historical distribution for Iberian Lynx (<i>Lynx pardinus</i>) in Spain and Portugal»(2012-2016) - LIFE10NAT/ES/570	

Le cas du lynx pardelle

Le lynx pardelle était jusque dans la seconde partie du XX^e siècle réparti sur l'ensemble de la péninsule ibérique. Il diffère du lynx boréal par sa taille plus petite et son régime alimentaire, spécialisé sur le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). Au cours du XX^e siècle, les populations de lynx pardelle ont connu un déclin drastique. Le recensement de l'espèce réalisé en 2002 a estimé qu'il ne restait que deux populations, Doñana et Andújar, avec un effectif total de moins de 100 individus.

Le déclin du lynx pardelle s'explique par un ensemble de causes, essentiellement anthropiques :

- La destruction de la forêt méditerranéenne, qui est son principal habitat ;
- Le déclin des populations de lapins de garenne dû à l'émergence de deux nouvelles maladies virales, la myxomatose et la fièvre hémorragique virale ;
- Les destructions illégales ;
- Les autres causes de mortalité liées aux activités humaines, notamment les collisions.

L'extinction du lynx pardelle a pu être évitée grâce à la mise en place d'un plan de conservation international ambitieux, associant des mesures de conservation *ex situ*, notamment par un programme de reproduction en captivité, et des mesures *in situ*, la priorité étant donnée à la restauration de l'habitat et au contrôle des sources de mortalité du lynx pardelle. Ce plan de conservation inclut un programme de translocation ayant fait l'objet d'une modélisation démo-génétique à l'aide du logiciel VORTEX. Ce programme inclut la réintroduction du lynx pardelle dans plusieurs sites de présence historique, et le renforcement des populations existantes pour augmenter leur diversité génétique. Initiés en 2010, les lâchers d'individus issus du programme de reproduction en captivité sont toujours en cours, et concernent plusieurs individus sur différents sites chaque année. Les populations actuelles dépassent les 600 femelles reproductrices.

Le programme de translocation et de gestion de l'habitat s'accompagne d'activités de communication auprès du grand public, ainsi que d'actions auprès des acteurs de terrain, notamment du monde de la chasse. Le programme valorise le caractère endémique de l'espèce : de ce fait, celle-ci a été perçue comme un patrimoine unique, et les habitants de certains sites historiques ont construit un lien fort d'identification avec l'espèce en Espagne (Delibes-Mateos *et al.* 2022) et au Portugal (Lopes-Fernandes & Frazão-Moreira 2016, 2017). Les acteurs de terrain volontaires ont pu s'impliquer dans le programme de conservation par le biais de contrats de collaboration ayant pour but la restauration et la gestion de l'habitat pour favoriser la présence du lynx pardelle et minimiser ses risques de mortalité. Plus de 270 propriétaires terriens et gestionnaires de zones cynégétiques se sont impliqués dans le programme de conservation, qui a couvert une superficie de plus de 270 000 hectares.

Le programme de translocation est globalement bien accepté. Une étude ethnoécologique auprès d'acteurs de terrain (131 informateurs incluant propriétaires terriens, gestionnaires de zones cynégétiques, chasseurs), sur trois sites concernés par le programme de conservation au Portugal, indique des taux de soutien à la réintroduction du lynx pardelle de 52 % à 89 %, et des taux d'opposition de 8 % à 17 %, selon les sites (Lopes-Fernandes *et al.* 2018). Le soutien le plus important est observé à Penamacor, site historique de présence du lynx pardelle, où aucun lâcher n'a pour l'instant été réalisé. De nombreuses interventions à but de conservation y ont été réalisées pendant la période 1979-2000. Elles n'ont toutefois pas suffi à éviter l'extinction de la population locale de lynx pardelle, vécue comme une perte par les habitants.

Le suivi des individus relâchés a permis de renseigner les facteurs influençant le succès d'établissement ainsi que les facteurs de risque affectant encore le lynx pardelle. Les collisions routières constituent la principale source de mortalité des animaux suivis et représentent 32 % des cas de mortalité identifiés. Ainsi, l'actuel programme de conservation Life+ LYNXCONNECT inclut un important volet dédié à la lutte contre la fragmentation de l'habitat pour réduire le risque de collision. Outre un travail autour de l'identification des points de passage à risque et la construction de passages à faune, le programme inclut un volet sur la qualité de l'habitat à proximité des sites à fort risque de collision, de façon à réduire leur utilisation par le lynx pardelle, via la réduction des populations de lapin et l'ouverture du milieu.

2.3. Cadre juridique international et français

Différents dispositifs législatifs et réglementaires ont été ou pourraient être mis en œuvre pour améliorer la conservation du lynx boréal sur le territoire national. Le PNA Lynx pour la période 2022-2026, qui est récemment venu compléter l'arsenal déjà utilisé pour conserver le lynx boréal, n'a toutefois pas de portée réglementaire. Son objet est d'organiser le suivi des actions engagées en faveur des populations de lynx boréal, de mettre en œuvre des actions en faveur de la restauration des espèces et des habitats, de mesurer les effets de sa coexistence avec les activités humaines et d'informer le public et les pouvoirs publics. En Europe occidentale, et notamment en France, les populations de lynx boréal sont transfrontalières et nécessitent une coordination internationale des actions et de la réglementation. Le statut de protection du lynx boréal en France repose en grande partie sur des réglementations internationales et européennes, dont la transposition en droit interne est obligatoire. La présentation ci-dessous examine deux types de dispositifs réglementaires : premièrement, ceux qui visent à conserver la biodiversité et intègrent le lynx boréal comme élément intrinsèque au fonctionnement d'une communauté d'espèces et de ses habitats ; deuxièmement, ceux qui visent à accompagner les activités d'élevage en réponse aux dommages que la présence du lynx boréal peut leur occasionner.

2.3.1. Cadre réglementaire en faveur de la conservation du lynx boréal comme élément de la biodiversité

Au niveau international et européen, trois textes ratifiés ou transposés par la France intègrent le lynx boréal dans une démarche de conservation d'une communauté d'espèces nécessaires à la biodiversité :

- La convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES, convention de Washington, 1973), ratifiée par la France (Loi n° 77-1423 du 27 décembre 1977 autorisant l'approbation de la CITES et Décret n° 78-959 du 30 août 1978 portant publication de la CITES). Elle s'applique sur le territoire des Etats Membres de l'Union européenne (règlement (CE) n° 338/97 du Conseil du 9 décembre 1996, relatif à la CITES, dit « règlement de base » et règlement (CE) n° 865/2006 du 4 mai 2006, portant application du précédent). Cette convention a notamment pour but de veiller à ce que le commerce international des spécimens de la faune et de la flore concernés ne menace pas la survie des espèces auxquelles ils appartiennent. À ce titre, le lynx boréal figure à l'Annexe II de cette convention, qui stipule que le commerce de l'espèce nécessite la délivrance d'un permis d'exportation, sous réserve de soutenabilité de ces prélèvements. Cette disposition s'impose également aux opérations de translocation de conservation* validées par les autorités nationales compétentes. Elle est également inscrite à l'annexe A du règlement européen, qui impose également, pour les Etats Membres, un permis d'importation, une interdiction de commerce (et d'exploitation) à fins lucratives et une inaccessibilité des spécimens acquis.
- La convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne, 1979), ratifiée par l'Union européenne (Décision 82/72/CEE du Conseil du 3 décembre 1981) et par la France (Loi n° 89-1004 du 31 décembre 1989 et décret n° 90-756 du 22 août 1990). Elle a pour objectifs de conserver la flore et la faune sauvages et les habitats naturels, et de promouvoir la coopération européenne dans ce domaine. Le lynx boréal est inscrit à l'Annexe III de cette convention (espèces de faune protégées) qui impose aux États membres d'adopter les mesures appropriées et nécessaires pour protéger les espèces listées et leurs habitats, ainsi que de mettre en œuvre des politiques nationales de conservation et d'encourager l'éducation et la diffusion d'informations générales concernant la nécessité de conserver ces espèces ainsi que leurs habitats.
- La directive modifiée n°92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages (dite « Habitats Faune Flore », HFF, ou « Natura 2000 ») vise à assurer le maintien ou le rétablissement des espèces et des types d'habitats significatifs pour la biodiversité européenne dans un état de conservation favorable, et instaure un cadre similaire pour l'ensemble des États membres. Le lynx boréal est inscrit à l'Annexe II qui concerne

les espèces d'intérêt communautaire dont la conservation requiert la désignation de zones spéciales de conservation (ZSC), regroupées dans le réseau européen des aires protégées Natura 2000. Il n'est cependant pas retenu parmi les espèces prioritaires, c'est-à-dire celles dont l'état de conservation est préoccupant et pour lesquelles un effort particulier doit être engagé. Le lynx boréal est toutefois inscrit à l'Annexe IV des espèces d'intérêt communautaire nécessitant une protection stricte ainsi que des mesures interdisant la capture, la destruction, la perturbation intentionnelle, la détérioration ou destruction des sites de reproduction et des aires de repos, et le commerce.

Une fois les zones spéciales de conservation désignées, l'État doit adopter les mesures de conservation nécessaires avec des plans de gestion appropriés qui répondent aux exigences écologiques des types d'habitats naturels et des espèces présentes. Il doit prendre les mesures appropriées pour éviter la détérioration des habitats naturels et des habitats d'espèces ainsi que les perturbations touchant ces espèces pour autant que ces perturbations soient susceptibles d'avoir un effet significatif. Tout plan ou projet qui ne serait pas directement lié ou nécessaire à la gestion du site mais susceptible d'affecter ce site de manière significative, individuellement ou en lien avec d'autres plans et projets, doit faire l'objet d'une évaluation appropriée de ses incidences sur le site eu égard aux objectifs de conservation de ce dernier. Si, en dépit de conclusions négatives cette évaluation et en l'absence de solutions alternatives, un plan ou projet doit néanmoins être réalisé pour des raisons impératives d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique, l'État doit prendre toute mesure compensatoire nécessaire pour assurer que la cohérence globale du réseau Natura 2000 est protégée (art. 6).

Ces dispositions internationales et communautaires ont été transposées dans la réglementation nationale et introduites dans le code de l'environnement comme suit :

- Le lynx boréal est classé comme espèce protégée au titre de l'article L. 411-1 du code de l'environnement par l'arrêté modifié du 23 avril 2007 fixant la liste des mammifères terrestres protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection, dont les termes ont été précisés par l'arrêté modifié du 9 juillet 1999 fixant la liste des espèces protégées menacées d'extinction en France et dont l'aire de répartition excède le territoire d'un département. Sont ainsi interdits sur tout le territoire hexagonal et en tout temps : la destruction, la mutilation, la capture ou l'enlèvement, la perturbation intentionnelle des animaux dans le milieu naturel, la détention, le transport, la naturalisation, le colportage, la mise en vente, la vente ou l'achat, et l'utilisation commerciale ou non, des spécimens prélevés (vivants ou morts). Sont également interdites sur les parties du territoire métropolitain où l'espèce est présente, ainsi que dans l'aire de déplacement naturel des noyaux de population existants, la destruction, l'altération ou la dégradation des sites de reproduction et des aires de repos des animaux.

Toute personne qui porterait atteinte à l'état de conservation de l'espèce en violation de ces prescriptions encourt jusqu'à trois ans d'emprisonnement et 150 000 euros d'amende (ou sept ans d'emprisonnement et 750 000 euros d'amende si l'acte est commis en bande organisée – art. L. 415-6). Il en va de même en cas de tentative d'infraction (art. L. 415-3 du code de l'environnement). Sont également sanctionnés des mêmes peines (mais sans que la tentative le soit) le fait d'introduire volontairement dans le milieu naturel, de transporter, colporter, utiliser, mettre en vente, vendre ou acheter un spécimen d'une espèce animale protégée.

L'amende est doublée lorsque ces atteintes ont lieu dans le cœur d'un parc national ou dans une réserve naturelle.

Dans le cadre de cette condamnation, le Tribunal judiciaire peut mettre à sa charge les frais exposés pour la capture, les prélèvements, la garde ou la destruction des spécimens rendus nécessaires.

- Reprenant sur ce point les dispositions de la convention de Berne et de la directive HFF, l'article L. 411-2 du code de l'environnement permet à l'autorité administrative de déroger aux interdictions fixées dans l'article L. 411-1, « à condition qu'il n'existe pas d'autre solution satisfaisante » et que « la dérogation ne nuise pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations dans leur aire de répartition naturelle » :
 - dans l'intérêt de la protection de la faune et de la flore sauvages et de la conservation des habitats naturels ;
 - pour prévenir des dommages importants notamment aux cultures, à l'élevage, aux forêts, aux pêcheries, aux eaux et à d'autres formes de propriété ;
 - dans l'intérêt de la santé et sécurité publiques ou pour d'autres raisons impératives d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique, et pour des motifs qui comporteraient des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement ;
 - à des fins de recherche et d'éducation, de repeuplement et de réintroduction de ces espèces et pour des opérations de reproduction nécessaires à ces fins, y compris la propagation artificielle des plantes ;
 - pour permettre, dans des conditions strictement contrôlées, d'une manière sélective et dans une mesure limitée, la prise ou la détention d'un nombre limité et spécifié de certains spécimens.
- Conformément à l'article L. 411-3 du code de l'environnement, un Plan National d'Action (PNA) en faveur du lynx boréal a été initié pour la période 2022-2026, coordonné par le préfet de région Bourgogne-Franche-Comté. Ce dispositif stratégique vise à i) améliorer les conditions de coexistence avec les activités humaines, ii) réduire

les menaces sur la viabilité de l'espèce et lever les freins à son expansion et iii) communiquer, sensibiliser pour faciliter l'intégration de la protection de cette espèce dans les activités humaines et dans les politiques publiques. Dans le massif vosgien, le PNA a été anticipé au niveau local sous la forme d'un « Plan Régional d'Actions (PRA) Lynx massif des Vosges » adopté pour la période 2020-2029.

2.3.2. Mesures juridiques complémentaires favorables à la conservation du lynx boréal en France

Dommages dus au lynx boréal

Un des principaux obstacles à l'acceptation de la présence du lynx boréal est sa prédation sur les animaux d'élevage. L'indemnisation des éleveurs ayant subi des dommages est l'une des mesures envisagées pour lever cet obstacle. À cette fin, le décret n°2019-722 du 9 juillet 2019 relatif à l'indemnisation des dommages causés aux troupeaux domestiques par le loup gris, l'ours brun et le lynx boréal (modifié à plusieurs reprises et, récemment, par le décret n° 2023-490 du 20 juin 2023) a été adopté en application du régime cadre d'aide d'État notifié n°SA.51768 (2018) relatif aux aides destinées à remédier aux dommages causés par des animaux protégés en France. Il vise à « accompagner financièrement les élevages touchés par la prédation des grands carnivores protégés en France et qui subissent des pertes liées directement aux attaques de ces carnivores et indirectement par la perte de productivité après les attaques et les frais de vétérinaires ou d'euthanasie pour les animaux blessés. »

La décision d'indemnisation est prise par le préfet en fonction des éléments techniques relevés sur le terrain par un agent habilité de l'OFB et de l'avis du service instructeur (DDT). L'indemnisation est notamment subordonnée au fait que le troupeau ait au préalable fait l'objet de mesures de protection raisonnables ou ait été reconnu comme non protégeable (voir Encadré 4). Lorsque les éléments techniques du constat ne permettent pas de conclure avec certitude à la responsabilité du lynx boréal, le contexte local peut être pris en considération, conformément notamment au principe selon lequel les mortalités liées à une prédation ne donnent lieu à indemnisation que si la responsabilité du lynx boréal n'est pas écartée. Le montant forfaitaire de l'indemnisation est défini selon un barème publié conjointement par les ministères chargés de l'environnement et de l'agriculture, révisé tous les trois ans en concertation avec les organisations professionnelles agricoles. Ces montants peuvent être majorés pour les animaux dont la production est valorisée, notamment par l'inscription à un organisme d'amélioration génétique.

ENCADRÉ 4

Mesures de protection des troupeaux domestiques contre la prédation par le lynx boréal

La vulnérabilité des animaux domestiques à la prédation par le lynx boréal est influencée par des facteurs environnementaux qui facilitent l'accès du lynx boréal aux parcs d'élevage, par le niveau de perméabilité des clôtures et la présence d'éléments pouvant gêner le comportement de prédation (présence humaine, chien de protection) et enfin par le comportement du prédateur lui-même qui peut varier selon les individus. L'utilisation de parcs d'élevage sans connexion avec des continuités forestières ou à proximité d'une activité humaine est un moyen important de limiter le risque de prédation. Dans les autres cas, la présence d'un chien de protection est une mesure efficace pour le parc considéré. Il peut cependant favoriser des reports de prédation sur les parcs voisins ou les exploitations voisines (Vandel *et al.* 2001). La clôture électrique peut être une barrière hermétique si elle est suffisamment haute pour empêcher le passage d'un lynx boréal. Ce système est souvent considéré comme un investissement onéreux. Des filets électrifiés peuvent être utilisés pour des regroupements nocturnes.

En France, les mesures de protection contre la prédation du lynx boréal ont été aidées de deux façons : d'une part, par la mise à disposition de matériel de protection acquis par les DDT à partir de crédits d'urgence du ministère en charge de l'agriculture ; d'autre part et indirectement par les financements de l'État et du fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER) contre la prédation du loup gris, qui peuvent également bénéficier à la protection des troupeaux contre la prédation du lynx boréal dans les secteurs géographiques où les deux espèces de prédateur coexistent.

Domages au lynx boréal

La prise en charge de lynx en détresse, dont la survie est supposée menacée du fait de leur incapacité à se déplacer ou fuir sur de longues distances ou de leur incapacité momentanée à pourvoir à leur survie dans le milieu naturel, est prévue par des arrêtés ministériels portant dérogation à la protection stricte du lynx boréal et autorisation d'introduction de spécimens dans le milieu naturel. Actuellement, cette autorisation a été délivrée au centre de soins ATHENAS (arrêté du 1er juillet 2022) et à l'OFB (arrêté du 14 décembre 2022).

2.3.3. Statut juridique du lynx boréal et du lynx pardelle dans les autres pays européens

Statut juridique du lynx boréal dans les pays membres de l'Union européenne

La convention de Berne a été ratifiée par l'ensemble des pays européens et par l'Union européenne. Le lynx boréal figure en Annexe III dans la liste des espèces protégées de tous les pays européens, à l'exception des pays concernés par le lynx des Balkans (*Lynx lynx balcanicus*), inscrit à l'Annexe II depuis avril 2018 en raison de la précarité de son état de conservation. La protection des espèces figurant sur cette dernière annexe est renforcée par rapport à l'Annexe III : elle interdit notamment toutes formes de capture intentionnelle, de détention et de mise à mort intentionnelle, la détérioration ou la destruction intentionnelles des sites de reproduction ou des aires de repos ainsi que la perturbation intentionnelle de la faune sauvage, notamment durant la période de reproduction, de dépendance et d'hibernation, pour autant que la perturbation ait un effet significatif eu égard aux objectifs de la convention.

La directive Habitats-Faune-Flore s'applique à tous les États membres de l'Union européenne. Le lynx boréal y est répertorié aux Annexes II (espèce dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) et IV (espèce qui nécessite une protection stricte), de la directive. Toutefois, en Finlande, en Estonie et en Lettonie, l'espèce est classée à l'Annexe V, impliquant que son prélèvement dans la nature et son exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion.

Statut juridique du lynx boréal en Suisse

La Suisse, pays non membre de l'Union européenne qui partage plusieurs populations de lynx boréal avec la France, lui a conféré le statut d'espèce protégée en vertu de la loi fédérale sur la chasse et la protection des mammifères et oiseaux sauvages (LChP) du 20 juin 1986. Toutefois, les autorités cantonales peuvent, avec l'assentiment préalable de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), prévoir le tir d'animaux protégés si la sauvegarde des biotopes ou le maintien de la diversité des espèces l'exigent (art. 7). Par ailleurs, les cantons peuvent prendre des mesures pour prévenir les dommages causés par la faune sauvage :

- ordonner ou autoriser en tout temps des mesures contre certains animaux protégés ou pouvant être chassés, lorsqu'ils causent des dégâts importants. Seuls des personnes titulaires d'une autorisation de chasser ou des organes de surveillance peuvent être chargés de l'exécution de ces mesures ;
- Lorsque la population d'animaux d'une espèce protégée est trop nombreuse et qu'il en résulte d'importants dommages ou un grave danger, les cantons peuvent prendre des mesures pour la réduire, avec l'assentiment préalable du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (art. 10).

Selon l'article 4 modifié de l'ordonnance fédérale sur la chasse et la protection des mammifères et oiseaux sauvages (OChP ; RS 922.01) du 29 février 1988, portant application de la LChP, les cantons peuvent, avec l'assentiment préalable de l'OFEV, prendre des mesures temporaires visant la régulation de populations d'animaux protégés, lorsque, en dépit de mesures raisonnables prises pour empêcher les dommages, des animaux d'une espèce déterminée :

- causent d'importants dommages aux forêts, aux cultures ou aux animaux de rente ;
- représentent un grave danger pour l'homme ;
- répandent des épizooties ;
- constituent une grave menace pour les zones habitées ou les bâtiments et installations d'intérêt public ;
- causent des pertes sévères dans l'utilisation des régales cantonales de la chasse (NB : la régale donne un droit exclusif sur l'activité de chasse, qui peut être affectée par des populations de prédateurs devenues trop nombreuses et justifie, à condition d'être documentée, que des tirs de régulation puissent être autorisés - v. *Modification de l'ordonnance sur la chasse, Rapport explicatif, 15 juillet 2012*)

En outre, une autorisation de la Confédération est nécessaire pour :

- importer, faire transiter ou exporter des animaux d'espèces protégées, de même que des parties ou produits tirés de ceux-ci ;
- lâcher des animaux d'espèces protégées (LChP, art. 9).

Enfin, la Confédération et les cantons participent à l'indemnisation des dommages causés par certains animaux protégés : la Confédération verse ainsi aux Cantons 80 % des coûts des dégâts causés par le lynx boréal, le solde restant à la charge de ceux-ci (OChP, art. 10).

En application de l'article 10 *bis* OChP, la Confédération s'est dotée d'un Plan Lynx (Aide à l'exécution de l'OFEV relative à la gestion du lynx en Suisse OFEV 2016 — annexes révisées en 2019). Guidé par le principe selon lequel la coexistence entre l'homme et le lynx boréal est possible en Suisse sous certaines conditions, il fixe les objectifs suivants :

- créer les conditions nécessaires à l'existence en Suisse de populations viables à long terme, adaptées aux conditions locales et susceptibles de s'étendre sur de nouveaux territoires ;
- transmettre au public des connaissances sur le mode de vie du lynx boréal et faire connaître sa fonction importante de prédateur ;
- minimiser les conflits avec l'agriculture, la chasse et les populations concernées ;
- formuler les principes applicables à la prévention et à l'indemnisation des dégâts, ainsi qu'aux interventions de régulation des populations ;

- éviter que la présence du lynx boréal n’entrave de manière intolérable l’élevage des animaux de rente ;
- définir les critères autorisant a) le tir d’un lynx isolé causant des dégâts et b) la régulation de populations de lynx boréal qui, parce qu’elles s’implantent, causent d’importants dommages aux animaux de rente ou des pertes sévères dans l’utilisation des régales cantonales de la chasse.

Statut juridique du lynx pardelle

Dans les pays ibériques, qui accueillent le lynx pardelle (*Lynx pardinus*), le lynx boréal n’est pas présent. Le lynx pardelle figure à l’Annexe II de la Convention de Berne, avec un régime de protection renforcée, comme « espèce de faune strictement protégée », le lynx boréal étant, quant à lui, rangé sous l’annexe III « espèces de faune protégée ».

Ce classement interdit ainsi :

- toutes formes de capture intentionnelle, de détention et de mise à mort intentionnelle ;
- la détérioration ou la destruction intentionnelles des sites de reproduction ou des aires de repos ;
- la perturbation intentionnelle de la faune sauvage, notamment durant la période de reproduction, de dépendance et d'hibernation, pour autant que la perturbation ait un effet significatif eu égard aux objectifs de la présente convention ;
- la détention et le commerce interne de ces animaux, vivants ou morts, y compris des animaux naturalisés et de toute partie ou de tout produit, facilement identifiables, obtenus à partir de l'animal, lorsque cette mesure contribue à l'efficacité des dispositions du présent article.

Il est également inscrit à l’annexe I de la CITES (le lynx boréal l’étant à l’annexe II) au titre des « espèces menacées d'extinction qui sont ou pourraient être affectées par le commerce ». Leur commerce « doit être soumis à une réglementation particulièrement stricte afin de ne pas mettre davantage leur survie en danger, et ne doit être autorisé que dans des conditions exceptionnelles ». L’adhésion de l’Union européenne à la CITES a donné lieu à la publication du règlement n° 3626/82 du Conseil, du 3 décembre 1982, relatif à l'application dans la Communauté de la convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, abrogé et remplacé par le Règlement (CE) n° 338/97 du Conseil du 9 décembre 1996 ayant le même objet, qui constitue le cadre de référence pour les pays membres de l’Union. Le lynx pardelle y est inscrit à l’annexe A, équivalente de l’annexe I de la CITES. Il est ainsi « interdit d'acheter, de proposer d'acheter, d'acquérir à des fins commerciales, d'exposer à des fins commerciales, d'utiliser dans un but lucratif et de vendre, de détenir pour la vente, de mettre en vente ou de transporter pour la vente des spécimens d'espèces inscrites à l'annexe A » et « Les États membres peuvent interdire la détention de spécimens, notamment, d'animaux vivants appartenant à des espèces de l'annexe A ».

Comme le précise le règlement n° 338/97, le certificat peut être délivré lorsque les spécimens, alternativement :

- ont été acquis ou introduits dans la Communauté avant l'entrée en vigueur, pour les spécimens concernés, des dispositions relatives aux espèces inscrites à l'annexe I de la CITES convention, à l'annexe C 1 du règlement n° 3626/82 ou à l'annexe A du règlement n° 338/97
- ont été introduits dans la Communauté conformément aux dispositions du règlement n° 338/97 et sont destinés à être utilisés à des fins ne nuisant pas à la survie de l'espèce concernée
- sont des spécimens nés et élevés en captivité
- sont destinés à l'élevage ou à la reproduction et contribueront de ce fait à la conservation des espèces concernées
- sont destinés à des activités de recherche ou d'enseignement visant à la sauvegarde ou à la conservation de l'espèce
- sont originaires d'un État membre et ont été prélevés dans leur milieu naturel conformément à la législation en vigueur dans ledit État membre.

Ce dispositif impose, selon les cas, l'obtention d'un permis CITES d'exportation délivré par le pays d'origine ou un certificat CITES de réexportation délivré par le pays tiers de provenance ainsi que, dans les deux cas, l'obtention d'un permis CITES d'importation délivré par l'État membre de destination.

Le lynx pardelle est également rangé par la directive Habitats au sein des *“espèces dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation”* (annexe II) et des *“espèces d'intérêt communautaire qui nécessitent une protection stricte”* (annexe IV), au même titre que le lynx boréal mais, contrairement à lui, est *“espèce prioritaire”* s'agissant de la désignation des zones spéciales de conservation. La protection de ces zones est renforcée par rapport à celles qui abritent des espèces non prioritaires : si un plan ou projet doit néanmoins y être réalisé en dépit de conclusions négatives de l'évaluation d'impact et en l'absence de solutions alternatives, *“seules peuvent être évoquées des considérations liées à la santé de l'homme et à la sécurité publique ou à des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement ou, après avis de la Commission, à d'autres raisons impératives d'intérêt public majeur.”* (art. 6).

Cette question de la protection de ces espaces et des espèces prioritaires qu'ils abritent a fait l'objet de divers contentieux qui ont confirmé que les États membres ne sauraient *« autoriser des interventions qui risquent de compromettre sérieusement les caractéristiques écologiques de ceux-ci. Tel est notamment le cas lorsqu'une intervention risque d'aboutir à la disparition d'espèces prioritaires présentes sur les sites concernés »* (CJUE, 14 sept. 2006, aff. C-244/05, Bund Naturschutz in Bayern e.a. points 44 et 46). Dans une affaire opposant la Commission à l'Espagne, lui faisant grief d'avoir autorisé des travaux qui auraient gravement altéré les caractéristiques écologiques d'un site d'intérêt communautaire (parc naturel de Doñana) au

risque d’aboutir à la disparition du lynx ibérique, la Cour de justice de l’Union européenne a considéré qu’il n’y a pas violation du dispositif de protection lorsque la transformation d’un chemin en route s’est accompagnée la mise en place de « huit passages de faune ainsi que deux ponts [qui] avaient été aménagés afin d’assurer la perméabilité dudit chemin et, dès lors, d’obvier à l’effet de barrière découlant de l’aménagement de celui-ci en route régionale. » « Le nombre de passages de la faune traversant le chemin en cause ainsi que leur conception ont été considérés comme étant adaptés aux caractéristiques de la voie de communication qu’ils visent à rendre perméable. » « Les passages de faune ont une couverture de végétation suffisante pour inciter les animaux à les utiliser et les pentes d’accès aux passages sont parfaitement praticables pour les lynx. » La Cour en conclut qu’il n’a pas été prouvé « que la réalisation du projet d’aménagement du chemin rural ait eu, en tant que telle, une réelle incidence sur la fragmentation de l’habitat du lynx ibérique dans la région de Doñana. » (CJUE, 20 mai 2010, aff. 92/43 Commission c. Espagne, points 32 à 34). Par ailleurs, « s’agissant du prétendu degré élevé de risque de collision auquel seraient soumis les lynx ibériques de ladite région à la suite de la réalisation du projet d’aménagement du chemin rural », la Cour rejette l’argument en considérant « que depuis que la mise en œuvre des mesures correctrices supplémentaires a été achevée, au mois de novembre 2004, aucun lynx ibérique n’a été renversé sur ledit chemin », ces mesures correctrices ayant consisté « en l’adoption de mesures dissuasives de la vitesse et d’une signalisation, en la mise en place d’une clôture d’exclusion de vertébrés ainsi qu’en l’aménagement de passages pour la faune, de ponts et de drainages » (aff. 92/43, préc., points 41 et 42).

La politique de protection du lynx ibérique a largement été soutenue par le programme Life dans ses différentes déclinaisons :

- Project Lynx Life “Actuations for the conservation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*)” (1994-1999)
- Project Lynx Life “Recovery of the Iberian lynx populations (*Lynx pardinus*) in Andalucía” (2002-2006)
- Project Lynx Life “conservation and reintroduction of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Andalucía” (2006-2011)
- Project IberLince “Recovery of the historical distribution for the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Spain and Portugal” (2011-2018)
- Project LynxConnect “Creating a genetically and demographically functional Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) metapopulation” (2020-2025).

2.3.4. Interprétations de la notion d'état de conservation favorable

Selon la directive Habitats-Faune-Flore de 1992, l'état de conservation d'une espèce caractérise l'effet de l'ensemble des influences agissant sur l'espèce qui peuvent affecter à long terme la répartition et l'importance de ses populations sur son territoire.

Cet état est considéré comme favorable, lorsque, cumulativement :

- les données relatives à sa dynamique de population indiquent que cette espèce continue, et est susceptible de continuer à long terme, à constituer un élément viable des habitats naturels auxquels elle appartient ;
- son aire de répartition naturelle ni ne diminue ni ne risque de diminuer dans un avenir prévisible ;
- il existe et il continuera probablement d'exister un habitat suffisamment étendu pour que ses populations se maintiennent à long terme (art. 1er).

Cette notion n'a pas fait l'objet de plus de développement dans la directive HFF et laisse place à l'interprétation. Elle a en particulier suscité deux débats, le premier sur l'échelle spatiale à laquelle l'appréhender, le second sur la manière de la mesurer.

Quelles échelles spatiales et temporelles pour évaluer l'état de conservation favorable ?

Les conclusions de l'ESCO sur le devenir de la population de loups en France (Duchamp *et al.* 2017) ont précisé que les États membres de l'Union européenne doivent chercher à atteindre l'état de conservation favorable (ECF) des populations qui sont en totalité ou en partie à l'intérieur de leurs frontières nationales et il n'est pas précisé que l'ECF puisse être évalué à un niveau supranational. La directive ne précise pas non plus explicitement sur quel laps de temps une population doit rester un élément viable de son habitat naturel, mais le préambule suggère le très long terme. La population doit donc maintenir une diversité génétique suffisante afin de préserver son potentiel évolutif et éviter l'extinction.

La jurisprudence a toutefois apporté des précisions sur cette notion, qui complètent certaines conclusions de l'ESCO sur le devenir de la population de loups en France. Ces précisions impliquent notamment que l'ECF doit être apprécié non pas à l'échelle d'un seul État, mais en se fondant sur l'aire de répartition naturelle entendue d'un point de vue écologique, c'est-à-dire indépendamment des frontières nationales. Le Conseil d'État a ainsi considéré que la condition du maintien d'une espèce (le loup gris en l'occurrence) dans un état de conservation favorable, dans son aire de répartition naturelle « *fait obstacle à un abattage dont l'importance serait susceptible de menacer le maintien des effectifs de loups dans leur aire de répartition naturelle, et doit être appréciée, conformément à l'interprétation qu'en donne la Cour de justice des Communautés européennes, par rapport à l'ensemble du territoire européen des États membres où la directive s'applique* ». « (...) il ressort des pièces du dossier, en premier lieu, que les meutes de loups se déplacent au sein d'une zone qui comprend la

majeure partie de l'arc alpin et s'étend donc, notamment, aux territoires de la France et de l'Italie, en second lieu, que si le nombre minimum estimé de loups sédentarisés en France est contesté par l'association, il est en revanche établi que plusieurs centaines d'animaux sont présents en Italie ; qu'ainsi les mesures attaquées, compte tenu de la limitation de l'abattage à quatre ou trois animaux et de l'importance de la population de loups dans son aire de répartition naturelle, appréciée dans le cadre du territoire européen des États membres où la directive « Habitats » s'applique, ne méconnaissent pas les objectifs de celle-ci » (CE, 26 avril 2006, Assoc. Ferus, req. n°271670). L'ECF repose donc sur une approche territoriale « élargie ».

De son côté, la Cour de justice de l'Union européenne a considéré que :

- « la définition de la notion d'état de conservation d'une espèce », contenue à l'article 1^{er}, sous i), de cette directive, se réfère expressément à « l'importance de[s] populations [d'une espèce] » et non pas à la situation particulière d'un individu ou d'un spécimen de ladite espèce, de sorte que cet état de conservation est déterminé ou évalué notamment au regard des populations des espèces concernées. » (CJUE, 4 mars 2021, aff. jointes n° C-473/19 et C-474/19, Föreningen Skydda Skogen et a. et Göteborgs Ornitologiska Förening)
- « (...) il y a lieu de constater que l'article 12, paragraphe 1, de la directive « Habitats » ne saurait être interprété en ce sens que la protection que cette disposition prévoit cesse de s'appliquer aux espèces qui ont atteint un état de conservation favorable. » (idem). Comme l'avait suggéré l'avocate générale dans ses conclusions du 10 septembre 2020 : « L'interdiction de destruction ou de détérioration des sites de reproduction d'animaux prévue à l'article 12, sous d), de la directive « Habitats » ne requiert pas que l'état de conservation de la population de l'espèce concernée soit menacé par l'action en cause. Un état de conservation favorable de l'espèce concernée n'affecte pas l'interdiction. »
- « Il ne peut être exclu que l'abattage d'un nombre limité de spécimens soit sans incidence sur l'objectif visé à l'article 16, paragraphe 1, de la directive habitats, consistant à maintenir dans un état de conservation favorable la population des loups dans son aire de répartition naturelle. Une telle dérogation serait dès lors neutre pour l'espèce concernée » (CJUE 14 juin 2007, Commission UE c/ Finlande, aff. n° C-342/05).

La Commission européenne a, de son côté, pris position et proposé des clefs d'interprétation de la notion (v. Document d'orientation sur la protection stricte des espèces animales d'intérêt communautaire en vertu de la directive « Habitats », (DO 2017), actualisée le 12 oct. 2021, C(2021) 7301 final (DO 2021)). Selon elle, « l'état de conservation favorable peut être décrit comme une situation dans laquelle un type d'habitat ou une espèce se porte suffisamment bien en termes qualitatifs et quantitatifs, et a de bonnes chances de continuer sur cette voie. Le fait qu'un habitat, ou une espèce, ne soit pas menacé (c'est-à-dire ne soit pas confronté à un risque d'extinction directe) ne signifie pas nécessairement qu'il soit dans un état de

conservation favorable » (DO 2017, p. 10). « *L'évaluation de l'état de conservation inclut non seulement un élément de « diagnostic » fondé sur l'état actuel, mais également un important élément de « pronostic » (avenir prévisible) tenant compte des influences. Ces influences dans un avenir prévisible peuvent être des menaces spécifiques ou générales, des impacts positifs ou négatifs, à moyen ou à long terme, etc.* » (Ibid.).

Par ailleurs, de la même façon que l'a envisagé le Conseil d'État dans sa décision « Assoc. Ferus » (précité) : « *L'état de conservation des espèces doit être déterminé au niveau biogéographique dans les États membres (ce qui permettra d'élaborer des synthèses, stratégies nationales/régionales, objectifs et rapports) et, le cas échéant, au niveau des populations (afin de déterminer les mesures, la gestion et les dérogations requises). S'agissant des populations et espèces transfrontalières qui migrent en traversant les frontières de l'UE, leur aire de répartition naturelle globale, y compris les zones de migration hors de l'UE, doit être également prise en compte dans la mesure du possible* » (DO 2017, pp. 19-20).

L'aire de répartition naturelle constitue "un concept dynamique" : elle désigne « les limites spatiales dans lesquelles l'habitat ou l'espèce est présent. Elle ne correspond pas aux lieux (la zone réellement occupée) ou au territoire précis où un habitat, une espèce ou une sous-espèce est présent en permanence. Ces lieux ou territoires réels peuvent être fragmentés ou séparés (c'est-à-dire que la répartition des habitats et des espèces peut ne pas y être uniforme) dans leur aire de répartition naturelle » (DO 2021, p. 7). « Si la taille de l'aire de répartition naturelle est insuffisante pour permettre l'existence à long terme de cet habitat ou de cette espèce, les États membres sont invités à définir une valeur de référence pour une aire de répartition qui permettrait des conditions favorables et à œuvrer dans ce sens, par exemple en favorisant l'expansion de l'aire de répartition actuelle. » (DO 2021, pp. 7-8). « Lorsqu'une espèce ou un habitat s'étend de lui-même dans une nouvelle zone ou un nouveau territoire, ou lorsqu'une espèce a été réintroduite dans son ancienne aire de répartition naturelle (conformément aux règles de l'article 22 de la directive « Habitats »), ce territoire doit être considéré comme faisant partie de l'aire de répartition naturelle. De même, le rétablissement, la recréation ou la gestion de zones d'habitat, ainsi que certaines pratiques agricoles et sylvicoles, peuvent contribuer à l'expansion d'un habitat ou de l'aire de répartition naturelle d'une espèce. Toutefois, les individus ou les populations sauvages d'une espèce animale introduits délibérément ou accidentellement par l'homme dans des endroits où ils n'ont jamais été présents naturellement, ou dans lesquels ils ne se seraient pas propagés naturellement dans un avenir proche, doivent être considérés comme se trouvant en dehors de leur aire de répartition naturelle et ne relèvent donc pas de la directive. » (DO 2021, p. 8).

Quelle mesure de l'état de conservation favorable ?

L'ECF pourrait être évalué comme « une distance par rapport à un état favorable à l'espèce » plutôt qu'une distance à l'extinction. Il pourrait ainsi dépendre du différentiel entre la capacité de charge* de l'habitat et l'abondance actuelle de la population considérée. L'utilisation de la capacité de charge pour évaluer l'ECF du loup gris en Pologne a été remarquée comme un

exemple intéressant par la Commission européenne (Duchamp *et al.* 2017). Toutefois, elle ouvre des questions en raison des défis sociétaux suscités par la présence des grands prédateurs.

Le maintien dans un état de conservation favorable ne peut pas être considéré isolément, en s'attachant aux seuls espèces et habitats associés. La directive HFF souligne que « *les mesures prises en vertu de la présente directive tiennent compte des exigences économiques, sociales et culturelles, ainsi que des particularités régionales et locales* ». On retrouve une approche similaire dans la directive Oiseaux, qui impose aux États membres de prendre « *toutes les mesures nécessaires pour maintenir ou adapter la population de toutes les espèces d'oiseaux (...) à un niveau qui corresponde notamment aux exigences écologiques, scientifiques et culturelles, compte tenu des exigences économiques et récréationnelles* » (dir. n° 2009/147/CE, 30 nov. 2009, art. 2).

De fait, comme l'a relevé le DO 2017, l'évaluation de la capacité de charge d'un espace donné doit intégrer les données économiques et sociales. Il convient de privilégier « *une approche de la coexistence, qui vise à rétablir, dans un état de conservation favorable, les populations de grands carnivores, tout en traitant et en réduisant les conflits avec les activités humaines légitimes, en vue de partager des paysages multifonctionnels* » (p. 106 s. — repris dans le DO 2021, p. 108 s). Au Michigan (États-Unis), la notion de capacité de soutien social a été proposée pour la gestion des loups (Peyton *et al.* 2007).

Dans ce contexte, l'étude « *Large Carnivore Management Plans of Protection: Best Practices in EU Member States* » (Fernández-Gil *et al.* 2018) a mis en évidence plusieurs solutions de coexistence classées en cinq catégories : 1) fournir des conseils/sensibiliser ; 2) fournir un soutien pratique ; 3) comprendre les points de vue ; 4) assurer un financement ; 5) assurer le suivi.

3. Approches retenues pour répondre à la saisine

3.1. Les principes de l'analyse de viabilité

3.1.1. Concepts de population, métapopulation et viabilité

Dans sa définition écologique, appliquée au cas des mammifères, une population désigne un ensemble d'individus d'une même espèce ou sous-espèce davantage susceptibles d'interagir entre eux qu'avec des congénères situés à une distance de dispersion. Dans le cas du lynx boréal, les populations rassemblent des individus qui occupent un ensemble de territoires non séparés entre eux par une matrice d'habitat défavorable d'une étendue importante. Une métapopulation désigne un ensemble de populations séparées spatialement mais entre lesquelles il existe des échanges d'individus et de gènes. À noter que des considérations socio-politiques ou administratives peuvent amener à introduire d'autres critères dans la définition

des populations et à parler, par exemple, de la métapopulation française de lynx boréal, ou de la population jurassienne française de lynx boréal.

La viabilité d'une population désigne sa capacité à se maintenir dans le temps. Elle dépend des variations du taux de croissance de cette population, qui résulte lui-même des taux de survie, de reproduction et de dispersion (émigration et immigration) des individus qui composent la population. Ces taux démographiques sont façonnés à chaque instant par les interactions entre les génotypes de ces individus, leurs phénotypes et toutes les composantes biotiques et abiotiques de leurs environnements, effets anthropiques directs et indirects inclus. Les processus démographiques de survie, reproduction et dispersion ne sont donc pas une facette parmi d'autres de la viabilité des populations mais constituent, pour tous les vivants, le filtre par lequel tout élément influençant positivement ou négativement la viabilité de leurs populations s'exprime, quelle qu'en soit la nature biotique, abiotique ou anthropique.

3.1.2. Analyse de viabilité et modélisation

Centrale en biologie de la conservation, l'analyse de viabilité d'une population a été définie comme l'utilisation de méthodes quantitatives pour prédire l'état futur probable d'une population ou d'une métapopulation (Morris & Doak 2002). Elle permet d'évaluer le risque d'extinction de cette population ou métapopulation et l'efficacité probable de stratégies potentielles pour l'amener vers l'état souhaité, par exemple la rétablir dans un état de conservation favorable si elle est menacée (Beissinger & McCullough 2002). Le risque d'extinction d'une population est le plus souvent mesuré comme sa probabilité d'extinction sur un horizon temporel prédéfini. L'analyse de viabilité recouvre, en plus de relations déterministes, une grande diversité d'approches et de méthodes quantitatives dont la mise en œuvre dépend du niveau de connaissance du socioécosystème considéré, des moyens disponibles et des processus que l'on juge nécessaires de prendre en compte pour la situation étudiée.

Modèles déterministes

Depuis les années 1970, la quantification des risques d'extinction des populations a bénéficié des développements théoriques et méthodologiques en dynamiques de populations. L'accès à des capacités de calculs accrues a permis l'analyse de modèles déterministes (équations différentielles, calcul matriciel) mais aussi et surtout l'élaboration de modèles de simulation indispensables aux projections de l'état des populations dans le futur. Les premiers travaux de modélisation visant à comprendre le devenir possible de populations en réponse à des décisions de conservation s'appuyaient sur des analyses de sensibilité du taux de croissance de population à partir de modèles déterministes de populations structurées en classes d'âge (exemple du condor de Californie, Mertz 1971). Ces modèles déterministes ont, depuis, connu des développements pour intégrer des changements de paramètres non linéaires au cours du temps, plus réalistes (mais aussi plus complexes) pour refléter les observations empiriques.

Les variations démographiques en réponse à la densité des populations en sont une illustration, que cette réponse soit positive à faible densité illustrant les problèmes de rencontre entre reproducteurs, coopération entre individus (Courchamp *et al.* 2008), ou négative à forte densité illustrant les compétitions intraspécifiques, la transmission de pathogènes, etc. (Edwards & Edwards 2011).

Modèles stochastiques

Tout modèle est par principe une représentation simplifiée du monde. En particulier, dans le contexte des analyses de viabilité de population, il est ainsi illusoire de prétendre appréhender de manière exhaustive les facteurs des processus qui affectent le devenir de chaque individu dans l'espace et dans le temps. La formulation de modèles qui traitent les processus écologiques de manière stochastique permet toutefois d'embrasser la gamme des possibles pour la réalisation de ces processus, et de fonder ces analyses de viabilité, non plus sur une prédiction fixe mais sur les résultats de modèles de simulation probabilistes.

On identifie classiquement trois grandes sources de stochasticité dans les analyses de viabilité : génétique, démographique et environnementale. Elles recouvrent respectivement :

- les processus de composition et d'expression des génomes des individus (stochasticité génétique) ;
- la réalisation aléatoire à l'échelle de chaque individu des processus démographiques de survie, de reproduction et de dispersion estimés à l'échelle des populations (stochasticité démographique) ;
- les variations aléatoires, normales ou exceptionnelles, de ces moyennes démographiques en réponse aux variations des environnements avec lesquels la population considérée a coévolué (stochasticité environnementale).

Les travaux pionniers de Shaffer (1981) sur le grizzly (*Ursus arctos horribilis*) ont été parmi les premiers à inclure ces différentes sources de stochasticité en cherchant à estimer une population minimum viable (MVP), soit la plus petite population ayant 99 % de chances de persister sur 1 000 ans. La recherche de la MVP a fait l'objet de nombreux travaux et constitué le socle de textes réglementaires majeurs (par exemple l'*Endangered Species Act* aux États-Unis). Néanmoins, les débats autour des valeurs de MVP et des décisions qui en ont découlé ont montré les limites de l'utilisation de tels effectifs seuils. Gilpin & Soulé (1986) ont alors proposé le concept d'analyse de vulnérabilité de population, puis Soulé (1987) celui de viabilité de population pour qualifier et quantifier le risque d'extinction d'une population à une échelle spatio-temporelle donnée.

La probabilité d'extinction est généralement estimée par simulation d'un grand nombre de trajectoires stochastiques de dynamique de la population concernée grâce à des procédures d'échantillonnages probabilistes (procédure dite de Monte Carlo). Chaque trajectoire correspondant à une simulation, l'ensemble des trajectoires simulées permet de calculer un

pourcentage de trajectoires conduisant à l'extinction de la population sur l'horizon temporel choisi, ainsi qu'un temps moyen d'extinction. Le seuil d'extinction correspond à la disparition de tous les individus d'une population. On travaille parfois sur la base d'un seuil de quasi-extinction en deçà duquel la population est en difficulté du fait soit d'une densité dépendance positive, de problèmes de consanguinité, de dérive génétique, soit de la disparition de tous les individus d'un des deux sexes dans la population.

3.1.3. Horizons temporels et spatiaux de la viabilité

L'horizon temporel retenu pour évaluer la probabilité d'extinction et le temps moyen d'extinction d'une population influence fortement les résultats de l'analyse de viabilité. Le risque d'extinction et le temps moyen d'extinction sont estimés en fonction des trajectoires simulées qui s'éteignent avant la fin de l'horizon temporel retenu. Par conséquent, augmenter ou réduire cet horizon temporel peut amener à une augmentation, ou à une réduction, du nombre de trajectoires éteintes considérées pour ces estimations. De plus, les paramètres démographiques de la population peuvent changer au cours du temps si bien que le risque d'extinction et la taille de la population varient en fonction de l'horizon temporel auquel on se place. Par ailleurs, certains processus qui agissent sur le risque d'extinction, comme l'appauvrissement génétique des petites populations, ne s'expriment qu'au bout d'un temps qui peut excéder plusieurs années voire plusieurs décennies.

Le choix de l'horizon temporel auquel effectuer une analyse de viabilité de population est donc crucial. Il doit répondre à différentes contraintes. Si l'horizon temporel est trop court, il est impossible de prendre en compte la durée des cycles de vie des organismes étudiés ou le rythme des variations de leur environnement. Inversement, si l'horizon temporel est trop long, la pertinence des conditions environnementales utilisées pour projeter la viabilité de la population peut être remise en question. Le choix de l'horizon temporel doit donc être le résultat d'un compromis entre les horizons des nombreuses dynamiques à l'œuvre dans les socioécosystèmes de façon à être aussi réaliste que possible, et la nécessité de minimiser le degré d'incertitude de l'analyse de viabilité de population, tout en tenant compte des processus qui s'expriment sur le très long terme. L'horizon temporel doit en tout état de cause excéder les durées des plans d'aménagement du territoire et de gestion des espèces, des mandats politiques, ou de certaines dynamiques socio-économiques souvent basées sur des temps courts.

De la même manière, le périmètre géographique de la population ou de la métapopulation considérée influence l'évaluation des probabilités et temps d'extinction. Sa définition est donc elle aussi primordiale.

3.1.4. Des modèles démographiques aux modèles démogénétiques

Différentes approches ont été développées pour estimer les risques d'extinction en fonction des processus que l'on souhaite expliciter dans les analyses de viabilité et des données disponibles.

Les modèles les plus simples se basent sur des estimations d'effectifs globaux de population et leurs variations interannuelles. La moyenne et la variance du taux de croissance de ces effectifs permettent d'estimer un risque d'extinction en fonction du seuil d'extinction retenu, de l'effectif initial et de l'horizon temporel de viabilité considéré. S'ils permettent d'estimer les risques d'extinction sous l'hypothèse de variations aléatoires du taux de croissance, dans la gamme de celles observées, ces modèles ne permettent ni d'expliquer le rôle des différents paramètres de survie, reproduction et/ou dispersion dans ces dynamiques, ni d'envisager leur variation tendancielle (Morris & Doak 2002).

Des analyses de viabilité dites démographiques explicitent ces paramètres via l'élaboration de modèles de populations structurées en classes d'individus subissant chacune ses propres paramètres de survie, reproduction ou dispersion (Caswell 2001). Ces classes peuvent être d'âge, de sexe, de taille, de comportement, voire basées sur tout trait phénotypique affectant la survie, la reproduction ou la dispersion des individus. Dans leur version déterministe, ces modèles peuvent prendre une forme matricielle qui donne accès à de nombreuses mesures démographiques décrivant les cycles de vie considérés (taux de croissance, temps de génération, structures d'âge stable, valeurs reproductives... ainsi que leur sensibilité et élasticité respectives aux variations de paramètres démographiques). Ces dernières sont souvent très pertinentes pour éclairer les analyses de viabilité par la compréhension de l'effet de variations potentielles des paramètres démographiques sur les propriétés des cycles de vie. Néanmoins, c'est avec la prise en compte des stochasticités démographiques et environnementales, et le cas échéant des éventuels effets de densité-dépendance, que ces modèles (alors non linéaires) permettent de projeter de façon plus réaliste les risques d'extinction et temps moyens d'extinction. Ces modèles peuvent être étendus à un format de métapopulations, l'emprise géographique étant alors implicitement mimée par des valeurs plus ou moins fortes de taux de dispersion entre populations.

L'explicitation du devenir de la population peut aussi être appréhendée à l'échelle des devenirs de chaque individu qui la compose. Ces modèles dits individus centrés (*Individual Based Model* ou IBM) peuvent s'avérer nécessaires pour prendre en compte explicitement l'impact de différents facteurs ou processus, qui sont associés au génotype des individus, à leur localisation par rapport aux autres, à leur expérience de leur environnement, etc. Dans ce cas, ces modèles IBM permettent de mieux intégrer la réalité des environnements locaux

et leurs conséquences sur la démographie des individus qui les occupent ou les traversent. L'avenir de la population résulte alors de l'ensemble des trajectoires individuelles.

L'explicitation des processus génétiques permet quant à elle de prendre en compte l'influence parfois majeure et à long terme des échanges de gènes entre les individus. Les niveaux de diversité allélique des populations, les rétroactions des systèmes d'appariement sur la consanguinité au sein de petites populations, d'éventuelles accumulations ou purge d'allèles délétères, les effets de dérives, ou de perte de capacité d'adaptation sont autant d'éléments qui façonnent le devenir d'une population à long terme. Ceci permet de mettre en perspective le concept de viabilité en mesurant le risque d'extinction comme une incapacité à maintenir un potentiel d'adaptation sur le temps long dans des environnements fortement changeants (Milot *et al.* 2020). La réduction des effets anthropiques sur les processus évolutifs constitue un des buts ultimes fondateurs des approches en biologie de la conservation (Soulé 1985), et probablement l'ambition la plus forte de toute action de conservation (Sarrazin & Lecomte 2016).

3.1.5. Vers l'élaboration de scénarios de viabilité

Le niveau de complexité des modèles de viabilité résulte nécessairement de compromis entre, d'une part, la gamme des enjeux opérationnels des stratégies de conservation envisageables et, d'autre part, les processus démographiques sous-jacents qu'il est possible de modéliser de façon robuste (Beissinger & McCullough 2002). Ce compromis est plus contraint quand le recul temporel est trop limité pour évaluer correctement la stochasticité environnementale et projeter dans l'avenir des régimes de fonctionnement et de perturbations environnementales. Par exemple, l'occurrence des catastrophes* comme des tempêtes ou des incendies, a priori rares mais intenses, peut être trop faible pour être observée dans des séries temporelles trop courtes. L'estimation des paramètres démographiques implique donc des suivis à long terme ou, à défaut, l'utilisation de paramètres issus d'autres populations, voire d'espèces proches. Une analyse de sensibilité des résultats des analyses de viabilité aux variations et à l'imprécision de ces paramètres est alors nécessaire. De plus, les changements environnementaux au sein des socioécosystèmes sont susceptibles d'être d'une telle ampleur dans le futur que l'application de paramètres estimés dans le passé peut s'avérer limitante pour refléter les conditions futures.

Pour ces différentes raisons, les projections de ces modèles prennent alors la forme de scénarios. Les scénarios sont utilisés dans différents champs scientifiques ou d'expertises pour aborder les devenirs possibles de systèmes complexes. Ils consistent à envisager différentes trajectoires d'évolution des contraintes pesant sur les systèmes considérés afin d'en étudier, le plus souvent par simulations, les conséquences factuelles sur les variables d'intérêt permettant de quantifier et de qualifier leur dynamique et leur état. Les scénarios climatiques relèvent par exemple de ces démarches mais ils ne sont pas les seuls et de nombreux scénarios de biodiversité ont également été élaborés. Il apparaît alors que ces scénarios permettent de

mieux comprendre la nuance entre prédiction et projection (Mouquet *et al.* 2015). Dans une démarche hypothético-déductive, la prédiction permet de formuler les conséquences attendues d'un jeu de contraintes particulières sur la dynamique d'un système, et de les confronter aux réalités observées de cette dynamique (Mouquet *et al.* 2015 ; Maris *et al.* 2018). Le terme de prédiction dans un sens plus large implique souvent, au moins implicitement, que celui qui le formule parle de ce qui « va » se passer dans ce système. Le terme de scénario permet de rappeler que ces modèles sont d'abord des modèles de projection des conditions prédéfinies dans le narratif du scénario et que ses résultats doivent se comprendre à l'aune de ce narratif. La comparaison de plusieurs scénarios permet d'envisager une large gamme de narratifs dont la pertinence relative peut être discutée. Dans ce contexte, ces scénarios ne disent pas ce que « va » être la dynamique du système mais ce que « pourrait » être la dynamique du système si les conditions de tel ou tel scénario étaient réalisées.

Le niveau de consensus sur l'élaboration et la paramétrisation des scénarios est donc primordial pour soupeser leur qualité. Dans le contexte des analyses de viabilité, la gamme des scénarios peut être très large, mais elle est susceptible d'intégrer, à différents niveaux, tout ou partie des principales pressions qui pèsent directement sur la biodiversité (ex : perte et fragmentation des habitats, surexploitation, dérèglement climatique, pollutions, espèces exotiques envahissantes...) en réponse aux pressions indirectes d'origine anthropique (démographie et enjeux socioculturels, économie et technologies, institutions et gouvernance, conflits et épidémies) elles-mêmes issues des valeurs et comportements des populations humaines à l'origine de ces pressions (IPBES 2019, 2022)

3.1.6. La viabilité et les analyses de viabilité du point de vue des SHS : quelques éléments

Au cours des vingt dernières années, un champ de littérature relevant de plusieurs disciplines des sciences humaines et sociales (SHS) (géographie, humanités environnementales, écologie politique, sociologie des sciences et des techniques) (Youatt 2008 ; Benson 2010 ; Fletcher 2010 ; Biermann & Mansfield 2014 ; Braverman 2016 ; Biermann & Anderson 2017 ; Cavanagh 2018 ; Büscher 2022) s'est intéressé au déploiement de technologies visant à connaître, suivre, réguler ou conserver la nature. Beaucoup d'entre eux en ont proposé une analyse politique, en mobilisant les notions de biopouvoir et de biopolitique. Parmi les différentes définitions que Foucault (2004), et d'autres après lui, ont données à ces notions, on retiendra principalement que la biopolitique désigne l'émergence, à partir du XVIII^{ème} siècle, d'une volonté de connaître et de gouverner les populations humaines fondées sur un ensemble de technologies de surveillance, de mesure et de calcul statistique. Deux inflexions lui ont été apportées. La première a consisté à étendre la notion de biopolitique aux populations non humaines. La seconde s'est intéressée aux effets de la conscience contemporaine de l'urgence et de la gravité de la crise de la biodiversité sur les imaginaires et les pratiques de conservation (Bücher 2018).

Au sein de cette littérature, les recherches de Braverman (2014) ont spécifiquement porté sur la science de la gestion des petites populations animales, la notion de viabilité (*viability*) en biologie de la conservation et les analyses de viabilité de population. Braverman souligne que le recours à des analyses de viabilité de population toujours plus sophistiquées a conféré un pouvoir important aux modélisateurs par rapport à d'autres experts et acteurs de la conservation pour qui les modèles et algorithmes élaborés restent essentiellement des « boîtes noires ».

Une partie du travail de l'ESCO a consisté à ouvrir et décortiquer cette boîte noire, autant que possible. L'interdisciplinarité dans les différentes instances de l'ESCO (équipe projet, panel d'experts, coprésidence, voir 1.3) a constitué un élément central de cette démarche. Elle a nécessité et favorisé une explicitation et une mise en débat des objectifs, des méthodes et des limites de l'analyse de viabilité de population, dans le contexte particulier d'une expertise scientifique collective visant à éclairer la prise de décision et l'action publique. Elle a simultanément permis aux chercheurs en SHS de se familiariser avec les composantes écologiques, démographiques et génétiques de la viabilité des populations et aux spécialistes de l'analyse de viabilité de population de pouvoir intégrer plus explicitement les analyses des chercheurs en SHS sur les relations des acteurs locaux avec le lynx boréal. Le choix d'une démarche par scénarisation (voir 3.1) et des scénarios à explorer pour projeter la viabilité des populations de lynx boréal (voir 5.1) ainsi que la paramétrisation des modèles afférents ont également été discutés du point de vue des différentes disciplines représentées, et ont été nourris par une enquête sociologique dans les Vosges et le Jura (voir 3.2).

3.2. Enquête sociologique

3.2.1. Contraintes, objectifs et hypothèses

Afin de contribuer à une meilleure prise en compte des facteurs humains influençant la viabilité du lynx boréal en France, une enquête sociologique a été réalisée avec les objectifs suivants :

- Documenter les pratiques des informateurs en lien avec le lynx boréal, ainsi que leurs représentations de l'espèce et de ses interactions avec les socioécosystèmes concernés par sa présence ;
- Mettre en perspective les relations et représentations des informateurs avec le lynx boréal et leurs pratiques du territoire social* ;
- Améliorer la compréhension de la situation spécifique du massif vosgien, selon le focus demandé par la saisine ;
- Nourrir le travail de scénarisation du panel d'experts à partir des conceptions qu'ont les acteurs locaux de la viabilité du lynx boréal ;

- Alimenter l'étude de faisabilité sur les conditions sociales de réussite d'un éventuel programme de renforcement de population.

Les exigences et contraintes de l'ESCO ont limité les méthodes d'enquête en sciences sociales qui pouvaient a priori être envisagées pour atteindre ces objectifs. En particulier, l'approche inductive sur laquelle repose l'enquête ethnographique était difficilement compatible avec le calendrier et l'échelle d'analyse de l'ESCO. Dans sa définition la plus classique, l'enquête ethnographique exige en effet une longue période d'immersion dans un terrain, généralement de petite taille, couplée à l'analyse comparative d'une bibliographie thématique pour pouvoir produire une analyse d'ordre général à partir d'un cas particulier. Une enquête sociologique par questionnaire à grande échelle n'était pas non plus appropriée, en raison du temps et des ressources humaines nécessaires à la collecte et au traitement des données.

Le cadre de l'ESCO a conduit à privilégier une démarche hypothético-déductive, consistant à construire collectivement des hypothèses de travail et à les confronter aux données du terrain. Entre juillet et octobre 2022, quatre chercheurs menant ou ayant mené des travaux en SHS sur le lynx boréal en France ou à l'étranger ont été sollicités pour présenter leurs questionnements, leur approche théorique, leurs méthodes et terrains d'enquête, et leurs principaux résultats publiés (Lescureux 2010 ; Lescureux *et al.* 2011 ; Christen *et al.* 2016 ; Christen 2019) ou préliminaires³. Sur cette base et à partir de la littérature disponible (voir 1.4), les hypothèses suivantes ont été élaborées :

- Les conflits liés au lynx boréal sont influencés par les programmes de réintroduction et leurs conditions de réalisation ;
- La conflictualité associée à la présence du lynx boréal augmente avec l'importance économique de l'activité cynégétique ;
- Les tensions relatives à la concurrence sur le foncier et à l'usage de l'espace, entre et au sein des groupes d'acteurs, tendent à cristalliser les conflits liés à la présence du lynx boréal ;
- Les initiatives de médiation et leurs conditions de réalisation influencent la conflictualité associée à la présence du lynx boréal ;
- La présence du loup gris dans un territoire tend à réduire les tensions liées à la présence du lynx boréal.

Ces hypothèses ont guidé le choix des terrains d'enquête et des groupes d'acteurs à interroger, ainsi que la préparation du guide d'entretien (voir Annexe 5).

³Lors de l'ESCO, deux projets de recherche en cours, dont une thèse, interrogeaient les relations contemporaines au lynx boréal dans les massifs jurassien et alpin.

3.2.2. Échantillonnage et périmètre de l'enquête

L'analyse de la littérature et les échanges préliminaires ont permis d'identifier les groupes d'acteurs suivants comme étant soit susceptibles d'être particulièrement affectés par la présence du lynx boréal, soit fortement impliqués dans sa gestion :

- Les éleveurs et leurs représentants ;
- Les chasseurs et leurs représentants ;
- Les membres et représentants d'association de protection de la nature (APN) ;
- Les gestionnaires d'aires protégées ;
- Les agents de l'Office national des forêts (ONF) ;
- Les agents de l'Office français de la biodiversité (OFB).

En raison des contraintes de temps, l'enquête a dû se limiter à ces groupes d'acteurs et ne prétend donc pas à l'exhaustivité. D'autres groupes mériteraient d'être pris en compte dans le cadre d'une enquête plus approfondie, parmi lesquels :

- Les élus locaux ;
- Les chercheurs ;
- Les agents de l'État et de ses services déconcentrés ;
- Les acteurs du monde du tourisme ;
- Les naturalistes amateurs ;
- Les médias ;
- Le grand public.

Entre le 29 novembre et le 12 décembre 2022, une phase exploratoire de l'enquête a permis de délimiter deux terrains adaptés aux contraintes, objectifs et hypothèses précédemment décrits (voir Figure 7). Afin de mieux comprendre la situation spécifique du massif vosgien, un premier terrain a été identifié au sein du parc naturel régional (PNR) des Ballons des Vosges. Il correspond au territoire de moyenne montagne qui s'étend le long de la chaîne des Hautes-Vosges et de son piémont, entre Ribeauvillé (68) au nord-est et Saint-Maurice-sur-Moselle (88) au sud-ouest. Dans une perspective comparative, un deuxième terrain d'enquête a été identifié dans le secteur sud-est du département du Jura, au sein du PNR du Haut-Jura. Le choix de ces deux terrains a été guidé par un ensemble d'indicateurs socioécologiques (voir tableau 9).

TABLEAU 9

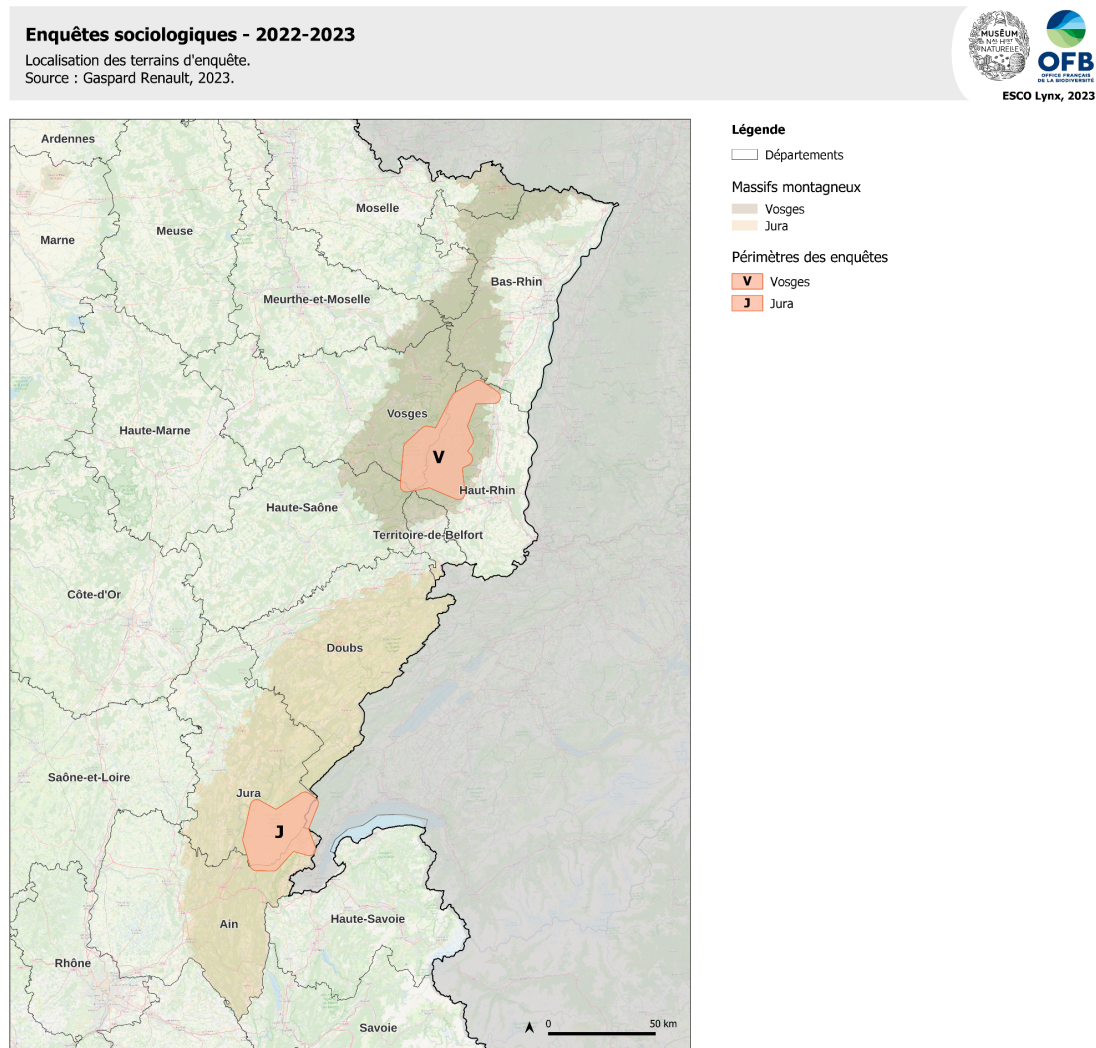
Indicateurs socioécologiques utilisés pour répondre aux hypothèses de travail

Indicateurs	Terrain vosgien	Terrain jurassien
Contexte historique et politique du retour du lynx boréal	<p>Le lynx boréal a d'abord été réintroduit au cours des années 1980-90, dans le cadre d'un programme français dont les conditions de réalisation ont été contestées par une partie des acteurs du monde de la chasse.</p> <p>Depuis 2016, le nord du massif fait également l'objet d'une recolonisation progressive du lynx boréal, sous l'effet du programme de réintroduction allemand Life Rhénanie-Palatinat.</p>	<p>Le retour du lynx boréal est le fruit de réintroductions officielles et non officielles dans le Jura suisse au cours des années 1970.</p>
Densité de lynx boréal	L'espèce est présente en très faible densité.	L'espèce est présente en forte densité.
Existence d'un PNR	PNR des Ballons des Vosges	PNR du Haut-Jura
Pratiques d'élevage	Spécialisation agricole pour l'élevage (bovin et ovin) avec plusieurs exploitations ovines ayant fait l'objet d'attaques de lynx boréal et de loup gris.	Spécialisation agricole pour l'élevage (bovin et ovin) avec plusieurs exploitations ovines et bovines ayant fait l'objet d'attaques de loup gris.

<p>Pratiques cynégétiques</p>	<p>Dans le département du Haut-Rhin (68), l'organisation de la chasse dépend du droit local alsacien. Les communes sont les dépositaires du droit de chasse qu'elles distribuent par adjudication des lots de chasse.</p> <p>Dans le département des Vosges (88), l'organisation de la chasse dépend du droit français et le droit de chasse est adossé au droit de propriété.</p>	<p>L'organisation de la chasse dépend du droit français et le droit de chasse est adossé au droit de propriété.</p>
<p>Pratiques sylvicoles</p>	<p>L'activité sylvicole occupe une place centrale dans l'économie locale avec des communes fortement boisées et une part importante de forêt publique.</p>	
<p>Présence du loup gris</p>	<p>Des individus solitaires sont détectés depuis le début des années 2010 avec des cas d'attaques sur des troupeaux d'ovins.</p>	<p>L'espèce est présente de manière régulière depuis le début des années 2000. Au moment de l'ESCO, deux meutes sont installées sur la chaîne du Haut-Jura et plusieurs attaques sur des troupeaux de bovins ont été recensées en 2022, de part et d'autre de la frontière franco-suisse.</p>

FIGURE 7

Localisation des terrains d'enquête



Entre janvier et mars 2023, deux campagnes d'entretiens semi-directifs ont été menées sur chacun des terrains (voir Tableau 10). Les entretiens se sont déroulés en face à face lorsque les conditions le permettaient (n=38) ou, sinon, par téléphone (n=5). Trois entretiens ont été menés avec des personnes situées en dehors des terrains retenus, mais dont le témoignage a semblé nécessaire à une meilleure compréhension des enjeux sociologiques liés au lynx boréal. Sauf indication contraire de la part des informateurs (n=2), tous les entretiens ont été enregistrés à l'aide d'un dictaphone et ont été accompagnés d'une prise de notes. Tous les informateurs ont signé une attestation de consentement pour l'utilisation des informations collectées lors des entretiens, dans le cadre du protocole de protection des données personnelles établi en amont de l'ESCO (voir Annexe 6).

TABLEAU 10

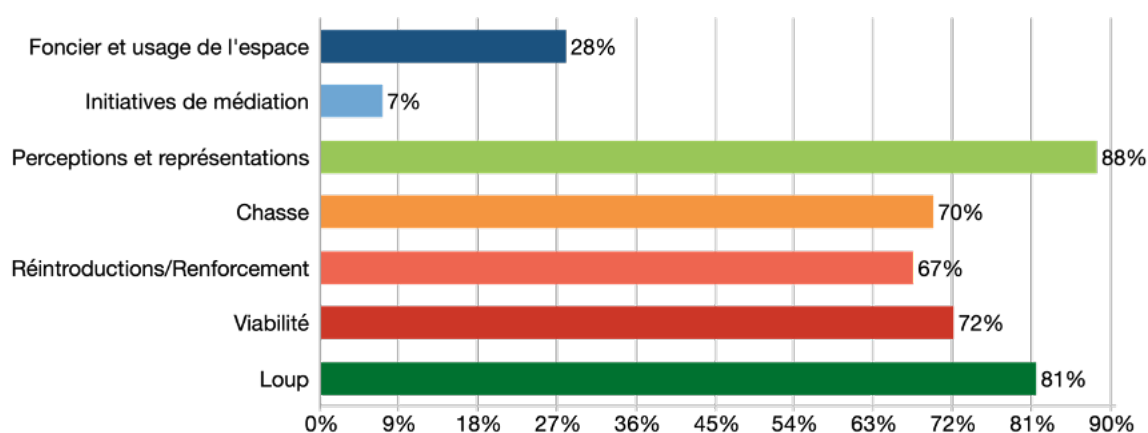
Présentation de l'échantillon d'informateurs dans le cadre de l'ESCO. Pour les quelques informateurs appartenant à deux catégories (par exemple agent de l'ONF et chasseur), seule la catégorie au titre de laquelle l'entretien a été sollicité est indiquée.

	Nombre total de personnes	Acteurs de la chasse	Acteurs de l'élevage	Agents de l'ONF	Agents de l'OFB	Membres d'APN	Gestionnaires d'aires protégées
Vosges	21	7	5	2	1	2	4
Jura	19	4	4	3	3	2	3
Autre	3		1			2	
Total	43	11	10	5	4	6	7

Chaque enregistrement a été transcrit avant de faire l'objet d'une analyse thématique avec le logiciel MaxQDA. Un code spécifique a été assigné à chaque hypothèse de travail et les sections d'entretiens apportant un élément de réponse à une ou plusieurs hypothèses ont été codées de manière correspondante. Par exemple, lorsqu'une section d'entretien faisait référence au loup gris, le code « loup » lui a été assigné. Deux codes supplémentaires ont été ajoutés pour regrouper d'une part les passages d'entretiens traitant des perceptions et représentations du lynx boréal et, d'autre part, le point de vue des informateurs sur les facteurs susceptibles d'influencer la viabilité du lynx boréal. L'importance relative des différents codes dans l'ensemble des segments codés est présentée dans la Figure 8. Les résultats de ce travail sont présentés et discutés dans la partie 4.

FIGURE 8

Proportion des différents codes parmi l'ensemble des segments codés (n = 568) du corpus d'entretiens



3.3. Délimitation et caractérisation socioécologique des territoires favorables au lynx boréal

3.3.1. Besoins, objectifs et intérêt

Afin d'étudier la viabilité des populations françaises de lynx boréal, un travail d'identification des zones géographiques favorables à l'espèce a été mené, sur la base d'un ensemble de données couvrant les dernières décennies (voir Tableau 11). Ce travail d'identification a contribué à la fois à une caractérisation socioécologique des territoires occupés par le lynx boréal depuis les années 1970 et aux travaux de modélisation développés dans l'ESCO.

Le terme de territoire est polysémique et doit être défini. Dans le cadre de l'ESCO, il renvoie soit au territoire « social », soit au territoire « écologique » :

- Proche de la notion de socioécosystème (Barreteau *et al.* 2016), le territoire social désigne un espace approprié et vécu par des populations humaines. Il inclut des dimensions écologique, économique, politique, culturelle et sociale, et renvoie aux interactions complexes que des groupes humains ont avec leur environnement dans une aire géographique donnée (Debarbieux 2003).
- Le territoire écologique* fait référence à tout ou partie du domaine vital d'un animal sauvage. Pour les individus d'une espèce, l'occupation d'un territoire permet « *un taux de survie plus élevé, une meilleure descendance et un accès aux ressources* » (Triplet 2021). Dans le cadre des travaux de l'ESCO, les territoires du lynx boréal forment un ensemble plus large appelé aire de présence de l'espèce. L'aire de présence de l'espèce peut être historique, actuelle ou potentielle dans le futur.

Dans un premier temps, nous avons cherché à définir les limites spatiales des aires de présence avérées et potentielles* du lynx boréal (voir 3.3.2). Ces aires considèrent les périodes actuelles et passées et ne se limitent pas aux observations de terrain. Elles incluent l'ensemble des zones potentiellement colonisables par l'espèce à moyen terme. En accord avec l'objectif de l'ESCO d'étudier la viabilité du lynx boréal en France et en correspondance avec les territoires occupés par le lynx boréal de nos jours, la zone géographique ciblée est la suivante : la partie est de la France et les pays limitrophes (Allemagne, Suisse). Une carte des habitats favorables au lynx boréal à l'échelle hexagonale et dans la partie proche des pays limitrophes à l'est est disponible en annexe 7 (Figure A.7.1). Les aires de présence du lynx boréal définies au sein de cette zone géographique ont notamment été le support d'un modèle statistique servant à évaluer la viabilité des populations de l'espèce.

Dans un second temps, les territoires compris dans ces aires préalablement définies ont fait l'objet d'une caractérisation socioécologique, fondée sur une approche spatiale, temporelle et multithématique (voir 3.3.3). Cette caractérisation a visé à mieux comprendre l'influence de facteurs humains sur les dynamiques passées et futures du lynx boréal en France. Elle a

utilisé un ensemble de jeux de données qui a fait l'objet de traitements cartographiques et statistiques afin de spatialiser, visualiser, et apprécier les caractéristiques et dynamiques territoriales.

3.3.2. Méthode de délimitation des aires de présence du lynx boréal

Une approche cartographique a été utilisée afin de délimiter les aires de présence actuelle et potentielle du lynx boréal sur la zone géographique précitée. Elle s'est appuyée sur (i) une carte des habitats favorables à la présence du lynx boréal (modèle d'habitat, Bauduin *et al.* soumis) et sur (ii) les aires de présence régulière du lynx boréal en France et en Suisse au cours du temps (données transmises par l'OFB et la Fondation KORA). Sur la base des données et connaissances disponibles, une série d'étapes ont permis de délimiter de grands ensembles continus présentant une concentration satisfaisante d'habitats favorables au lynx boréal, aboutissant *in fine* à l'identification d'aires de présence actuelle et potentielle de l'espèce. Le détail des étapes suivies et des paramètres utilisés est précisé ci-après et illustré par une série de cartes (Figure 9).

Étape 1 : Cartographie des parcelles d'habitats favorables au lynx boréal (1 km x 1 km)

La cartographie de Bauduin *et al.* (soumis) distingue quatre classes de qualité de milieux inhérentes à la perception de son environnement par le lynx boréal :

- L'habitat d'installation : il s'agit d'un habitat de bonne qualité pour le lynx qui s'y déplace aisément et peut s'y installer et établir son territoire.
- L'habitat de dispersion : il s'agit d'un habitat de bonne qualité pour le lynx qui s'y déplace aisément mais ne peut en revanche ni s'y installer ni établir son territoire.
- La matrice : il s'agit d'un habitat de moindre qualité, le lynx peut s'y déplacer mais l'évite en premier lieu.
- Les barrières qui ne sont jamais traversées ou empruntées par un individu.

Étape 2 : Identification des mailles d'habitats favorables (10 km x 10 km)

Cette carte des habitats de résolution 1 km a ensuite été analysée selon une grille⁴ composée de mailles de 100 km². En effet, la résolution de 100 km² définie pour la grille correspond notamment à la surface de territoire contigu nécessaire à la vie d'une femelle (Breitenmoser-Würsten *et al.* 2001; Breitenmoser *et al.* 2007). Les territoires des mâles recouvrent ceux d'une à trois femelles.

⁴ Grille identique à celle de l'OFB pour la cartographie des aires de présence de l'espèce.

La proportion surfacique d'habitats dits favorables a été calculée pour chaque maille. Lorsque cette proportion était supérieure ou égale à un seuil fixé à 40 % d'habitats favorables, la maille a été considérée comme favorable pour l'établissement de territoires par le lynx boréal (en vert, Figure 9.2). Ce seuil de 40 % a été sélectionné pour faire correspondre les zones favorables ainsi délimitées avec les données d'observation de présence de l'espèce en milieu naturel (données transmises par l'OFB et la Fondation KORA).

Étape 3 : Constitution des enveloppes d'habitats favorables

Ces mailles d'habitat favorable ont ensuite été regroupées afin d'obtenir les premières enveloppes générales des zones d'habitat a priori favorable au lynx boréal (Figure 9.3). Un traitement d'érosion/dilatation⁵ avec un seuil de 3 km a ensuite été appliqué, afin de connecter des mailles géographiquement proches et de créer des continuités écologiques locales.

Étape 4 : Nettoyage des enveloppes

Les polygones d'une surface inférieure à 1 000 km² (entités en bleu, Figure 9.4), ont ensuite été écartées. En effet, les territoires trop petits ne sont pas considérés à même d'abriter des populations de lynx boréal de manière stable (voir 2.1.5).

Étape 5 : Ajustement et dénomination des zones d'habitats favorables

Sur la base des données européennes d'infrastructures de transport terrestre⁶ (EuroGeographics 2023) et des avis d'experts, les zones d'habitat favorable ont ensuite été découpées. Ceci permet de distinguer des populations de lynx boréal actuelles ou potentielles, partiellement isolées les unes des autres, reflétant des fonctionnements de type métapopulation (Hanski 1991) (délimitations bleues, Figure 9.5). Les zones d'habitat favorable ainsi définies ont été nommées selon les pays et les massifs forestiers et montagneux qu'elles recouvrent (Palatinat, Forêt Noire⁷, Vosges, Morvan, Jura, Alpes, Auvergne, Vercors-Drôme, pour les principales unités montagneuses).

Étape 6 : Définition de l'extension maximale des zones d'habitat favorable

Enfin, l'extension maximale des zones d'habitat favorable précédemment délimitées, et définissant les populations, a été modélisée grâce à la méthode mathématique du pavage de Voronoï (Figure 9.6). C'est à l'intérieur de ces zones d'extension maximale que les zones d'habitat favorable actuelles ou potentielles (2020) de l'étape 5 sont susceptibles de varier en fonction des scénarios envisagés pour l'analyse de viabilité.

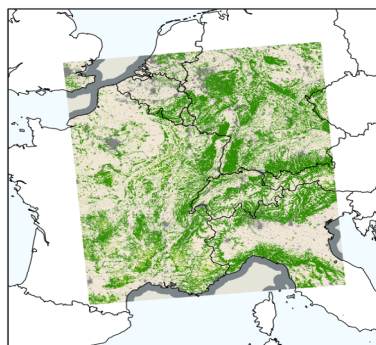
FIGURE 9

⁵ Principe utilisé dans la conception des trames vertes et bleues.

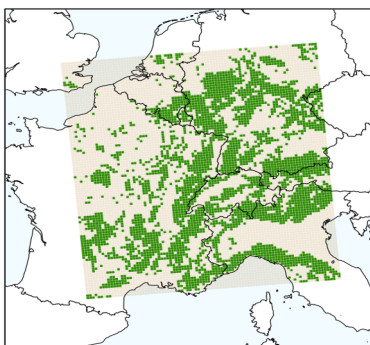
⁶ Les infrastructures de transport terrestre (ITT) incluent les réseaux routiers et ferroviaires.

⁷ L'aire de la Forêt Noire comprend également la chaîne de montagne du Jura souabe.

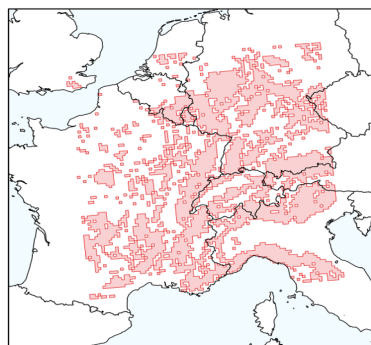
Méthode de délimitation des aires de présence du lynx boréal : étapes et cartes.



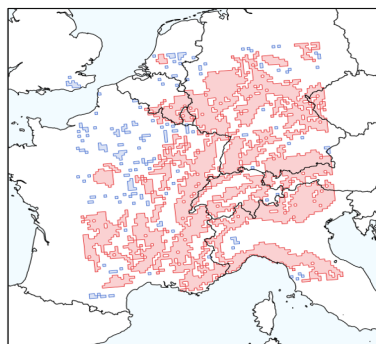
1. Parcelles d'habitats favorables (1x1 km)



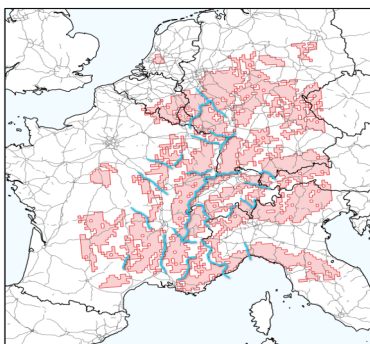
2. Mailles d'habitats favorables (10x10 km)



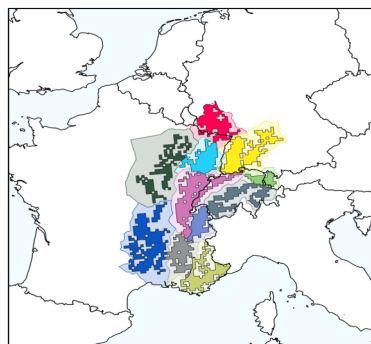
3. Enveloppes d'habitats favorables



4. Nettoyage des enveloppes



5. Ajustement des zones d'habitats favorables



6. Zones d'habitats favorables et extensions maximales

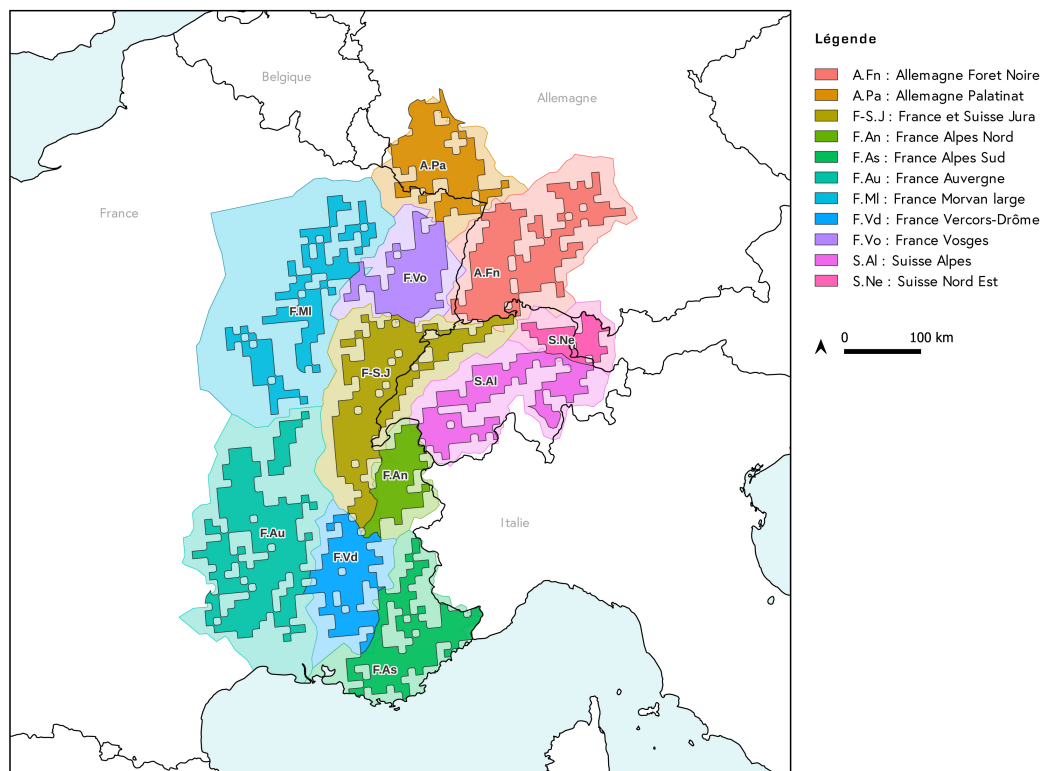
La méthode cartographique de délimitation des aires de présence potentielle de population de lynx boréal a permis d'aboutir à la délimitation de 11 populations. Les abréviations suivantes ont été utilisées pour les désigner :

- A.Pa : Allemagne Palatinat,
- A.Fn : Allemagne Forêt Noire,
- F.Vo: France Vosges
- F.MI: France Morvan large
- S.Ne: Suisse nord-est,
- F-S.J : France Suisse Jura,
- S.Al: Suisse Alpes,
- F.An: France Alpes nord,
- F.Au:France Auvergne,
- F.Vd: France Vercors-Drôme,
- F.As : France Alpes sud

La structuration spatiale de ces populations est présentée en Figure 10 qui reprend l'ensemble des aires de présence actuelles ou potentielles et leurs zones d'extension maximale.

FIGURE 10

Carte des aires de présence actuelles et potentielles du lynx boréal et leurs zones d'extension maximale



3.3.3. Méthode de caractérisation socioécologique des territoires

La caractérisation socioécologique des territoires vise à apporter des éléments de contexte quant à la viabilité du lynx boréal en France. Ce travail a abouti à la réalisation de cartographies et de synthèses statistiques, présentées au fil du document. Cette partie expose la méthode de production de ces figures (échelles géographiques et jeux de données utilisés) ainsi que les résultats obtenus.

Les échelles d'analyse

La caractérisation socioécologique des territoires a été circonscrite aux frontières de la France métropolitaine, pour des raisons de disponibilité et d'homogénéité des jeux de données. Plus précisément, la caractérisation des territoires a été menée sur les trois aires de présence régulière actuelles du lynx boréal (données transmises par l'OFB et la Fondation KORA) : les Vosges (F.Vo), le Jura français (F.J), et les Alpes françaises du Nord (F.An). Cette limitation du périmètre géographique a permis de proposer des résultats ciblés pour chacun de ces trois massifs, mais ni pour les pays adjacents ni les zones d'habitat favorable actuellement non occupés par le lynx boréal. Deux modifications (Figure 11) ont été apportées aux périmètres des zones d'habitat favorable définies en partie 3.3.2 (Figure 10) :

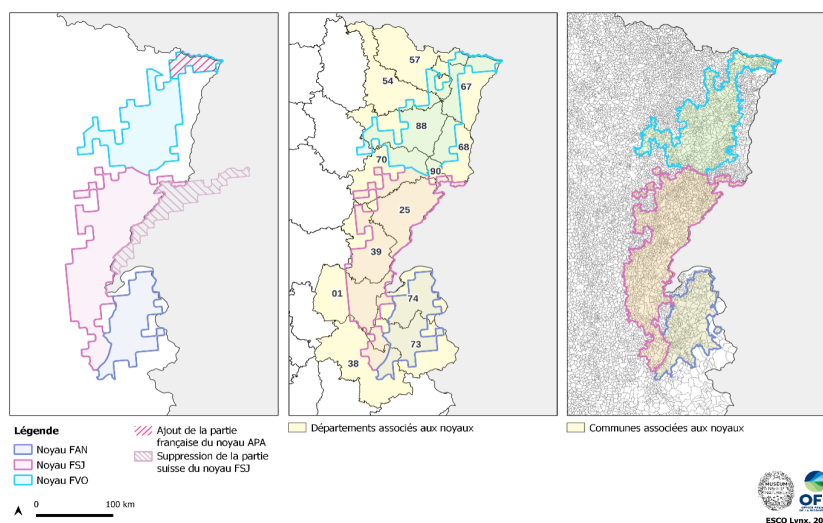
- La zone d'habitat favorable du Jura France/Suisse (F-S.J) a été coupée à la frontière franco-suisse pour une raison de disponibilité des jeux de données, comme évoqué précédemment ;
- La zone d'habitat favorable des Vosges (F.Vo) telle que définie sur la Figure 10 a été étendue sur la partie française de la zone d'habitat favorable du Palatinat (A.Pa), afin de traiter le massif vosgien dans son ensemble, partie nord incluse (Figure 11). Cet ajustement se justifie par l'entité administrative et socioéconomique formée par les Vosges dans leur ensemble. De plus, cette partie nord contient le PNR des Vosges du Nord, qui anime le Plan Régional d'Actions (PRA) Lynx à l'échelle du massif des Vosges.

En fonction de la résolution spatiale des données, les territoires ont été analysés sur la base de données à l'échelle communale ou départementale (Figure 11). Les départements et communes étudiés sont ceux recoupant spatialement les zones d'habitat favorable préalablement définies :

- Pour les départements :
 - la Moselle (57), la Meurthe-et-Moselle (54), les Vosges (88), le Bas-Rhin (67), le Haut-Rhin (68) pour la zone F.Vo,
 - le Territoire de Belfort (90), la Haute-Saône (70), le Doubs (25), le Jura (39), l'Ain (01) pour la zone F.J,
 - la Haute-Savoie (74), la Savoie (73) ainsi que l'Isère (38) pour la zone F.An.
- Pour les communes : toutes les communes dont plus de 50 % du territoire est situé à l'intérieur des aires (liste en Annexe 10).

FIGURE 11

Cartes des zones d'habitat favorable et des entités administratives retenues pour effectuer la caractérisation socioécologique des territoires concernés par la présence du lynx boréal



La collecte et l'utilisation des jeux de données

Une vingtaine de thématiques d'ordre sociologique, économique et écologique (infrastructures d'aménagement, activités humaines, habitats naturels, faune sauvage, etc.) ont été identifiées pour effectuer la caractérisation des territoires. Des jeux de données spatiales et statistiques correspondant à chacune de ces thématiques ont ensuite été sélectionnés sur la base des critères suivants :

- **Accessibilité** : l'ensemble des jeux de données utilisés sont gratuits et disponibles en ligne. Si nécessaire (données en ligne incomplètes ou non à jour), le téléchargement a été complété par des extractions sur demande auprès des acteurs concernés.
- **Source** : les données ont été collectées auprès de producteurs ou fournisseurs de données institutionnels, tels que des établissements publics et des acteurs de la recherche.
- **Couverture temporelle** : ont été priorisées les données couvrant la période 1970-2020⁸ ou, à défaut, des données aussi récentes que possible pour décrire la situation actuelle.
- **Échelle** : les résolutions de données les plus fines disponibles ont été sélectionnées, allant du ponctuel (localisation GPS) à l'échelle communale ou départementale.
- **Format** : les jeux de données mobilisés sont sous forme téléchargeable de tableaux de données alphanumériques ou de couches de données spatiales (vectorielles ou raster), respectivement exploités et analysés sous logiciel tableur et logiciel de Système d'Information Géographique (SIG).

⁸ Cette période débute avec les premières réintroductions de lynx boréal sur la zone d'étude (en Suisse).

Le tableau 11 répertorie les jeux de données utilisés pour la production des cartographies et des frises chrono-systémiques. En annexe 7, un lien permet d'accéder aux éléments suivants : 1) la liste principale des références et métadonnées des jeux de données utilisés dans le cadre de la caractérisation socio-économique et écologique des territoires ; 2) la liste secondaire des références et métadonnées des jeux de données non utilisés dans le cadre de la caractérisation socio-économique et écologique des territoires ; 3) un corpus des planches cartographiques complémentaires à celles présentes dans l'ESCO.

TABLEAU 11

Liste principale des jeux de données thématiques mobilisés pour la caractérisation des territoires

Thèmes	Jeux de données	Producteur	Dates ou plage temporelle couverte	Échelle/résolution spatiale
Agriculture	Effectifs cheptels (RGA) Ovins-caprins	SSP	1979-2000	Commune
	Nombre exploitation (RGA) Ovins-caprins	SSP	1979-2000	Commune
	Nombre exploitations et effectifs cheptels (RGA) Ovins-caprins	SSP	2010-2020	Département
	Nombre exploitation (RGA) Tout confondu	SSP	2000-2020	Commune
	Dommage lynx sur troupeau	OFB/DDT	1984-2019	Localisation GPS
Chasse	Tableaux de chasse	OFB	1973-2022	Département
Réseaux transport	BD ROUTE 500®	IGN	1999-2021	National
	BD TOPO®	IGN	2023	1 m
	Trafic moyen journalier annuel sur le réseau routier national	MTE	2007-2019	National
	Collision lynx/véhicule	Réseau Loup-Lynx, OFB	1974-2021	Localisation GPS
	Passages à faune (France)	CEREMA	2023	Localisation GPS
	Passages à faune (Suisse)	OFEV	1986-2023	National (Suisse)
Économie	Emploi agriculture	INSEE	1968-2019	Commune
	Entreprises de la filière bois-forêt	INSEE	2023	Commune
Démographie	Démographie	INSEE	1876-2020	Commune
	Évolution population solde migratoire	INSEE	1968-2018	Commune
	Transfrontaliers	INSEE	2010-2015	Zone d'emploi + NUTS
Milieux naturels	Densité haies	IGN	2023	Maille 1 km
	Espaces protégés	INPN	2020/2022/2023	Variable
	Carte habitats favorables	OFB	2017	1 km
Forêt	BD FORET®	IGN	2007/2015	1:25 000
	Carte Etat Major (numérisation)	IGN/INRAE	1840	1:1 500 ou 1:3 000
	Taux de boisement	IGN	2023	Commune
	Couverture forestière nationale	FAO	1990-2020	National
Faune sauvage	Aire répartition chevreuils	OFB	2018	National
	Aire répartition chamois	OFB	2017	National
	Aire répartition cerf élaphe	OFB	2021	National
	Aire de présence loup gris	OFB	1995-2020	Maille 10 km
	Aire de présence lynx boréal	OFB	1988-2020	Maille 10 km
Climat et aléas	Evolution des températures	NCEI	1910-2020	Europe

FAO: Food and Agriculture Organization ; MTE : Ministère de la Transition Ecologique ; NCEI : National Centers for Environmental Information ; SSP: Service de la statistique et de la prospective (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire).
s.d.: sans dote.

Exploitation des données et résultats

L'ensemble des données (Tableau 11) a fait l'objet de cartographies thématiques (choroplèthes⁹, en points, de flux) parfois accompagnées de graphiques. L'analyse spatio-temporelle multithématique a également contribué à l'élaboration de frises chronosystémiques (voir 4.1).

Deux méthodes de discrétisation¹⁰ couramment utilisées en cartographie ont été appliquées dans les représentations cartographiques ordinales :

- la méthode des quantiles (ou effectifs égaux), pour laquelle chaque classe comprend un nombre égal de valeurs ;
- la méthode de Jenks, qui permet de créer des classes contenant des valeurs homogènes tout en étant aussi contrastées que possible entre elles, maximisant ainsi la variance entre les classes tout en minimisant la variance à l'intérieur des classes de la discrétisation.

Ces deux méthodes sont complémentaires. En effet, la méthode des quantiles produit une carte équilibrée mais ne montre pas les éventuelles asymétries de la série statistique, tandis que la méthode de Jenks produit une carte suivant la distribution de la série statistique. Il est à noter que la discrétisation est une opération délicate, qui influence la représentation du phénomène. Une vigilance est donc de rigueur lors de la lecture et de l'interprétation du corpus de cartes.

Les planches cartographiques sont réparties dans le document, venant alimenter au besoin des textes évoquant les thématiques en question (voir notamment 4.3). L'ensemble des planches est disponible via un lien placé en annexe 7.

3.4. Une approche socioécologique de la viabilité des populations de lynx boréal en France

3.4.1. Échelles spatiales, horizons temporels et seuil d'extinction

L'échelle spatiale de l'analyse de viabilité du lynx boréal résulte du croisement du périmètre de la saisine, des considérations sur l'état de conservation favorable (voir 2.3.4) et de la réalité écologique du fonctionnement des populations de cette espèce en Europe occidentale. Le croisement des données écologiques de distribution du lynx boréal en Europe (voir 2.1.2) avec la compréhension des flux observés ou potentiels entre populations, ainsi que l'étude

⁹ La carte choroplèthe représente des données par des plages de valeur discrétisées. Elle convient surtout à la représentation de caractères quantitatifs relatifs (taux, indices, densités) ou de caractères qualitatifs ordonnés (notion de hiérarchie) (Géoconfluences 2017).

¹⁰ La discrétisation est une opération de simplification de l'information statistique qui consiste à découper une série de données quantitative en un nombre, défini ou non, de classes. Elle permet d'améliorer la lisibilité des données selon des critères s'appuyant sur la distribution du jeu de données.

cartographique de la qualité des habitats potentiels de l'espèce dans les zones jouxtant les zones actuellement occupées en France ont amené à considérer, pour cette étude de viabilité, une métapopulation comprenant 11 populations actuelles ou potentielles (voir 3.3 et Figure 10). Ces populations ont par défaut une définition strictement écologique (voir 3.1.1). Dans certaines analyses, les populations transfrontalières ont pu être mathématiquement scindées pour distinguer leurs effectifs potentiels sur le territoire français. L'analyse a donc porté sur cette métapopulation d'Europe occidentale au sens écologique avec en son sein la métapopulation française délimitée selon des critères administratifs.

L'objectif de l'ESCO – évaluer l'état de viabilité du lynx boréal en France en 2030 – implique de considérer à cette date non seulement la présence de l'espèce, mais aussi son état de viabilité. Selon le critère E de la liste rouge de l'UICN (2012) qui constitue un standard international pour la comparaison de viabilités entre populations ou espèces (Tableau 12), les projections ont été effectuées sur un horizon temporel de 110 ans, de 2020 à 2130, pour considérer le risque d'extinction de cette métapopulation européenne à 100 ans, à partir de 2030. Bien que ce risque d'extinction soit exprimé par l'UICN en pourcentage (Tableau 12), il est exprimé dans toute la suite de ce document sous forme de probabilité d'extinction avec des valeurs comprises entre 0 (risque d'extinction nul) et 1 (extinction certaine).

TABLEAU 12

Horizons temporels et seuils d'extinction pour la catégorisation du niveau de menace suivant le critère E des listes rouges de l'UICN, d'après UICN (2012).

E. Analyse quantitative			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
Indiquant que la probabilité d'extinction dans la nature est :	≥ 50% sur 10 ans ou 3 générations, sur la plus longue des deux durées (100 ans max.)	≥ 20% sur 20 ans ou 5 générations, sur la plus longue des deux durées (100 ans max.)	≥ 10% sur 100 ans

3.4.2. Facteurs écologiques, génétiques et sociologiques pris en compte

Les analyses de viabilité menées dans le cadre de l'ESCO ont considéré le cycle de vie et la démographie du lynx boréal en spatialisant la dynamique des populations en fonction de la distribution des populations actuelles ou potentielles au sein de la métapopulation de lynx boréal en Europe occidentale.

Ont été pris en compte, de manière séparée ou combinée :

- la capacité de charge des zones d'habitat favorable pour ces populations, liée au comportement territorial du lynx boréal ;
- la connectivité de ces populations et les effets des collisions sur la démographie ;

- la réponse des habitats et de leur connectivité à une intensification des usages ;
- l'effet de la dépression de consanguinité* au sein de chaque population et en réponse aux flux de dispersion ;
- une éventuelle augmentation des destructions de lynx boréal ;
- l'effet de renforcements éventuels dans le massif vosgien.

3.4.3. Cycles de vie et modèles démographiques en population structurée

Dans un premier temps, la partie femelle du cycle de vie (ci-après cycle de vie femelle) du lynx boréal (les mâles sont considérés non limitants) a été modélisée sous forme de modèles matriciels en considérant des classes d'âges et d'état selon les standards définis notamment par (Caswell 2001). Intégrant les processus démographiques de survie, de reproduction et de dispersion, ces modèles permettent d'analyser les propriétés asymptotiques de ce cycle de vie : taux de croissance asymptotique de population, structure stable de population, sensibilité et élasticité du taux de croissance aux paramètres démographiques. Ils permettent en première approche de valider la pertinence et la complétude des éléments démographiques disponibles en amont des analyses de viabilité. Les propriétés du cycle de vie fournissent un cadre de compréhension des effets potentiels des variations des paramètres démographiques sur la viabilité de la population.

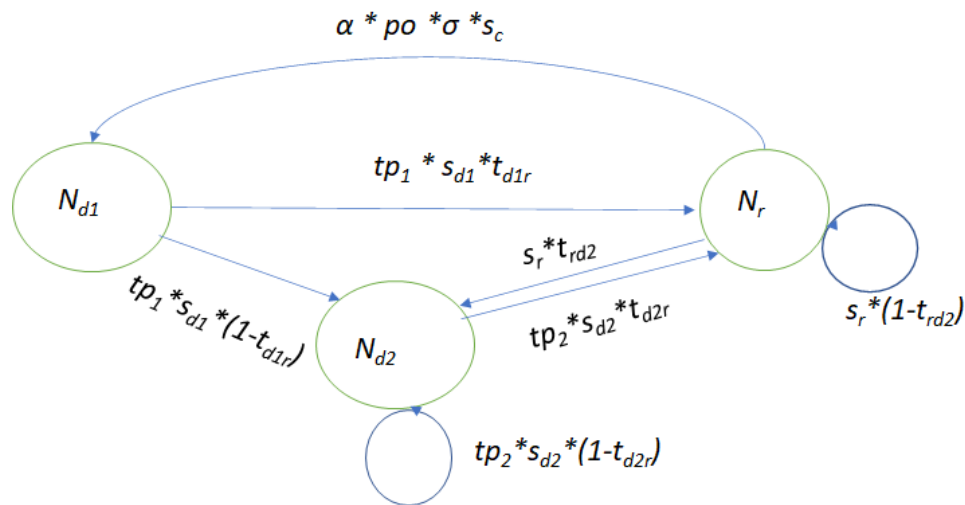
Deux représentations de la partie femelle du cycle de vie du lynx boréal ont été développées pour expliciter les effets potentiels des différents processus pris en compte par les modèles individus centrés démographiques et spatialement explicites d'une part (3.4.4) et les modèles individus centrés démo-génétiques d'autre part (3.4.5). Toutes deux considèrent la dynamique d'une population sur un pas de temps annuel, avec un comptage des effectifs de populations avant la saison de reproduction. Les valeurs des paramètres et les propriétés de ces cycles sont présentées respectivement en 5.6 et 6.1.

Modèle en classe d'état de dispersantes et résidentes*

Ce modèle considère trois classes d'individus, des femelles dispersantes d'un an, des femelles dispersantes de deux ans et plus, et des femelles résidentes de deux ans et plus (Figure 12). Ce modèle ne considère pas de sénescence que ce soit pour la survie ou la reproduction.

FIGURE 12

Représentation du cycle de vie femelle du lynx boréal structuré en classes d'individus dispersants et résidents. Voir texte pour la définition des paramètres.



Les paramètres du modèle sont les suivants :

- Trois classes d'individus
 - N_{d1} : effectifs d'individus « dispersants » de 1 an
 - N_{d2} : effectifs intégrant des individus « dispersants » de 2 ans et plus et des « floaters* »
 - N_r : effectif d'individus reproducteur / résidents
- Paramètres démographiques
 - s_c : survie des chatons/juveniles
 - s_{d1} : survie des individus dispersants de 1 an
 - s_{d2} : survie des individus dispersants de 2 ans et plus et floaters
 - s_r ; survie des résidents
 - t_{d1r} : taux de passage des individus dispersants d'1 an à résidents
 - t_{d2r} : taux de passage des individus dispersants de 2 ans et plus et floaters à résidents
 - t_{rd2} : taux de passage de résident à floaters
 - tp_1 : taux de philopatry des individus d'1 an
 - tp_2 : taux de philopatry des individus potentiellement dispersants de 2 ans et plus et floaters

- po : taille de portée
- α : proportion de résidents effectivement reproducteurs
- σ : sexe ratio à la naissance

L'équation matricielle correspondante est donnée en équation 1 :

Équation 1 :

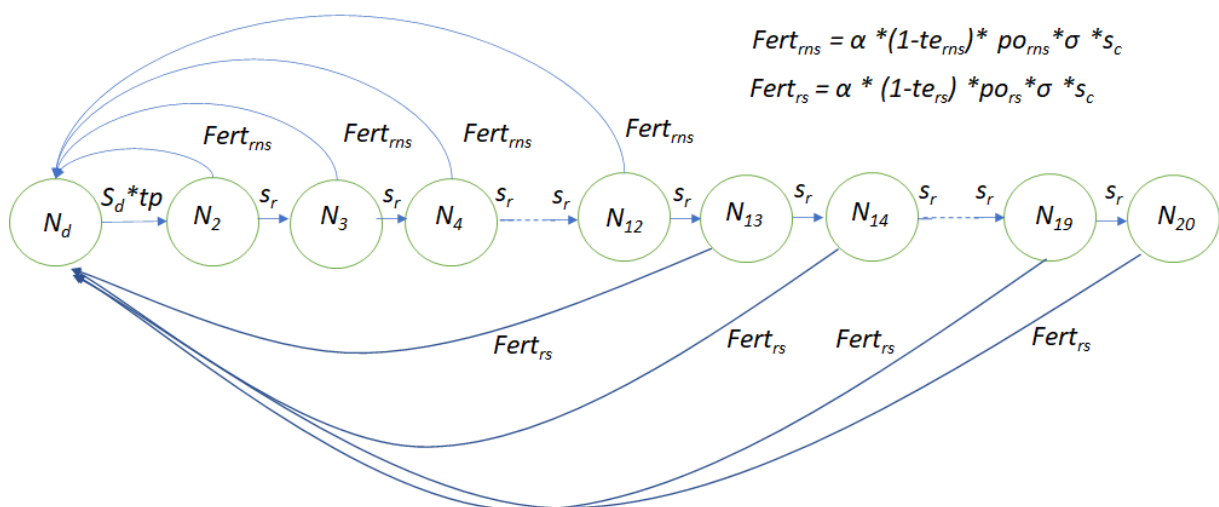
$$\begin{pmatrix} N_{d1} \\ N_{d2} \\ N_r \end{pmatrix}_{t+1} = \begin{pmatrix} 0 & 0 & \alpha * po * \sigma * s_c \\ tp_1 * s_{d1} * (1 - t_{d1r}) & tp_2 * s_{d2} * (1 - t_{d2r}) & s_r * t_{rd2} \\ tp_1 * s_{d1} * t_{d1r} & tp_2 * s_{d2} * t_{d2r} & s_r * (1 - t_{rd2}) \end{pmatrix} * \begin{pmatrix} N_{d1} \\ N_{d2} \\ N_r \end{pmatrix}_t$$

Modèles en classe d'âge avec sénescence de reproduction

Ce modèle considère 20 classes d'individus : des femelles d'un an dispersantes (N_d) et des femelles résidentes de chaque classe d'âge de 2 à 20 ans (N_2 à N_{20}) (Figure 13). Ce modèle considère une sénescence de reproduction au-delà de 13 ans via un changement du taux d'échec de reproduction et de la taille de portée au-delà de cet âge. La survie est constante entre 2 et 20 ans et nulle à 20 ans.

FIGURE 13

Représentation du cycle de vie femelle du lynx boréal structuré en classes d'âge. Par simplicité, le graphe ne représente pas l'ensemble des 20 classes d'âges qui sont bien distinctes dans le modèle. Voir texte pour la définition des paramètres.



Les paramètres du modèle sont les suivants :

- Vingt classes d'individus :
 - N_d : effectifs d'individus « dispersants » de 1 an
 - N_2 à N_{20} : effectifs d'individus de chaque classe d'âge.
- Paramètres démographiques
 - s_c : survie des chatons/juvéniles
 - s_d : survie locale des dispersants de 1 an
 - s_r : survie des résidents. La longévité maximale est de 20 ans
 - tp : taux de philopatrie des individus de 1 an
 - α : proportion de résidents effectivement reproducteurs
 - te_{ms} : taux d'échec des portées pour les résidents non sénescents (âge inférieur ou égal à 13 ans)
 - te_s : taux d'échec des portées pour les résidents sénescents (âge supérieur à 13 ans)
 - po_{ms} : taille de portée pour les résidents non sénescents (âge inférieur ou égal à 13 ans)
 - po_s : taille de portée pour les résidents sénescents (âge supérieur à 13 ans)
 - σ : sexe ratio à la naissance
 - $Fert_{ms}$: fertilité des résidents non sénescents (âge inférieur ou égal à 13 ans)
 - $Fert_s$: fertilité des résidents sénescents (âge supérieur à 13 ans)

L'équation matricielle correspondante est donnée en équation 2 :

Équation 2 :

$$\begin{pmatrix} N_d \\ N_2 \\ N_3 \\ N_4 \\ \vdots \\ N_{12} \\ N_{13} \\ N_{14} \\ \vdots \\ N_{19} \\ N_{20} \end{pmatrix}_{t+1} = \begin{pmatrix} 0 & Fert_{ms} & Fert_{ms} & Fert_{ms} & \dots & Fert_{ms} & Fert_s & Fert_s & \dots & Fert_s & Fert_s \\ s_d * tp & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & s_r & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & s_r & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \dots & s_r & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & s_r & 0 & \dots & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \dots & 0 & 0 & 0 & \dots & s_r & 0 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} N_d \\ N_2 \\ N_3 \\ N_4 \\ \vdots \\ N_{12} \\ N_{13} \\ N_{14} \\ \vdots \\ N_{19} \\ N_{20} \end{pmatrix}_t$$

3.4.4. Modèles démographiques spatialement explicites

Approche globale

Dans le cadre de l'ESCO, des modèles individus centrés (IBM) (Pesenti & Zimmermann 2013 ; Railsback & Grimm 2019 ; R Core Team 2023 ; Bauduin *et al.* soumis) ont été utilisés pour estimer le devenir des populations françaises et de la métapopulation d'Europe occidentale de lynx boréal. Ce type de modèle offre une grande flexibilité quant à la nature des processus incorporés et est couramment utilisé en biologie de la conservation pour estimer la viabilité de populations (Chaudhary & Oli 2020) car il est possible de quantifier la dynamique des populations à partir des propriétés individuelles modélisées (Railsback & Grimm 2019).

Dans notre cas, l'IBM démographique développé correspond à un modèle matriciel annuel pré-reproduction structuré en métapopulation. Il comporte onze populations actuelles ou potentielles (voir Figure 10), trois classes démographiques (disperseurs, résidents et *floaters*, c'est-à-dire des individus errants au sein d'une population fixe) et deux sexes. Ce modèle présente deux niveaux de structuration spatiale : la population et le territoire. Les paramètres démographiques sont homogènes entre populations et individus. Il ne prend pas en compte les processus génétiques.

Détail des transitions entre classes

Au sein du modèle, les transitions entre classes se déroulent dans le même ordre que celui dans lequel elles sont présentées ici.

Au cours d'une année, les individus résidents survivent ou meurent selon un processus de probabilité binomial. Dans le cas de mâles, si leur territoire ne recouvre plus celui d'une femelle du fait de la mort d'une ou plusieurs d'entre elles (trois maximum), il peut changer de territoire au sein de la zone d'habitat favorable et donc de la population où il s'est initialement fixé. Si aucun territoire n'est disponible, il repasse dans la classe *floater*.

Les individus *floaters* survivent et se fixent sur un territoire de sa population si l'un d'entre eux devient vacant. Dans le cas des mâles, cela nécessite que ce territoire recouvre celui d'au moins une femelle résidente. La capacité de chaque population à abriter des *floaters* est limitée à 30 % du nombre de territoires mâles et femelles possibles pour la population. Lorsque le nombre de *floaters* dépasse le nombre correspondant à ce seuil, la probabilité de mortalité des individus *floaters* de la population augmente proportionnellement au ratio entre ces deux nombres.

Les disperseurs se déplacent dans une autre zone d'habitat favorable tirée aléatoirement. La destination des individus se base sur la matrice de dispersion décrite en section 5.6.3 et reflète la tendance du lynx boréal à s'établir sur les territoires disponibles les plus proches, souvent au sein de leur population de naissance. Si les individus survivent à cette année de dispersion,

ils ont la possibilité de se fixer sur un territoire vacant (et avec une femelle résidente dans le cas des mâles). En l'absence de territoire vacant, ce processus de dispersion peut se répéter l'année suivante dans la limite de trois années consécutives, en partant à chaque fois de la population dans laquelle l'individu est arrivé. Si l'individu n'a pas trouvé de territoire vacant au bout de trois ans, il devient alors *floateur* dans cette population.

L'apparition dans le modèle d'individus de quasiment un an (modèle pré-reproduction) dépend i) de la fécondation de femelles de l'année précédente et ii) de leur survie propre en tant que chaton au cours de l'année, modulée par la survie de leur mère. Si celle-ci meurt dans les six mois suivant la naissance des jeunes, les chatons ne survivent pas. Pour rappel, le lynx boréal est rarement fécond avant l'âge de deux ans chez les femelles et de trois ans chez les mâles. De plus, une fécondation a une légère probabilité d'échouer. Dans le cas des femelles âgées (13 ans et plus), un phénomène de sénescence est également incorporé (Henriksen *et al.* 2005). La probabilité de succès d'une fécondation est nettement plus faible et, en cas de succès, la taille de la portée sera plus faible (voir 5.6.2).

Stochasticité environnementale et catastrophes

Le seul type de variations spatio-temporelles des paramètres démographiques pris en compte est la survenue de catastrophes entraînant une baisse de la probabilité de survie des individus. L'intensité des catastrophes est variable, tout en ayant une probabilité d'occurrence d'autant plus faible que leur impact est important (voir 5.6.1)

Simulations Monte Carlo

Les projections ont été effectuées sur la période 2020-2130. Pour chaque jeu de paramètres, de nombreuses simulations ont été effectuées afin d'estimer les probabilités d'extinction des populations et métapopulations (française et d'Europe occidentale).

3.4.5. Modèles démo-génétiques

Approche globale

Les projections faisant appel à la génétique considèrent un accroissement du fardeau génétique* et un suivi temporel de la variation génétique neutre*. Elles ont été réalisées grâce au programme générique VORTEX 10 (Lacy & Pollak 2021; Lacy *et al.* 2021). VORTEX est un environnement de modélisation démo-génétique de simulations individus-centrées couramment utilisé en écologie de la conservation. Il permet de modéliser la démographie associée à un cycle de vie en considérant l'effet négatif de la détérioration génétique sur cette démographie, et l'impact de la dynamique démographique sur les processus génétiques. Ces interactions constituent la boucle de rétroaction entre démographie et génétique (ou vortex d'extinction démo-génétique) décrit théoriquement depuis plusieurs décennies (Lynch *et al.* 1995).

L'intérêt de VORTEX réside dans sa simplicité d'utilisation, son fondement scientifique solide (Brook *et al.* 2000) et sa relative efficacité de calcul (temps nécessaire pour simuler un grand nombre de trajectoires pour plusieurs scénarios et modalités). Ses principales limites résultent de sa généralité : l'architecture du programme permet de simuler des cycles de vie couramment étudiés en biologie de la conservation mais n'offre pas la plasticité nécessaire pour mimer certains particularismes. C'est le cas en particulier pour la distinction entre certains types de classes d'individus ayant des démographies et des comportements distincts au sein d'une même population. C'est pour cette raison que le modèle développé est ici essentiellement structuré en classes d'âges, ce qui correspond à l'unité de structuration native de VORTEX. Dans VORTEX, les populations peuvent aussi être structurées en sous-populations plus ou moins connectées, ce qui a permis ici de modéliser la métapopulation d'Europe occidentale, comprenant les 11 populations actuelles ou potentielles de lynx boréal (voir Figure 10). Cette structuration est néanmoins spatialement implicite. L'explicitation du cycle de vie, des paramètres quantitatifs et des processus modélisés est donnée dans les sections suivantes, dont les textes se focalisent sur la philosophie et les principes généraux des approches adoptées par VORTEX. Des descriptions plus détaillées du logiciel VORTEX et de son utilisation dans le cadre de cette expertise sont disponibles dans Lacy *et al.* (2021) et en Annexe 9.

Stochasticité démographique, environnementale et génétique

La dynamique des populations est modélisée comme une suite d'événements discrets et séquentiels qui se produisent aléatoirement. VORTEX simule ces dynamiques comme une série d'événements qui décrivent le cycle annuel du lynx boréal : sélection des partenaires, reproduction, survie, dispersion, etc. Le caractère aléatoire des événements démographiques, génétiques, environnementaux, et l'interdépendance temporelle dans les états des populations simulées peuvent engendrer de grandes variations dans les résultats des trajectoires de simulation. Un grand nombre de trajectoires indépendantes basées sur les mêmes paramètres sont donc simulées et moyennées.

Structuration spatiale

Les territoires individuels mâles et femelles ne sont pas explicitement modélisés dans VORTEX, mais leur nombre définit implicitement la capacité de charge de la zone d'habitat favorable pour chaque population (voir 5.6.5). Les populations sont supposées homogènes (pas de structuration génétique au sein des populations, pas de mouvements intra-population explicites).

Dispersion

Dans le modèle démo-génétique développé sous VORTEX, la dispersion est considérée au sens écologique classique du terme, soit uniquement entre populations (Clobert *et al.* 2012). Il n'y a pas de mouvements explicites au sein des populations, qui ne sont pas structurées de

manière spatialement explicite. Cette dispersion a été simulée sous la forme d'une probabilité de disperser d'une population à l'autre pour les individus de un à deux ans, de façon nécessairement identique pour les deux sexes dans VORTEX. Par hypothèse, les dispersants ne pouvaient pas intégrer de population déjà saturée et la dispersion s'est opérée principalement entre populations présentes ou potentielles adjacentes. Le détail du protocole utilisé pour modéliser la dispersion est disponible en section 4 de l'annexe 9.

Variation génétique neutre

Pour permettre d'établir un diagnostic quantitatif de la diminution de variation génétique au cours d'une simulation, les modèles démo-génétique sous VORTEX simulent la transmission d'allèles neutres, tels que ceux étudiés avec certains marqueurs moléculaires. Les sorties sont exprimées en termes d'hétérozygotie attendue (voir section 5 de l'Annexe 9).

Dépression de consanguinité

Des individus consanguins sont des individus dont les parents se ressemblent génétiquement parce qu'ils partagent un ancêtre commun proche. La dépression de consanguinité correspond à la réduction de valeur sélective chez ces individus par rapport à des individus non consanguins. La consanguinité peut être une propriété du système de reproduction de l'espèce (par exemple, les espèces pratiquant l'autofécondation sont intrinsèquement consanguines). Elle peut aussi être due à la structuration spatiale de la population (les individus qui se ressemblent génétiquement appartiennent aux mêmes populations et ont donc plus de chance de se reproduire entre eux), ou à la taille finie de la population (même si les croisements sont aléatoires, des individus qui se ressemblent génétiquement finissent par se croiser dans une petite population). L'approche générale de modélisation de la dépression de consanguinité dans VORTEX ainsi que les choix qui ont été faits concernant le lynx boréal sont décrits dans la section 6 de l'annexe 9.

Immigration depuis l'extérieur de la métapopulation et renforcements

Dans le cadre de certains scénarios, l'hypothèse théorique a été faite que le système modélisé (11 populations actuelles ou potentielles, essentiellement françaises, mais incluant également des populations suisses et allemandes) pouvait recevoir des migrants de l'extérieur. La structure de VORTEX ne permet pas d'implémenter ces migrants de façon probabiliste (par exemple sous la forme d'une espérance de nombre annuel de migrants). Les migrants ont donc été implémentés sous la forme d'un nombre fixe d'individus. Le même protocole a été utilisé pour simuler un renforcement volontaire de population à des fins de conservation. En revanche, il n'a pas été possible de simuler avec précision le remplacement d'individus détruits illégalement du fait du caractère aléatoire de ces destructions (mais voir 5.6.7 pour les limites de ces remplacements).

Simulations Monte Carlo et sorties du modèle

Pour chaque jeu de paramètres, la simulation de la métapopulation a été itérée 1 000 fois pour générer la distribution des destins que la métapopulation pourrait connaître. Ces itérations (trajectoires) ont été moyennées dans les sorties présentées.

3.4.6. Métriques observées

Pour les modèles démographiques et démo-génétiques, les métriques observées sont exprimées en termes de probabilités d'extinction cumulées (nombre de trajectoires dans lesquelles la métapopulation s'est éteinte / nombre d'itérations) et d'effectifs de population et de métapopulation.

Pour les modèles démo-génétiques, la diversité génétique est exprimée en termes d'hétérozygotie attendue dans la métapopulation. Les moyennes données sont encadrées par une erreur standard de la moyenne calculée sur la base de l'écart-type inter-trajectoires.

4. Le lynx boréal dans des socio-écosystèmes

L'analyse des relations entre des humains et une autre espèce animale nécessite de considérer l'ensemble des points de vue, pratiques et savoirs que différentes catégories d'acteurs ont autour de cette espèce, dans des contextes écologiques et sociaux toujours singuliers (Ingold 1994, 2013; Brunois 2005; Lescureux 2006). Comme indiqué dans les parties 3.2 et 3.3, l'approche retenue pour explorer les relations contemporaines au lynx boréal en France, repose d'une part sur un travail de caractérisation socioécologique des territoires concernés par sa présence et, d'autre part, sur une enquête par entretiens semi-directifs qui permet de mettre à l'épreuve de deux terrains distinctifs une série d'hypothèses de travail. Les résultats de ces travaux sont synthétisés et organisés comme suit :

- Une première section présente les données issues du travail de caractérisation des territoires sous forme de frises chrono-systémiques ;
- Une deuxième section présente les résultats de l'enquête portant sur les perceptions et représentations du lynx boréal ;
- Une troisième section interprète les données d'entretiens par groupe d'acteurs suivant ce qu'elles révèlent de leur rapport à la nature ;
- Une quatrième section présente les résultats par hypothèses sous forme de tableau synthétique.

4.1 Frises chrono-systémiques

Deux frises chrono-systémiques ont été élaborées, la première pour les trois massifs où le lynx boréal est actuellement présent en France (Figure 14), la seconde pour le seul massif vosgien

(Figure 15). Elles visent à fournir une représentation synoptique de l'ensemble des éléments relatifs aux dynamiques du lynx boréal et de sa gestion et aux dynamiques socioécologiques /susceptibles de les avoir influencées. Leur élaboration est le résultat de plusieurs axes de travail de l'ESCO :

- le travail de caractérisation socioécologique des territoires ;
- l'enquête sociologique menée dans les massifs vosgien et jurassien ;
- la collecte des informations disponibles sur la présence du lynx boréal en France et dans les pays voisins, depuis son éradication du territoire français au début du XX^{ème} siècle jusqu'à 2020 (données naturalistes, politiques publiques, etc.).

Ces frises chrono-systémiques ont alimenté la réflexion sur les scénarios à envisager pour modéliser la viabilité de la population de lynx boréal en France à l'horizon 2130.

FIGURE 14

Frise chrono-systémique des dynamiques du lynx boréal et des socioécosystèmes concernés par sa présence (Vosges, Jura, Alpes). Les données présentées concernent les trois populations de lynx boréal en France : les Vosges (F.Vo et A.Pa français), le Jura français (F.J) et les Alpes françaises du Nord (F.An). Par souci de lisibilité, elles sont désignées dans la frise par les lettres « V » pour les Vosges, « J » pour le Jura et « A » pour les Alpes.

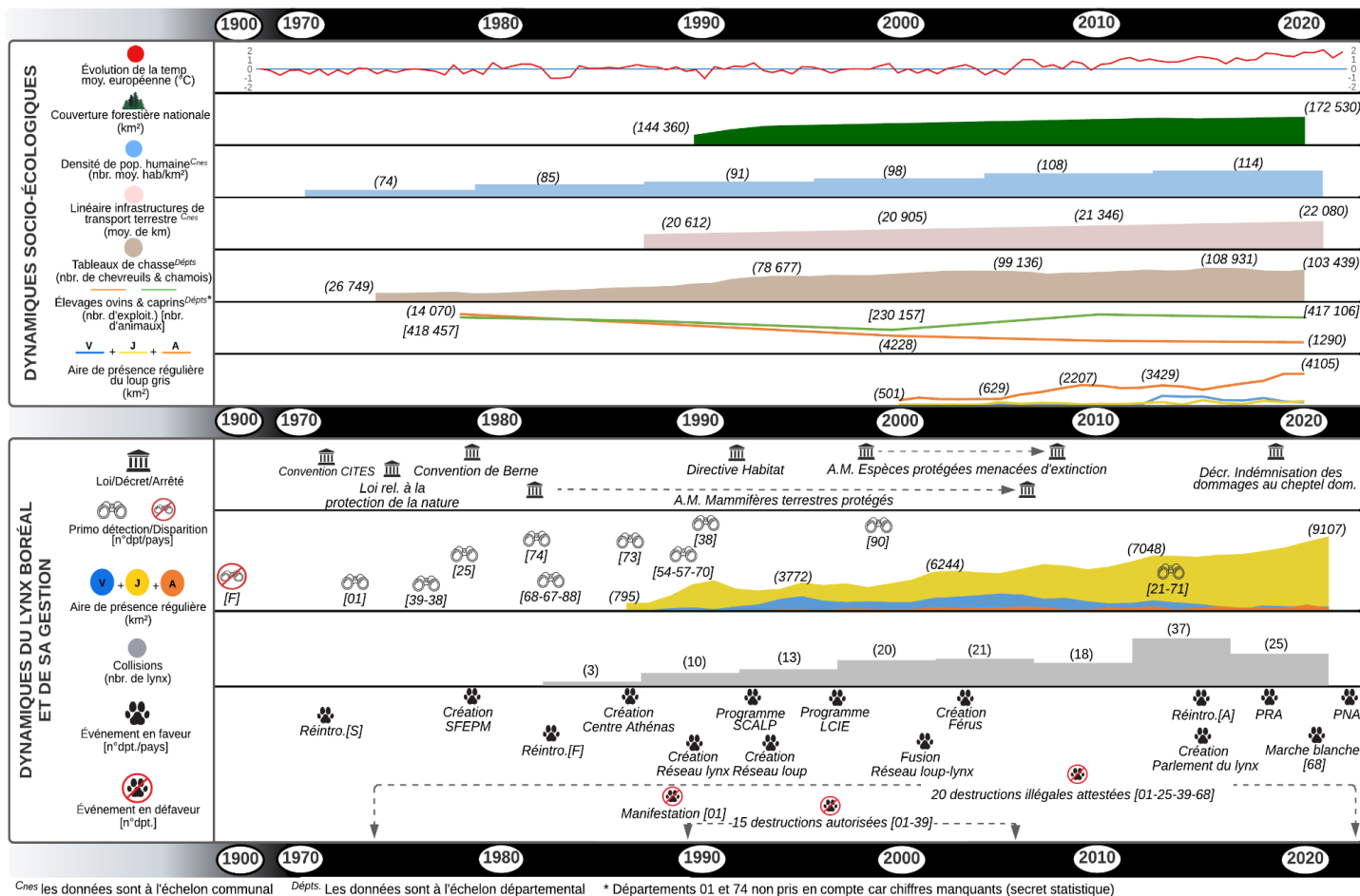
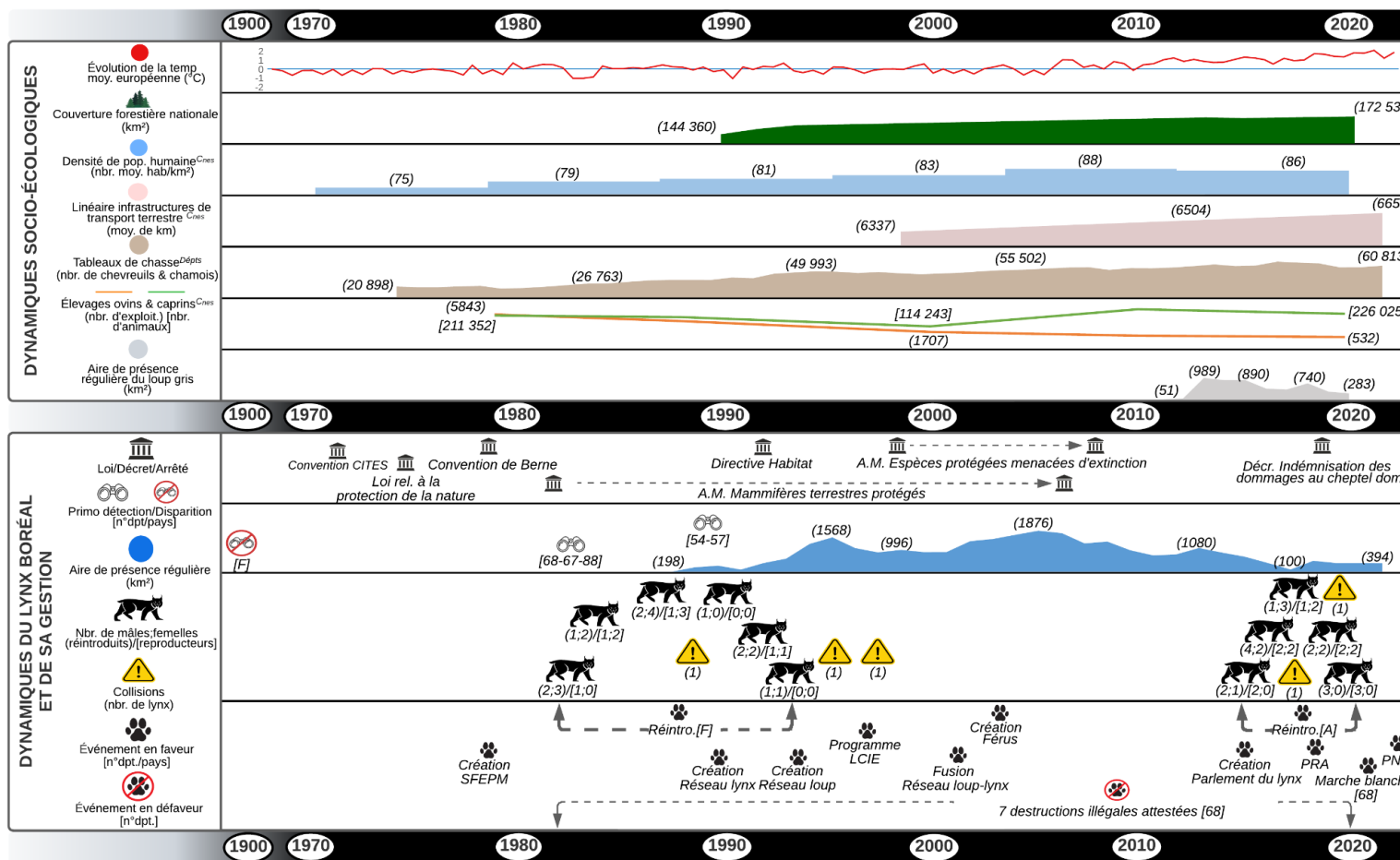


FIGURE 15

Frise chrono-systémique des dynamiques du lynx boréal et des socioécosystèmes concernés par sa présence (Vosges). Les données représentées concernent la population de lynx boréal sur le massif vosgien français : (F.Vo et A.Pa français).



Cnes: les données sont à l'échelon communal Dépts: Les données sont à l'échelon départemental

4.2. Perceptions et représentations

Au cours des entretiens dans les deux terrains d'enquête, les informateurs ont été invités à décrire le lynx boréal, son comportement et sa place parmi les autres animaux. Des questions telles que « Qu'est-ce qui caractérise les lynx ? » ou « Vous arrive-t-il de croiser des lynx ou des traces de leur présence ? » ont été posées en cas d'absence de récit spontané d'observation ou de rencontre. Codées « Perceptions et représentations », les sections d'entretiens répondant spécifiquement à ces questions ont ensuite fait l'objet d'une analyse /lexicométrique permettant de dégager d'une part les termes les plus fréquemment utilisés pour désigner le lynx boréal (Figure 16) et d'autre part les autres espèces les plus présentes dans le discours des informateurs (Figure 17). Afin d'améliorer la lisibilité des deux figures, le terme avec le plus grand nombre d'occurrences a été retiré de la liste : prédateur pour les qualificatifs du lynx boréal (51 occurrences) et loups pour le bestiaire (173 occurrences).

Les propos recueillis sur l'ensemble des entretiens révèlent deux registres de perception de la présence du lynx boréal :

- Indirect (le plus fréquent) : observations d'empreintes dans la neige, découverte d'une proie sauvage ou domestique, collecte de crottes/poils ou d'images prises avec des pièges photographiques, écoute du feulement lors du rut.
- Direct: lors de rencontres fortuites le long des routes et sentiers forestiers, au moment des battues, de la *pirsch* (chasse à l'approche en dialecte alsacien) ou depuis les miradors de chasse ; ou provoquées par un suivi régulier et persistant (pistages ou affûts).

Bien que la plupart des informateurs n'aient pas eu l'occasion d'observer directement un lynx boréal, tous connaissaient la présence de l'espèce en France et avaient des connaissances générales sur son comportement, ses habitudes alimentaires et la distribution de ses effectifs entre les différents massifs où elle est présente en France.

Parmi toutes ses autres qualités physiques, la discrétion du lynx boréal apparaît comme un trait saillant dans les discours de l'ensemble des informateurs. La formule « capable de voir sans être vu » résume ainsi l'impression laissée par un animal qui semble ne s'offrir qu'à la vue des plus méritants. Les rares rencontres directes avec les lynx deviennent donc des événements particulièrement prisés par les personnes qui s'intéressent au lynx et qui le traquent parfois pendant des mois, voire des années pour l'apercevoir ou obtenir un cliché.

FIGURE 16

Diagramme radar des termes les plus fréquemment utilisés par les informateurs de l'enquête sociologique pour désigner le lynx boréal ("prédateur" exclu n = 51).

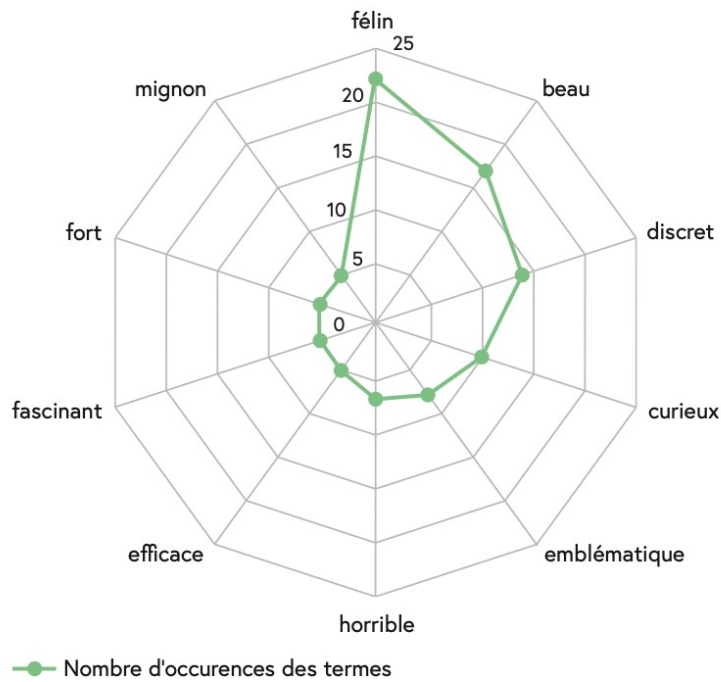
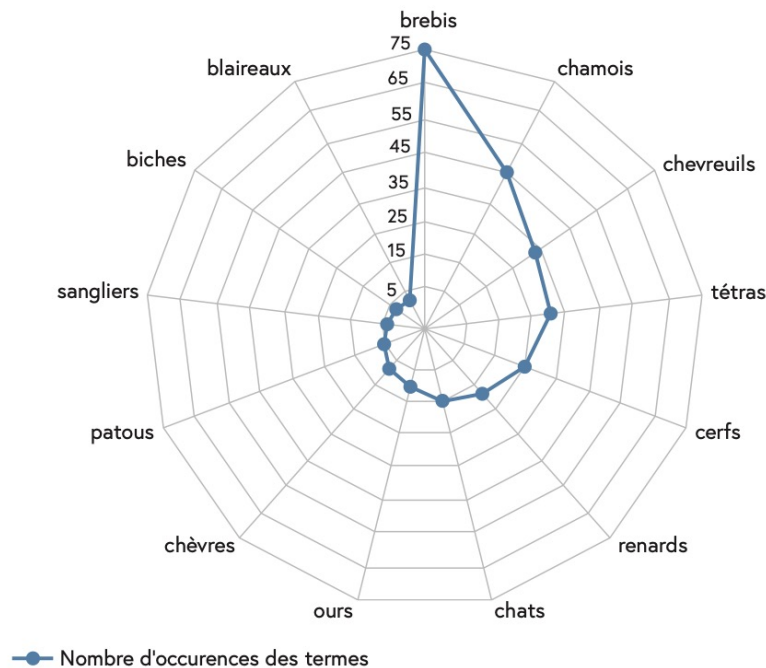


FIGURE 17

Diagramme radar des espèces les plus fréquemment associées au lynx boréal par les informateurs de l'enquête sociologique ("loups" exclu, n = 173). Le nombre élevé d'occurrences du terme brebis s'explique par leur fréquente association au loup gris.



Les personnes qui ont pu l'observer disent être restées fascinées par leur rencontre avec un animal qui dégage une impression de « maîtrise » de son environnement, de force ou de puissance. Beaucoup s'étonnent néanmoins de la curiosité du lynx boréal qu'ils opposent à son statut d'animal sauvage. Les récits de rencontres directes décrivent un animal qui ne prend pas la fuite, s'assied sans se cacher pour observer avant de repartir nonchalamment lorsqu'il en a décidé. De nombreux informateurs ont ponctuellement comparé le lynx au chat domestique, le plus souvent pour décrire une attitude perçue comme hautaine, ou exprimer une impression de supériorité : deux traits communément attribués à l'ensemble des félidés évoqués (chats sauvages, chats domestiques, tigres, lions, pumas). D'ailleurs, le terme familier de chat (parfois matou) a très souvent été utilisé pour désigner le lynx boréal, ce qui explique en partie sa récurrence dans le bestiaire (voir Figure 16).

Le loup gris sert de référentiel commun pour caractériser, par contraste, le lynx boréal. L'ensemble des informateurs oppose la vie solitaire et le caractère curieux du second à la vie en meute et au comportement d'esquive du premier. Mais la prédation demeure sans aucun doute le domaine où la différence de perception entre les deux espèces se fait la plus saillante dans les discours des informateurs, notamment pour évoquer les attaques sur les troupeaux d'ovins. Là où les informateurs ont pointé le fait que le loup gris peut tuer plus de proies domestiques qu'il n'en consomme — comportement de « *surplus killing* » (Kruuk 1972) — ils ont insisté sur le fait que le lynx boréal ne tue que ce dont il a besoin et consomme entièrement ses proies, même si plusieurs personnes ont critiqué sa propension à « jouer » avec ses prises avant de les achever. En outre, l'ensemble des informateurs considère que l'espèce s'attaque relativement peu aux troupeaux domestiques, préférant les proies sauvages comme les chevreuils et les chamois, unanimement reconnues comme les deux espèces composant l'essentiel de son régime alimentaire.

La perception du lynx boréal au sein des deux sites d'étude contraste fortement avec le très faible degré de perception et de connaissance de l'espèce par des chasseurs et éleveurs sur d'autres territoires, par exemple en Macédoine, où la présence de l'espèce semble s'apparenter à celle d'un fantôme (Lescureux 2010; Lescureux *et al.* 2011). Cet écart peut notamment être dû au contexte historique et politique de son retour sur le territoire français et au fait que l'espèce fasse depuis régulièrement l'objet de politiques publiques et, en particulier, d'un suivi (voir frise chrono-systémique). En effet, la mise en politique des espèces sauvages contribue à leur conférer une visibilité dans les arènes politiques locales, au sein desquelles différents acteurs et groupes d'acteurs peuvent mobiliser les animaux et leur comportement pour défendre leurs intérêts respectifs (Raison du Cleuziou 2007).

4.3. Vivre la nature dans les territoires de présence du lynx boréal

Les relations contemporaines avec le lynx boréal s'inscrivent dans une longue histoire commune avec les félins, au cours de laquelle ces derniers ont été, selon les contextes, des

concurrents et prédateurs potentiels des humains (Mundkur 1994), des symboles de pouvoir (Saunders 1998), ont fait l'objet de mythes, de cultes et de pratiques variés (Lévi-Strauss 1991; Lopes-Fernandes & Frazão-Moreira 2016). En outre, ces relations s'inscrivent, en France, dans un rapport au vivant historiquement et culturellement situé qui a fait des êtres humains les gestionnaires, tantôt hostiles, tantôt bienveillants, de la nature et de ses habitants non humains (Larrère & Larrère 2009; Descola 2005). Dans ce contexte et selon les acteurs, différentes relations avec la nature peuvent coexister ou s'affronter au sein d'un même territoire. Ici, le terme est entendu à la fois dans ses dimensions spatiales, physiques et biologiques et dans ses dimensions matérielles et immatérielles. Celles-ci forgent les pratiques des habitants et usagers dans une matrice culturelle, un espace vécu et approprié où se fabriquent en retour attachements, identités et souverainetés (Debarbieux 2003; Vanier 2009; Mathevet & Godet 2015). Une entrée pour comprendre les relations contemporaines avec le lynx boréal en France consiste à appréhender les relations avec la nature des différents acteurs et groupes d'acteurs qui partagent et investissent un même territoire.

Les relations avec la nature peuvent être appréhendées dans le cadre conceptuel proposé par O'Connor et Kenter (O'Connor & Kenter 2019; IPBES 2022; Kenter & O'Connor 2022) qui vise à dépasser les limites des approches en termes de valeurs de la nature. Au cœur des travaux en éthique environnementale, le débat sur les valeurs attribuées à la nature et aux différents éléments de biodiversité s'est longtemps structuré sur l'opposition entre valeur intrinsèque et valeurs instrumentales. La valeur intrinsèque peut être attribuée à une entité ou un processus qui a ses propres finalités ; elle occupe une place centrale dans les éthiques non anthropocentrées. Les valeurs instrumentales sont attribuées pour les usages réels ou potentiels d'une entité ou processus au profit d'une autre entité ; elles sont le plus souvent au cœur des éthiques anthropocentrées, par exemple via la notion de services écosystémiques (O'Neill *et al.* 2007; De Groot *et al.* 2012; Costanza *et al.* 2017). Plus récemment, les valeurs relationnelles ont été distinguées afin de tenter de dépasser ce débat. Elles mettent l'accent sur les liens, matériels et surtout immatériels (esthétiques, culturels, spirituels), entre humains et non-humains (Chan *et al.* 2016). L'utilisation du vocable de contribution de la nature aux sociétés (Díaz *et al.* 2018; IPBES 2019) reflète cette évolution. Ces trois types de valeurs — intrinsèques, instrumentales et relationnelles — restent néanmoins complémentaires et nécessaires pour appréhender la diversité des manières de vivre la nature et des éthiques qu'elles recouvrent.

Développée sur la base des travaux de O'Neill (2007), l'approche de O'Connor et Kenter distingue pour sa part quatre grandes manières de vivre la nature : de (*from*), dans (*in*), avec (*with*) et comme (*as*) (O'Connor & Kenter 2019; IPBES 2022; Kenter & O'Connor 2022). Ces manières de vivre la nature ont des liens avec les valeurs instrumentales, intrinsèques et relationnelles attribuées à la nature mais ne les recouvrent pas terme à terme :

- « Vivre *de* la nature » correspond à une relation avec la nature qui la conçoit essentiellement comme ressource (en eau, en nourriture, en énergie, etc.) et un moyen de subsistance pour les humains.

- « Vivre *dans* la nature » met en avant l'importance sociale et personnelle de la nature, comme lieu où se déploient l'histoire et les identités culturelles humaines.
- « Vivre *avec* la nature » exprime l'idée d'une nature qui existe indépendamment des humains et de leurs intérêts.
- « Vivre *comme* un élément de la nature » fait notamment référence à des cosmologies non occidentales dans lesquelles humains et non-humains peuvent échanger leurs points de vue (Viveiros de Castro 2014; Kohn 2017), et où les relations interspécifiques se déploient suivant les mêmes schémas que la sociabilité humaine (Descola 2005). Contrairement aux trois premières catégories, qui peuvent être qualifiées de dualistes, elle réduit la distinction entre nature et culture, ainsi qu'entre humains et non-humains.

En s'appuyant sur la caractérisation socioécologique des territoires, les entretiens réalisés et la littérature scientifique, la section suivante esquisse une typologie des manières de vivre la nature des acteurs interrogés, qui s'inspire de ce cadre conceptuel. Cette typologie éclaire la manière dont chaque groupe d'acteurs tend à défendre un usage légitime de la nature orienté par ses activités respectives et une diversité de valeurs, dans un contexte socioécologique plus large au sein duquel le lynx boréal vient s'insérer.

4.3.1. Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs du pastoralisme

Malgré une orientation toujours marquée de l'agriculture vers l'élevage au sein des territoires de moyenne et haute montagne (voir cartes en Annexe 10), le travail de caractérisation des territoires (voir 3.3.3) a montré une diminution sur les trente dernières années du nombre d'exploitations (Figure 18) et des cheptels ovins et caprins (Figure 19) au sein des populations vosgienne, jurassienne et alpine du lynx boréal (voir aussi 4.1). Cette tendance s'est accompagnée d'une diminution générale du nombre d'emplois dans l'agriculture (voir cartes en Annexe 10).

FIGURE 18

Évolution du nombre d'exploitations d'ovins et de caprins sur la période 1979-2000

Exploitations agricoles - 1979-2000

Exploitations d'ovins et de caprins inventoriées à l'échelon communal dans le cadre du Recensement Général Agricole (RGA), mené par le Service de la statistique et de la prospective (SSP).
Source : RGA, 2000, SIDDT.

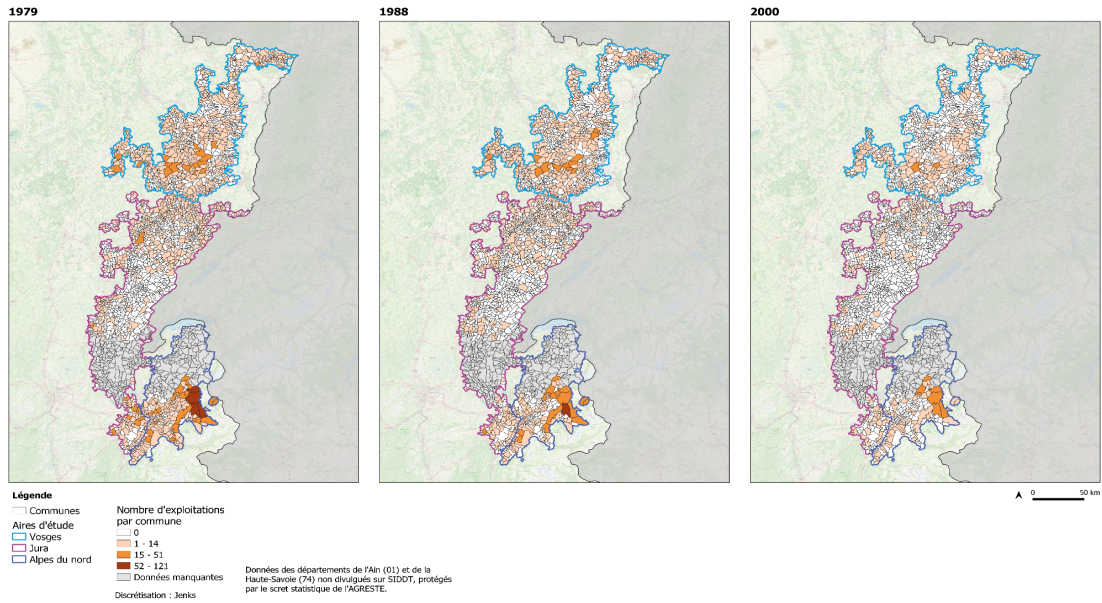
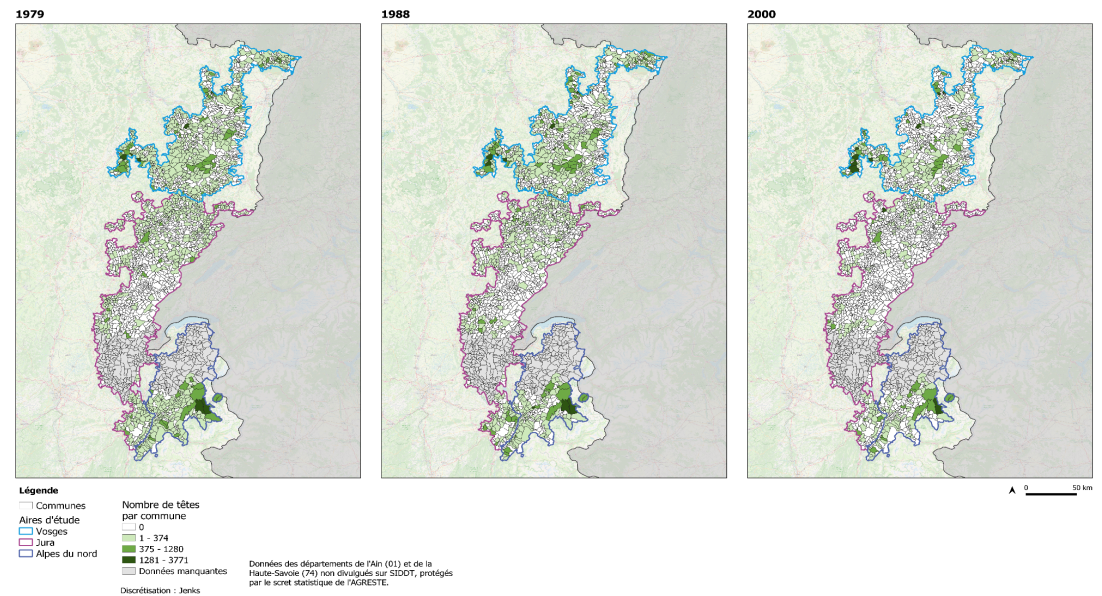


FIGURE 19

Évolution du nombre de têtes de bétail (ovins et caprins) par commune sur la période 1979-2000

Cheptels - 1979-2000

Cheptels d'ovins et de caprins inventoriés à l'échelon communal dans le cadre du Recensement Général Agricole (RGA), mené par le Service de la statistique et de la prospective (SSP).
Source : RGA, 2000, SIDDT.



La nature comme une ressource à jardiner

Du point de vue des éleveurs interrogés, la nature tend à s'organiser autour de la gestion du troupeau et est appréhendée comme une ressource en termes de fourrage, d'eau et de

sécurité des animaux domestiques, en particulier vis-à-vis des grands prédateurs. Les éleveurs ovins et caprins rencontrés sur le massif vosgien disposent d'un bâtiment, proche de leur lieu d'habitation, où les bêtes sont gardées et alimentées lors des saisons les plus froides¹¹. Lors de la saison d'estive, les animaux sont répartis par lots sur différentes parcelles, afin qu'ils puissent se nourrir directement au sol. La qualité de l'herbe et du sol est ainsi au cœur des préoccupations des éleveurs qui hiérarchisent et découpent leur environnement en fonction des bénéfices que peuvent en tirer les troupeaux. Le savoir-faire et les connaissances en la matière sont primordiaux puisqu'ils déterminent la qualité du produit issu de l'élevage (viande, lait, fromage).

ENCADRÉ 5

Modalités d'occupation des pâtures

D'une région à l'autre, les règles foncières et les processus socioéconomiques qui régissent l'occupation des lots peuvent varier et relèvent de dynamiques complexes (Boinon 1988; Mathevet *et al.* 2002; Mathevet & Godet 2015; Clément *et al.* 2019; Barnaud & Couix 2020).

Parmi les éleveurs interrogés sur les deux terrains d'enquête coexistent :

- des baux locatifs ;
- des baux oraux, fonctionnant sur un principe d'échanges de bons procédés. Lorsqu'un propriétaire accepte la présence d'un troupeau sur son terrain, il bénéficie de l'entretien opéré par les bêtes et d'un paiement dont le montant est convenu de gré à gré. L'éleveur peut quant à lui faire circuler son troupeau d'un terrain à l'autre suivant le réseau de relations interpersonnelles qu'il a construit et entretenu au fil du temps dans sa commune ou aux alentours.
- des contrats municipaux, par exemple pour l'entretien des espaces liés à une activité touristique (pistes de ski).

Les éleveurs exploitent donc un territoire composé de prairies et de pâtures qu'ils façonnent par l'intermédiaire des mouvements saisonniers du troupeau. Dans leur esprit, l'intérêt et la beauté du paysage sont directement liés à l'activité pastorale, comme le précise cet interlocuteur :

¹¹ Sur le terrain jurassien, les deux éleveurs ovins contactés se trouvaient en plaine avec leur troupeau pour la saison hivernale au moment de l'entretien, ce qui suggère une division spatio-temporelle similaire du territoire.

PASTO_VOSGES_1 : Tout l'été, toutes nos brebis sont dehors. On essaye de rendre le paysage un peu plus attractif parce que sans ça, je pense que ça serait une sacrée catastrophe. S'il n'y a plus d'éleveurs dans les Vosges, vous vous rendez compte de la misère ? La forêt, il y en a bien assez.

Ainsi, malgré des préoccupations et des contraintes productives, les éleveurs interrogés revendiquent une posture attentive au soin des animaux et des végétaux qui contribuent au territoire du pastoralisme, dans ce qui s'apparente à une éthique du *care* (Alarcon 2020; Creti et al. 2022). Dans cette perspective, ils s'opposent le plus souvent à la conception d'une nature sauvage non jardinée par les humains, ou à l'idée d'un territoire sans règles d'usage appartenant à tout le monde :

PASTO_VOSGES_2 : C'est qu'on a des gens qui viennent, qui nous disent que la nature appartient à tout le monde. Non, la nature n'appartient pas à tout le monde. Les terrains que moi j'exploite, soit ils m'appartiennent, soit ils appartiennent à un autre propriétaire. Et si je suis sur le terrain, c'est que je loue ce terrain, donc l'usufruitier c'est moi.

Le lynx boréal : un prédateur nettement moins problématique que le loup gris

Spontanément, les éleveurs interrogés perçoivent la présence du lynx boréal à travers sa prédation sur les animaux domestiques, tout en la distinguant de celle du loup gris :

PASTO_VOSGES_2 : Au mois d'août, je me fais cartonner à la bergerie. L'année dernière, c'est X [qui se fait cartonner], donc c'est bien qu'on a des lynx. Mais le lynx, ce n'est pas tout à fait la même prédation que le loup. Le troupeau n'est pas affolé, on n'a pas d'avortements à gérer. Alors dans mon cas je perds la brebis, je perds sa lactation en cours. Ça a un coût, mais il est complètement différent qu'avec le dossier du loup.

La prédation du lynx boréal est présentée comme occasionnant des dégâts moindres sur les troupeaux domestiques, y compris par des éleveurs ayant subi des attaques. En effet, sauf exception, le lynx boréal ne multiplie pas les attaques sur un même troupeau et les impacts indirects de la prédation (stress, avortements) sont nettement plus limités. Les agents de l'OFB en charge des constats d'attaques tiennent des propos similaires, opposant eux aussi les modes opératoires des deux grands prédateurs, celui du loup étant qualifié de « sanglant » et celui du lynx de « propre », « efficace », voire « invisible », ou « chirurgical ».

Toutefois, la présence du lynx boréal et l'éventualité d'une prédation demeurent une préoccupation importante pour les éleveurs ovins interrogés, qui doivent intégrer des mesures de protection des troupeaux (chiens, clôtures, bergers, tirs de défense¹²). Ces mesures représentent une contrainte économique et logistique supplémentaire pour un secteur de la population particulièrement exposé à la précarité (Damaisin 2020; Petit et al.

¹² Les tirs de défense simple peuvent être autorisés dès lors que les troupeaux sont protégés (ou reconnus non protégeables). Ils sont mis en œuvre à proximité du troupeau concerné, par un seul tireur. L'autorisation de tir est délivrée à l'éleveur, qui peut la mettre en œuvre lui-même, s'il possède un permis de chasse, ou la déléguer à un chasseur.

2023). De plus, les éleveurs pointent qu'elles ne sont pas toujours entièrement efficaces, ou ne correspondent pas nécessairement à leur vision de leur métier, par exemple lorsque la défense du troupeau implique d'opérer des tirs de défense.

Les éleveurs peuvent également être amenés à abandonner des pâtures lorsque les mesures de protection s'avèrent impossibles à mettre en place. On peut donc penser que la présence de lynx boréal contribue à augmenter la difficulté à trouver de nouvelles pâtures dans des contextes de forte tension sur le foncier agricole. Toutefois, aucun des informateurs n'a directement associé la présence du lynx boréal à d'éventuels enjeux de concurrence foncière entre éleveurs ou avec d'autres usagers de l'espace. Des enquêtes de terrain plus approfondies permettraient d'explorer cette question. En revanche, plusieurs éleveurs ont souligné le caractère paradoxal des mesures de conservation qui les incitent à pâturer des espaces protégés à forte valeur patrimoniale (Natura 2000) alors même qu'elles se situent dans des zones de prédation (généralement du loup gris). De même, ils mettent en avant les difficultés que leur pose le respect des procédures d'authentification des attaques (interdiction de déplacer les carcasses) sur des terrains où s'exercent aussi des règles tacites de respect et de bonne entente avec les propriétaires qui sont liées à la mise en valeur des parcelles.

Le lynx boréal, une incarnation de la précarisation du pastoralisme

In fine, le retour des prédateurs comme le lynx boréal oblige donc les éleveurs à redéfinir leur activité et leur place dans le territoire. De leur point de vue, la présence de ces animaux est, *a minima*, synonyme d'une réduction de leur emprise territoriale. Dans ces conditions, les réintroductions sont généralement perçues par le monde de l'élevage comme une remise en question de leur histoire, de leur rôle dans la construction du territoire et de leur mode d'existence. Dans les termes d'un informateur :

PASTO_VOSGES_3 : On sait que les anciens en ont chié pour éradiquer cette saloperie [le loup]. C'est qu'il y avait une raison.

Les références récurrentes aux deux autres grands prédateurs présents sur le territoire national traduisent une critique générale des programmes de réintroduction ou de renforcement de grands prédateurs, qu'ils aient eu lieu (ours brun) ou pas (loup gris). Mais elles servent aussi d'élément de comparaison entre les espèces :

PASTO_VOSGES_1 : Le lynx, on sait qu'il a été relâché. (...) Et ce n'est pas pour autant qu'on a pété un plomb. Jamais on ne nous dit qu'on a relâché les loups.

Le retour du lynx boréal est alors souvent présenté comme un moindre mal. Plusieurs acteurs du monde de l'élevage ont présenté le lynx boréal comme un animal ayant malgré tout déjà fait partie du paysage et pouvant avoir une utilité dans la lutte contre les dégâts de la faune sauvage aux systèmes agricoles. Sur le terrain jurassien, aucun des éleveurs interrogés n'a semblé accorder une attention particulière au fait que l'espèce ait été réintroduite en Suisse, lorsqu'ils ne l'ignoraient pas tout simplement. Ils considéraient le lynx boréal comme « ayant

toujours été présent » (PASTO_JURA_1). La plus grande facilité des acteurs de l'élevage à vivre avec le lynx boréal qu'avec le loup gris peut être en grande partie attribuée au plus faible niveau de risque que le lynx boréal représente pour les troupeaux. Plusieurs informateurs ont également souligné que la prédominance de l'élevage bovin sur le terrain jurassien joue également en faveur d'une espèce qui, a priori, ne prédate pas les bovins :

PASTO_VOSGES_2 : Est-ce que c'est parce qu'on (les éleveurs ovins) est moins nombreux, ou parce que les gens arrivent vraiment à vivre avec, mais je n'ai jamais trop entendu de gens vindicatifs envers le lynx.

Toutefois, on peut aussi penser que les conditions du retour du lynx boréal ont eu un effet, car, dans le cas du massif jurassien, les réintroductions ont eu lieu en Suisse et sont le fait d'initiatives étrangères au système politique français (voir 2.2.1.). Dans ces conditions, la responsabilité politique du retour du lynx boréal devient plus lointaine et la perception de l'espèce par le monde de l'élevage est majoritairement adossée à la seule gestion des dommages aux troupeaux.

La comparaison avec la situation vosgienne, où le retour du lynx boréal est le fruit de réintroductions officielles mises en œuvre par l'État français, permet d'abonder dans ce sens. En effet, sur le terrain vosgien, les éleveurs interrogés connaissaient les conditions spécifiques du retour de l'espèce et les propos de certains d'entre eux indiquent que les controverses qui entourent habituellement les réintroductions de grands prédateurs (Dumez *et al.* 2017) trouvent un point d'ancrage sur le cas du lynx boréal :

PASTO_VOSGES_4 : Effectivement, dans les années 80, il y a eu les réintroductions de lynx qui étaient non autorisées, sauvages. Et en plus ce n'était pas de vrais lynx boréaux. Il aurait fallu réintroduire des lynx, mais là ce n'était pas les bons.

L'animal est alors perçu comme l'incarnation d'une autorité lointaine dont la remise en question au niveau local participe à qualifier les lâchers d'animaux de « sauvages » ou « non autorisés ». L'origine et « l'authenticité » des animaux réintroduits sont également mises en cause, de même que les données officielles sur les effectifs et la distribution spatiale de la population. En outre, « l'hypocrisie » de l'État, qui laisse le lynx boréal être réintroduit de l'autre côté de la frontière (dans le cadre du programme Life Rhénanie-Palatinat), fait l'objet d'une critique.

Au-delà de ces controverses, c'est avant tout la disproportion entre les moyens accordés pour la conservation des grands prédateurs et le manque de considération dont ils estiment faire l'objet que les éleveurs dénoncent :

PASTO_VOSGES_4 : On n'a pas le soutien des gens. Pire, on n'a pas le soutien de l'État. Pour un autre problème, pour les accidents sur les routes ou le Covid et bien là on va utiliser des moyens pas possibles pour lutter contre. Là, les paysans sont face à un gros problème et on leur dit : ben non, vous devez vivre avec.

Ils mettent ainsi en avant une forme de dissonance cognitive entre l'exigence des consommateurs en termes de qualité des produits et de leur production (bio, bien-être animal), des contraintes toujours plus lourdes que les éleveurs doivent assumer (revenus faibles, charges salariales trop importantes, coût des matériaux et de l'entretien du bétail) et une libéralisation généralisée de l'économie mondiale qui les fragilise en les mettant en concurrence avec d'autres systèmes de production qui ne subissent pas les mêmes contraintes. Devoir en plus gérer la présence des grands prédateurs autour des troupeaux est vécu comme un handicap supplémentaire, et le soutien dont ces animaux bénéficient de la part du grand public et des politiques publiques comme un désaveu de leur travail et de l'activité pastorale tout entière.

Ainsi, du point de vue des éleveurs interrogés, le retour et la présence du lynx boréal sont synonymes d'une réduction de leur emprise territoriale et, plus encore, d'une réduction de l'emprise symbolique et politique du monde de l'élevage. En effet, la présence des grands prédateurs incarne à leurs yeux le soutien de la collectivité nationale à une politique de conservation de la nature sauvage. Les éleveurs interrogés voient le soutien public et associatif aux grands prédateurs comme la manifestation visible du peu de cas fait à leur activité et une absence de reconnaissance voire un déni de leur contribution à la vie dans les territoires ruraux.

PASTO_VOSGES_2 : Par deux fois ils [des membres d'APN] ont été jusqu'à se mettre entre les tirs potentiels et la brigade pour sauver un loup. Jamais ils ne se sont mis à la place de l'éleveur qui a de la prédation. Jamais ils n'ont essayé de se rapprocher des éleveurs.

4.3.2 Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs de la chasse

La nature socialisée autour de la gestion des espèces classées gibier

Selon les résultats de l'enquête sociologique, corroborés par d'autres études (Stépanoff 2021; Hell 1985; Dalla Bernardina 2012), la chasse demeure l'un des derniers domaines qui permet de faire l'expérience du monde sauvage dans le monde occidental. C'est aussi aux acteurs de la chasse que revient la gestion des populations d'espèces classées comme gibier. Celle-ci s'organise autour du comptage, du suivi et de la régulation des espèces chassables. L'évolution du nombre de chasseurs en activité peut être connue à travers les demandes de validation annuelle du permis de chasse, dont les registres sont tenus par les Fédérations départementales des chasseurs et ne sont pas rassemblés dans une base nationale.

Sur le terrain vosgien, depuis 2012, la FDC du Haut-Rhin a d'abord enregistré une baisse du nombre de validations du permis de chasse, de 5272 en 2012 à 4793 en 2017, puis une légère augmentation jusqu'à la saison 2023-2024, avec 5488 validations. Sur la période 2012-2024, seulement 5 % des demandes de validation de permis ont été effectuées par des femmes et les plus de 46 ans représentent plus des deux-tiers du nombre des demandes. La tranche d'âge

qui a connu la plus forte augmentation est celle des 66-75 ans, passant de 15 % à 20 % du nombre total de pratiquants entre 2012 et 2024. La FDC des Vosges a quant à elle enregistré une forte diminution du nombre de validations, de 7016 en 2008 à 5871 en 2024, soit une baisse de 16,3 % du nombre de pratiquants entre ces deux dates. Enfin, sur le terrain jurassien, la FDC du Jura a affiché une légère baisse du nombre de validations sur les dix dernières années, passant de 7512 lors de la saison de chasse 2014-2015 à 6925 pour la saison 2023-2024, soit une diminution de 7,8 % du nombre de pratiquants.

En revanche, les chiffres issus des tableaux de chasse départementaux sur les massifs étudiés montrent une augmentation régulière du nombre de prélèvements sur les populations de grands ongulés (chevreuil, chamois et cerf élaphe) qui, selon les experts et les gestionnaires, reflètent l'accroissement général de leur abondance et parfois de leur aire de répartition (voir Figure 20).

Chaque année, des quotas de chasse sont fixés dans le cadre de plans de chasse départementaux. Obligatoires pour les proies principales du lynx boréal, ces plans de chasse fixent des maxima à ne pas dépasser et, dans certains cas, des minima à atteindre, pour chaque espèce et, dans les plans de chasse dits qualitatifs, par sexe et classe d'âge. Ils sont établis sous l'égide de la DDT, au sein de commissions départementales de la chasse et de la faune sauvage qui rassemblent les différents porteurs d'enjeux (FDC, ONF, forestiers privés, APN, etc.). Ils sont ensuite déclinés à l'échelle des unités de gestion (15 à 20 par département), qui rassemblent des détenteurs de droit de chasse (par exemple, les ACCA). Au sein du territoire cynégétique, le lot de chasse apparaît comme le référentiel autour duquel les chasseurs ordonnent les différentes espèces et construisent leur rapport à la nature.

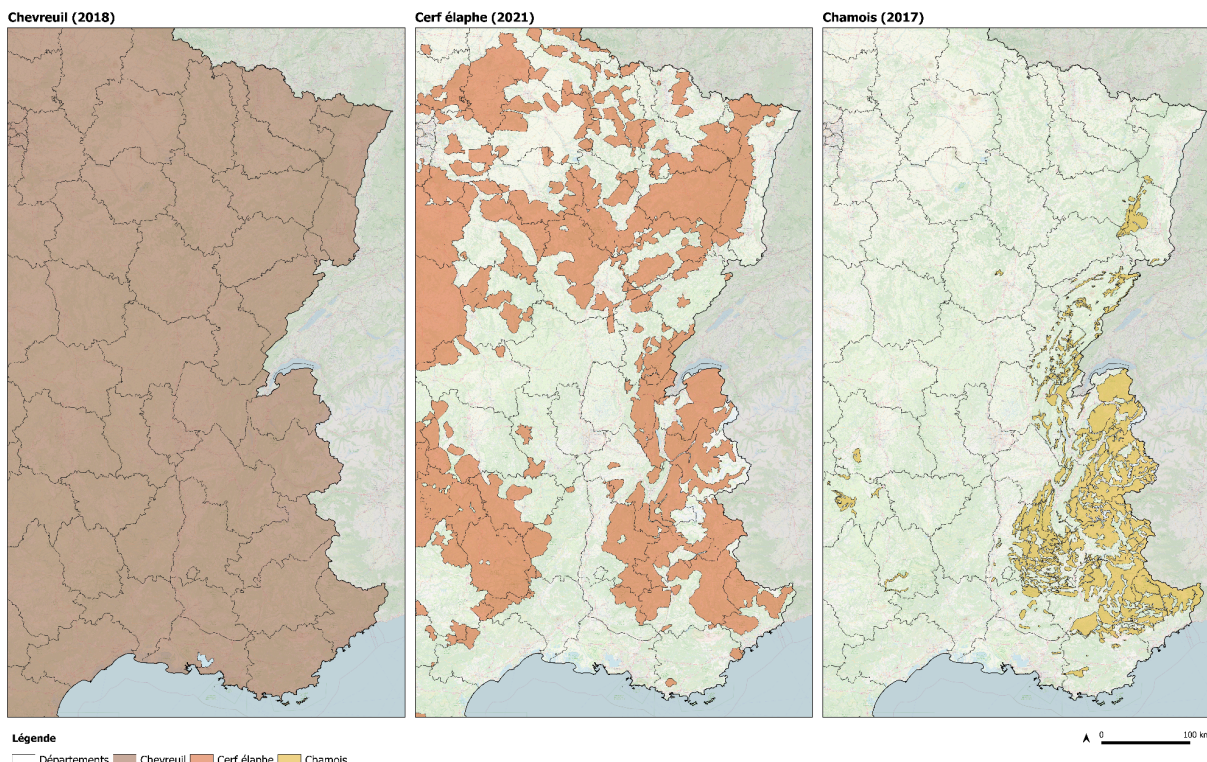
Par la pression qu'il exerce sur les populations d'ongulés sauvages et l'influence indirecte de cette pression sur la régénération de la forêt et les dégâts d'ongulés aux systèmes de production agricole, le monde de la chasse se présente comme garant des relations entre la faune sauvage et la flore, qu'il désigne en mobilisant le concept d'équilibre agro-sylvo-cynégétique¹³. Ainsi, pour certains dirigeants cynégétiques (représentants des fédérations de chasse, présidents de groupement d'intérêt cynégétique) :

CHASS_VOSGES_1 : Il faut chasser peu, mais partout. Surtout pas de réserve. Parce que si vous faites des réserves, vous chassez beaucoup autour et tous les animaux vont se concentrer dans la réserve. Et vous allez avoir des concentrations d'animaux avec des dégâts sur le milieu. Donc il faut pouvoir chasser partout.

FIGURE 20

Aire de répartition du chevreuil, du chamois et du cerf élaphe (2021)

¹³ Selon le législateur, « l'équilibre agro-sylvo-cynégétique consiste à rendre compatibles, d'une part, la présence durable d'une faune sauvage riche et variée et, d'autre part, la pérennité et la rentabilité économique des activités agricoles et sylvicoles » (art L425-4 du code de l'environnement).



Des cultures cynégétiques différenciées qui orientent la perception du lynx boréal

La fonction régulatrice trouve des déclinaisons locales que l'enquête et la littérature permettent de révéler (Hell 1985 ; Dalla Bernardina 1996, 2012 ; Christen *et al.* 2016 ; Mounet & Chanteloup 2019 ; Stépanoff 2021 ; Mathevet & Bondon 2022). En effet, alors que chez certains interlocuteurs non-chasseurs domine l'image d'un univers cynégétique homogène, les recherches citées mettent en évidence des pratiques cynégétiques fortement différenciées selon les régions et dans chacune d'elles, selon les chasseurs et le type d'animaux qu'ils chassent. Elles permettent également d'interpréter les évolutions récentes des pratiques (changement des espèces chassées, gestion cynégétique...) au sein d'un groupe social dont le nombre de membres a fortement diminué, selon les représentants de fédérations des chasseurs interrogés, et qui doit composer avec l'évolution des préoccupations écologiques et éthiques du reste de la société.

Sur le versant haut-rhinois du terrain vosgien, la chasse est régie par le droit local, ce qui constitue une particularité juridique et culturelle de l'organisation du monde cynégétique. D'inspiration germanique, la législation alsacienne fait des communes les principales dépositaires du droit de chasse sur des lots qu'elles louent par adjudication et dont les baux sont renouvelés tous les neuf ans. Dans les trois départements où le droit local s'applique (Haut-Rhin, Bas-Rhin et Moselle), ce système d'enchères tend à rendre la chasse beaucoup plus coûteuse qu'ailleurs en France et à limiter le nombre de partenaires de chasse sur chaque

lot. Traditionnellement, l'affût sur mirador et la chasse à l'approche (ou *pirsch* en dialecte alsacien) sont les modes de chasse les plus courants.

Le coût élevé des chasses en Alsace concourt à attribuer au lynx boréal l'image d'un « concurrent déloyal », selon les termes d'un informateur (CHASS_VOSGES_2). De plus, le droit local et son système d'adjudication du droit de chasse favorisent un fort sentiment d'appropriation du lot de chasse et du gibier qui s'y trouve. Une « éthique de préservation » (Hell 1985 ; Christen et al. 2016 ; Christen 2019), qui relève aussi d'enjeux économiques beaucoup plus importants qu'ailleurs, caractérise cette catégorie de chasseurs pour qui le gibier représente un patrimoine faunistique et la forêt un habitat à aménager pour et presque exclusivement pour ce patrimoine. Elle se traduit par des aménagements et des pratiques, comme l'agrainage, qui visent à fixer et entretenir le gibier au sein du lot de chasse. Dans ces conditions, un lynx boréal, dont la présence peut provoquer la dispersion des chevreuils et chamois au-delà des limites du lot de chasse, est perçu comme un perturbateur de la gestion du patrimoine faunistique.

D'après Christen *et al.* (2016) et les entretiens réalisés, ce sont essentiellement les chasseurs les plus anciens, issus de familles de chasseurs, qui se revendiquent de cette éthique cynégétique dont les valeurs sont également indissociables de l'identité alsacienne. Ces chasseurs ancrés dans une tradition cynégétique locale forte ont vécu la réintroduction de grands prédateurs dans les années 1980-90 comme une remise en question de leur rôle et de leur existence :

CHASS_VOSGES_2 : Je dis que l'ensemble de l'opération est une gabegie. C'est un lobby qui a réussi parce que l'objectif, in fine, c'est de réintroduire aussi le loup, éventuellement l'ours, pour supprimer le chasseur. Ce n'est pas dit aussi nettement, mais je crois que c'est l'objectif.

En réponse, une partie des chasseurs interrogés mobilisent la figure du protecteur du gibier ou du « premier écologiste de France » (Dalla Bernardina 1989) pour critiquer les effets indésirables supposés de la réintroduction sur les espèces chassables.

CHASS_VOSGES_3 : Que ce soit le préfet, le réseau [loup-lynx] ou d'autres organismes, n'ont jamais suffisamment réfléchi, à la capacité d'accueil d'un tel animal. Nous n'avons plus les étendues et la quiétude dont cet animal [le lynx boréal] a besoin et qui lui permettent de se reproduire durablement. Mais ces gens-là, qui sont dans des cloches de verre à Paris, ne peuvent pas comprendre ce genre de situation. Moi, j'ai assisté en direct à l'introduction des lynx d'un côté et la disparition du coq de bruyère de l'autre. Chez nous le lynx a éliminé deux tiers des chevreuils. Alors comprenez que je ne puisse pas approuver de telles démarches de la part de certains qui s'imaginent qu'ils vont réintroduire la préhistoire, mais vont obtenir le vide cynégétique.

Le lynx boréal apparaît ainsi, dans les discours de certains chasseurs, comme le représentant d'une autorité publique qui ignore et menace, volontairement ou pas, les savoirs que produit l'activité cynégétique, cette activité elle-même et les espèces qui lui sont associées.

Au contraire, d'autres acteurs du monde cynégétique, qui l'ont généralement rejoint plus récemment ou qui appartiennent également à d'autres catégories d'usagers, ont eu tendance à s'inscrire dans une « éthique de retrait » (Christen *et al.* 2016), caractérisée par une moindre intervention humaine dans la gestion du gibier et de la forêt. De leur point de vue, le lynx boréal, loin d'être un perturbateur, fait partie intégrante du milieu dans lequel évolue le chasseur et auquel il doit s'adapter. Pour eux, le programme de réintroduction du lynx boréal sur le massif vosgien et ses conditions de réalisation ne semblent pas revêtir une importance particulière, au point que certains ont même participé activement à l'organisation des lâchers :

CHASS_VOSGES_4 : Moi je défends une vision naturelle de la chasse et je suis quelqu'un qui a toujours milité pour la biodiversité. Je vois le lynx comme un élément de biodiversité.

Sur le versant occidental du terrain vosgien et sur le terrain jurassien, l'organisation de la chasse découlant du système juridique français (loi de 1844, loi Verdeille de 1964 et loi Voynet du 26 juillet 2000), les lots de chasse sont directement liés au droit de propriété. Le droit de chasse peut donc être exercé sous différents régimes, dont les associations communales de chasse agréées (ACCA), qui regroupent à l'échelle d'une commune les chasseurs et propriétaires fonciers n'ayant pas exprimé explicitement une interdiction de chasser sur leur terrain, les associations privées et civiles, ou l'adjudication. De manière générale, la présence d'ACCA, qui correspond à la situation majoritaire sur ces territoires, tend à rendre la chasse moins onéreuse et à favoriser un plus grand nombre de chasseurs sur les lots. La battue constitue alors le mode de chasse le plus répandu et les chasseurs rencontrés ont eu tendance à mettre en avant leur rôle de régulateur, au même titre que les représentants de fédération.

Ainsi, sur le terrain jurassien, même si le lynx boréal peut être qualifié « d'emmerdeur » au détour d'un entretien non enregistré (CHASS_JURA_1), l'organisation locale de la chasse favorise une meilleure acceptation de l'espèce. La prédominance de chasses collectives financièrement accessibles et, d'après certains informateurs, la focalisation d'une majorité de chasseurs sur le sanglier (*Sus scrofa*), espèce rarement prédatée par le lynx boréal (voir 2.1.4), tendent à rendre plus tolérable l'effet de sa prédation sur les populations de chevreuils et de chamois.

L'impact de la prédation du lynx boréal sur les populations d'ongulés sauvages, une préoccupation commune

L'effet de la présence du lynx boréal sur les populations d'ongulés est apparu comme une préoccupation centrale pour les administrateurs du monde cynégétique (représentants de fédération, présidents de GIC), quel que soit le terrain d'enquête. En effet, plusieurs d'entre eux ont relayé la crainte des chasseurs que la prédation du lynx boréal n'entraîne une diminution des populations d'ongulés et une difficulté accrue à réaliser les minima fixés dans les plans de chasse.

CHASS_VOSGES_5 : Le vrai problème, c'est les quotas de chasse. C'est que si vous ne réalisez pas les minimas, vous avez une amende qui va être de 1 500 € par espèce. Les espèces soumises à ce minimum vont être le cerf, le chamois, le daim et le chevreuil.

Dès lors, chez certains informateurs, l'impact économique potentiel de la présence des grands prédateurs réactive la perspective d'une levée de leur statut de protection stricte à des fins de régulation :

CHASS_VOSGES_1 : Avec ce qu'il y a comme lynx, c'est tout à fait supportable. Mais imaginez qu'il y en ait dix fois plus. Si les conséquences sont trop fortes au niveau des populations de gibier, à un moment donné, il faudra prélever.

Pour les chasseurs interrogés sur les deux terrains, les cas des destructions illégales relèvent de l'épiphénomène et sont le fait de quelques individus qui se protègent d'éventuelles sanctions financières que la présence du lynx boréal pourrait indirectement causer en les empêchant de réaliser les minimas. Ils mettent par ailleurs en avant le fait que d'autres groupes d'acteurs, notamment les éleveurs, peuvent être susceptibles de s'en prendre au lynx boréal. Les accusations de « braconnage » par des membres d'associations de protection de la nature et certains gestionnaires d'aires protégées sont dès lors perçues comme le fruit d'un sentiment anti-chasse sous-jacent visant à stigmatiser l'ensemble des chasseurs.

Pouvoir évaluer l'impact de la prédation du lynx boréal sur les populations d'ongulés sauvages relève donc d'un enjeu financier, symbolique et politique fort, quelle que soit la culture cynégétique locale. Dans cette perspective, en 2017, les fédérations départementales de chasse du Jura et de l'Ain ont initié le programme prédateurs-proies (PPP), pour améliorer la connaissance des interactions et des rétroactions entre l'activité cynégétique, la présence du lynx boréal et la dynamique des populations de chevreuils et de chamois sur le massif jurassien.

CHASS_JURA_2 : On savait très bien que ça allait faire grand bruit. On s'est dit que si la fédération départementale de chasse était seule ce serait peine perdue, que les résultats publiés ne seraient pas cautionnés parce qu'ils viennent de la fédé. Donc on s'est entourés de l'OFB, qui était très enthousiaste, mais aussi du CNRS, et on a travaillé à l'élaboration des protocoles.

Dans sa version initiale, le programme comprenait plusieurs volets, dont la capture de lynx, afin de les équiper de GPS et de suivre leurs déplacements et leurs interactions avec leurs proies. Cependant, plusieurs associations de protection de la nature et gestionnaires d'aires protégées se sont opposés à ce volet du programme.

APN_JURA_1 : On était farouchement opposés parce que c'était une étude complètement invasive. C'est-à-dire qu'on prélève jusqu'à 10 % de la population de lynx pour l'équiper de colliers sur dix ans, sans prendre en compte que l'espérance de vie d'un adulte est plutôt de l'ordre de huit ans. Ce qui veut dire que potentiellement on changeait d'individu, ce qui introduisait déjà un biais dans l'étude. Si on veut déterminer le régime alimentaire du lynx, il y

*a des méthodes non invasives comme celle qui est mise en place par la ***, en lien avec le ***, à laquelle on participe et qui nous paraît tout à fait fondée.*

Au-delà de cet argumentaire, les associations de protection de la nature ont dénoncé la supposée finalité cynégétique du PPP : en tentant de démontrer une surabondance de lynx ou un effet négatif de leur présence sur les populations de proies, le PPP aurait pour ambition de justifier une levée du statut de protection stricte du lynx boréal. Le CNPN a alors été saisi et, sous la pression des APN selon certains représentants de fédération de chasse, a mis un terme au projet de capture des lynx. En 2021, le PPP a finalement été abandonné et un nouveau programme nommé Étude chasse-ongulés-lynx en moyenne-montagne (ECOLEMM) a vu le jour et repris une partie du protocole initial à travers la capture et la pose de colliers GPS sur les populations de chevreuils et de chamois, auquel s'ajoute un protocole de suivi des activités de chasse, de la présence et densité de lynx boréal (à l'aide de pièges photographiques), ainsi qu'une étude ethnologique.

CHASS_JURA_2 : Ça fait déjà sept ans qu'on est dedans et ça a été un vrai combat. Ce qui me surprend tout le temps, parce qu'en fait c'est un dossier qui a pour vocation à apporter de la connaissance pour mieux gérer les espèces, pour faire évoluer les mentalités, ou répondre aux questionnements des gens.

Les représentants de fédérations de chasse ont vécu le rejet de la première version du PPP et les critiques et nombreux obstacles à la nouvelle mouture du programme comme une opposition idéologique des acteurs de la conservation au monde de la chasse. Ainsi, au-delà des considérations écologiques et économiques liées à l'effet supposé du lynx boréal sur les populations de gibier, la présence du prédateur semble toucher à des questions existentielles sur le devenir d'un groupe social qui estime être progressivement mis au ban de la gestion de l'équilibre agro-sylvo-cynégétique. Pour les acteurs de la chasse, le lynx boréal peut apparaître comme un moyen supplémentaire de discréditer et de marginaliser leurs pratiques, leurs savoirs et, de manière générale, leur manière de vivre la nature.

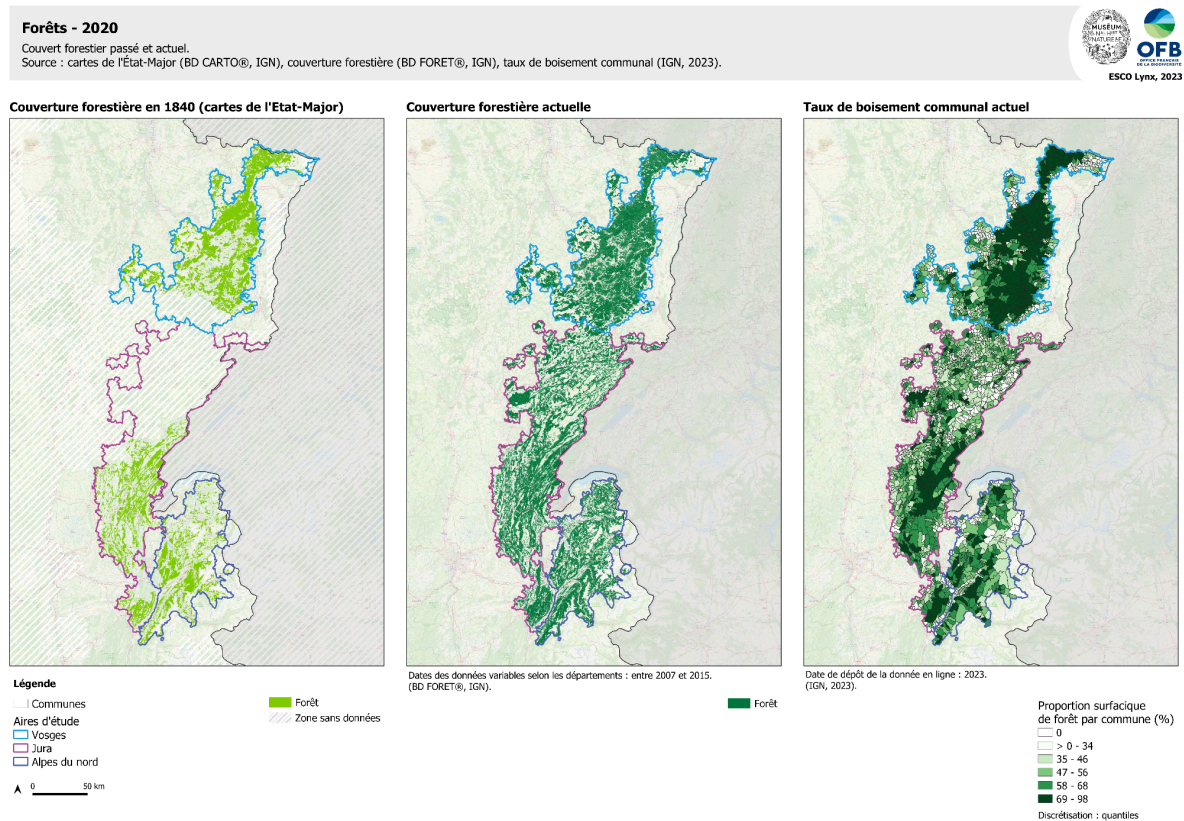
4.3.3. Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs sylvicoles

La nature comme support de la production sylvicole

La caractérisation des territoires a souligné l'augmentation importante de la surface forestière depuis le XIX^{ème} siècle, et l'activité sylvicole, en forêt privée comme en forêt publique, est un des piliers de l'économie au sein des aires de présence du lynx boréal (voir Figure 21 et Annexe 10). Les forestiers interrogés ont prôné une vision productiviste de la forêt en plaçant sa gestion durable au cœur de leurs préoccupations. Ils ont en effet eu tendance à se présenter comme des jardiniers de la forêt, s'opposant à la fois à l'idée d'une forêt en libre évolution défendue par certains acteurs de la conservation, et aux logiques de rentabilité pures qui consistent à voir la forêt uniquement en termes de capital de bois à exploiter.

FIGURE 21

Évolution de la couverture forestière entre 1840 et 2020



Visible sous la forme d'une mosaïque colorée sur les cartes des plans d'aménagement, qualifiés par un informateur de « bible du forestier » (FOREST_VOSGES_1), l'organisation des massifs forestiers se fait selon la composition des peuplements et les modalités de leur gestion.

FOREST_VOSGES_1 : En orange, c'est du hêtre. Toute la bande verte, là, logiquement c'est de la hêtraie sapinière. C'est le peuplement le plus présent en Europe et dans Natura 2000 c'est un groupement d'intérêt communautaire parce qu'il y en a jusqu'en Roumanie. Et là, les jaunes, c'est de l'épicéa qu'il a fallu planter. Et le rouge, c'est du douglas.

Dans les forêts soumises au régime forestier, l'agent de l'ONF suit et documente l'évolution des peuplements dans les secteurs placés sous sa responsabilité. Il vit ainsi au rythme de la régénération, de la croissance et des coupes des peuplements d'arbres qu'il connaît parfois au point de les individualiser. Un informateur a souligné la temporalité particulière associée à son travail :

FOREST_JURA_1 : Moi, en tant que forestier, je suis sur une autre planète. Je raisonne sur un siècle, je suis hors norme. C'est un peu le problème du forestier, qui a une vision qui est propre à son métier, qui est complètement en décalage avec le reste de la population.

Le lynx boréal comme allié pour la gestion durable des ressources sylvicoles

Pour les forestiers interrogés sur les deux terrains, la présence du lynx boréal constitue un moyen de lutter contre l'abrutissement des jeunes pousses par les ongulés sauvages et est perçue au prisme de la capacité de régénération naturelle de la forêt :

FOREST_VOSGES_1 : Donc on a une forêt qui est ruinée niveau régénération à cause des ongulés. C'est pour ça que le lynx pourrait nous aider. Mais dès qu'il y a un lynx dans le secteur, ça fait l'affolement des chasseurs.

L'espèce est dès lors considérée comme une alliée dans la gestion sylvicole en complémentarité avec le loup gris :

FOREST_VOSGES_2 : Nous, le gros souci d'abrutissement qu'on a est dû à la présence de cerfs. Le lynx va peut-être s'attaquer au daguet, mais à lui seul il ne peut pas réguler une population de cerfs qui s'est émancipée depuis une quinzaine d'années. Et c'est pour ça que l'arrivée du loup est une bonne chose pour pouvoir disperser les hardes.

Dans cette perspective, les réintroductions de prédateurs sont envisagées comme un moyen supplémentaire de réguler l'impact des ongulés sauvages sur la régénération de la forêt, et d'assurer le développement durable et la productivité de cette dernière. Certains des informateurs interrogés avaient d'ailleurs participé activement au programme vosgien de réintroduction du lynx boréal :

FOREST_VOSGES_2 : J'étais jeune forestier et X, qui dépendait du ministère de l'environnement, savait que je connaissais bien Y à Ljubljana. Donc on est allés là-bas ensemble pour voir si la Yougoslavie pouvait fournir des lynx à la France en contrepartie de colliers émetteurs.

De leur point de vue, malgré une forte occupation humaine du massif, les conditions écologiques étaient réunies pour que le programme soit une réussite. Les forêts slovènes « beaucoup plus pénétrées par le monde rural » (FOREST_VOSGES_2) sont notamment mises en avant comme un exemple de coexistence plus apaisée avec les grands prédateurs, en particulier l'ours brun. Les erreurs soulignées dans la mise en œuvre des réintroductions vosgiennes (Vourc'h 1990) sont surtout attribuées à la fois à un « excès de zèle » des quelques militants naturalistes à l'initiative du projet et à un cloisonnement institutionnel.

Sur le massif jurassien, les entretiens réalisés n'ont pas permis d'évaluer l'effet des conditions du retour du lynx boréal sur le massif comme un élément structurant sa perception par les forestiers. Les informateurs s'en sont tenus à mettre en avant le rôle du lynx boréal dans le maintien de l'équilibre agro-sylvo-cynégétique dans les forêts gérées par l'ONF et à pointer les limites de la gestion cynégétique des populations de grands ongulés.

L'équilibre sylvo-cynégétique au cœur des controverses avec le monde de la chasse

L'existence de tensions entre les gestionnaires des forêts publiques et le monde de la chasse autour de la notion d'équilibre sylvo-cynégétique ne sont pas nouvelles. Christen *et al.* (2016) en situent l'origine au début des années 2010 et au changement stratégique de la gestion des

forêts, qui doit aujourd'hui répondre à un double objectif d'écologisation et de production guidé par la mise en place des normes législatives du développement durable. Les agents de l'ONF tiennent les chasseurs pour les premiers responsables des dégâts des ongulés sur la forêt en raison de leur rôle de régulateur de ces espèces. Cette attente de régulation des populations d'ongulés sauvages par la chasse reste largement palpable dans les discours des forestiers interrogés sur les deux terrains d'enquête :

FOREST_JURA_1 : On a des chasseurs et une fédération qui ont plutôt intérêt à bien laisser se développer ces populations pour que ça fasse des petits comme sur un compte en banque. Mais il faut qu'on ait des résultats à la hauteur de ce qu'on attend et qu'on ne se fasse pas envahir.

En réponse aux arguments des représentants d'une institution publique qui n'hésitent pas à promouvoir une augmentation généralisée des plans de chasse, les chasseurs interrogés mettent quant à eux en avant ce qu'ils qualifient d'« obsession productiviste » (CHASS_VOSES_4) des gestionnaires de la forêt. Les forestiers interrogés ont contesté l'idée selon laquelle le lynx boréal provoquerait un effondrement des populations d'ongulés sauvages et créerait un « désert cynégétique » (FOREST_JURA_1). En revanche, ils considèrent que le prédateur perturbe les habitudes cynégétiques en participant à la mise en mouvement des populations d'ongulés sauvages :

FOREST_VOSES_2 : C'est pour ça que les chasseurs gueulent après le lynx, parce que pour eux il n'y a plus de chevreuils et de chamois. Alors que non, des populations de chevreuils il y en a. Elles se sont juste un peu déplacées.

Tout en le relativisant, les forestiers interrogés voient dans le positionnement du monde de la chasse à l'égard du lynx boréal une rhétorique écologique au service d'une position politique. Sur le massif vosgien notamment, le programme de réintroduction est présenté comme la première cause du contentieux. Sur le massif jurassien, malgré le coût plus abordable des chasses, les forestiers interrogés ont mis en avant l'argument économique pour expliquer les oppositions de certains chasseurs et surtout de leurs dirigeants à la présence du lynx boréal :

FOREST_JURA_1 : Il y a différentes manières de voir la chose : soit on fait de la forêt, soit on fait de la viande. Certains départements, comme le Cantal, ont fait le choix de plus miser sur les revenus de la chasse que sur les produits et les revenus de la forêt. Ce n'est pas la même entrée et politiquement on ne va pas dans la même direction. Après, normalement, la forêt est en capacité de faire plein de choses, de la production, de la récréation, de l'environnemental avec la protection de la biodiversité et la lutte contre le réchauffement climatique.

Du point de vue des agents de l'ONF interrogés, c'est donc une concurrence avec le monde de la chasse sur la finalité de la gestion des massifs forestiers que la présence du lynx boréal met en jeu. Dans ce rapport de force, ils regrettent autant le manque d'implication des élus locaux face à ce qu'ils considèrent comme une mainmise du monde cynégétique sur la gestion des populations de grands ongulés, que la diminution des effectifs de l'ONF au service d'une vision essentiellement économique de l'activité sylvicole :

FOREST_JURA_1 : On serait en forêt domaniale, on aurait les coudées franches. En forêt communale, il faut que le propriétaire s'implique un peu plus. Mais avec des électeurs qui ont une grande famille, c'est un dossier sensible et donc les élus n'ont jamais mis le nez dans la chasse.

4.3.4. Le lynx boréal et les manières de vivre la nature des acteurs de la conservation

La nature comme entité plus ou moins perméable aux activités humaines

Les manières de vivre la nature des acteurs de la conservation sont venues s'ajouter plus tardivement à celles des autres acteurs et renvoient elles aussi à des éthiques spécifiques. Dans leur cas, la nature est appréhendée en termes d'écosystème, de biotope, d'habitats favorables ou défavorables pour certaines espèces animales et végétales sauvages, autant d'éléments qui relèvent d'un intérêt collectif et d'un bien commun dans la mesure où ils contribuent à la diversité du vivant.

Les acteurs de la conservation opèrent dans le territoire une distinction entre les zones où les activités humaines exercent de fortes pressions et celles où la nature peut et doit reprendre ses droits en raison de sa valeur biologique, esthétique ou patrimoniale. Pour certains informateurs, la forêt, si possible en libre évolution (Barthod *et al.* 2022), apparaît comme l'expression paradigmatique de la nature à conserver :

GAP_VOSGES_1 : On a la chance d'avoir une grande partie de notre patrimoine forestier en réserve intégrale avec des forêts qui n'ont sans doute jamais été exploitées ou très peu. Alors souvent le premier truc que je dis en tant que gestionnaire de réserve, c'est que je laisse la forêt évoluer librement. Et puis dans les révisions des plans de gestion, on se dit que ce serait bien si la totalité de notre réserve était en réserve intégrale. Quoique ça on s'en doute, c'est utopique, mais après si on ne fait pas ça dans les réserves, où est-ce qu'on le fait ?

Contrairement aux modalités coloniales ou néocoloniales de l'instauration de certaines aires protégées comme des « forteresses » (Robbins 2007) qui ont pu conduire à l'exclusion de populations autochtones (Blanc 2020), le principe fondamental de la politique française actuelle est celui d'une gestion multifonctionnelle des territoires. Les agents de l'OFB et les gestionnaires d'aires protégées en sont parmi les premiers dépositaires. Les membres et représentants des associations de protection de la nature (APN) constituent un autre type d'acteurs de la conservation, qui militent pour défendre leur manière de vivre la nature et l'éthique qui y est associée.

Sur les deux terrains d'enquête, cette manière de vivre la nature se concrétise physiquement et administrativement à travers l'existence de deux parcs naturels régionaux : celui des Ballons des Vosges et celui du Haut-Jura, qui englobent tous deux des réseaux de réserves naturelles et de zones Natura 2000 à l'intérieur et autour desquelles les activités humaines se déploient (voir Figure 22). Les parcs naturels régionaux ont pour vocation d'asseoir un développement

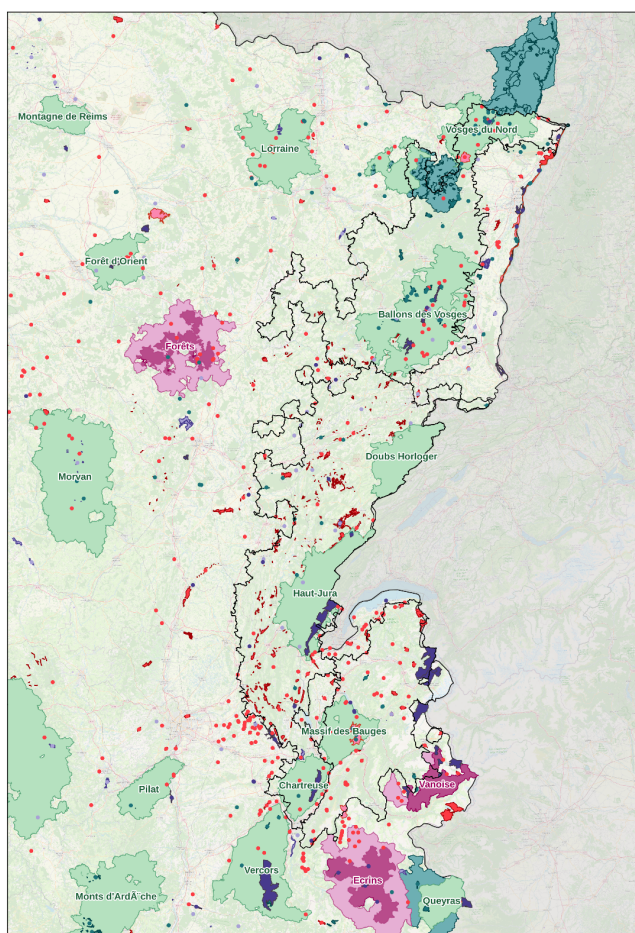
économique et social du territoire, tout en préservant et valorisant le patrimoine naturel, culturel et paysager. Ainsi les activités humaines sont selon les lieux et les conceptions de la conservation tantôt exclues ou contraintes, tantôt favorisées. Les activités pastorales peuvent notamment être mobilisées pour maintenir certains habitats ouverts favorables à des espèces animales ou végétales inféodées à ces habitats (Barnaud & Couix 2020). La volonté de concilier une diversité d'usages et d'objectifs (conservation de la nature et développement économique) se traduit aussi par un aménagement de l'espace rural orienté par les activités de loisir et d'observation de la nature, dont le balisage des sentiers de randonnée, des pistes de VTT et les panneaux pédagogiques sur les espèces animales et végétales matérialisent les contours.

FIGURE 22

Carte des aires protégées en France métropolitaine en 2020

Aires protégées - 2020

Cartographie issue de la collaboration entre l'Office français de la biodiversité (OFB), l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) et le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN).
Source : INPN, 2023.



Légende

□ Aires d'étude relatives au lynx boréal

Aires protégées

- Parcs nationaux
- Parcs nationaux - Aire d'adhésion et adjacentes
- Réserves naturelles nationales
- Réserves de chasse et de faune sauvage
- Parcs naturels régionaux
- Réserves naturelles régionales
- Réserves biologiques
- Réserve de biosphère
- Arrêtés de protection de biotope

▲ 0 50 km

Dates des données :

- Parcs nationaux (2023)
- Parcs naturels régionaux (2023)
- Réserves naturelles nationales (2023)
- Réserves naturelles régionales (2022)
- Réserves nationales de chasse et faune sauvage (2023)
- Réserves biologiques (2020)
- Réserves de biosphère (2022)
- Aires de protection de biotope (2023)

Le lynx boréal comme élément remarqué de la biodiversité

Certains acteurs de la conservation ont mis en avant les qualités esthétiques du lynx boréal comme un argument pour justifier sa conservation :

APN_VOSGES_1 : Une fois un journaliste me demandait, mais pourquoi le lynx ? Parce que je le trouve beau. Le fait de vivre dans un pays où il y a du lynx, je trouve que ça donne une certaine naturalité au paysage. Et le retour du sauvage, c'est cette passion. C'est le fait de savoir qu'un jour il va peut-être passer là, il va pisser contre le piège [photographique] et tu vas sentir l'urine trois jours après. Je n'ai pas besoin de le voir. Voir sans être vu, ça me va.

Toutefois, les acteurs de la conservation insistent avant tout sur la contribution du lynx boréal au fonctionnement et à la dynamique des écosystèmes, notamment par le biais de sa prédation sur les ongulés sauvages et les mésoprédateurs (blaireaux, martres, renards) :

GAP_JURA_1 : En fait, le lynx a plein de proies secondaires qu'on ignore complètement : les mulots, les blaireaux, les chats, les renards, le chat forestier. Toutes ces proies secondaires sont incorporées dans son régime alimentaire par opportunisme.

Au même titre que celle du loup gris ou de l'ours brun, la présence du lynx boréal est considérée comme un des rouages essentiels du fonctionnement des écosystèmes et, à ce titre, présentée comme un marqueur de la « naturalité du paysage » (APN_VOSGES_1). Les réintroductions de grands prédateurs sont alors vues comme un levier de restauration du fonctionnement normal des écosystèmes. En ce sens, tous les acteurs de la conservation interrogés avaient connaissance des conditions du retour du lynx boréal sur les deux massifs considérés et plusieurs d'entre eux avaient participé activement aux transferts et aux lâchers des animaux réintroduits sur le massif vosgien. Même s'ils relèvent des erreurs dans la préparation et le suivi des réintroductions, en particulier lorsqu'ils doivent composer avec les conséquences de ces erreurs, ils présentent la décision du ministère de l'environnement de l'époque comme un acte de courage politique resté inachevé. Un gestionnaire d'aire protégée est revenu sur la réintroduction du lynx boréal dans le massif vosgien dans les termes suivants :

GAP_VOSGES_2 : À l'époque, c'est la ministre qui a décidé contre l'avis du préfet. Et ça, les chasseurs haut-rhinois ne l'ont jamais digéré. Évidemment ça s'est répandu et les Bas-Rhinois pensaient la même chose. Même si à un moment donné leur président était beaucoup plus ouvert. Mais bon, quand tu es président, si tu sens que ta base est sourdement contre, tu ne vas pas risquer ton mandat sur une chose comme ça.

Par comparaison, les membres d'APN interrogés ont perçu le choix des institutions françaises d'assurer la communication autour des réintroductions de lynx boréal en Allemagne sans s'impliquer plus activement dans le programme Life Rhénanie-Palatinat comme un geste d'apaisement en faveur du monde de la chasse. Ils soulignent que ce geste est allé à l'encontre de la conservation de l'espèce sur le massif vosgien, mesurée sur la base d'une série d'indicateurs. En effet, les acteurs de la conservation s'appuient sur différents dispositifs de suivi de la population de lynx boréal pour évaluer sa dynamique démographique, son aire de répartition et son état de conservation.

ENCADRÉ 6

Le suivi scientifique officiel du lynx boréal : Réseau Loup-lynx

Différentes méthodes de suivi du lynx boréal peuvent être mises en place afin d'évaluer la répartition de l'espèce, la taille des populations et leurs dynamiques démographiques, génétiques, ainsi que la santé des individus (Fondation Kora 2021).

Depuis la création du Réseau Lynx en 1989 et sa fusion avec le Réseau Loup en 1999 pour former le Réseau Loup-lynx, l'OFB centralise et examine à l'échelle régionale et nationale les observations effectuées par les correspondants de ce réseau multipartenaires qui combine entre autres agents de l'État, naturalistes, éleveurs, chasseurs, particuliers, professionnels du tourisme, tous formés au préalable à l'identification des prédateurs. À ce

titre, le Réseau Loup-lynx constitue la voix officielle de l'État pour communiquer sur l'état de conservation du lynx boréal évalué à partir d'indicateurs. Le premier degré du suivi de l'espèce en France se fait au niveau national et sur la base de la collecte opportuniste d'indices de présence (observations directes, photographies, proies, empreintes) compilées et validées par le Réseau Loup-lynx. Les indices retenus sont rapportés sur le maillage de 10 km x 10 km de l'Agence Européenne de l'Environnement et permettent de caractériser l'aire de présence. Ce maillage est utilisé pour plusieurs indicateurs internationaux : Natura 2000, Directive Habitats-Faune-Flore, SCALP (*Status and Conservation of the Alpine Lynx Population*). La présence est considérée comme régulière si au moins deux indices sont retenus pour une maille au cours des deux biennales chevauchantes qui précèdent l'année de l'estimation, comme occasionnelle s'il y a moins de deux indices retenus (voir méthode détaillée dans le Bulletin Lynx du Réseau n°18, 2013).

Le suivi de l'évolution des aires de présence régulières et occasionnelles est aujourd'hui l'indicateur de référence mis en place au niveau national, préféré aux estimations d'effectifs comme mesure de l'état de conservation des populations et l'utilisation de ces modèles de distribution sont de plus en plus employés par les programmes de suivi des grands prédateurs à grande échelle (Duchamp *et al.* 2019). Cette méthode permet une évaluation sur un intervalle de temps relativement court (annuel) sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce et représente un bon indicateur lié au processus de colonisation spatiale, pertinent pour une espèce territoriale. La situation démographique peut ainsi être représentée en évaluant la façon dont l'espace est occupé ou non par l'espèce (Holt *et al.* 2002; Gatti 2022). Cette méthode est d'autant plus pertinente avec le lynx boréal que ses capacités de dispersion à longue distance et de colonisation sont plus limitées que chez d'autres espèces telles que le loup gris (Gatti 2022).

Le second niveau de suivi, sans pour autant constituer un indicateur annuel national, consiste en la mise en place de protocoles ponctuels pour estimer la variabilité de densités locales (Gimenez *et al.* 2019) sur la base de l'identification individuelle à partir des motifs du pelage et l'application de modèles mathématiques de capture-recapture. L'identification individuelle est par ailleurs utilisée pour documenter des mouvements inter-massifs ainsi que, au cas par cas, comme outil d'animation du Réseau Loup-lynx au niveau local. Dans le massif vosgien notamment, les très faibles effectifs du lynx boréal et le fait que la majorité des individus ont été réintroduits ou sont issus des premières reproductions d'animaux relâchés dans le cadre du programme Life Rhénanie-Palatinat donnent lieu à un suivi individualisé des animaux sur l'ensemble de la chaîne montagneuse : les animaux sont nommés et équipés d'un collier GPS qui émet pendant environ une année s'ils ont été réintroduits, et leur territoire d'activité est généralement bien identifié par les pisteurs et les correspondants du Réseau Loup-lynx.

Au suivi officiel effectué par le Réseau Loup-lynx (voir Encadré 6) s'ajoutent ceux d'associations de protection de la nature qui disposent parfois de leurs propres dispositifs de suivi qu'ils mobilisent dans le cadre de partenariat avec le Réseau Loup-lynx, ou de manière indépendante. Les pièges photographiques, qui ont connu une large diffusion au-delà de la sphère scientifique et des programmes de conservation de la nature, ont constitué un véritable tournant en termes d'intensité et de finesse du suivi de l'espèce. Un grand nombre de pièges photographiques sont aujourd'hui déployés sur les différents massifs où le lynx boréal est présent, auquel s'ajoutent les pratiques individuelles et/ou collectives de pistage et d'affût nécessaires pour provoquer une rencontre, ou obtenir des images d'un animal.

Sur le massif jurassien notamment, la multiplication des pièges photographiques favorise l'émergence d'une forme de tourisme visuel autour du lynx boréal conduisant à sa patrimonialisation (Micoud 2000). De nombreux informateurs ont mis l'espèce en avant comme marqueur d'une identité territoriale jurassienne et plusieurs associations dans l'Ain et le Jura en ont fait leur emblème, que l'espèce et sa conservation soient ou non au cœur de leur activité¹⁴. Sans doute liées à l'histoire de la présence de l'espèce dans la région, les photographies de lynx boréal dans de nombreux restaurants et lieux touristiques ou encore la statue de lynx au pied des cascades du Hérisson sont autant de signes de sa patrimonialisation sur le massif jurassien. Par ailleurs, sa mise en logo et l'utilisation de son image à des fins commerciales traduisent une valorisation économique de la conservation de l'espèce (Lorimer 2015; Mathevet & Bechet 2020) (ex : baume du lynx et absinthe du lynx dont une partie des bénéfices est reversée à une APN). Sur le massif vosgien où le lynx boréal est nettement moins présent, plusieurs gestionnaires d'aires protégées ont tout de même souligné le fait qu'il faisait partie de la première charte du PNR des Ballons des Vosges et l'ont considéré comme un symbole fort, associé à la forêt vosgienne, au même titre que le grand tétras.

La multiplication des dispositifs de suivi, combinée aux moyens de communication contemporains, tend à générer une concentration de la fréquentation autour de certains lieux « *connus pour avoir du lynx* » selon les dires d'un photographe animalier, ou lorsqu'une nouvelle image est publiée sur les réseaux sociaux. En outre, selon certains agents de l'OFB et gestionnaires d'aires protégées, la présence de l'espèce sur les réseaux sociaux donne l'impression qu'elle est omniprésente sur le terrain et a pour conséquence de réactualiser les discours de chasseurs au sujet de son impact sur les populations de grands ongulés.

Surtout, certains acteurs, notamment des membres d'APN, développent leurs propres indicateurs de l'état de conservation de l'espèce. Sur le massif jurassien par exemple, un informateur a utilisé le nombre de cas de mortalité par collisions routières (voir Figures 14 & 15) pour argumenter en faveur d'une diminution des effectifs de la population. Un autre

¹⁴ Un membre d'APN a notamment fait remarquer que la gendarmerie de Culoz arbore un lynx sur son écusson.

informateur s'est appuyé sur les signalements de lynx orphelins ou en détresse pour estimer le nombre de cas de braconnage :

APN_JURA_1 : Parce qu'on sait que toutes les collisions sont documentées, quand une fratrie de jeunes apparaît en difficulté à proximité des villages sans aucune raison particulière et que la femelle n'est plus visible, on est en droit de se poser des questions. Et sur ces bases-là, on a estimé à minima 32 cas de braconnage depuis le début des années 2000, pendant que l'OFB n'en comptabilise que huit sur la même période.

En réponse à la sous-estimation supposée des cas de braconnage, des APN ont organisé des réseaux de sentinelles pour faire remonter les signalements qui échapperaient au réseau loup-lynx. Sur le massif jurassien, une APN locale a notamment créé le « #balancetonbraco » pour référencer les discussions et publications à ce sujet sur les réseaux sociaux. Certaines d'entre elles invitent ouvertement à rompre « l'omerta » en dénonçant tout acte de « braconnage » et rappellent l'existence de récompenses financières pour toute information permettant d'identifier les responsables des destructions illégales de lynx boréal. Plusieurs informateurs ont critiqué la requalification des actes de braconnage en actes de destruction illégale, qui a selon eux pour effet de diluer la responsabilité du monde de la chasse face à ce qu'ils estiment être une problématique principalement interne au milieu cynégétique.

Tout en partageant ce point de vue et en considérant le braconnage comme un frein significatif à la viabilité à long terme du lynx boréal sur le massif jurassien, les gestionnaires d'aires protégées interrogés ont également pointé « l'obsession » de certains membres d'APN pour la problématique du braconnage qu'ils perçoivent comme contre-productive et source de conflits supplémentaires.

Développer leurs propres indicateurs de conservation de l'espèce permet à des membres d'APN et à certains gestionnaires d'aires protégées de critiquer les services de l'État et plus particulièrement l'OFB pour leur inefficacité ou leur inaction. Il semble ainsi que, pour ces acteurs, l'OFB soit un protagoniste comme un autre, plutôt qu'une autorité incontestée. Ils interprètent l'absence de discussion sur un renforcement de population dans les groupes de travail du PRA et du PNA comme un acte de complaisance envers les dirigeants cynégétiques au détriment de l'objectif principal de conservation du lynx boréal.

Certains membres d'APN interrogés ont exprimé la crainte que ces groupes de travail conduisent à promouvoir la régulation du lynx boréal, ou du moins la généralisation des tirs ou des prélèvements dérogatoires comme pour le loup gris, au motif que le félin représenterait un danger pour les populations d'espèces chassables.

APN_JURA_1 : On s'est rendu compte que la stratégie des fédérations de chasseurs du Doubs et du Jura était de flatter leurs extrêmes, notamment les anti lynx, en faisant voter à main levée en assemblée générale [de FDC] pour la régulation du lynx et en invitant leurs adhérents à signaler toutes les observations de lynx afin de démontrer que cette espèce est surabondante et impacte l'agriculture, l'élevage et les espèces gibier.

Dans l'esprit des acteurs de la conservation interrogés, le principal obstacle à la présence du félin provient donc essentiellement du monde de la chasse auxquels ils reprochent soit une méconnaissance de l'écologie des prédateurs, soit une instrumentalisation politique de l'effet supposé de la prédation du lynx boréal sur les espèces chassables.

OFB_JURA_1 : Il y a une méconnaissance des espèces globalement. Et on oublie qu'il y a eu une époque, où ils ont vachement augmenté les plans de chasse pour faire baisser la population. Mais ça, localement, les chasseurs n'ont jamais intégré que les plans de chasse avaient augmenté. Et donc quand les populations ont baissé, pour eux c'est à cause du lynx.

Pour les acteurs de la conservation aussi, la présence du lynx boréal relève d'un enjeu politique et éthique qui dépasse le rôle de l'espèce dans le fonctionnement des écosystèmes. Elle symbolise la réussite d'actions en faveur d'une nature pensée pour elle-même, au sein de laquelle l'emprise humaine, lorsqu'elle est tolérée, doit être mise au service du fonctionnement « naturel » des écosystèmes et non l'inverse.

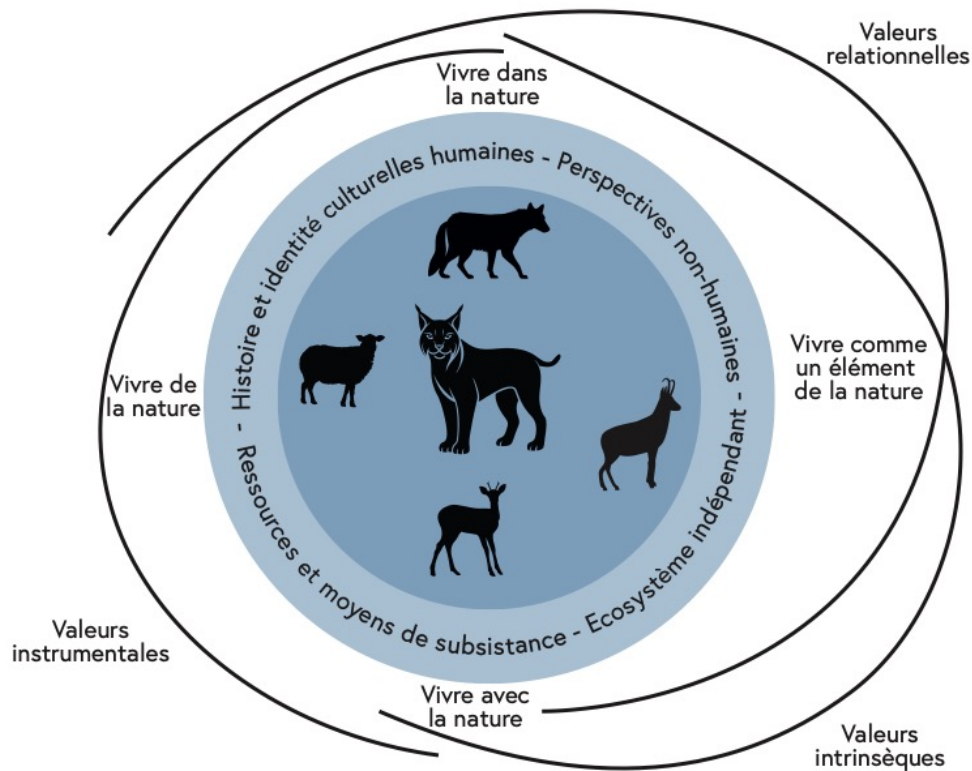
GAP_JURA_1 : Pour lui [un président de FDC], l'homme maîtrise tout et doit gérer, doit influencer et se sert comme il veut. Moi c'est pas du tout ma vision. Mais je respecte. Et puis à nous de faire en sorte que ce soit notre vision qui l'emporte.

4.3.5. Convergences, divergences et dynamiques

L'enquête de terrain réalisée dans les massifs vosgien et jurassien s'est focalisée sur des groupes d'acteurs pour lesquels la nature et le lynx boréal comptent fortement dans leur manière d'investir ces territoires, et qui ont une capacité particulière à influencer la viabilité de l'espèce (voir 3.2.2). En s'inspirant du cadre conceptuel sur les manières de vivre la nature (O'Connor & Kenter 2019 ; IPBES 2022 ; Kenter & O'Connor 2022), elle a permis de mettre en évidence la coexistence de quatre grandes manières de vivre la nature et ses conséquences pour la capacité des différents groupes d'acteurs à vivre avec le lynx boréal (voir Figure 23).

FIGURE 23

Manières de vivre la nature et avec le lynx boréal. Adapté de O'Connor et Kenter (2019).



L'une d'elles, « vivre *dans* la nature », se retrouve chez l'ensemble des acteurs. En effet, tous utilisent leurs liens à la nature pour distinguer des lieux auxquels ils tiennent particulièrement et se situer, en tant qu'individus et membres d'un groupe d'acteurs, dans une histoire longue du territoire et de la place qu'ils y occupent. Les récits recueillis auprès d'acteurs de l'élevage et, dans une moindre mesure, de la chasse, sont fortement marqués par le spectre du déclin de leur influence au sein des territoires et par un sentiment de marginalisation. Pour certains d'entre eux, la présence des grands prédateurs, quoique celle du lynx boréal dans une bien moindre mesure que celle du loup gris, incarne ce déclin et est susceptible de déclencher une réaction d'indignation, voire de rejet de l'espèce et des politiques de conservation associées.

Les autres manières de vivre la nature se retrouvent davantage dans certains groupes d'acteurs que dans d'autres. Celle dite « Vivre *de* la nature » est notamment présente chez les acteurs du monde de l'élevage et les acteurs sylvicoles, qui considèrent la nature comme une ressource à exploiter selon des modalités au demeurant très variables. Celle dite « Vivre *avec* la nature » a été fortement exprimée par les acteurs de la conservation, qui insistent sur l'antériorité et l'autonomie de la nature et qui présentent souvent l'espèce humaine comme une espèce non seulement particulièrement tardive de l'évolution, au sens darwinien, mais aussi particulièrement perturbatrice voire invasive. Elle est aussi présente, dans une certaine mesure, chez les acteurs sylvicoles, mais l'espèce humaine y est plus rarement vue de manière négative. Enfin, celle dite « Vivre *comme* un élément de la nature » apparaît comme une catégorie importante à la fois pour les acteurs de la conservation et pour les acteurs de la

chasse, qui ont en commun le goût de l'observation naturaliste et une capacité, évidemment variable selon les personnes, à se mettre à la place des animaux pour les repérer et les suivre. Elle peut aussi être présente chez les acteurs de l'élevage et les acteurs sylvicoles mais est moins souvent activée par le lynx boréal dans les discours de ces acteurs.

Ainsi, l'enquête montre l'existence de divergences importantes dans les manières de vivre la nature des différents groupes d'acteurs interrogés et que la présence du lynx boréal active. Ces divergences éclairent les tensions qui apparaissent dans certains contextes, comme des épisodes de forte prédation sur des troupeaux domestiques ou de fort impact de la prédation, réel ou perçu, sur les populations d'ongulés sauvages. L'enquête a aussi mis en évidence l'existence de divergences en termes de façon de vivre la nature au sein de chacun des groupes d'acteurs, qu'une étude ethnographique plus approfondie permettrait certainement de mieux comprendre.

L'approche en termes de manières de vivre la nature a aussi permis de mettre au jour l'existence de convergences entre les groupes d'acteurs, dont les informateurs ne sont pas nécessairement conscients et qu'en tout cas ils ne soulignent pas. Dans les discours de tous les acteurs interrogés, le lynx boréal active une manière de vivre *dans* la nature, même si elle se traduit par l'élaboration de récits et la distinction de lieux très différents selon les groupes d'acteurs, et une manière de vivre *comme un élément de* la nature à la fois chez les acteurs de la conservation et les acteurs cynégétiques. Ces convergences souvent invisibilisées sont importantes et constituent un levier potentiel pour engager des échanges constructifs entre les groupes d'acteurs. Les données de l'enquête suggèrent que les manières de vivre la nature qu'active le lynx boréal ne sont pas figées et peuvent changer dans le temps et influencer de manière positive ou négative la perception du lynx boréal. L'appartenance de certaines personnes à plusieurs groupes d'acteurs favorise leur capacité à comprendre une diversité de manières de vivre la nature et à jouer un rôle de médiateur en cas de tension. Le lynx boréal active également un répertoire de manières de vivre la nature particulièrement riche chez certains informateurs de l'enquête qui circulent entre les groupes d'acteurs. La porosité entre ces groupes d'acteurs apparaît ainsi comme un facteur favorable de la compréhension mutuelle de ce qu'implique la présence du lynx boréal dans les manières de vivre la nature et de négocier sa place dans des territoires investis par une pluralité d'acteurs.

4.4. Synthèse des résultats de l'enquête

Afin de rassembler les principaux résultats de l'enquête, ceux-ci sont présentés dans le tableau 13 en fonction des hypothèses de travail initiales (voir 3.2) et des terrains d'enquête vosgien et jurassien.

TABLEAU 13

Présentation des principaux résultats de l'enquête

Hypothèses	Terrain vosgien	Terrain jurassien
<p>Les conflits liés au lynx boréal sont influencés par les programmes de réintroduction et leurs conditions de réalisation</p>	<p>Malgré un contexte social initial favorable et une perception globalement positive du lynx boréal, les conditions de réalisation des premiers lâchers d'animaux (1983) et les suites qui leur ont été données continuent d'avoir des effets négatifs sur les relations contemporaines d'une partie des informateurs avec le lynx boréal.</p> <p>L'enquête a en particulier mis en évidence l'existence d'un sentiment d'injustice et de marginalisation chez une partie des chasseurs, de controverses sur le lynx boréal (effectifs, origine, comportement) et d'un climat de défiance envers les programmes de conservation ultérieurs et un éventuel programme de renforcement sur le massif.</p>	<p>Les conditions de réalisation des réintroductions en Suisse (1972-1975), pour certaines en dehors de tout cadre officiel, a d'abord permis à l'espèce de s'établir très discrètement en France et peu d'informateurs connaissent les conditions exactes de son retour sur le massif.</p> <p>Les conditions de ce retour ont toutefois eu des effets négatifs en termes de communication et d'adaptation à la présence d'un grand prédateur. En particulier, les dommages initiaux à des exploitations ovines ont influencé de manière négative la perception du lynx boréal avant la mise en place rapide de mesures (prévention de la prédation et destruction de lynx ayant commis des attaques à répétition sur des troupeaux domestiques).</p>
<p>La présence du lynx boréal crée plus de conflits dans des secteurs où l'enjeu financier de la chasse est important.</p>	<p>Dans le système par adjudication, un petit nombre de chasseurs sont impliqués dans la gestion du lot de chasse pendant plusieurs années, ce qui tend à favoriser leur investissement dans la gestion des populations d'ongulés sauvages. Toutefois, le coût élevé de la chasse et certaines éthiques cynégétiques locales concourent à accroître l'impact économique et symbolique perçu de la prédation sur les populations d'ongulés de moyenne taille dans ces systèmes de chasse et à réduire la capacité des chasseurs qui en</p>	<p>Le principe associatif des ACCA et la prédominance de chasses collectives financièrement accessibles tendent à rendre plus tolérable la prédation du lynx boréal sur les populations de chevreuils et de chamois.</p>

	dépendent ou s'en revendiquent à vivre avec le lynx boréal.	
Les tensions relatives à la concurrence sur le foncier et à l'usage de l'espace tendent à cristalliser les conflits liés à la présence du lynx boréal.	L'enquête n'a pas produit de données permettant d'infirmer ou de confirmer cette hypothèse.	
La présence de loups dans un territoire tend à réduire les tensions liées à la présence de lynx boréal.	Le retour du lynx boréal est perçu comme nettement moins problématique que celui du loup gris. Par ailleurs, l'enquête suggère que la présence de ce dernier tend, dans un premier temps au moins, à focaliser l'attention et les tensions. Toutefois, la possibilité d'un effet négatif à court ou moyen terme de la présence du loup gris sur la perception du lynx boréal n'est pas à écarter et mérite de faire l'objet d'une étude plus approfondie prenant en compte une diversité de contextes où les deux espèces coexistent.	
Les conflits liés au lynx boréal sont influencés par les initiatives de médiation et leurs conditions de réalisation	<p>« Le Parlement du lynx » (Parc naturel régional des Vosges du Nord 2016) est la seule initiative de médiation mentionnée au cours des entretiens.</p> <p>Les porteurs du projet estiment qu'il a eu un effet positif sur la mise en œuvre du programme de réintroduction allemand Life Rhénanie-Palatinat et sur l'acceptation du lynx boréal au nord du massif vosgien.</p>	L'enquête n'a pas produit de données permettant d'infirmer ou de confirmer cette hypothèse.

5. Élaboration des scénarios

5.1. Explication de la méthode de travail

Les scénarios de viabilité du lynx boréal en Europe occidentale et en France ont été élaborés sur la base de réflexions menées en plusieurs étapes (voir Figure 24). Dans un premier temps, le panel d'experts a confronté les connaissances existantes sur l'écologie (voir 2.1) et l'histoire du lynx boréal (voir 2.2) avec les données originales collectées dans le cadre de l'ESCO (enquête en SHS sur les relations avec le lynx boréal, caractérisation socioécologique des territoires, voir 3.2 et 3.3.3). Un scénario tendanciel correspondant à la poursuite des processus en cours en l'état de nos connaissances a été produit. Ce travail a permis de confirmer les facteurs clefs de la dynamique de population du lynx boréal, notamment la connectivité et les destructions légales et illégales. Dans un second temps, une réflexion collective sur des contextes de trajectoires socioécologiques susceptibles de structurer

l'avenir de ces populations sur le temps long a été conduite, amenant à contraster vis-à-vis du scénario tendanciel des environnements plus ou moins intensivement gérés, ou plus ou moins tolérants à la présence de la grande faune sauvage. Un focus sur la gestion des infrastructures routières et le risque de collision a notamment été effectué. Un scénario a priori plus défavorable de durcissement des relations et donc des destructions légales et illégales vis-à-vis des grands prédateurs a également été modélisé pour explorer un large spectre de situations. Enfin, dans un troisième temps, en consultant des experts de ce type d'approche notamment à l'échelle européenne, ces scénarios construits autour de la problématique du lynx boréal ont été replacés dans le contexte plus large des scénarios de dynamiques socioéconomiques (O'Neill *et al.* 2017 ; ADEME 2021 ; Durán *et al.* 2023), climatiques (Soubeyroux *et al.* 2020 ; IPCC 2023), démographiques (Algava & Blanpain 2021) et de changements d'utilisation des sols résultants (Van Asselen & Verburg 2013; Dou *et al.* 2021, 2023). Ces derniers se sont notamment appuyés sur les *Shared Socioeconomic Pathways** (SSP) et sur le *Nature Futures Framework** (NFF) (O'Neill *et al.* 2017 ; Dou *et al.* 2021, 2023).

Ainsi, huit scénarios ont été élaborés dont les narratifs ont été formulés pour en traduire au mieux la logique et les paramètres pris en compte (Figure 25). L'ensemble de ces scénarios ont ensuite été modélisés à différentes échelles via les approches développées en 3.4. avec les paramètres définis en 5.6. Chacun des scénarios est modélisé via des changements de paramètres par rapport à ceux du scénario tendanciel (SVL 0-1). Ces changements ont été définis par les participants à l'ESCO de manière à être à la fois pertinents et suffisants pour explorer la sensibilité du modèle à ces changements. Des variantes du scénario tendanciel ont été considérées pour envisager d'une part la viabilité de la métapopulation française en l'absence théorique des autres populations de la métapopulation d'Europe occidentale et, d'autre part, l'effet d'un renforcement de la population des Vosges.

FIGURE 24

Présentation de l'approche pour l'élaboration des scénarios et des modèles de viabilité correspondants. Le scénario tendanciel est signalé par un cercle vert.

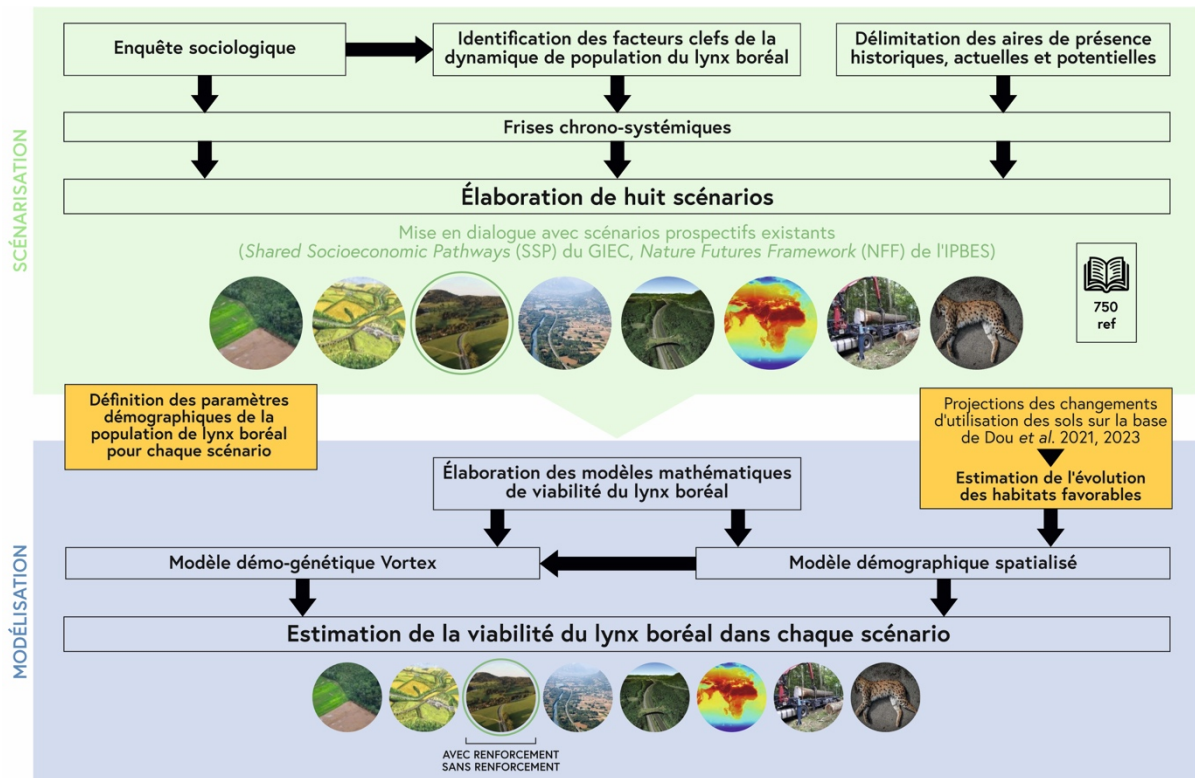
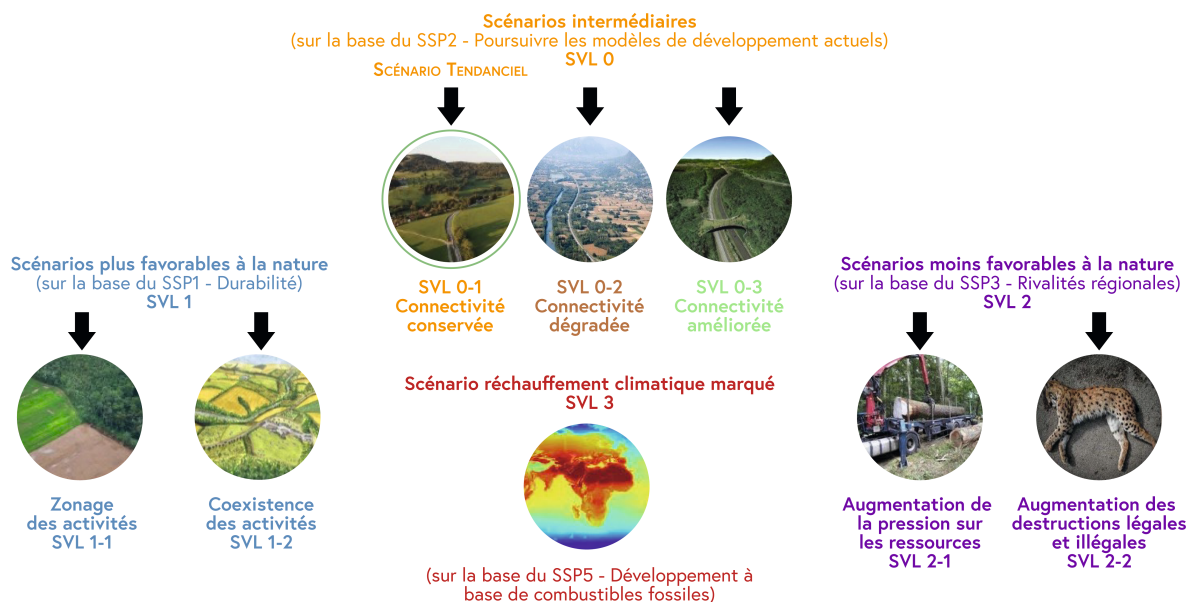


FIGURE 25

Scénarios de viabilité du lynx boréal (SVL)



5.2. Scénarios de viabilité du lynx boréal 0 (SVL 0) : conditions actuelles et effets de la connectivité

Résumé : Les trois scénarios SVL 0 modélisent l’hypothèse d’une continuité des dynamiques actuellement observées dans les socioécosystèmes du lynx boréal et s’intéressent à l’effet de la connectivité entre les populations. Pour cela, ils intègrent une projection d’évolution de l’utilisation des sols afférente au SSP2 du GIEC avec trois déclinaisons de la connectivité :

- SVL 0-1, dit scénario tendanciel, connectivité et mortalité au cours de la dispersion constantes ;
- SVL 0-2, connectivité dégradée et mortalité par collision lors de la dispersion augmentée ;
- SVL 0-3, connectivité améliorée et mortalité par collision lors de la dispersion réduite.

– CONTEXTE INTERNATIONAL –

Porté par un marché de la consommation qui continue de croître dans les pays du Sud, le développement économique actuel se poursuit essentiellement dans les pays du Nord, qui engagent leurs transitions énergétiques vers des ressources plus durables à l’intérieur de leurs frontières nationales et délocalisent une partie de leurs besoins en énergies fossiles. Les inégalités économiques et la polarisation politique s’accroissent, rendant la coopération internationale difficile. L’évolution du climat est conforme aux prévisions du scénario SPP2-RCP4.5 du GIEC et le réchauffement global approche les +3 degrés Celsius à l’horizon 2100. Les événements climatiques catastrophiques de grande ampleur sont globalement de plus en plus réguliers, avec toutefois là aussi d’importantes disparités entre les régions et au niveau de la capacité d’adaptation des sociétés.

– EN FRANCE –

Climat – En 2100, l’augmentation de la température est comprise entre 2,1° et 2,7° Celsius et le nombre de jours de vagues de chaleur est multiplié par 3-4 par rapport au début du XXI^{ème} siècle. À l’inverse, le nombre de jours de vagues de froid se réduit fortement (1 jour/an) et les gelées deviennent des événements rares. Cette évolution est particulièrement marquée dans la moitié sud du pays (bassin méditerranéen et vallées du Rhône et de la Garonne) où les vagues de chaleur et les journées caniculaires s’étalent parfois sur un ou deux mois en été. Le réchauffement est également plus marqué dans les régions de montagne, notamment les Alpes et les Pyrénées.

Démographie – Tout en vieillissant fortement, la population humaine augmente jusqu’à 2044 puis diminue pour se stabiliser autour de 68,1 millions d’habitants en 2070.

Gouvernance et modes de consommation – Malgré une prise de conscience écologique croissante et un ralentissement structurel de la croissance économique, la valorisation sociale

de la consommation persiste. Les disparités économiques nourrissent un sentiment de défiance envers les institutions et une perte de légitimité de la science et de l'État qui se recentre sur ses fonctions régaliennes. Le budget attribué à la transition écologique est en augmentation, avec une valorisation des technologies vertes de l'innovation, mais sans réelle mise en cohérence des différents projets.

Alimentation – L'évolution des systèmes agricoles suit celle des régimes alimentaires (diminution de la consommation de viande) et tend vers une réduction et une concentration du cheptel domestique dans des exploitations plus extensives.

Aménagement du territoire – L'étalement urbain se poursuit avec une augmentation des surfaces artificialisées (10 à 14 % en 2050). En dehors des villes grandes et moyennes, la forêt continue de progresser à l'intérieur et autour des aires protégées, qui se tournent peu à peu vers le tourisme vert comme principal secteur d'activité.

Rapport à la faune sauvage – En réponse aux préoccupations sociétales pour la biodiversité, la grande faune charismatique fait l'objet de différents programmes de conservation indépendants les uns des autres. Dans le cadre de ces derniers, des réponses ponctuelles aux conflits locaux de coexistence avec les grands prédateurs sont apportées suivant une logique de compensation plus que d'adaptation.

TABLEAU 14

Éléments des scénarios de connectivité dégradée (SVL 0-2) et améliorée (SVL 0-3) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1), et paramètres de modélisation correspondants.

SVL 0-1 Scénario tendanciel	SVL 0-2 Connectivité dégradée	SVL 0-3 Connectivité améliorée
<p>Mobilités – La tendance à l'électrification se poursuit et se traduit par une réduction des véhicules à forte émission directe et une augmentation des véhicules électriques aussi bien au niveau individuel que collectif. Cela a pour conséquence une stagnation du parc de véhicules personnels et une augmentation des réseaux routiers et ferrés. La vitesse maximale autorisée sur les autoroutes diminue mais reste identique sur le reste du réseau national et départemental.</p>	<p>Mobilités – L'électrification des transports s'accélère et s'intensifie dans une recherche d'efficacité et de rapidité des déplacements et des livraisons. Malgré l'augmentation des moyens de transports collectifs autonomes, les véhicules individuels demeurent essentiels et continuent de se diversifier. Cela se traduit par une augmentation significative du réseau de transports et du nombre de kilomètres parcourus par personne.</p>	<p>Mobilités – L'accent est mis sur les transports collectifs et sur une diminution généralisée de la vitesse sur les routes. La relocalisation de l'économie tend à diminuer les trafics transfrontaliers. En outre, des efforts significatifs sont faits pour protéger la faune sauvage en équipant les véhicules et les ITT de systèmes anti-collision. Les passages à faune se diversifient et se généralisent sur l'ensemble du territoire.</p>
PARAMÈTRES MODIFIÉS PAR RAPPORT AU SVL 0-1		
Paramètres de référence	Dispersion X 0,5 Mortalité des dispersants par collisions X 2	Dispersion X 2 Mortalité des dispersants par collisions / 2

5.3. Scénarios de viabilité du lynx boréal 1 (SVL 1)

Résumé – Le SVL 1 fait l'hypothèse d'une évolution favorable à la nature qui se base sur une projection d'évolution de l'utilisation des sols afférente au SSP1 du GIEC. Il connaît deux variantes de type NFF, SVL 1-1 et SVL 1-2, dont les différences se situent dans la distribution spatiale des activités humaines et des territoires humains et non humains.

– CONTEXTE INTERNATIONAL –

Les enjeux écologiques deviennent prioritaires et font l'objet d'une forte coopération internationale pour atteindre les objectifs de l'accord de Paris. L'accent est mis sur une réduction des inégalités au niveau de la consommation énergétique et des conditions de vie, ainsi que sur une diminution de la croissance démographique.

– EN FRANCE –

Climat – L’augmentation de la température moyenne est maintenue autour de +1,5° Celsius par rapport au début du XXI^{ème} siècle. Les épisodes de sécheresse restent au même niveau malgré un nombre de jours de chaleur qui double, essentiellement sur le bassin méditerranéen. À l’inverse, le nombre de jours de vague de froid et de gelées est divisé par deux dans les régions habituellement les plus froides.

Démographie – Malgré une hausse de l’espérance de vie, la baisse de la fécondité et un solde migratoire fixe font diminuer la population. Le nombre d’habitants baisse d’environ 3 % par rapport à 2023 pour atteindre les 66 millions en 2100.

Gouvernance et modes de consommation – L’État organise la coopération territoriale et une gouvernance partagée entre les différents groupes et institutions de la société civile, du secteur public et privé pour répondre aux enjeux locaux d’une transition durable. Les modes de consommation évoluent vers plus de sobriété en favorisant le partage et la durabilité des biens et des services.

Mobilités – Sous l’effet d’une relocalisation généralisée de l’économie, la demande de mobilité se réduit fortement, de même que les déplacements transfrontaliers. Les voitures individuelles deviennent plus petites, moins rapides et moins nombreuses, au profit de transports collectifs ou de mobilités douces dont la diversité s’accroît. Le trafic de marchandises diminue également de manière significative en volume et en distance et se réoriente vers des moyens de transports ferroviaires et fluviaux.

TABLEAU 15

Éléments des scénarios de zonage des activités (SVL 1-1) et de coexistence des activités (SVL 1-2) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1), et paramètres de modélisation correspondants.

SVL 1-1 Zonage des activités	SVL 1-2 Coexistence des activités
<p>Alimentation – L'alimentation tend à s'uniformiser dans un souci de rendement calorique et énergétique. Les régimes s'orientent essentiellement vers des produits végétaux issus de fermes hors-sol connectées et la diminution de la consommation de produits carnés organiques s'accélère. Le cheptel domestique se concentre dans de grandes exploitations tournées vers la production de bio-carburants.</p> <p>Aménagement du territoire – La population se concentre dans les grandes villes qui s'agrandissent verticalement et tendent à l'efficacité en termes d'énergie et d'utilisation des ressources. Les territoires ruraux sont essentiellement mobilisés pour répondre aux besoins des grands centres urbains et sont organisés suivant un principe de séparation entre la sphère humaine et le reste du vivant (<i>land sparing</i>). Des corridors sont aménagés entre les zones de protection forte.</p> <p>Rapport à la faune sauvage – La conservation d'espèces à fort intérêt écosystémique est assurée au sein des aires strictement protégées qui se développent. Les grands prédateurs font notamment l'objet d'un suivi démographique et génétique intensif et leur statut de protection est renforcé sur toutes leurs aires de répartition par un ensemble des mesures légales et économiques appliquées uniformément sur l'ensemble du territoire. Les moyens de protection et de dédommagements des dégâts causés aux troupeaux sont généralisés et les sanctions en cas de braconnage sont strictement appliquées.</p>	<p>Alimentation – Les politiques publiques et l'éducation guident une relocalisation de l'alimentation. Celle-ci devient plus saine et son impact environnemental diminue fortement par le biais de systèmes agricoles durables et d'une diminution significative du gaspillage à tous les échelons de la chaîne alimentaire. Tout en conservant leurs caractéristiques et spécificités régionales, les systèmes d'élevage s'orientent vers une diminution et une meilleure valorisation du cheptel domestique.</p> <p>Aménagement du territoire – Une logique de diversification guide l'ensemble des programmes d'aménagement territoriaux qui combinent technologies innovantes et pratiques traditionnelles. L'étalement urbain est maîtrisé et s'organise autour d'un réseau de fermes urbaines et périurbaines collectives. Autour des villes, les citoyens s'organisent pour redynamiser les territoires ruraux et créer des corridors écologiques selon un principe de partage de l'espace avec le reste du vivant (<i>land sharing</i>).</p> <p>Rapport à la faune sauvage – L'accent est mis sur les espèces culturellement significatives dont la conservation est assurée localement par les communautés qui en dépendent à l'intérieur et autour d'aires protégées multifonctionnelles. Les grands prédateurs sont valorisés comme espèces patrimoniales et les revenus qu'ils génèrent dans le cadre d'une diversité d'offres d'écotourisme communautaire sont redistribués aux collectifs humains affectés par leur présence.</p>
PARAMÈTRES MODIFIÉS PAR RAPPORT AU SVL 0-1	
<p>Taux de dispersion X 1,2</p> <p>Mortalité des dispersants par collisions /1,2</p> <p>Mortalité des dispersants hors collisions X 1,2</p> <p>Mortalité des résidents hors collisions /1,2</p> <p>Mortalité des résidents par collisions = 0</p> <p>Habitats favorables dérivés du SSP1 NFF - <i>Nature for nature</i></p>	<p>Taux de dispersion X 1,4</p> <p>Mortalité des dispersants par collisions /1,4</p> <p>Mortalité des dispersants hors collisions /1,1</p> <p>Mortalité des résidents hors collisions /1,1</p> <p>Mortalité des résidents par collisions /2</p> <p>Habitats favorables dérivés du SSP1 NFF - <i>Nature for society</i></p>

5.4. Scénarios de viabilité du lynx boréal 2 (SVL 2)

Résumé – Le SVL 2 fait l’hypothèse d’une évolution défavorable à la nature et connaît deux déclinaisons. Le SVL 2-1 fait l’hypothèse d’une augmentation des pressions sur l’environnement et s’appuie sur une projection d’évolution de l’utilisation des sols afférente au SSP3 du GIEC. Le SVL 2-2 conçoit une augmentation des destructions légales et illégales de lynx boréal et il s’appuie sur une projection d’utilisation des sols afférente au SSP2 du GIEC et identique aux SVL 0-[1-3].

– CONTEXTE INTERNATIONAL –

La résurgence des nationalismes et du populisme favorise les tendances climatosceptiques, entravant les tentatives de coopération internationales pour la conservation de l’environnement et la lutte contre le dérèglement climatique. Les préoccupations sécuritaires et identitaires occupent le devant de la plupart des scènes politiques nationales et internationales.

– EN FRANCE –

Démographie – Le durcissement des lois anti-immigration fait fortement baisser le solde migratoire. Avec la baisse de la fécondité et la stagnation de l’espérance de vie, la population vieillit tout en diminuant fortement jusqu’à atteindre soixante millions d’habitants en 2070.

Gouvernance et modes de consommation – Face à la multiplication des conflits armés et des crises systémiques, l’État fait le pari de la préférence nationale et tente d’orienter la société vers l’indépendance énergétique et alimentaire malgré un déficit de ressources internes. Cela se traduit par un assouplissement massif des lois environnementales au niveau national et une remise en question voire une sortie des accords européens et internationaux.

Alimentation – Pour faire face à la fermeture de nombreux marchés internationaux et à des régimes alimentaires qui n’évoluent pas, avec une forte consommation de viande notamment, les systèmes de production français, notamment l’élevage, sont favorisés suivant une logique quantitative plus que qualitative. L’agriculture et l’élevage intensifs se généralisent.

Aménagement du territoire – L’étalement urbain s’intensifie partout avec beaucoup de constructions neuves et le processus de fermeture des milieux s’inverse. À mesure que l’influence des aires protégées diminue, la pénétration en forêt augmente.

Mobilités – La baisse des importations et le déficit industriel sur le sol français favorisent l’utilisation de véhicules anciens plus polluants. Le nombre de kilomètres parcourus par personne est en augmentation.

Rapport à la faune sauvage – La faune sauvage est déconsidérée au profit des animaux domestiques. Les moyens financiers et humains pour la conservation des espèces sauvages sont réduits au strict minimum et présentés comme une entrave à l’indépendance alimentaire.

TABLEAU 16

Éléments des scénarios d'augmentation des pressions sur les milieux (SVL 2-1) et d'augmentation des destructions légales et illégales (SVL 2-2) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1), et paramètres de modélisation correspondants.

SVL 2-1	SVL 2-2
<p>Augmentation des pressions sur les milieux</p> <p>Climat – En 2100, l'augmentation de la température moyenne est comprise entre +3° et +4° Celsius sur l'ensemble du territoire par rapport au début du XXI^{ème} siècle et le nombre de jours de vague de chaleur est multiplié par un facteur de 4 à 7. À l'inverse, les vagues de froid et les gelées deviennent des événements rares, même dans les régions historiquement les plus froides (grand est et zones de montagne). Cette évolution est particulièrement marquée dans la moitié sud du pays (bassin méditerranéen et vallées du Rhône et de la Garonne) qui connaît d'importantes sécheresses, mais touche également tout le reste du territoire (DRIAS 2020).</p> <p>destructions - pas d'évolution par rapport au scénario tendanciel (SVL 0-1)</p>	<p>Augmentation des destructions légales et illégales</p> <p>Climat – Identique au scénario tendanciel (SVL 0-1)</p> <p>destructions - Les destructions légales et illégales des grands prédateurs augmentent sur l'ensemble du territoire.</p>
PARAMÈTRES MODIFIÉS PAR RAPPORT AU SVL 0-1	
<p>Taux de dispersion X 0,5</p> <p>Mortalité des dispersants par collision X 2</p> <p>Habitats favorables dérivés du SSP3</p>	<p>Taux de dispersion X 1</p> <p>Mortalité des dispersants hors collision x 1,2</p> <p>Mortalité des adultes hors collision x 1,2</p>

5.5. Scénarios de viabilité du lynx boréal 3 (SVL 3)

Résumé : Le SVL 3 fait l'hypothèse d'un réchauffement climatique marqué globalement et localement. Il s'appuie sur une projection d'évolution de l'utilisation des sols afférente au SSP5 du GIEC et ne comporte pas de variante.

– CONTEXTE INTERNATIONAL –

Au Nord comme au Sud, le développement économique continue d'être adossé à l'utilisation continue des énergies fossiles. Conformément au scénario SSP5-8.5 du GIEC, le dérèglement climatique s'accélère et s'intensifie partout avec des températures moyennes qui atteignent les +5° Celsius en 2100, motivant d'importants mouvements migratoires vers les zones encore habitables. Peu d'efforts sont faits entre les pays pour s'acheminer vers une transition durable ou pour ralentir l'accroissement du fossé entre une élite économique mondialisée, connectée, responsable de la majorité des émissions de gaz à effet de serre et la frange la plus défavorisée de la population, qui voit globalement et rapidement ses conditions de vie se dégrader.

– EN FRANCE –

Climat – En 2100, l'augmentation de la température moyenne est comprise entre +4° et +6° Celsius sur l'ensemble du territoire par rapport au début du XXI^{ème} siècle et le nombre de jours de vague de chaleur est multiplié par un facteur de 5 à 10. À l'inverse, les vagues de froid et les gelées deviennent des événements rares, même dans les régions historiquement les plus froides (grand est et zones de montagne). Cette évolution est particulièrement marquée dans la moitié sud du pays (bassin méditerranéen et vallées du Rhône et de la Garonne) qui connaît d'importantes sécheresses, mais touche également tout le reste du territoire national.

Démographie – Le dérèglement climatique nourrit un excédent migratoire important qui compense la diminution de l'espérance de vie. La population se stabilise autour de 69 millions de personnes.

Gouvernance et modes de consommation – La consommation de biens matériels, de services numériques énergivores et le maintien des modes vie du début du XXI^{ème} siècle guident l'innovation technologique. L'État et la recherche scientifique sont mis au service de solutions techniques et commerciales pour soutenir la gestion et la réparation des dégâts causés par les catastrophes climatiques.

Aménagement du territoire – Les territoires ruraux, plus exposés aux catastrophes climatiques, sont délaissés au profit des centres urbains. Les grandes villes et l'artificialisation des sols se développent donc pour répondre au besoin de confort et de sécurité des habitants. En outre, la prédominance des énergies fossiles dans le mix énergétique réduit la pression sur les forêts qui continuent de s'étendre avec de nouvelles essences mieux adaptées au nouveau régime climatique.

Alimentation – Les régimes alimentaires changent peu et, malgré l'augmentation de la consommation de protéines de synthèse, celle de viande se stabilise, entraînant le maintien d'exploitations extensives et la concentration du cheptel domestique dans des zones de moyenne et haute montagne où le climat est plus favorable.

Mobilités – La recherche d'efficacité et de rapidité oriente la production de véhicules sans réel souci de réduction de leur impact carbone. La vitesse maximale autorisée est maintenue partout et le réseau routier s'intensifie. L'avion est le moyen de transport privilégié pour les

déplacements personnels de longues et moyennes distances, en complément du train à grande vitesse.

Rapport au sauvage – La nature est envisagée comme une ressource pour le développement humain et les seuls programmes de conservation de la biodiversité qui demeurent sont maintenus suivant une logique de rentabilité. Les grands prédateurs sont intégrés à l'économie touristique de masse, dont une partie des profits est redistribuée pour compenser leurs impacts sur le gibier sauvage et les animaux domestiques.

TABLEAU 17

Élément du scénario de réchauffement climatique marqué (SVL 3) entraînant une modification des paramètres du scénario tendanciel (SVL 0-1)

PARAMÈTRES MODIFIÉS PAR RAPPORT AU SCÉNARIO TENDANCIEL (SVL 0-1)
Modification des capacités de charge des zones d'habitat favorable en réponse à l'utilisation des sols du SSP5

5.6. Paramètres initiaux des modèles de dynamiques

Pour rappel, les cycles de vie utilisés dans les modèles matriciels (logiciel ULM)(Legendre & Clobert 1995; Ferrière *et al.* 1996), démographique (logiciel R) (R Core Team 2023) et démogénétique (logiciel VORTEX) (Lacy & Pollak 2021; Lacy *et al.* 2021) possèdent un pas de temps annuel. Ils ont tous été implémentés dans le but d'être les plus proches possibles les uns des autres et donc des cycles de vie présentés dans la section 3.4.3. Les principales modifications concernent l'absence de distinctions entre classes d'individus autres que les classes d'âge et de sexe dans les modèles démo-génétiques (voir section 1 de l'Annexe 9).

5.6.1. Survie

Les taux de mortalité retenus dans le cadre de l'ESCO ne varient que par classe d'individus : chatons (classe non modélisées explicitement), disperseurs, résidents et *floaters* (pour le modèle démographique uniquement) (voir cycle de vie du lynx en section 3.4.3). Ces valeurs sont issues de travaux qui visent, via un IBM, à estimer la persistance de la métapopulation d'Europe occidentale à 50 ans en se focalisant sur l'importance de la mortalité routière et de la qualité de l'habitat (Bauduin *et al.* soumis). Bien que ce modèle soit trop fin (pas de temps journalier) pour permettre de répondre aux objectifs de l'ESCO (projections longues, multiples scénarios), ses sorties ont servi de support pour estimer la proportion de mortalité liée aux collisions routières. L'ensemble des taux de survie de l'ESCO qui en découlent sont résumés en Tableau 18.

TABLEAU 18

Taux de mortalité par classe utilisés dans le cadre de l'ESCO, la mortalité routière des chatons est incluse dans la mortalité naturelle.

	Mortalité naturelle	Mortalité routière	Mortalité globale
Chatons	0,500	0	0,500
Disperseurs	0,253	0,105	0,358
Résidents	0,197	0,028	0,225
Floaters	0,253	0,105	0,358

À ces taux de survie de base s'ajoutent des événements catastrophiques entraînant des réductions soudaines et transitoires des taux de survie menant à une réduction brusque de la taille de population. Les événements catastrophiques représentent en effet une source majeure et universelle d'extinction (Coulson *et al.* 2001). Ces événements sont rarement pris en compte dans les analyses de viabilité de population car généralement impossibles à quantifier avec les données disponibles sur une courte période de suivi pour une espèce ou une population donnée. Pour quantifier ces événements dans le cas du lynx boréal, il a été choisi de se baser sur des données génériques de fréquence et de sévérité d'événements catastrophiques basées sur l'étude de 88 espèces de vertébrés (Reed *et al.* 2003). Bien que les causes de ces événements catastrophiques ne soient pas documentées dans cet article, elles incluent potentiellement des événements d'origines humaine et non-humaine.

Dans tous les modèles développés, et pour tous les scénarii, ces catastrophes sont simulées sous la forme d'une réduction de la probabilité de survie annuelle de tous les individus quels que soient leur âge ou sexe. Elles sont implémentées à l'échelle de chaque population et surviennent de façon probabiliste et indépendante entre populations. Trois types de catastrophes ont été modélisées, selon leur degré de sévérité. Les valeurs de sévérité et fréquences associées sont issues de données génériques sur les événements catastrophiques chez les vertébrés (Reed *et al.* 2003) (Tableau 19).

TABLEAU 19

Paramètres de fréquence et de sévérité des événements catastrophiques utilisés dans les modèles démo-génétiques développés sous VORTEX.

Type de catastrophe	Sévérité	Probabilité conditionnelle (Reed et al.)	Probabilité absolue par génération	Probabilité annuelle
Légère	0,600	0,662	0,093	0,018
Moyenne	0,800	0,273	0,038	0,007
Sévère	0,950	0,065	0,009	0,002

5.6.2 Reproduction

Modèles démographiques

Les femelles deviennent reproductrices à partir de l'âge de deux ans alors que les mâles sont matures à partir de l'âge de trois ans. Un mâle mature peut féconder jusqu'à trois femelles. La probabilité de succès d'une fécondation est alors de 95 % et la taille des portées varie de un à quatre chatons. Le sexe ratio moyen des portées est de 0,5 (autant de mâles que de femelles). Les femelles de 13 ans et plus sont concernées par un phénomène de sénescence qui se traduit par une réduction de la probabilité de succès d'une fécondation à 50 %. De plus, la taille des portées est en moyenne plus faible chez les femelles sénescentes (Henriksen *et al.* 2005). Ces éléments sont résumés dans le Tableau 20.

TABLEAU 20

Probabilité de la taille de portée d'une femelle en fonction de son âge

Taille de portée	Jeune femelle	Femelle sénescence (>13 ans)
1	0,30	0,9
2	0,35	0,1
3	0,20	0
4	0,15	0

Dans le cas de modèles démographiques partiellement explicites, les appariements entre mâles et femelles sont gérés de manière différente. Un mâle féconde uniquement les femelles

qui sont présentes sur son propre territoire qui peut lui-même recouvrir de 1 à 3 territoires femelles dont au minimum un est occupé.

Modèle démo-génétique

Le logiciel VORTEX ne permettant pas de modéliser de façon graduelle un déclin de la reproduction, cette dernière a été assumée comme nulle pour les femelles de plus de 15 ans (i.e. pas de reproduction). Cette addition de 3 ans vise à compenser l'arrêt complet de reproduction. Étant donné la faible proportion de femelles susceptible d'atteindre l'âge de 13 ans (moins de 5 %), et le déclin marqué des paramètres associés dans le cas du modèle démographique, cette différence d'incorporation des processus entraîne des différences de taux de croissance de population négligeables.

Le système d'appariement est ici le même que dans le cas du modèle matriciel, le modèle développé sous VORTEX ne présentant pas de modélisation explicite des territoires.

5.6.3 Dispersion

Approche globale

Estimer les taux de dispersion entre régions d'après les travaux de Bauduin *et al.* (soumis) s'est révélé compliqué car les taux obtenus sont des synthèses de réalisations de simulations et non des probabilités a priori. De plus, les calculs correspondent à une situation écologique particulière car peu de zones d'habitat favorable sont actuellement saturées et les individus tendent à migrer sur de courtes distances. Les probabilités de dispersion des juvéniles vers une autre population ont été fixées à 5 %. Cette probabilité globale est scindée de façon égale entre toutes les populations adjacentes à la population de naissance d'un individu. Par exemple, les disperseurs de la population A.Pa ne peuvent migrer que vers les populations F.Vo et A.Fn, avec une probabilité de 2,5 % pour chacune. Ce taux de 5 % est légèrement supérieur à ceux estimés par Bauduin *et al.* (soumis) mais reste conforme à ce qui est observé pour des espèces similaires au lynx boréal (consensus experts ESCO).

Bien que les mâles tendent à migrer plus loin que les femelles (2.1.5), ils ne se fixent sur un territoire que si une femelle est présente alors que celles-ci ont tendance à disperser de proche en proche. Étant donné que les zones d'habitat favorable (à l'exception du Jura) sont loin d'être saturées, les femelles sont peu incitées à disperser sur de grandes distances. Une matrice de dispersion commune aux deux sexes a donc été élaborée (voir Tableau 21).

TABLEAU 21

Matrice des dispersions des juvéniles utilisée dans le cadre de l'ESCO. En ligne : population d'origine. En colonne : population de destination. Voir Figure 10 pour la liste des acronymes des populations.

	A.Pa	A.Fn	F.Vo	F.MI	S.Ne	F-S.J	S.AI	F.An	F.Au	F.Vd	F.As
A.Pa	0,950	0,017	0,017	0,017	0	0	0	0	0	0	0
A.Fn	0,013	0,950	0,013	0	0,013	0,013	0	0	0	0	0
F.Vo	0,013	0,013	0,950	0,013	0	0,013	0	0	0	0	0
F.MI	0,013	0	0,013	0,950	0	0,013	0	0	0,013	0	0
S.Ne	0	0,017	0	0	0,950	0,017	0,017	0	0	0	0
F-S.J	0	0,006	0,006	0,006	0,006	0,950	0,006	0,006	0,006	0,006	0
S.AI	0	0	0	0	0,017	0,017	0,950	0,017	0	0	0
F.An	0	0	0	0	0	0,013	0,013	0,950	0	0,013	0,013
F.Au	0	0	0	0,013	0	0,013	0	0	0,950	0,013	0,013
F.Vd	0	0	0	0	0	0,013	0	0,013	0,013	0,950	0,013
F.As	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0,017	0,017	0,950

Modèle matriciel

Les modèles matriciels considèrent théoriquement des taux de dispersion nuls ou de 5 % (voir 6.1).

Modèle démographique spatialement explicite

Dans le cas du modèle démographique spatialement explicite, le processus de dispersion a été intégré de façon plus fine tout en gardant la même matrice de dispersion que celle présentée ci-dessus. Tout individu ne trouvant pas de territoire favorable où se fixer peut à nouveau migrer dans la limite de trois années consécutives. Pour qu'un individu puisse s'établir, il suffit qu'un territoire soit libre si c'est une femelle, tandis qu'il faut aussi qu'au moins une femelle soit présente si c'est un mâle.

Modèle démo-génétique

La matrice de dispersion utilisée est la même que pour le modèle démographique. En revanche, les disperseurs ne migrent que lors d'une année. Si des territoires sont libres (capacité limite du milieu non atteinte), ils se fixent dans la population de destination. Si aucun territoire n'est disponible, l'individu meurt. Il n'y a pas d'appariement clairement établi entre les femelles et un mâle en particulier.

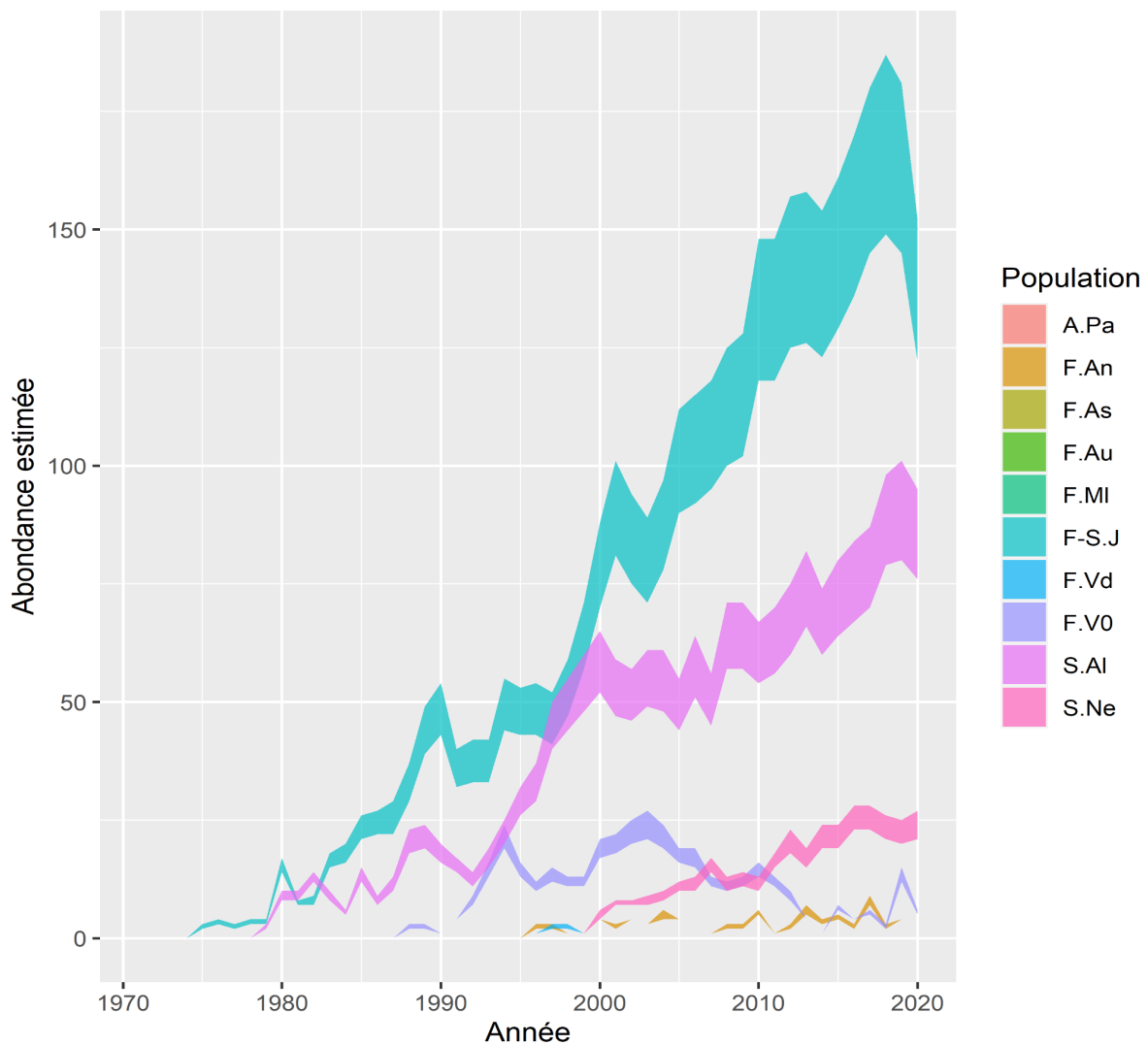
5.6.4. Effectifs initiaux en 2020

Approche globale

Les données à disposition ont permis d'estimer, pour les individus indépendants (adultes fixés, *floaters* ou dispersants), les tailles, en 2020, des 11 populations étudiées dans le cadre de l'ESCO (Figure 10). On constate une grande disparité de taille entre populations, le Jura et les Alpes Suisses abritant près de 80 % des lynx adultes (Figure 26 et Tableau 22).

FIGURE 26

Effectifs estimés de lynx de 2 ans et plus en 2020 (avec incertitude liée aux densités potentielles aux 100 km²) pour les populations de lynx boréal d'Europe de l'Ouest Les zones d'habitat favorable considérées dans l'ESCO non colonisées en 2020 (par exemple A.Fn) n'ont pas de courbe associée. Les couleurs utilisées peuvent ne pas correspondre à celles d'autres figures du document. Voir Figure 10 pour la liste des acronymes des populations.



Pour les populations du Palatinat et de la Forêt Noire (comprenant le Jura souabe), un suivi individuel est réalisé, permettant de connaître précisément le nombre d'individus présents. Pour les autres populations, les estimations présentées sont obtenues à partir des données d'observation occasionnelles et opportunistes rapportées au Réseau Loup-lynx de l'OFB en France et au KORA en Suisse. Depuis la fin des années 1970, la présence régulière de l'espèce sur une maille 10km X 10km est renseignée annuellement si celle-ci a été détectée au cours de deux biennales chevauchantes (Réseau Loup-lynx 2013). L'aire de présence régulière par noyau a ensuite été corrigée par la densité de l'espèce pour aboutir à une estimation d'abondance. Ici, les bornes haute et basse de densités retenues sont de 1,2 et 1,5 individus (hors individus de moins de 2 ans) aux 100 km². Ces valeurs sont issues d'avis d'experts sur la base d'études menées en Suisse et en France sur le massif du Jura jusqu'en 2011 (Gimenez *et al.* 2019).

TABLEAU 22

Estimations du nombre d'individus de deux ans et plus par sexe (F=femelle, M=mâle et indéterminé=U) en 2020. Voir Figure 10 pour la liste des acronymes des populations.

Population	Année	Sexe	Abondance.basse	Abondance.haute
A.Pa	2020	F	8	8
A.Pa	2020	M	4	4
A.Pa	2020	U	12	12
F.An	2020	U	4	4
F.As	2020	U	0	0
F.Au	2020	U	0	0
F.MI	2020	U	1	1
F-S.J	2020	U	122	152
F.Vd	2020	U	0	0
F.Vo	2020	U	5	6
S.Ne	2020	U	21	27
S.AI	2020	U	76	95

Dans le cas du modèle démographique, les effectifs issus des données SCALP et de suivi individuels pour 2020 sont ventilés entre les classes adultes et disperseurs de deux ans et plus. Le sexe est attribué aléatoirement (sexe ratio de 0,5), de même que l'âge, sur la base des abondances relative de la structure en âge stable obtenue à partir du modèle matriciel présenté en section 6.1. Un peu plus d'une centaine d'individus de près d'un an sont également ajoutés sur la base de la structure en âge stable et d'un sexe ratio équilibré.

Modèle démo-génétique

Les effectifs initiaux (2020) de chaque population sont les mêmes que ceux utilisés dans les modèles démographiques, en supprimant si besoin les individus excédentaires. En effet, les nombres totaux d'individus de tous âges et des deux sexes ne peuvent excéder la capacité de charge, déterminée par l'étude du nombre maximal de territoires dans chaque zone d'habitat favorable (voir section 5.6.5).

5.6.5. Capacités de charge

Modèle démographique

La dynamique des habitats favorables au lynx boréal et son impact sur le nombre de territoires disponibles ont été modélisés afin de simuler le nombre de territoires potentiellement disponibles pour les mâles et femelles pour chaque population, ainsi que la capacité de charge de ces habitats pour cette espèce. Les modalités de ces estimations sont disponibles en annexe 8. Les nombres de territoires mâles et femelles estimés pour chaque population en 2020 (et convertis en nombre d'adultes résidents) selon cette méthode sont présentés en tableau 23.

TABLEAU 23

Capacité de charge pour les populations de lynx boréal d'Europe occidentale en 2020, exprimée en adultes résidents seulement. Q, lorsque présent en nom de ligne, indique les quantiles calculés (p.ex Q0.025 pour quantile 2.5%). Voir Figure 10 pour la liste des acronymes des populations.

	A.P a	A.Fn	F.Vo	F.MI	S.Ne	F-S.J	S.AI	F.An	F.Au	F.Vd	F.As
Moyenne	65,7	95,4	59,9	47,2	37,7	90,9	76,8	40,3	114,9	56,9	66,5
Ecart-type	5,5	2,5	3,4	1,5	2,4	4,8	4,6	1,3	5,2	4,2	4,4
Q0.025	61,0	92,6	57,3	45,0	34,6	86,0	73,0	38,6	111,6	52,6	63,6
Q0.25	63,0	95,0	58,7	46,0	37,0	90,0	75,7	40,0	113,0	56,0	65,0
Q0.5	65,0	95,5	60,0	47,0	38,0	91,0	77,0	40,0	114,5	57,0	66,0
Q0.75	66,2	96,2	61,0	48,0	39,0	92,2	78,0	41,0	116,0	58,2	68,2
Q0.975	68,6	98,3	63,3	50,00	40,00	94,0	80,3	43,0	119,6	60,0	70,0

La dynamique de ces capacités de charge a ensuite été modélisée dans le cadre de chaque scénario socioécosystémique. Les modalités de cette modélisation sont disponibles en annexe 8.

Dans ce modèle, on considère que les populations peuvent héberger un nombre d'individus *floaters* équivalent à 30 % du nombre total de territoires occupables. C'est aussi sur cette classe d'individus que s'applique la densité dépendance.

Modèle démo-génétique

Dans le cas du modèle démo-génétique, la capacité de charge du milieu correspond au nombre total de territoires d'une population augmenté de 30 % car les individus *floaters* ne sont pas modélisés. Plus d'individus peuvent donc se reproduire, mais la densité dépendance s'applique à l'ensemble de la classe adulte.

TABLEAU 24

Valeurs de capacité de charge (année 2020) et de pourcentage de variation annuelle utilisées dans VORTEX. Ces valeurs correspondent à l'effectif total maximal de chaque population (concernant tous les individus d'un an ou plus). Voir Figure 10 pour la liste des acronymes des populations.

Noyau	A.Pa	A.Fn	F.Vo	F.MI	S.Ne	F-S.J	S.AI	F.An	F.Au	F.Vd	F.As
Capacité de charge 2020	144	213	133	105	84	202	171	90	256	127	148
% variation tendancielle annuelle	0,057	0,118	-0,003	-0,601	0,073	0,126	0,103	0,064	0,133	0,098	0,129

5.6.6. Dynamique spatio-temporelle des capacités de charge

Approche globale

Le nombre de territoires pour les mâles et pour les femelles par population change au cours du temps via l'approche décrite en annexe 8. Toutefois, des cartes d'utilisation future des sols n'étaient disponibles que pour 2050 (Dou *et al.* 2021, 2023). Pour alléger les temps de calcul, la période 2020-2050 a été découpée en deux parties équilibrées (2020-2035 et 2036-2050). Pour chaque scénario, le nombre de territoires de lynx boréal a donc été considéré comme :

1. fixe de 2020 à 2035, sur la base de la carte d'utilisation des sols de 2020 ;
2. fixe de 2036 à 2050, avec une proportion d'habitats favorables égale à la moyenne des valeurs pour les années 2020 et 2050 ;
3. fixe de 2050 à 2130, sur la base de la carte d'utilisation des sols de 2050.

Globalement, les capacités de charge changent peu au cours du temps et entre les scénarios de viabilité du lynx boréal (voir Annexe 8). Toutefois, une variation de 2 à 3 % des surfaces des zones d'habitat favorable est susceptible d'engendrer une variation de la capacité de charge de l'ordre de 10 %.

Modèle démographique partiellement explicite

Pour chaque simulation dans chaque scénario, les cartes des territoires de lynx boréal ont été modifiées deux fois au cours du temps : en 2036 et en 2050. Les individus existants ont alors été redistribués aléatoirement sur la nouvelle carte des territoires au sein de leur population initiale. Si le nouveau nombre de territoires au sein d'une population était insuffisant pour accueillir tous les individus adultes résidents, une partie d'entre eux, sélectionnés aléatoirement, a changé de statut pour devenir *floaters*.

Modèle démo-génétique

En raison de l'architecture du logiciel VORTEX, une variation annuelle linéaire jusqu'en 2130 a été appliquée aux capacités de charge. Les variations totales sont les mêmes que pour le modèle démographique.

5.6.7. Renforcements

La question de l'impact de renforcements sur la viabilité de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale a été abordée uniquement dans le cas des modèles démographiques spatialement explicites et démo-génétiques.

Pour les deux modèles, le renforcement de la métapopulation de lynx boréal a été modélisé en supposant le lâcher de trois femelles et deux mâles adultes dans le noyau vosgien chaque année pendant une période de cinq ans, de 2026 à 2030, selon les modalités des projets de translocation effectués récemment ou en cours. L'ESCO n'a pas exploré d'autres modalités de lâcher qui devraient, le cas échéant, être analysées selon les recommandations de l'Étude. Elle n'a pas non plus exploré l'hypothèse d'un remplacement au fil de l'eau des individus détruits illégalement qui, le cas échéant, devrait faire l'objet des mêmes considérations écologiques et sociologiques qu'un éventuel projet de translocation de conservation. Si la réparation du préjudice écologique lors d'une destruction illégale doit être réalisée par priorité en nature (Art. 1249 du code civil), elle nécessite la démonstration d'une atteinte non négligeable à l'état de conservation de l'espèce, ce qui peut être difficile dans le cas de la perte d'un seul individu. De plus, la prise en compte des considérations écologiques et sociologiques liées à toute translocation peut s'avérer plus complexe à maintenir sur un rythme aléatoire et dépendant de la détectabilité des destructions illégales. Enfin, la prédiction possible d'un gain démographique faible et d'un gain génétique plus soutenu suite à de tels remplacements, peut rester fortement stochastique du fait des faibles effectifs concernés et générer l'effet paradoxal d'un gain en diversité génétique associé positivement aux destructions illégales, en particulier si cette procédure était la seule voie d'apports volontaires d'individus exogènes à cette métapopulation.

5.6.8. Immigration depuis l'extérieur de la métapopulation

Bien que non observée, une immigration théorique depuis l'extérieur de la métapopulation d'Europe occidentale a été simulée dans certains modèles démo-génétiques pour évaluer la sensibilité des métriques de viabilité à un tel processus. Plus précisément, l'arrivée de deux individus – un de chaque sexe – dans la métapopulation modélisée tous les 20, 10, 5, 2 ans ou tous les ans a été simulée. Les migrants ont été supposés adultes, non consanguins et non apparentés à la population modélisée.

5.6.9. Variations de paramètres entre scénarios

Afin de considérer les modalités définies dans les scénarios de viabilité du lynx boréal, et d'analyser la sensibilité des modèles démo-génétiques aux différents processus considérés, plusieurs jeux de paramètres ont été utilisés, qui correspondent :

- à diverses modalités pour le scénario tendanciel SVL 0-1 : avec ou sans dépression de consanguinité, avec différentes valeurs d'immigration, différents scénarios de renforcement, portant sur les 11 populations étudiées ou bien réduit uniquement aux populations françaises (+ populations transfrontalières réduites en fonction de leurs proportions sur le territoire français proportionnellement à modifiées).
- aux sept autres scénarios (SVL 0-2 à SVL 3) pour les 11 populations étudiées, avec dépression de consanguinité, sans immigration ni renforcement.

6. Viabilité des populations de lynx boréal à différentes échelles géographiques sous scénarios environnementaux contrastés

6.1. Propriétés démographiques du cycle de vie du lynx boréal

Paramètres démographiques et taux de croissance asymptotique

Les propriétés des modèles matriciels correspondants aux cycles de vie des femelles de lynx boréal, structurés soit en classes d'état dispersants et résidents, soit en classes d'âge présentés en 3.4.3 ont été analysées. Pour cela, les paramètres moyens définis en 5.6 et correspondant au scénario tendanciel SVL 0-1 ont été utilisés (Tableau 25). Les analyses ont été réalisées en utilisant ULM 6.0 (Legendre & Clobert 1995 ; Ferrière *et al.* 1996).

TABLEAU 25

Valeurs des paramètres utilisés dans les deux modèles matriciels correspondant aux cycles de vie des femelles de lynx boréal, structurés soit en classes d'état dispersants résidents soit en classes d'âge (voir 3.4.3 pour les cycles et 5.6 pour les valeurs des paramètres).

Paramètres		Modèle en états	Modèle en âge
Survie	s_c : survie des chatons/juvéniles	0,5	0,5
	s_{d1} : survie locale des dispersants de 1 an	--	0,689
	s_r : survie des résidents	0,801	0,801
	s_{d1} survie des individus dispersants de 1 an	0,689	--
	s_{d2} survie des individus dispersants de 2 ans et plus	0,801	--
	longévité maximale	--	20 ans
Reproduction	α : proportion de résidents effectivement reproducteurs	0,95	0,95
	te_{rs} : taux d'échec des portées pour les résidents non sénescents (âge inférieur ou égal à 13 ans)	--	0,05
	te_{rs} : taux d'échec des portées pour les résidents sénescents (âge supérieur à 13 ans)	--	0,5
	po : taille de portée	2,1	--
	po_{rs} : taille de portée pour les résidents non sénescents (âge inférieur ou égal à 13 ans)	--	2,2
	po_{rs} : taille de portée pour les résidents sénescents (âge supérieur à 13 ans)	--	1,1
	σ : sexe ratio à la naissance	0,5	0,5
Changt. état	t_{d1r} : taux de passage des individus dispersants d'1 an à résidents	0,95	--
	t_{d2r} : taux de passage des individus dispersants de 2 ans et plus à résidents	0,98	--
	t_{rd2} : taux de passage de résident à dispersant	0,02	--
Dép. inter pop.	tp_1 : taux de philopatrie des individus d'1 an	1	1
	tp_2 : taux de philopatrie des individus potentiellement dispersants de 2 ans et plus.	1	--

Les taux de croissance asymptotiques des modèles en classes d'état et en classes d'âge, sous l'hypothèse d'absence de dispersion interpopulation, sont respectivement de 1,103 et 1,104. Sous l'hypothèse de taux de dispersion interpopulation non nuls (taux de philopatrie à un an et à deux ans et plus, de 0,95), les taux de croissance asymptotiques des deux types de modèles sont de 1,091. Ces résultats montrent que les dynamiques démographiques issues de ces modèles sont globalement équivalentes. Le temps de génération moyen du cycle de vie des femelles pour le modèle en classes d'âge est de 4,4 ans.

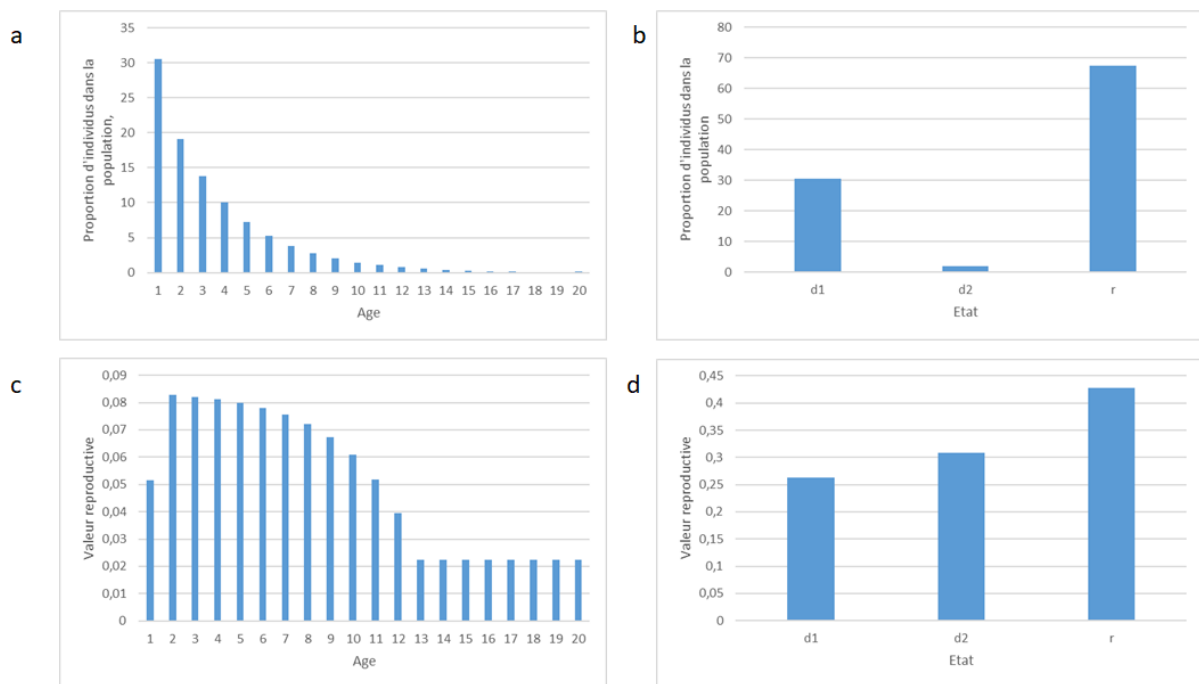
Structure stable en classes et valeurs reproductives

La structure stable des classes d'individus traduit leurs proportions au sein d'une population quand celle-ci fonctionne avec son taux de croissance asymptotique (Caswell 2001). Cette structure stable est représentée pour les deux modèles par la figure 27 (a, c). Les résultats des deux modèles sont cohérents et montrent une même proportion d'individus de première année de 30,5 %. Dans le modèle structuré en âge, cette proportion diminue rapidement avec des proportions de moins de 2 % pour chaque classe d'âge au-delà de neuf ans. Les individus de deux ans et plus y représentent logiquement 69,5 % de la population. Dans le modèle structuré en classes d'état, les individus résidents et les dispersants de deux ans et plus représentent respectivement 67,5 % et moins de 2 % de la population.

Les valeurs reproductives traduisent la contribution des individus aux effectifs futurs des populations en considérant l'ensemble des événements de survie et de reproduction qu'ils pourront encore potentiellement traverser durant le reste de leur existence. Cette valeur reproductive, non nulle à la naissance, augmente jusqu'à la pleine reproduction et diminue ensuite avec l'âge (Figure 27 c). Dans le modèle en classes d'état, les individus résidents présentent la plus forte valeur reproductive. Les dispersants d'un an et de deux ans et plus ont des valeurs reproductives importantes, mais les dispersants de deux ans et plus sont très peu représentés dans la population (Figure 27 d).

FIGURE 27

Structure stable des classes (a, b) et valeurs reproductives (c, d) pour les modèles de cycle de vie des femelles de lynx boréal en classes d'âge (a, c) et en classes d'état (b, d). (d1 : dispersantes d'1 an ; d2 : dispersantes de deux ans et plus ; r : résidentes).



Sensibilités et élasticités du taux de croissance asymptotique de population aux paramètres démographiques

Ces modèles matriciels permettent également d'analyser les sensibilités et élasticités du taux de croissance asymptotique des populations de lynx boréal à chacun des paramètres démographiques de ces modèles (Tableau 26). Les sensibilités traduisent l'effet d'un changement de valeur absolue des paramètres démographiques sur le taux de croissance. Les

élasticités traduisent les effets d'un changement relatif de la valeur des paramètres démographiques (Caswell 2001). Plus leurs valeurs sont fortes, plus une hausse du paramètre augmente le taux de croissance. Une valeur négative de sensibilité et élasticité traduit que l'augmentation du paramètre diminue la valeur du taux de croissance et inversement. Ces sensibilités et élasticités sont directement liées aux effets de la structure stable de la population et des valeurs reproductives décrites précédemment.

Les analyses montrent les effets majeurs de toute variation de survie des lynx boréal adultes résidents sur le taux de croissance de population. La survie des jeunes et leur taux de dispersion entre population sont également susceptibles d'affecter ce taux de croissance, dans une moindre mesure. L'importance relative de la sensibilité du taux de croissance asymptotique de la population à la survie des adultes résidents et à la survie des chatons est illustrée en figure 28. Les échecs de portée et tailles de portée peuvent également affecter, s'ils varient, ces taux. La cohérence des résultats entre les deux types de modèles souligne la robustesse des analyses menées ensuite via les modèles démographiques IBM spatialement explicites (proche du modèle en classes d'états) et démo-génétique (proches du modèle en classes d'âge).

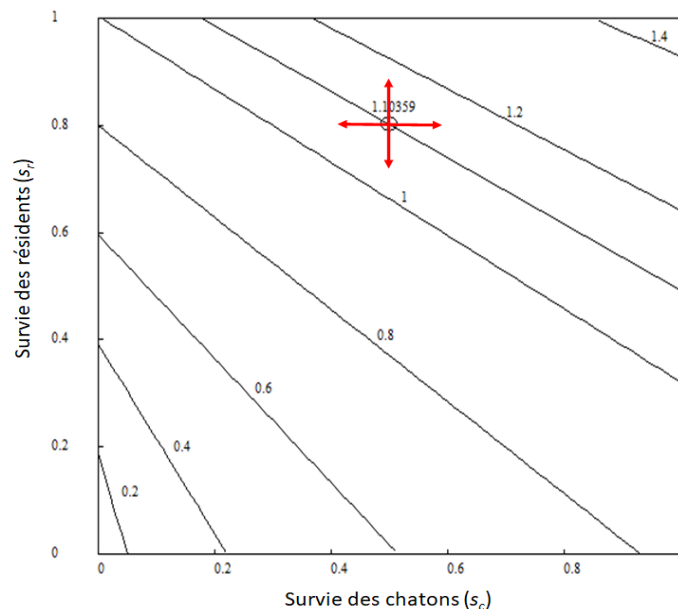
TABLEAU 26

Sensibilités et élasticités du taux de croissance asymptotique de population de lynx boréal pour chaque paramètre démographique de chacun des modèles matriciels en classes d'états dispersants/résidents ou en classes d'âge (voir 3.4.3.)

Paramètres		Modèle en états		Modèle en âge	
		sensibilité	élasticité	sensibilité	élasticité
Survie	s_c : survie des chatons/juveniles	0,472	0,214	0,501	0,227
	s_d : survie locale des dispersants de 1 an	--	--	0,364	0,227
	s_r : survie des résidents	0,765	0,555	0,752	0,545
	s_{d1} : survie des individus dispersants de 1 an	0,343	0,214	--	--
	s_{d2} : survie des individus dispersants de 2 ans et plus	0,022	0,016	--	--
Reproduction	α : proportion de résidents effectivement reproducteurs	0,248	0,214	0,264	0,227
	te_{m1} : taux d'échec des portées pour les résidents non sénescents (âge inférieur ou égal à 13 ans)	--	--	-0,262	-0,011
	te_{m2} : taux d'échec des portées pour les résidents sénescents (âge supérieur à 13 ans)	--	--	-0,003	-0,001
	po : taille de portée	0,112	0,214	--	--
	po_{m1} : taille de portée pour les résidents non sénescents (âge inférieur ou égal à 13 ans)	--	--	0,113	0,225
	po_{m2} : taille de portée pour les résidents sénescents (âge supérieur à 13 ans)	--	--	0,001	0,001
	σ : sexe ratio à la naissance	0,472	0,214	0,501	0,227
Chang. état	f_{d1r} : taux de passage des individus dispersants d'1 an à résidents	0,066	0,057	--	--
	f_{d2r} : taux de passage des individus dispersants de 2 ans et plus à résidents	0,004	0,004	--	--
	f_{rd2} : taux de passage de résident à dispersant	-0,171	-0,003	--	--
Dep. inter pop.	tp_1 : taux de philopatrie des individus d'1 an	0,236	0,214	0,251	0,227
	tp_2 : taux de philopatrie des individus potentiellement dispersants de 2 ans et plus.	<<0,001	<<0,001	--	--

FIGURE 28

Courbes de taux de croissance constants en fonction des couples de valeurs des taux de survie des chatons (s_c) et des taux de survie des résidents (s_r). Ce graphique correspond au modèle structuré en classes d'états et sans dispersion hors de la population. Le taux de croissance de 1,103 correspond aux conditions initiales du modèle. Les flèches rouges illustrent l'effet d'une même variation de valeur absolue de la survie des chatons ou des résidents sur le taux de croissance asymptotique.



6.2. Éléments de viabilité issus des modèles démographiques spatialement explicites

Viabilité des métapopulations d'Europe occidentale et française hors processus génétiques

L'ensemble des scénarios projetés via le modèle IBM spatialisé sans processus génétiques l'ont été en utilisant les paramètres définis en 5.6. À chaque fois, un minimum de 300 simulations de trajectoire de métapopulation a été réalisé, ce qui a permis d'obtenir des résultats statistiquement robustes. Globalement, les résultats suggèrent que l'avenir de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale, incluant la métapopulation française, est très sensible à toute modification de ses taux de survie et de dispersion moyens. Ces résultats sont mis en relief par les fortes disparités des probabilités d'extinction en 2130 selon les scénarios considérés.

Pour le scénario de connectivité dégradée (SVL 0-2), près de 32 % des trajectoires sont éteintes à l'horizon 2130 et des extinctions sont possibles dès 2050 (Tableau 27). Les scénarios d'augmentation des pressions (SVL 2-1) et des éliminations (SVL 2-2) montrent également de fortes probabilités d'extinction de la métapopulation d'Europe occidentale à l'horizon 2130, respectivement supérieures à 0,36 et 0,35 (Tableau 27, Figure 29). De fait, le statut de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale serait alors vulnérable en 2030 selon le critère E de l'UICN (voir 3.4.1 Tableau 12). Ces résultats suggèrent que, les populations de lynx

boréal tendent à décliner dès que les taux de dispersion entre populations sont réduits, et de façon concomitante les taux de survie des individus dispersants.

FIGURE 29

Probabilités d’extinction cumulées hors processus génétiques de la métapopulation d’Europe occidentale et de la métapopulation française de lynx boréal de 2020 à 2130 pour les différents scénarios socio-environnementaux. A : Métapopulation d’Europe occidentale. Chaque élément de figure correspond à une catégorie de scénarios, les couleurs sont liées aux sous-catégories de scénarios (voir Figure 24). Des courbes sont parfois superposées dans le cas de probabilités d’extinction très faibles; B : Métapopulation française sous l’hypothèse d’un isolement théorique des autres populations d’Europe occidentale de lynx boréal (traits pointillés, « France isolée ») ou métapopulation française connectée au reste de la métapopulation européenne (traits pleins, « France connectée ») pour le scénario tendanciel (SVL 0-1) et le scénario de connectivité dégradée (SVL 0-2).

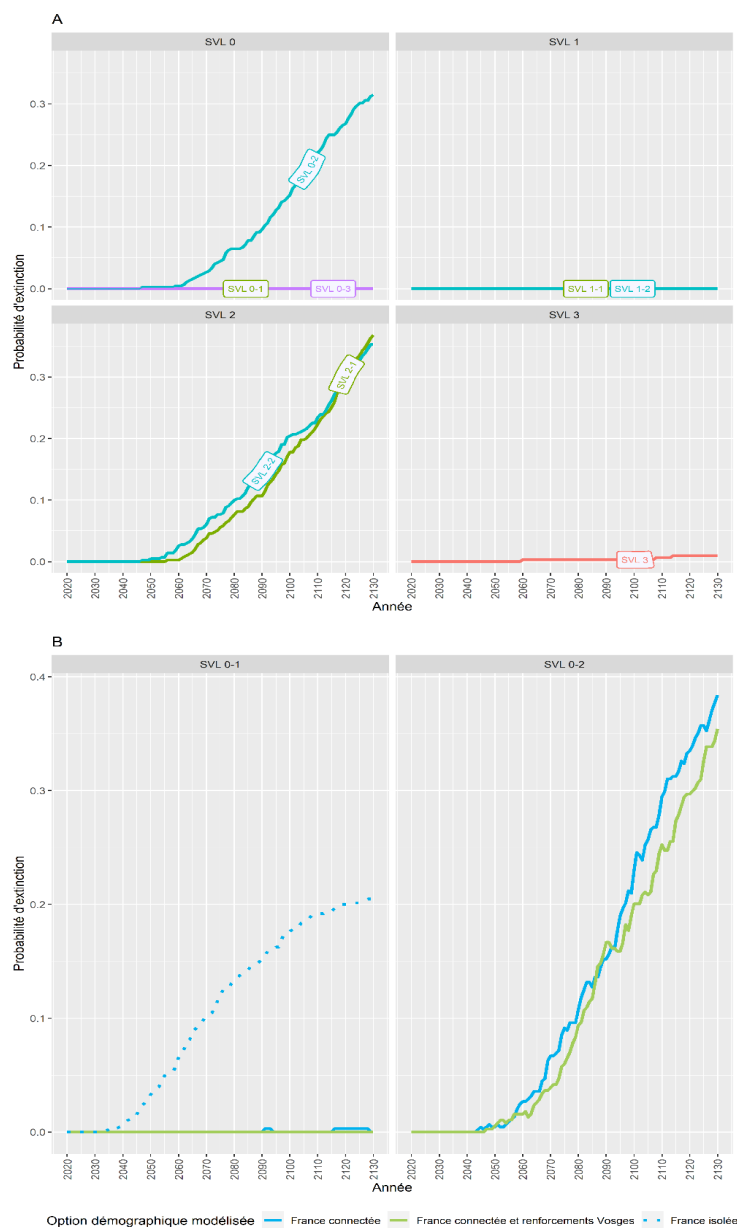


TABLEAU 27

Probabilités d’extinction hors processus génétiques de la métapopulation d’Europe occidentale de lynx boréal pour les différents scénarios socio-environnementaux.

Scénario	Probabilité d’extinction
Tendanciel (SVL 0-1)	0
Tendanciel (SVL 0-1) avec survie dégradée Vosges	0,002
Tendanciel (SVL 0-1) avec renforcement Vosges	0
Connectivité dégradée (SVL 0-2)	0,315
Connectivité dégradée (SVL 0-2) avec renforcement Vosges	0,255
Connectivité améliorée (SVL 0-3)	0
Zonage des activités (SVL 1-1)	0
Coexistence des activités (SVL 1-2)	0
Augmentation des pressions (SVL 2-1)	0,368
Augmentation des éliminations (SVL 2-2)	0,353
Réchauffement climatique (SVL 3)	0,01

En revanche, la probabilité d’extinction de la métapopulation de lynx boréal d’Europe occidentale apparaît faible dans plusieurs scénarios, toujours hors processus génétiques (Tableau 27, Figure 29). Tout d’abord, le scénario tendanciel SVL 0-1 montrerait une probabilité d’extinction de la population nulle. Elle reste extrêmement faible lorsque la survie de la population des Vosges est modélisée avec des paramètres de survie réduits pour mimer des destructions illégales localement importantes et induisant des dynamiques locales de puits démographique, selon ce qui a été observé pour les Vosges au cours des dernières décennies. Si la gestion de l’environnement était améliorée par rapport au scénario tendanciel (SVL 0-1), par exemple avec une gestion de la nature visant la coexistence des activités humaines et de la biodiversité (SVL 1-2), la probabilité d’extinction serait nulle ou quasi nulle. Même dans le cas d’un réchauffement climatique marqué (SVL 3), les résultats suggèrent que la métapopulation aurait de fortes chances de persister, mais toujours en l’absence de prise en compte des processus génétiques et avec une forte incertitude sur les trajectoires futures des zones d’habitats favorables qui restent potentiellement optimistes dans ce scénario.

Toutefois, même lorsque les probabilités d’extinction des populations sont très faibles (scénarios intermédiaires et favorables à la nature), il existe des différences notables entre eux et plusieurs points d’attention doivent être soulignés :

- même si les trajectoires ne s’éteignent pas sur l’horizon temporel de simulation, comme illustré pour le scénario tendanciel (SVL 0-1), une fraction d’entre elles peuvent être à la baisse par rapport à la situation actuelle (Figure A.10.1) ;
- des différences dans la taille finale de la métapopulation d’Europe occidentale de l’ordre de quelques dizaines à quelques centaines d’individus peuvent survenir en fonction des options démographiques considérées (renforcement ou survie dégradée dans les Vosges). Par exemple, les trajectoires simulées dans le cas du scénario tendanciel (SVL 0-1) sont centrées sur 1 278 (écart-type 375) en 2130. Cette moyenne tombe à 1 113 (écart-type 347) si la survie est dégradée dans les Vosges, soit près de 9 % de moins (Figure A.10.1).
- des différences de capacité de charge de l’ordre de 20 % sont observées entre les scénarios favorables à forte connectivité (SVL 0-3, SVL 1-1 et SVL 1-2) alors que la surface des zones d’habitats favorables ne varie que d’environ 5 % (Figure A.10.1) ;
- même une dynamique globalement positive de la métapopulation d’Europe occidentale n’empêche pas les dynamiques d’extinction/recolonisation locales, notamment pour les populations dont les effectifs sont faibles en 2020 (Figure A.10.2).

Enfin, d’un point de vue strictement démographique et en l’absence à ce stade de considérations génétiques, effectuer des renforcements, même relativement importants (trois femelles et deux mâles chaque année pendant cinq ans), ne semble pas suffire pour inverser la tendance négative du scénario de connectivité dégradée (SVL 0-2) sur lequel ces renforcements ont été simulés (Tableau 27, Figure 29). Garantir la viabilité à long terme de la métapopulation d’Europe occidentale requiert d’associer à tout programme de renforcement une amélioration des paramètres démographiques et de la connectivité entre populations.

Viabilité de la métapopulation française, hors processus génétiques

La situation de la métapopulation française a été considérée de deux manières différentes. Tout d’abord, les probabilités d’extinction de la métapopulation française au sein du reste de la métapopulation d’Europe occidentale ont été estimées (Figure 29, Tableau 28). Bien que la métapopulation française soit nécessairement de taille inférieure à celle d’Europe occidentale, leurs probabilités d’extinction diffèrent peu hors considérations génétiques. Par ailleurs, un isolement théorique de la métapopulation française du reste de la métapopulation d’Europe occidentale a été simulé afin de mieux saisir la responsabilité de la France dans l’état de conservation du lynx boréal. Dans ce cas, la probabilité d’extinction augmente fortement et atteint presque 0,21 sous le scénario tendanciel (SVL 0-1), ce qui correspond à un statut vulnérable en 2030 selon le critère E de l’UICN (Tableau 28, Figure 29).

TABLEAU 28

Probabilités d’extinction hors processus génétiques de la métapopulation française de lynx boréal à l’horizon 2130 pour les différents scénarios socio-environnementaux. Sous le scénario tendanciel (SVL 0-1), la métapopulation française est considérée soit comme connectée au sein de la métapopulation d’Europe occidentale (OUI), soit comme étant théoriquement isolée démographiquement des autres populations d’Europe occidentale (NON). Le renforcement dans les Vosges comprend trois femelles et deux mâles par an pendant cinq ans à partir de 2026. Dans le cas de l’option “survie dégradée”, les taux de survie des individus dispersants et adultes est abaissé à 0,6 pour simuler des destructions localement fortes.

Scénario	France connectée	Option démographique	Probabilité d’extinction de la métapopulation française
Tendanciel (SVL 0-1)	Oui		0
Tendanciel (SVL 0-1)	Oui	Renforcement Vosges	0
Tendanciel (SVL 0-1)	Oui	Survie dégradée Vosges	0,002
Tendanciel (SVL 0-1)	Non		0,206
Connectivité dégradée (SVL 0-2)	Oui		0,384
Connectivité dégradée (SVL 0-2)	Oui	Renforcement Vosges	0,354
Connectivité améliorée (SVL 0-3)	Oui		0,000
Zonage des activités (SVL 1-1)	Oui		0,000
Coexistence des activités (SVL 1-2)	Oui		0,000
Augmentation des pressions (SVL 2-1)	Oui		0,459
Augmentation des éliminations (SVL 2-2)	Oui		0,387
Réchauffement climatique (SVL 3)	Oui		0,01

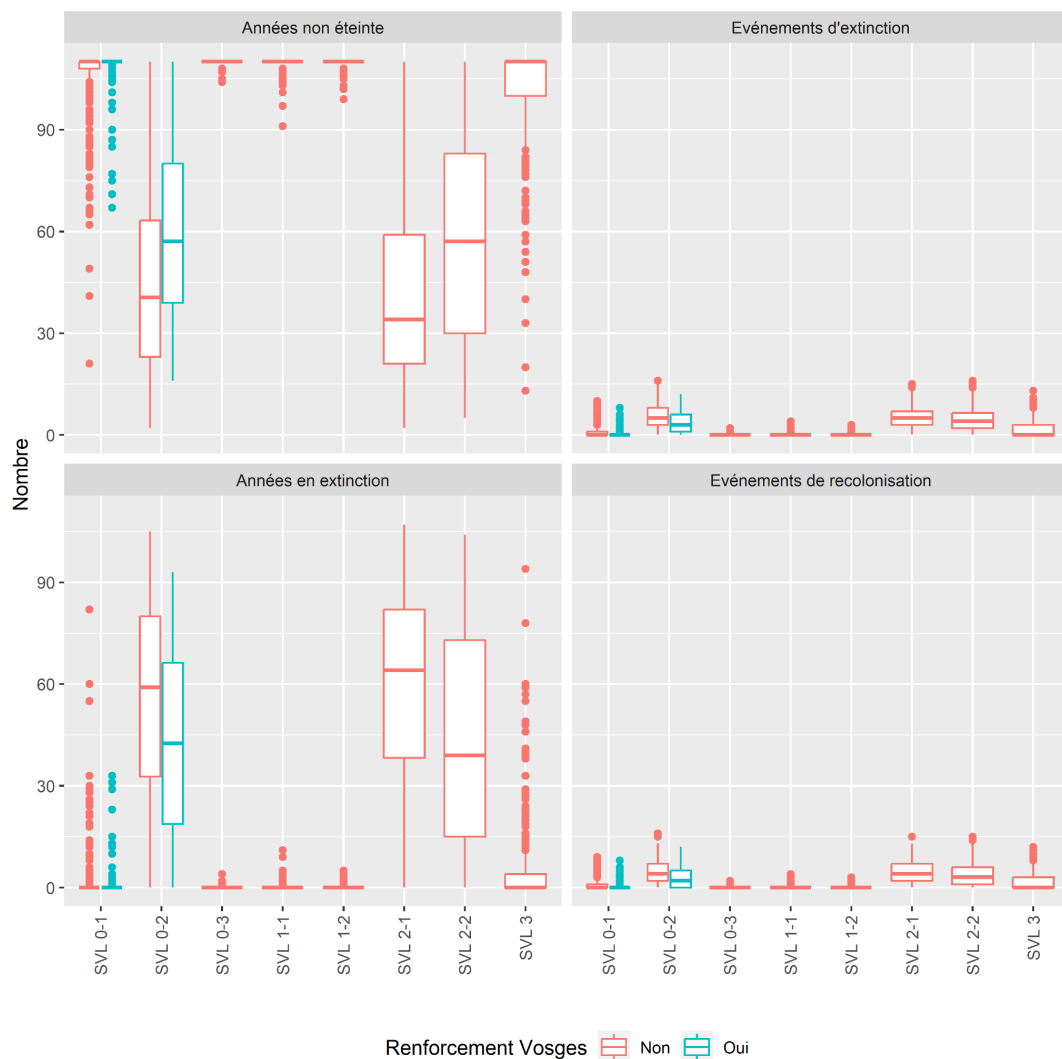
Viabilité de la population des Vosges, hors processus génétiques

Un focus sur la situation de la population vosgienne au sein de la métapopulation d’Europe occidentale a également été réalisé pour les différents scénarios de viabilité du lynx boréal. La figure 30 indique que le nombre d’années que cette population passerait en extinction est très dépendant du scénario de viabilité du lynx considéré, ce qui est cohérent avec les résultats précédents. Dans le cas des scénarios où la connectivité est dégradée (SVL 0-2 et SVL 2-1), le temps passé par la population en extinction est très important et peut couvrir la quasi-totalité

de la période 2020-2130. Il en va de même en cas d'augmentation des éliminations (SVL 2-2). Pour ces scénarios, le nombre d'années où la population est éteinte est en moyenne de l'ordre de 60. Il faut garder à l'esprit que cette population ne compte en 2020 qu'une dizaine d'individus d'après les estimations dérivées des données SCALP (Figure 25, section 5.6.4). Elle est donc facilement sujette à extinction et la probabilité d'une nouvelle colonisation est relativement faible pour le scénario tendanciel (SVL 0-1) et ceux dont la connectivité est plus faible (SVL 0-3 et SVL 2-1). En l'absence de considération génétique, un renforcement de la population pourrait améliorer la situation démographique de la population les premières années. Toutefois, il n'aurait que peu d'impact sur la dynamique globale de la population vosgienne lorsque celle-ci est négative (Figure 30).

FIGURE 30

Éléments relatifs à la dynamique d'extinction/recolonisation probable de la population vosgienne hors processus génétiques pour l'ensemble des scénarios de viabilité du lynx boréal au sein de la métapopulation d'Europe occidentale. Ce graphique présente la variabilité des nombres d'événements d'extinction et de recolonisation sur la période 2020-2130 ainsi que la variabilité des nombres d'années où la population des Vosges est éteinte ou non éteinte sur la même période. Rouge : scénarios sans renforcement dans les Vosges; bleu : scénario avec renforcement dans les Vosges.



6.3. Viabilité démo-génétique du lynx boréal

L'étude de la viabilité du lynx boréal en Europe occidentale et en France nécessite la prise en compte explicite des processus démo-génétiques et notamment de la dépression de consanguinité. En effet, en l'absence d'immigration depuis l'extérieur, cette dernière est fortement susceptible d'affecter la dynamique de la métapopulation d'Europe occidentale, composée de populations aux effectifs limités.

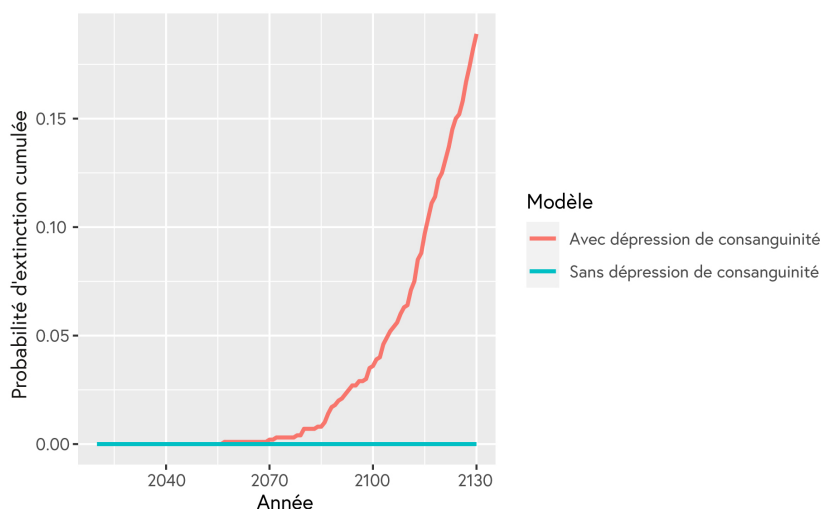
6.3.1. Viabilité sous scénario tendanciel (SVL 0-1)

Effets des processus démo-génétiques

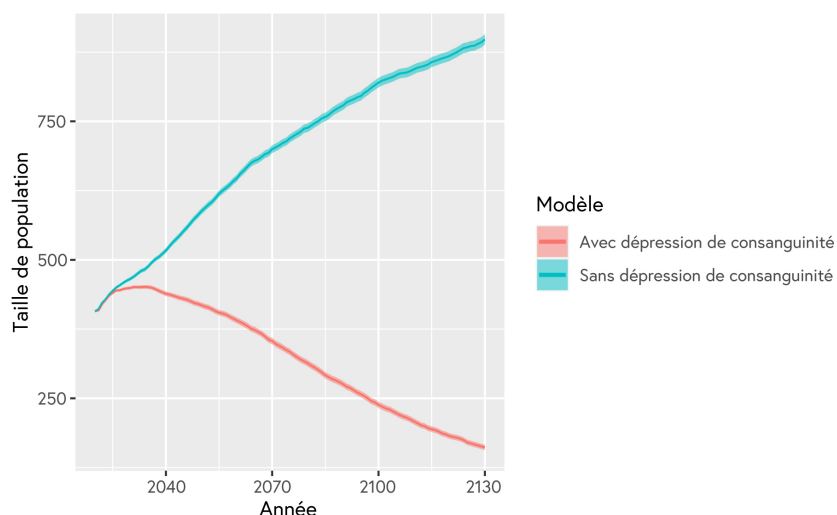
Dans le contexte du scénario tendanciel (SVL 0-1), la prise en compte des effets de la dépression de consanguinité modifie fortement les projections de viabilité à 2130 de la métapopulation de lynx boréal en Europe occidentale, que l'on considère la probabilité d'extinction, les effectifs de population ou la diversité génétique. En effet, la probabilité d'extinction cumulée devient alors non nulle aux alentours de 2057 pour atteindre 0,189 à l'horizon 2130 (Figure 31a). Les effectifs de la métapopulation continuent d'augmenter par rapport à 2020, mais moins fortement que dans un modèle sans dépression de consanguinité, jusqu'à un plafond aux alentours de 2030. Après cette date, l'effet de la dépression de consanguinité entraîne le déclin progressif des effectifs (Figure 31b.) pour atteindre environ 160 individus en moyenne en 2130. Enfin, la diversité génétique décline dans les modèles avec et sans dépression de consanguinité mais plus fortement dans le premier cas et de plus en plus fortement à partir de 2050.

FIGURE 31

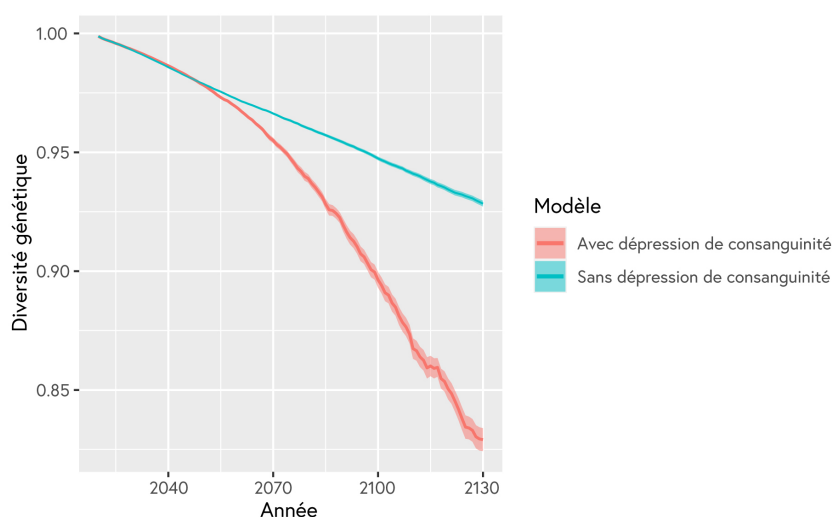
Comparaison des métriques de viabilité en présence ou absence de dépression de consanguinité, pour la métapopulation d'Europe occidentale sous le scénario tendanciel (SVL 0-1) a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs ; c) Diversité génétique.



a)



b)



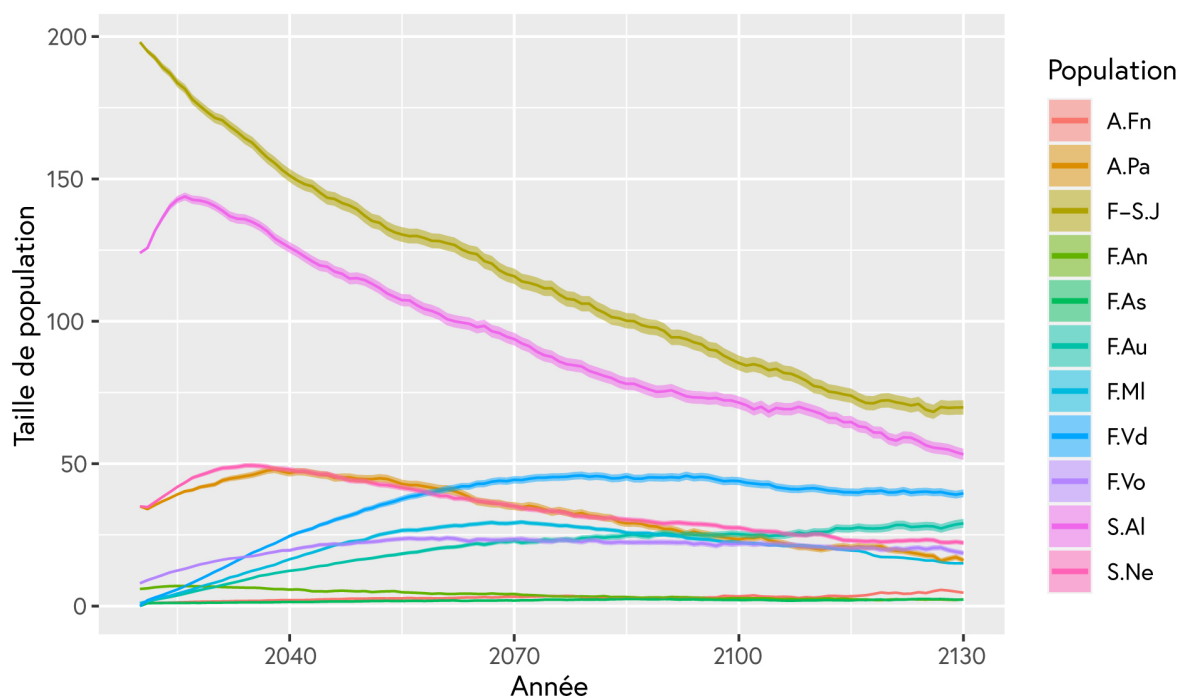
c)

Dynamiques des populations actuelles ou potentielles en Europe occidentale

Suivant le scénario tendanciel (SVL 0-1) avec dépression de consanguinité, la dynamique des effectifs des 11 populations actuelles ou potentielles de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale montre une diversité de trajectoires sur la période 2020-2130 (Figure 32). Si la plupart des populations montrent une période de croissance initiale, celle-ci est suivie, à une exception près, soit d'une décroissance généralement assez marquée dès la fin des années 2020-2030, soit d'un plateau parfois atteint plus tardivement. La colonisation de nouvelles populations est également hétérogène.

FIGURE 32

Dynamique des effectifs de chacune des 11 populations actuelles ou potentielles identifiées en Europe occidentale, entre 2020 et 2130 sous scénario tendanciel (SVL 0-1) avec processus démo-génétiques. Voir Figure 10 pour la liste des acronymes des populations.



6.3.2. Viabilité sous les différents scénarios socioécosystémiques

Le bilan des métriques de viabilité pour l'ensemble de la métapopulation d'Europe occidentale en 2130 est fourni pour les différents scénarios par le tableau 29. Il y a 0 % d'extinction entre 2020 et 2030 dans tous les scénarios, à une exception près (voir 6.5).

TABLEAU 29

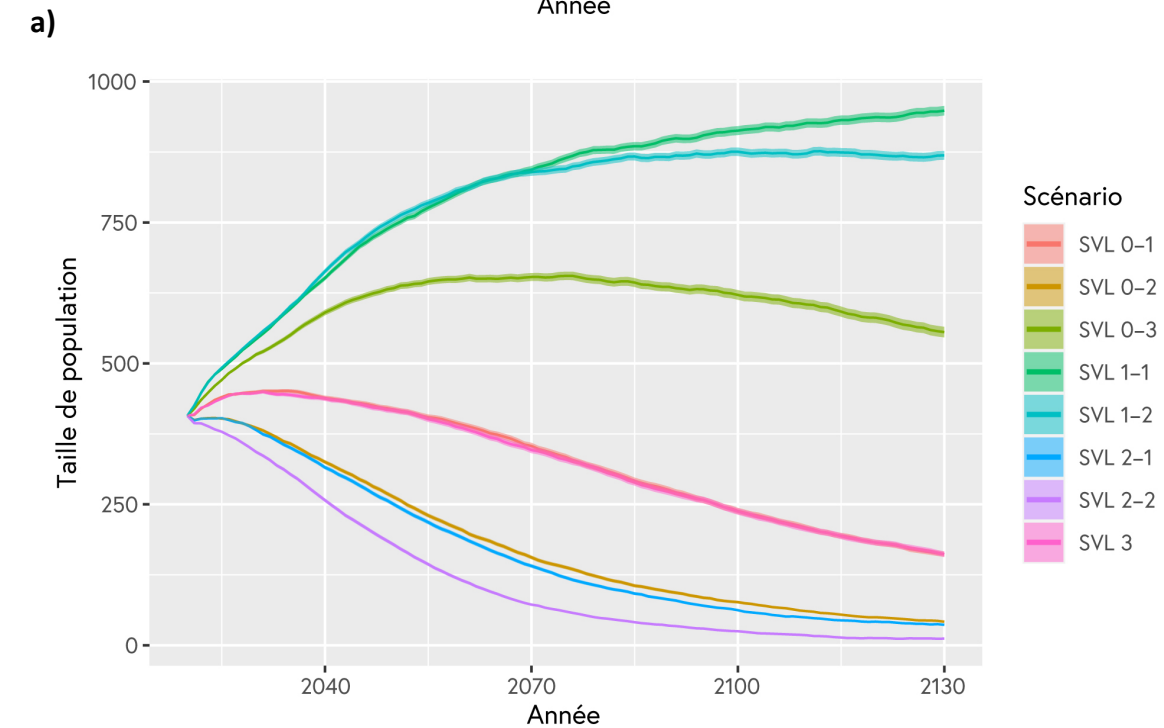
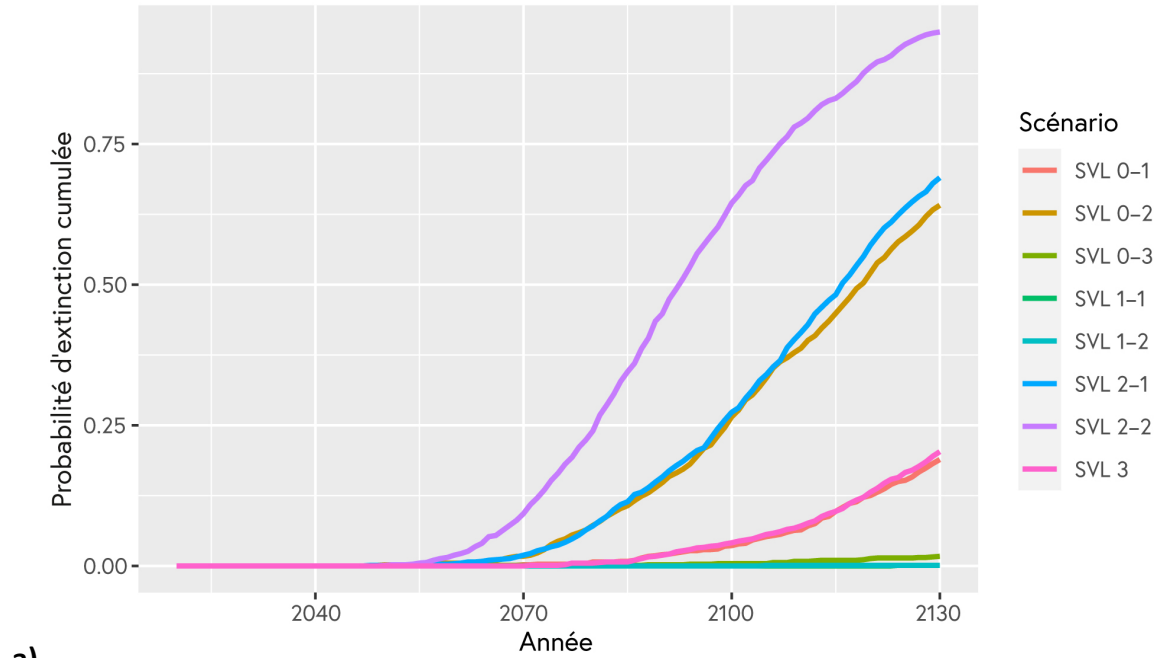
Métriques de viabilité de la métapopulation de lynx boréal en 2130 suivant les scénarios socioécosystémiques incluant les processus démo-génétiques

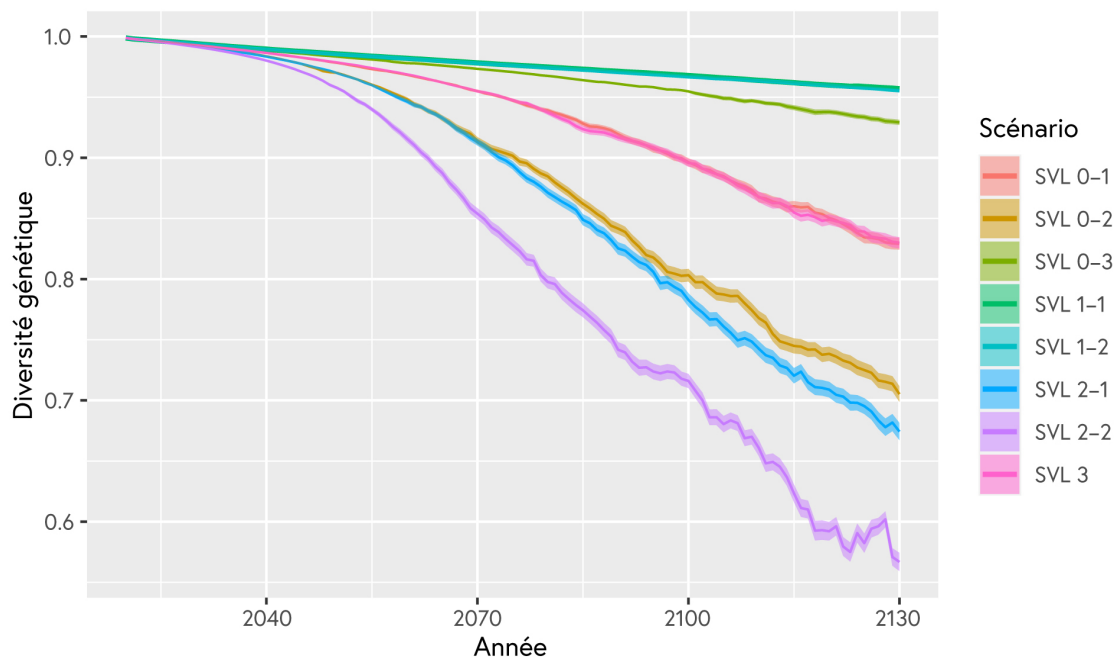
Scénario	Prob. ext. 2130	Effectifs moyens 2130	Écart-type Effectifs	Diversité génétique 2130	Écart-type Div. gén.
SVL 0-1	0,189	161,4	148,0	0,829	0,152
SVL 0-1 France isolée	0,715	52,5	58,5	0,679	0,211
SVL 0-2	0,641	41,8	53,8	0,705	0,203
SVL 0-3	0,017	555,6	296,1	0,929	0,068
SVL 1-1	0,001	948,3	266,9	0,957	0,017
SVL 1-2	0,001	869,1	245,7	0,955	0,019
SVL 2-1	0,690	36,3	45,8	0,674	0,225
SVL 2-2	0,949	11,8	14,6	0,567	0,237
SVL 3	0,203	161,5	149,8	0,830	0,147

Ces résultats à 2130 sont complétés par la dynamique de ces métriques au cours du siècle à venir au-delà de 2030, en montrant les tendances plus ou moins favorables ou défavorables suivant les scénarios (Figure 33).

FIGURE 33

Dynamique des métriques de viabilité entre 2020 et 2130 pour la métapopulation d'Europe occidentale pour les différents scénarios (les métriques pour la métapopulation française sont nécessairement moins favorables) : a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs ; c) Diversité génétique.





c)

En cohérence à la démarche globale de cette analyse de viabilité définie en 3. et notamment 3.4.1., les résultats précédents de risque d'extinction et de dynamique temporelle des métriques de viabilité permettent d'appliquer une démarche de catégorisation du statut liste rouge de l'UICN à ces métapopulations de lynx boréal en 2030. Ceci est appliqué à la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale suivant les différents scénarios de viabilité, ainsi qu'à la métapopulation française sous l'hypothèse théorique de son isolement strict du reste de la métapopulation d'Europe occidentale en scénario tendanciel (Tableau 30). Ces résultats montrent que seuls trois scénarios permettent de maintenir un statut de « préoccupation mineure » (SVL 0-3 connectivité améliorée, SVL 1-1 zonage des activités ou SVL 1-2 coexistence des activités) en 2030. Tous les autres placent le lynx boréal en statut « vulnérable » en Europe occidentale en 2030. Il est important de souligner que ce statut de vulnérabilité recouvre une diversité de situations avec des probabilités d'extinction à 100 ans, donc entre 2030 et 2130, allant de 0,189 à 0,949 suivant les scénarios. Tous les scénarios associés à un statut vulnérable entraînent une forte accélération de probabilités d'extinction, mais c'est l'inertie des processus de dépression de consanguinité qui limite le classement en catégories « en danger critique » ou « en danger » sur le temps court même pour des scénarios à très forts risques d'extinction à 100 ans. Les statuts de la métapopulation française connectée au reste de la métapopulation d'Europe occidentale n'ont pu être estimés directement par le critère E de l'UICN, mais ils sont nécessairement équivalents ou plus défavorables que le statut de la métapopulation d'Europe occidentale. Le statut de la métapopulation française de lynx boréal sous l'hypothèse théorique d'un isolement strict du reste de l'Europe est vulnérable mais avec une très forte probabilité d'extinction à 100 ans (0,715).

TABLEAU 30

Statuts liste rouge régionale en 2030 établis suivant le critère E de viabilité, pour la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale suivant les différents scénarios de viabilité ainsi que pour l'hypothèse d'isolement théorique de la métapopulation française. Voir 3.4.1. pour le rappel du critère E des listes rouges UICN; CR : en danger critique; EN: en danger; VU: Vulnérable; LC: préoccupation mineure. D'après UICN 2012. Voir 5.1 pour le rappel des scénarios. Résultats pour la métapopulation d'Europe occidentale à chaque ligne, sauf pour la France théoriquement isolée en deuxième ligne. Temps de génération de 5,3 ans estimé sous Vortex sur le cycle de vie des femelles et des mâles de lynx boréal.

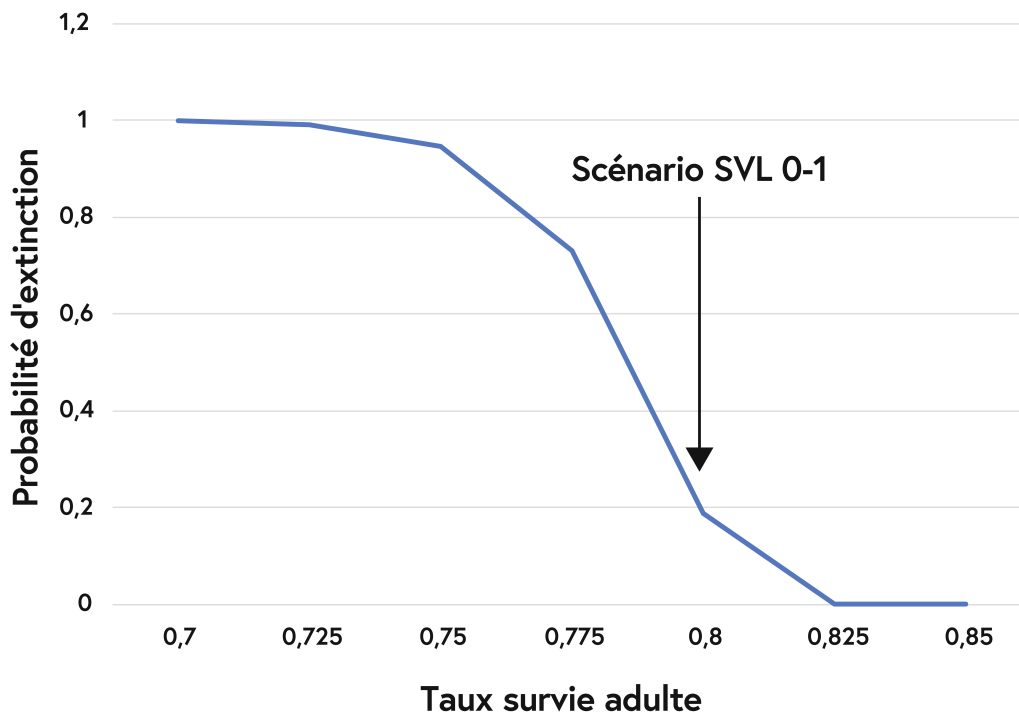
Scénario	Probabilités d'extinction P_{ext}					Statut régional
	CR si $P_{ext} \geq 0,5$		EN si $P_{ext} \geq 0,2$		VU si $P_{ext} \geq 0,1$	
	10 ans	3 générations	20 ans	5 générations	100 ans	
SVL 0-1	0	0	0	0	0,189	VU
SVL 0-1 France	0,009	0,023	0,041	0,078	0,715	VU
SVL 0-2	0	0	0,002	0,003	0,641	VU
SVL 0-3	0	0	0	0	0,017	LC
SVL 1-1	0	0	0	0	0,001	LC
SVL 1-2	0	0	0	0	0,001	LC
SVL 2-1	0	0	0,001	0,002	0,69	VU
SVL 2-2	0	0	0,001	0,006	0,949	VU
SVL 3	0	0	0	0	0,203	VU

6.4. Sensibilité de la viabilité de la métapopulation de lynx boréal à sa survie adulte

La survie adulte du lynx boréal est affectée directement par certaines pressions actuelles ou potentielles résultant de la gestion des socioécosystèmes dans lesquels il s'inscrit. Ainsi, le scénario pessimiste considérant un éventuel durcissement des destructions (SVL 2-2) avec un taux de survie adulte réduit (0,77) mène à une dynamique d'extinction assez rapide (probabilité d'extinction de 0,02 en 2060, de 0,09 en 2070, de 0,95 en 2130). Afin d'analyser la sensibilité des probabilités d'extinction et des effectifs de métapopulation à la probabilité de survie adulte, celle-ci a été modifiée graduellement entre plusieurs séries de simulations à partir du scénario tendanciel (SVL 0-1). Une baisse de quelques pour cent du taux de survie (par exemple passer de 0,8 à 0,78 ou 0,77) suffit pour passer d'une probabilité du risque d'extinction de 0,2 à plus de 0,75 sur 100 ans (Figure 34).

FIGURE 34

Sensibilité de la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale de lynx boréal à sa survie adulte sous le scénario tendanciel SVL 0-1.



6.5. Viabilité de la métapopulation française de lynx boréal indépendamment du reste de la métapopulation d'Europe occidentale

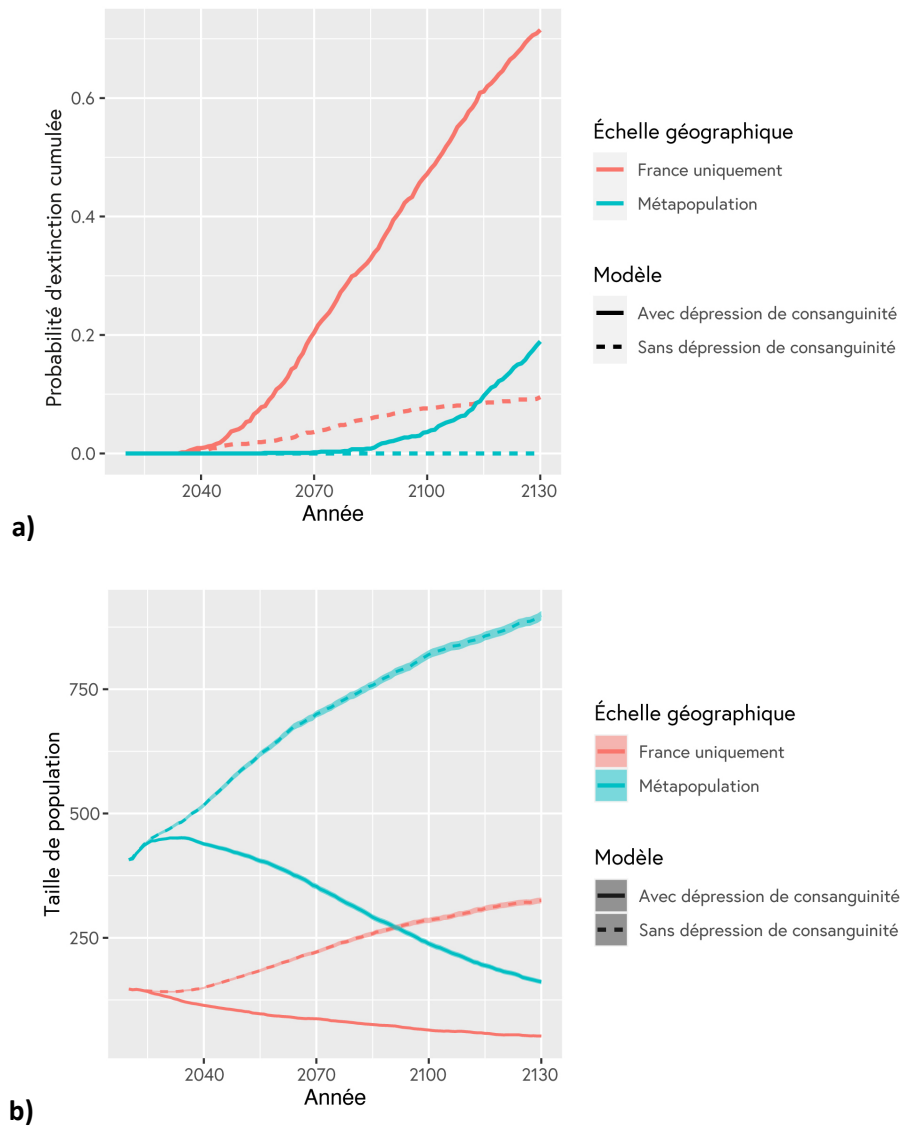
Afin d'évaluer la responsabilité de la France vis-à-vis de la conservation du lynx boréal sur son territoire national, indépendamment de l'état de conservation de l'espèce dans les pays voisins, un scénario théorique a été simulé ne considérant que la partie française de la métapopulation d'Europe occidentale. Ce scénario montre que la viabilité de la métapopulation française ainsi isolée serait très faible avec une probabilité d'extinction de 0,715 en 2130 ans dans le cas du scénario tendanciel (SVL 0-1) (Figure 35).

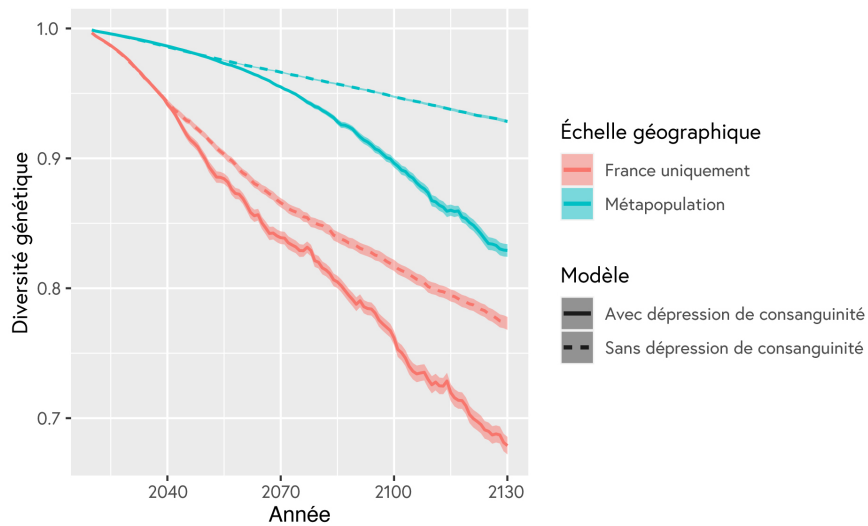
Comme montré en section 6.3., la dynamique des métriques de viabilité entre 2020 et 2130 avec et sans dépression de consanguinité montre le très fort effet de ce processus génétique dans la réduction de la viabilité de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale et, à fortiori, de France. Ceci serait particulièrement fort sous l'hypothèse théorique d'une métapopulation française qui ne devrait compter que sur sa propre dynamique,

indépendamment de l'existence des populations adjacentes (toujours sous scénario tendanciel) (Figure 35).

FIGURE 35

Comparaison des métriques de viabilité en présence ou absence de dépression de consanguinité, pour les 11 populations d'Europe occidentale et pour la métapopulation française sous l'hypothèse théorique de son isolement (sous scénario tendanciel, SVL 0-1) : a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs ; c) Diversité génétique.



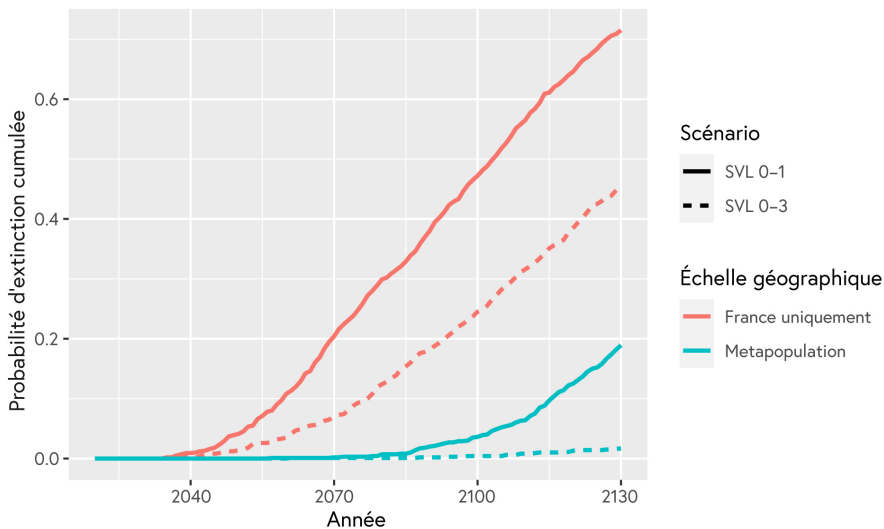


c)

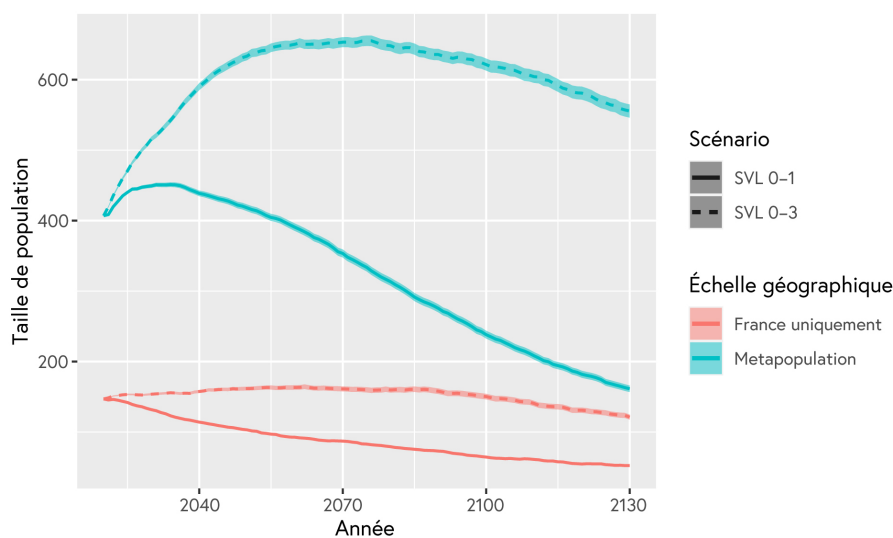
Même avec le scénario de connectivité le plus favorable (SVL 0-3), la situation de la métapopulation française sous l'hypothèse théorique d'un isolement strict du reste de la métapopulation d'Europe occidentale reste défavorable (Figure 36).

FIGURE 36

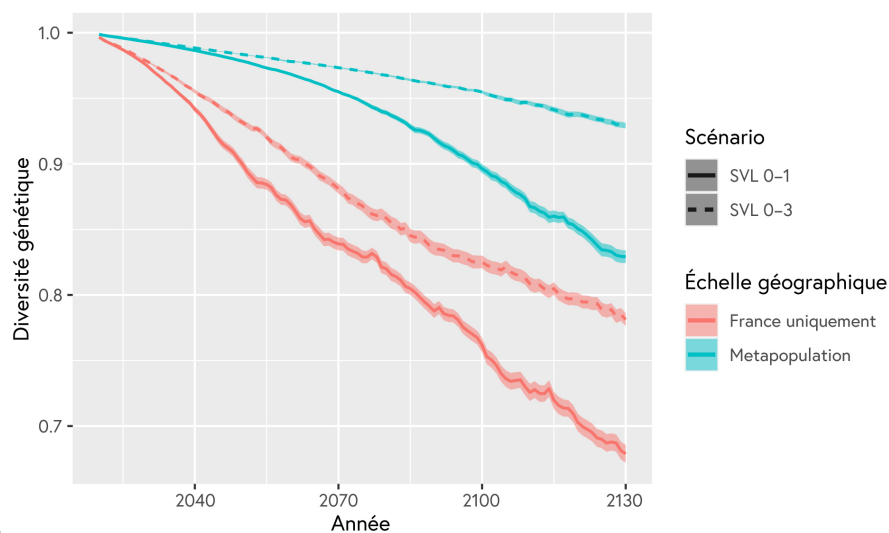
Résultats des scénarios SVL 0-1 et SVL 0-3 de viabilité de lynx boréal pour la métapopulation d'Europe occidentale (Metapopulation) et sous l'hypothèse théorique de l'existence de la seule métapopulation française de lynx boréal (France uniquement) de 2020 à 2130 : a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs des métapopulations ; c) Diversité génétique.



a)



b)



c)

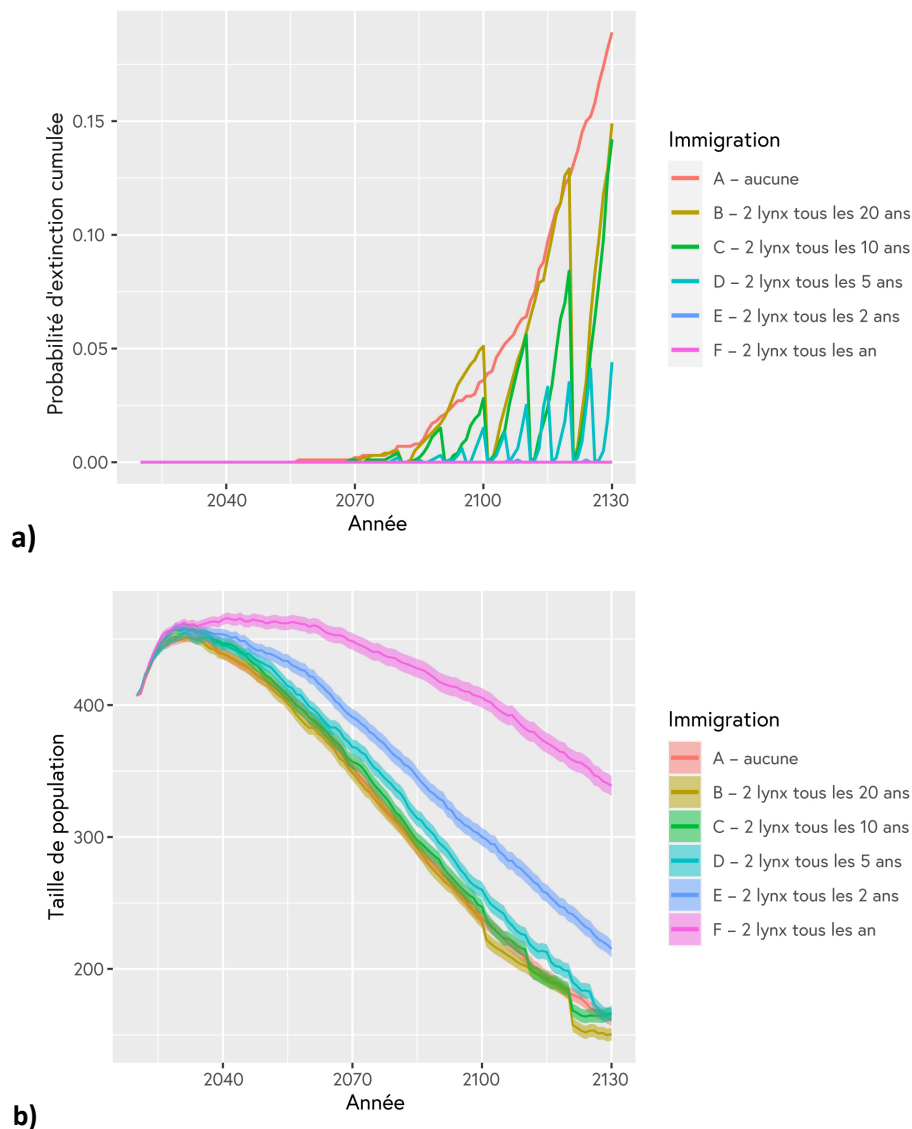
6.6. Sensibilité de la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale à de l'immigration depuis les populations des Carpates

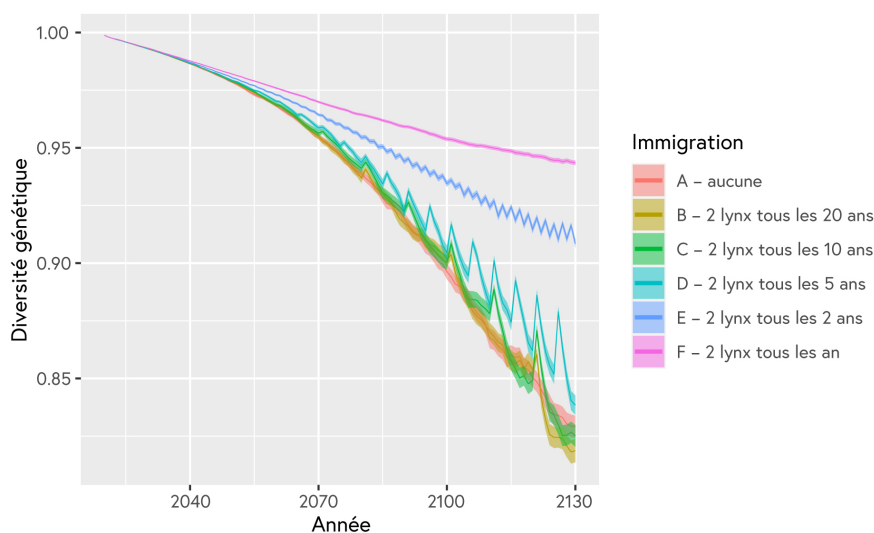
Dans les modèles précédents, la métapopulation d'Europe occidentale est considérée comme strictement isolée des populations d'Europe centrale ce qui correspond au consensus de connaissance porté par les experts du panel. Néanmoins, afin d'évaluer la sensibilité théorique des métriques de viabilité à des immigrations spontanées de lynx boréal depuis les Carpates, plusieurs scénarios d'immigration ont été considérés. Étant donné l'impossibilité de modéliser un tel apport extérieur de manière stochastique sous Vortex, ces immigrations théoriques ont été considérées via des nombres fixes et réguliers d'immigrants. Globalement, une immigration régulière améliore qualitativement la viabilité de la métapopulation de lynx

boréal d'Europe occidentale, mais ne renverse pas totalement la situation avec des effets de dépression de consanguinité qui continuent d'affecter négativement la viabilité de ces populations, même avec un flux soutenu de deux dispersants par an (Figure 37). Il est important de souligner que le processus d'immigration tel qu'il est modélisé ne garantit pas la reproduction effective des dispersants dans leur population d'arrivée (le processus de survie et d'accès à la reproduction est entièrement stochastique ; il ne s'agit donc pas de deux dispersants efficaces au sens génétique du terme).

FIGURE 37

Effets de l'immigration d'individus non consanguins (1 mâle + 1 femelle dans les deux plus grandes populations à différents rythmes d'immigration) sous le scénario tendanciel (SVL 0-1) : a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs; c) Diversité génétique.





c)

6.7. Renforcement de population et viabilité du lynx boréal

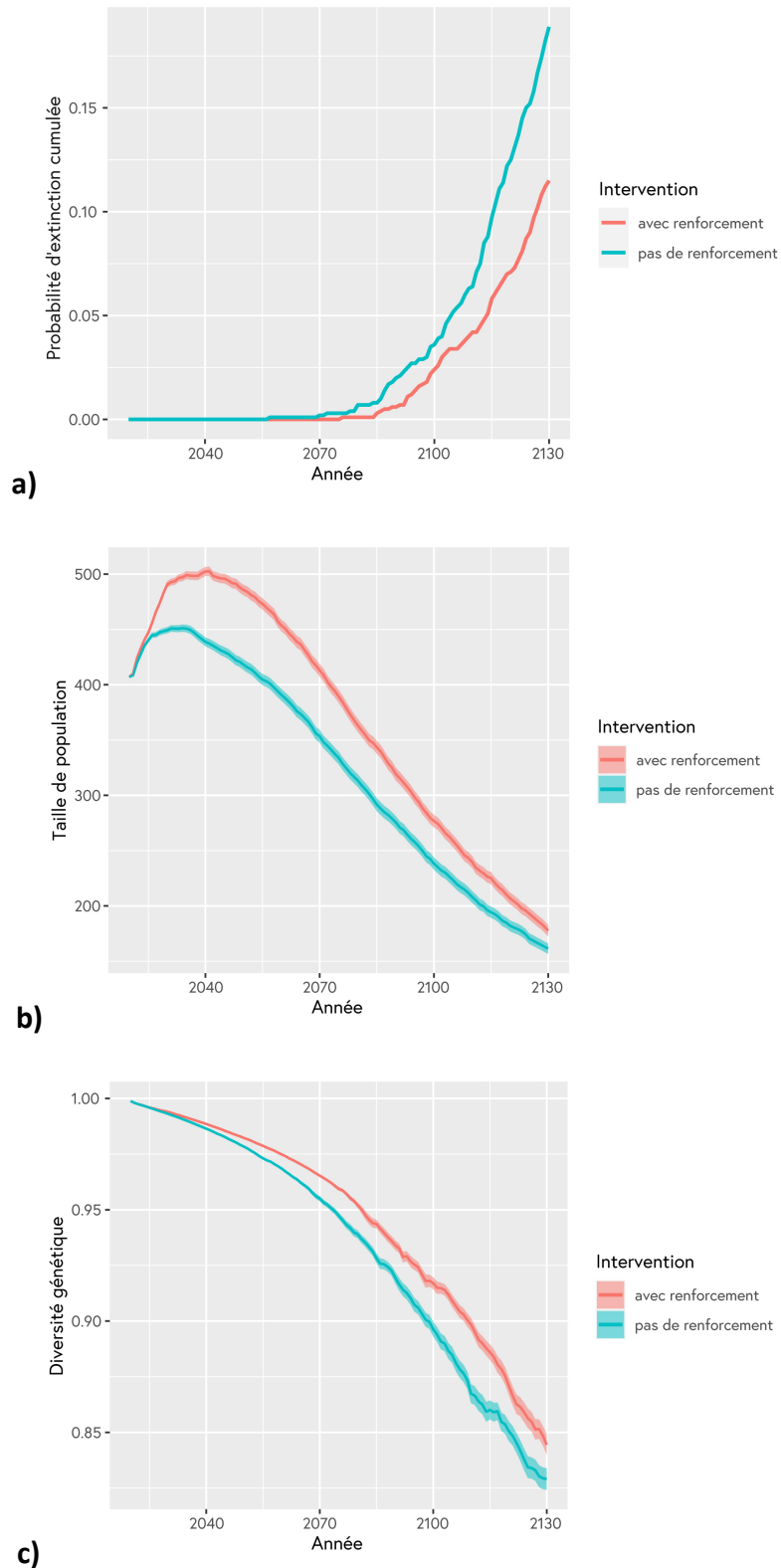
6.7.1 Effets d'un renforcement sous scénario tendanciel (SVL 0-1) sur la viabilité de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale

Face au fort effet de la dépression de consanguinité (voir 6.3.1) et à la probabilité quasiment nulle d'une immigration naturelle depuis les Carpates sur la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale du lynx boréal, le renforcement de population a été considéré sous scénario tendanciel (SVL 0-1). Il est simulé dans la population des Vosges en considérant le lâcher de deux mâles et trois femelles par an pendant cinq ans, soit 25 individus au total, à partir de 2026. Les effets d'un tel renforcement sont analysés à l'échelle de la métapopulation d'Europe occidentale (Figure 38) et à l'échelle des Vosges elles-mêmes (Figure 39).

La probabilité d'extinction de la métapopulation d'Europe occidentale à 2130 passe de 0,189 à 0,115 soit une réduction d'environ 40 %. Les premières extinctions sont repoussées de vingt ans environ entre un modèle sans et avec renforcement. Les effectifs et la diversité génétique sont quantitativement améliorés mais ils gardent une tendance à un fort déclin à l'horizon 2130.

FIGURE 38

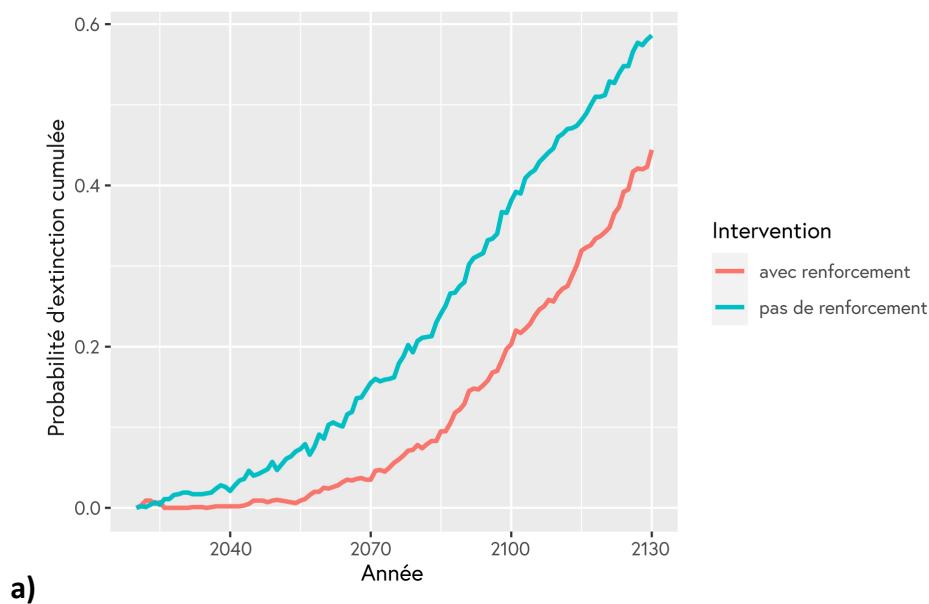
Effets d'un scénario de renforcement dans les Vosges, via le lâcher de deux mâles et trois femelles par an pendant cinq ans à partir de 2026, sur la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale, sous scénario tendanciel (SVL 0-1) : a) Probabilité d'extinction ; b) Effectifs; c) Diversité génétique.

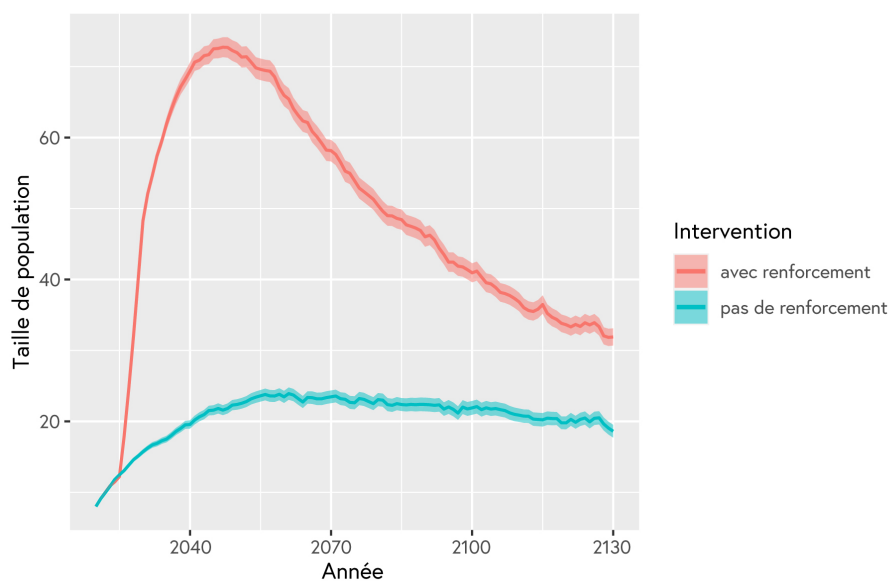


À l'échelle des Vosges, le renforcement réduit la probabilité d'extinction locale d'environ 25 % de 0,59 à 0,44 à l'horizon 2130 (Figure 39a). Cette probabilité d'extinction avec renforcement reste néanmoins très élevée si on la compare aux standards usuels en analyse de viabilité. Les effectifs en cas de renforcement augmentent fortement jusqu'à atteindre 72 individus en 2045 avant de décroître à nouveau (Figure 39b). Le déclin de la diversité génétique reste marqué et sur la même pente qu'en l'absence de renforcement de population. Toutefois, ayant de fait augmenté suite au lâcher de 25 individus non consanguins avec les individus résidents de la population vosgienne, la diversité génétique est plus forte à l'horizon 2130 qu'en l'absence de renforcement (Figure 39c).

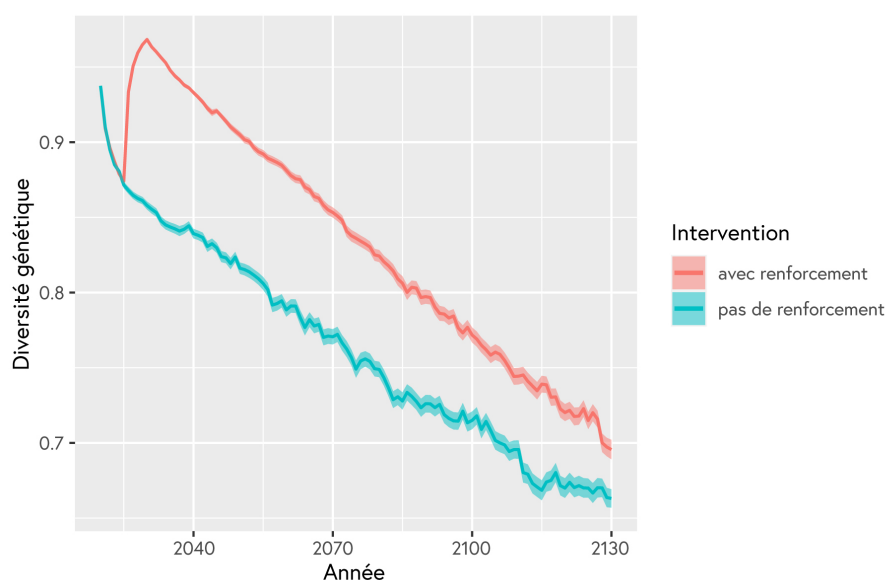
FIGURE 39

Effets d'un scénario de renforcement dans les Vosges, via le lâcher de deux mâles et trois femelles par an pendant cinq ans à partir de 2026, sur la viabilité de la population des Vosges , sous scénario tendanciel (SVL 0-1) : a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs ; c) Diversité génétique.





b)



c)

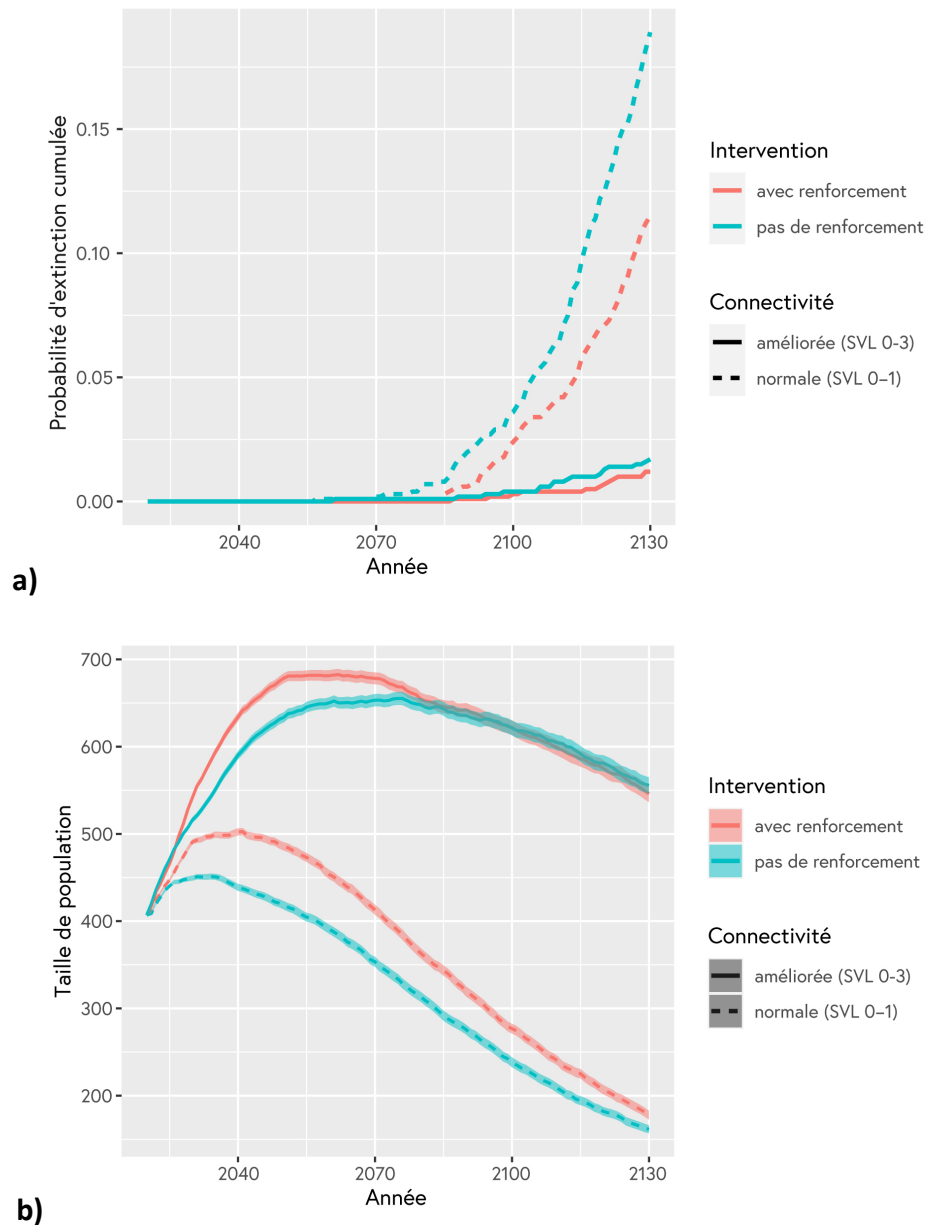
6.7.2 Croisement des effets d'un renforcement et d'une amélioration de la connectivité (SVL 0-3) sur la viabilité de la population des Vosges

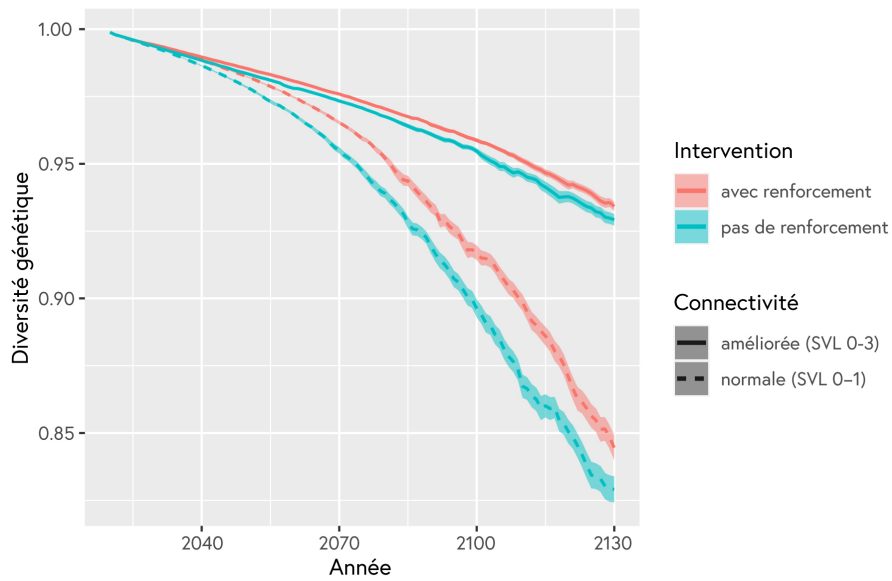
Afin de comparer les effets relatifs d'un renforcement dans les Vosges et de politiques d'amélioration globale de la connectivité dans la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale, le renforcement a été simulé sous les scénarios tendanciel (SVL 0-1) et de connectivité améliorée (SVL 0-3). Ainsi renforcement et amélioration de la connectivité ont été croisés. Les résultats de ces simulations sont présentés pour la viabilité de la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale (Figure 40) et pour la viabilité de la population des Vosges (Figure 41). Il apparaît un effet très fort de l'amélioration de la

connectivité sur la viabilité de la métapopulation dans son ensemble et de la population des Vosges. Cet effet est supérieur à celui du seul renforcement simulé dans les Vosges.

FIGURE 40

Comparaison de la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale, suivant un renforcement (avec/sans renforcement de deux mâles et trois femelles par an dans les Vosges entre 2026 et 2030) et/ou une amélioration de la connectivité entre populations de lynx boréal (SVL 0-1 vs SVL 0-3) : a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs ; c) Diversité génétique. Connectivité normale = connectivité conservée (scénario tendanciel SVL 0-1)

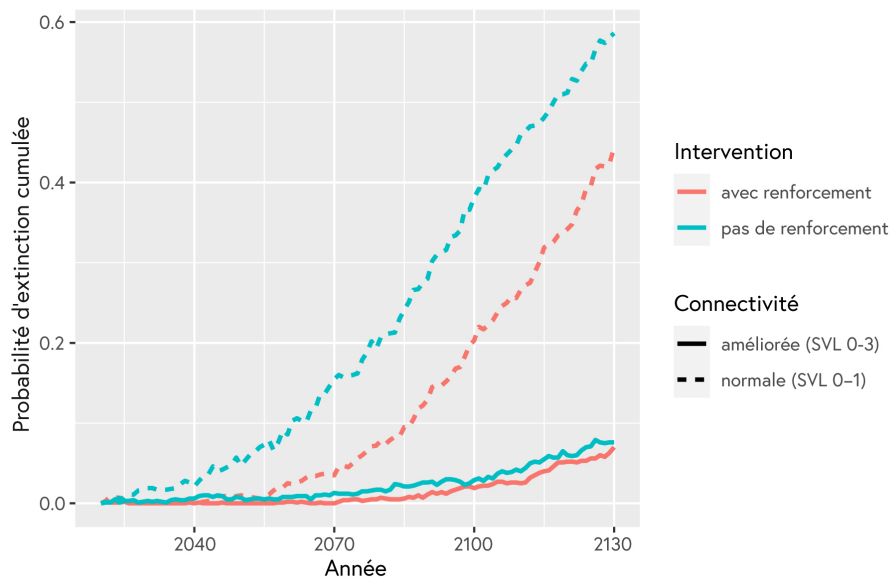




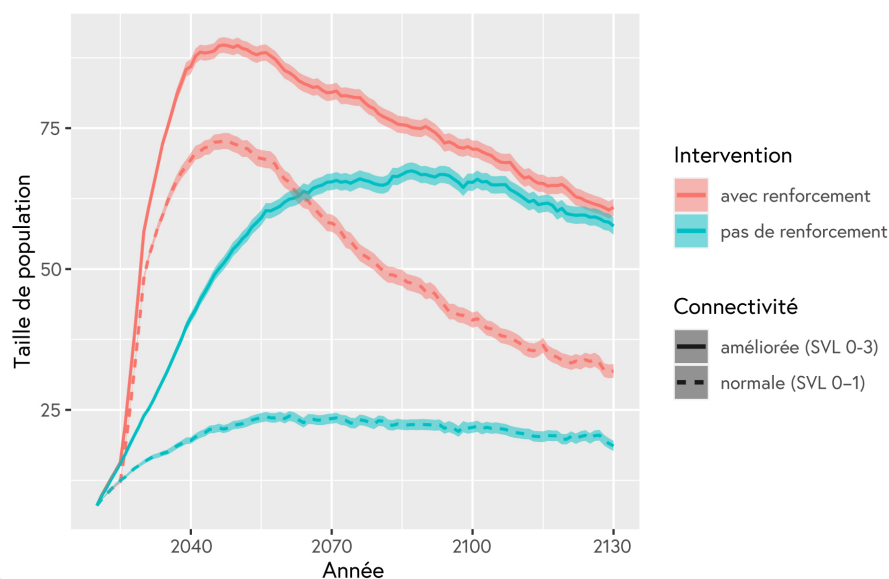
c)

FIGURE 41

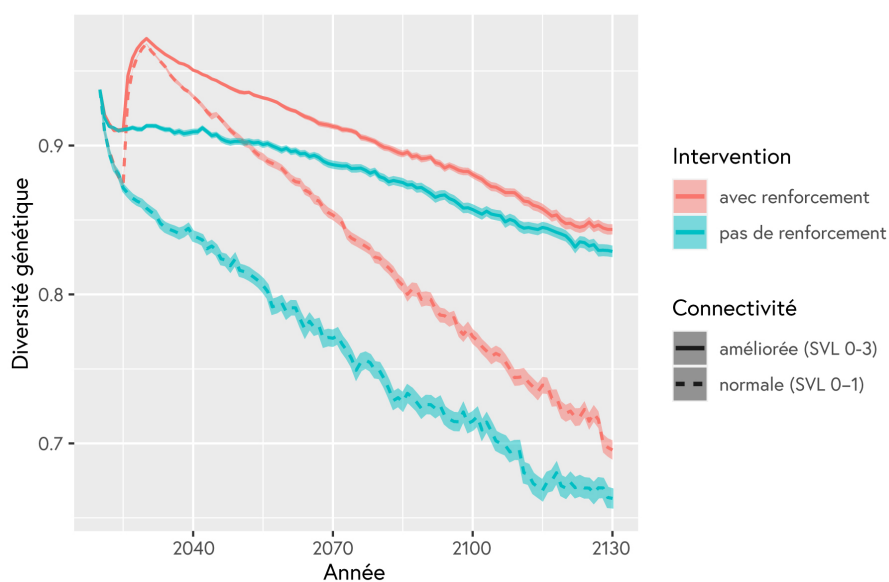
Comparaison de la viabilité de la population de lynx boréal des Vosges, suivant un renforcement (avec/sans renforcement de deux mâles et trois femelles par an dans les Vosges entre 2026 et 2030) et/ou une amélioration de la connectivité entre populations de lynx boréal (SVL 0-1 vs SVL 0-3) : a) Probabilité d'extinction cumulée ; b) Effectifs ; c) Diversité génétique.



a)



b)



c)

7. Discussion, perspectives et recommandations

7.1. Cadre d'interprétation et de validité des scénarios et des modèles

Comme pour toute analyse de viabilité, les résultats obtenus au cours de l'ESCO doivent être replacés dans le cadre d'interprétation de cette analyse façonnée par les choix, les contraintes techniques, les limites de connaissances et les moyens disponibles pour sa réalisation.

7.1.1. Cadre d'interprétation et de validité des scénarios

L'élaboration des scénarios a été réalisée par le panel d'experts et l'équipe projet, en s'appuyant sur l'enquête sociologique et le travail de caractérisation des territoires. Néanmoins, elle n'a pas suivi un processus participatif impliquant directement les acteurs concernés, qui s'étaient par ailleurs peu exprimés sur les scénarios d'évolution de leur territoire dans le cadre des entretiens réalisés.

Les modalités qui distinguent les scénarios du scénario tendanciel (par exemple les collisions et les destructions) ont été appliquées dès 2020 sur l'ensemble de l'horizon temporel considéré.

Les scénarios intègrent imparfaitement :

- les dynamiques possibles des secteurs d'activités professionnelles et récréatives en interaction avec le lynx boréal (élevage, chasse, sylviculture, conservation de la nature, tourisme de nature) ;
- les dynamiques possibles des habitats forestiers du lynx boréal, qui restent incertaines (voir Encadré 2) ;
- les dynamiques possibles des différentes espèces d'ongulés qui entrent dans le régime alimentaire du lynx boréal. La dynamique de recolonisation par le cerf élaphe de certaines zones de Suisse et des Vosges est ainsi susceptible d'avoir une influence sur les autres espèces d'ongulés sauvages et notamment le chevreuil (Richard *et al.* 2010). Par ailleurs, le cerf élaphe peut être une proie secondaire importante du lynx boréal (Schmidt 2008; Krofel *et al.* 2011; Mayer *et al.* 2012). Les effets de ces dynamiques complexes sur les populations de lynx boréal restent actuellement méconnus.

La probabilité de réalisation des différents scénarios n'a pas été évaluée formellement. Toutefois, l'éventail de scénarios considérés a permis d'envisager une large gamme de futurs possibles et d'explorer la sensibilité de la viabilité du lynx boréal à une diversité de facteurs socioécologiques, à différentes échelles spatiales et temporelles.

7.1.2. Cadre d'interprétation et de validité des modèles

En ce qui concerne l'horizon temporel, projeter l'utilisation des sols au-delà de l'horizon 2050 n'est pas considéré comme réaliste (Dou *et al.* 2021, 2023), en raison de l'ampleur des incertitudes sur les changements de cette utilisation et les mécanismes qui les régissent. Les projections en 2050 ont été considérées comme constantes sur la période 2050-2130 dans le modèle démographique. Dans le modèle démo-génétique sous VORTEX, la dynamique des capacités de charge a été considérée comme linéaire sur l'ensemble de la période.

En ce qui concerne le périmètre spatial, la modélisation de la distribution actuelle et potentielle des populations du lynx boréal a été effectuée en prenant en compte des zones d'habitat favorable situées au-delà des massifs de présence actuels de l'espèce. Néanmoins, l'ESCO n'a pas couvert la totalité du territoire national, étant donné la dynamique de dispersion et de colonisation de nouveaux territoires par l'espèce.

Pour des raisons de faisabilité et de complémentarité, l'analyse a utilisé plusieurs types de modèles : des modèles matriciels de cycle de vie, des modèles démographiques individuels centrés spatialement explicites et des modèles démo-génétiques non spatialement explicites. L'utilisation conjointe de ces différents modèles a permis de mieux comprendre les interactions entre processus biologiques, socioécologiques et génétiques.

En l'absence de données mesurées dans les populations étudiées, la modélisation s'est appuyée pour certains paramètres sur des données issues de la littérature et/ou à dire d'experts.

La modélisation de l'effet d'un éventail plus diversifié de paramètres que ceux pris en compte dans les différents scénarios nécessiterait d'utiliser des moyens de programmation plus rapides que ceux disponibles dans le cadre de l'ESCO.

7.2. Viabilité des populations de lynx boréal en Europe occidentale et en France

7.2.1. Métapopulation française et d'Europe occidentale de lynx boréal

Les populations actuelles ou potentielles de lynx boréal en Europe occidentale constituent une métapopulation transfrontalière dont fait partie la métapopulation française. La métapopulation d'Europe occidentale a bénéficié de programmes de translocation dans plusieurs pays. Elle couvre des surfaces importantes mais présente des caractéristiques qui influencent toutes négativement sa viabilité : elle est de petite taille ; sa diversité génétique est faible ; elle est structurée en populations inégalement mais dans l'ensemble très faiblement connectées ; elle est fortement sinon totalement isolée d'autres métapopulations.

La viabilité de la métapopulation française est par essence inférieure ou égale à celle de la métapopulation d'Europe occidentale.

7.2.2. Vivre avec le lynx boréal

Le lynx boréal est fortement exposé à des causes de mortalité d'origine anthropique. D'une part, il est régulièrement victime de collisions routières et ferroviaires dans des habitats souvent fortement fragmentés. D'autre part, il subit des destructions illégales, en dépit de son statut d'espèce protégée.

En France, la présence du lynx boréal suscite dans l'ensemble peu d'oppositions fortes de la part des acteurs et est même appropriée dans certains cas de manière positive. Elle est en particulier considérée par l'ensemble des acteurs comme moins problématique pour les activités humaines que la présence du loup gris. Elle est cependant parfois contestée et génère des réactions de rejet, soit par des acteurs cynégétiques en raison de l'impact réel ou supposé de la prédation du lynx boréal, en particulier sur les populations d'ongulés de moyenne taille, soit par des acteurs de l'élevage en raison des risques de prédation sur les troupeaux domestiques. La présence de l'espèce peut également être perçue comme le symbole d'une marginalisation et d'une perte de légitimité politique de certains de ces acteurs, ce qui tend à accentuer les conflits.

La situation dans le massif vosgien présente deux particularités qui concourent à réduire la capacité d'une partie des acteurs locaux à vivre avec le lynx boréal. D'une part, le système d'adjudication de la chasse sur le versant alsacien du massif accroît le coût de la coexistence pour les chasseurs et heurte leur conception de leur rôle dans le socioécosystème. D'autre part, la mise en œuvre de la réintroduction du lynx boréal dans le massif vosgien dans les années 1980 a été vécue comme un passage en force et continue d'alimenter des controverses et des oppositions.

L'arrivée du loup gris dans les territoires de présence du lynx boréal peut a priori générer deux types d'effets sur la capacité des acteurs locaux à vivre avec le lynx boréal. Premièrement, le rapprochement entre les deux espèces de grands prédateurs et des dommages qu'ils sont susceptibles de commettre peut entraîner une dégradation de cette capacité. Deuxièmement, le contraste entre les caractéristiques des deux espèces peut conduire à son amélioration, par effet de démarcation. Ce deuxième effet semblait l'emporter chez les acteurs rencontrés au moment de l'enquête réalisée dans le cadre de l'ESCO, mais ce résultat demande à être confirmé et pourrait notamment dépendre de seuils dans les dommages réels ou supposés des deux espèces de prédateurs.

7.2.3. Positions des acteurs par rapport à d'éventuels projets de translocation de conservation

L'éventualité d'un projet de translocation de conservation (IUCN/SSC 2013) suscite des réactions contrastées (sur les modalités d'un tel projet, voir l'Étude).

Sur le massif vosgien, en raison des très faibles effectifs de lynx boréal, c'est avant tout une justification démographique qui motive les promoteurs d'un nouveau programme. Toutefois, certains soulignent la complexité administrative et technique d'un tel projet et sa sensibilité politique surtout vis-à-vis des acteurs de la chasse et de l'élevage. Les opposants à un nouveau programme considèrent quant à eux qu'un retour spontané du lynx boréal est préférable tout en pointant sa difficulté.

Sur le massif jurassien, les promoteurs d'un programme de renforcement de la population mettent en avant l'intérêt de renforcer la diversité génétique de la population en place pour améliorer sa viabilité. À l'inverse, les opposants doutent de la nécessité d'un renforcement de population sur le massif au vu des effectifs actuels de lynx boréal. Si un tel projet était envisagé, ils insistent sur la nécessité de transparence et d'inclusion de l'ensemble des acteurs.

7.2.4. Scénarisation et modélisation de la viabilité du lynx boréal en Europe occidentale et en France

Huit scénarios de transformation des socioécosystèmes où évolue le lynx boréal ont été envisagés pour estimer son état de viabilité en Europe occidentale et en France en 2030. Suivant le standard international pour quantifier cette viabilité (critère E de la liste rouge de l'UICN), les risques d'extinction de l'espèce dans ces métapopulations ont été projetés à l'horizon 2130 (voir 3.4.1). Plusieurs types de modèles complémentaires ont été utilisés pour réaliser l'analyse de la viabilité. L'utilisation en parallèle de modèles démographiques et démo-génétiques a permis de montrer l'influence majeure de la détérioration génétique (notamment via l'accroissement de la consanguinité) sur la viabilité de la métapopulation de lynx boréal en Europe occidentale et notamment en France. Les résultats produits sont globalement congruents et fortement contrastés en termes de probabilité d'extinction selon les scénarios envisagés.

Sur la base de la probabilité d'extinction (p_{ext}) projetée à l'horizon 2130, à l'échelle de la métapopulation d'Europe occidentale (dont la France), trois groupes de scénarios se dégagent (voir 6.3.2 et Figure 42) :

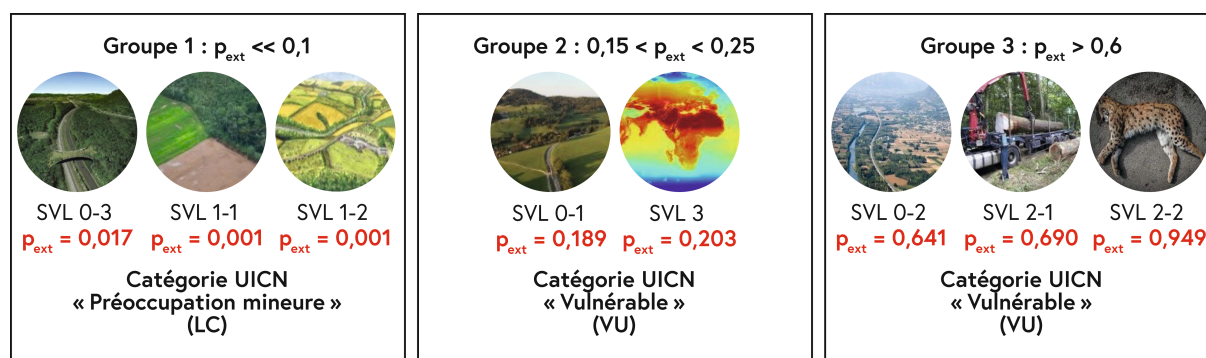
- 1) des scénarios dans lesquels la probabilité d'extinction en 2130 est très inférieure à 0,1. Il s'agit des scénarios plus favorables à la nature (SVL 1-1 et SVL 1-2) et du scénario intermédiaire avec une connectivité améliorée (SVL 0-3). La probabilité d'extinction est de 0,001 pour les scénarios de zonage des activités (SVL 1-1) et de coexistence des

activités (SVL 1-2). Elle est plus élevée (p_{ext} SVL 0-3 = 0,017) dans le scénario intermédiaire avec connectivité améliorée (SVL 0-3), mais toujours beaucoup plus faible que dans le scénario tendanciel (p_{ext} SVL 0-1 = 0,189).

- 2) des scénarios dans lesquels la probabilité d'extinction est supérieure à 0,6. Il s'agit des scénarios moins favorables à la nature (SVL 2-1 et SVL 2-2) ainsi que du scénario intermédiaire avec une connectivité dégradée (SVL 0-2). La probabilité d'extinction s'élève à 0,641 dans le scénario intermédiaire avec connectivité dégradée (SVL 0-2). Le scénario d'accroissement de la pression sur les ressources (SVL 2-1) conduit à une probabilité d'extinction voisine (p_{ext} SVL 2-1=0,69). Quant au scénario d'augmentation des destructions (SVL 2-2), il conduit à la probabilité d'extinction maximale (p_{ext} SVL 2-2=0,949).
- 3) des scénarios conduisant à une probabilité d'extinction intermédiaire à l'horizon 2130 (p_{ext} d'environ 0,2). Il s'agit du scénario tendanciel (SVL 0-1), avec une probabilité d'extinction de 0,189, et du scénario réchauffement climatique marqué (SVL 3), avec une probabilité d'extinction de 0,203.

FIGURE 42

Les trois groupes de scénarios de viabilité du lynx boréal (SVL) incluant la viabilité de la métapopulation d'Europe occidentale de lynx boréal en 2030 pour les huit scénarios considérés, en l'absence de renforcement. Viabilité estimée par la probabilité d'extinction cumulée entre 2030 et 2130 (p_{ext}), en tenant compte des processus démo-génétiques.



Selon le critère E de la liste rouge de l'UICN (voir 6.3.2. Tableau 31), la métapopulation de lynx boréal d'Europe occidentale serait classée dans la catégorie « préoccupation mineure » (LC) dans le premier groupe de scénarios et dans la catégorie « vulnérable » (VU) dans les deux autres groupes. Dans les scénarios à très forte probabilité d'extinction (deuxième groupe), les risques d'extinction interviennent tardivement, ce qui conduit selon les critères de l'UICN à un classement en catégorie « vulnérable » plutôt qu'« en danger » (EN). L'effet sur la probabilité d'extinction et sur la taille de la métapopulation n'est pas perceptible à très court terme mais se fait de plus en plus sentir au fil du temps, à mesure que le fardeau génétique s'accroît.

À noter que, dans les scénarios des deuxième et troisième groupes, après une phase initiale de croissance de la population, les effectifs de la métapopulation décroissent continûment au fil du temps sans indice de changement de tendance au-delà de 2130 (voir Figure 33 en 6.3.2). Par ailleurs, la modélisation sous scénario tendanciel (SVL 0-1) d'une situation théorique

isolant la partie française de la métapopulation du reste de la métapopulation d'Europe occidentale montre que cette métapopulation française aurait une probabilité d'extinction beaucoup plus élevée et ne serait pas, à elle seule, viable.

Les projections de changement dans l'utilisation des sols à l'échelle européenne suggèrent une variation de la surface d'habitat favorable au lynx boréal positive ou négative selon les scénarios envisagés, mais toujours faible (de l'ordre de quelques pour cent). Toutefois, ces variations sont susceptibles d'avoir des effets plus importants sur les capacités de charge de ces environnements pour le lynx boréal (voir 5.6.6 et Annexe 8). Dans les scénarios étudiés, la viabilité de la métapopulation apparaît beaucoup plus influencée par les variations des taux de survie ou des taux de dispersion entre populations que par les variations de surface de l'habitat favorable.

Le taux de survie, notamment des adultes, est un paramètre majeur de la viabilité de la métapopulation de lynx boréal. Par ailleurs, le coût de la dispersion (entre populations) et le coût du mouvement (à l'intérieur des populations), qui sont notamment corrélés à la connectivité structurelle entre les populations, ont des effets sur le taux de survie à la fois des adultes et des jeunes. La connectivité entre les populations apparaît comme un facteur essentiel de la viabilité de la métapopulation de lynx boréal. Ceci est souligné par les estimations de viabilité favorables obtenues pour les scénarios de connectivité améliorée (SVL 0-3) et les scénarios favorables à la nature (zonage des activités SVL 1-1, coexistence des activités SVL 1-2) qui intègrent des variations de survie et de dispersion par rapport au scénario tendanciel (SVL 0-1). Des travaux de modélisation en cours devraient permettre d'éclairer les mesures opérationnelles à même d'améliorer la connectivité (Bauduin et al. soumis).

Étant donné le caractère hautement improbable d'une immigration de l'extérieur de la métapopulation d'Europe occidentale et de sa viabilité limitée sous scénario tendanciel, apporter de nouveaux individus de l'extérieur constitue la seule solution pour augmenter la variabilité génétique au sein de la métapopulation européenne et de sa partie française. Le remplacement au cas par cas d'individus détruits illégalement peut sembler pertinent en première approche mais pourrait s'avérer contre-productif. Il apparaît trop aléatoire du fait du rythme de ces événements, qui sont susceptibles d'être sous-estimés et donc sous compensés par ces remplacements. Ce caractère aléatoire les rend peu propices à un accompagnement écologique et sociologique pertinent. Ils sont de plus susceptibles de rendre tout gain en diversité génétique paradoxalement dépendant des destructions illégales. Le renforcement, tel qu'il a donc été modélisé (25 individus à raison de trois femelles et deux mâles par an pendant cinq ans dans le massif des Vosges sous scénario tendanciel, SVL 0-1), a un effet sensible à court et moyen terme, mais réduit seulement faiblement la probabilité d'extinction de la métapopulation européenne et de la population dans le massif vosgien à l'horizon 2130. Les effets combinés d'un renforcement et de l'amélioration de la connectivité sont seulement partiellement additifs, mais permettent d'augmenter conjointement les paramètres démographiques et génétiques de la métapopulation.

En l'état des modèles utilisés, la projection d'un réchauffement climatique marqué (SVL 3) aurait un effet relativement modéré sur la viabilité de la métapopulation de lynx boréal en Europe occidentale. Toutefois, il se peut que cet effet ait été minimisé, l'ESCO n'ayant pas exploré l'hypothèse d'une augmentation de la probabilité d'occurrence ou de la sévérité des catastrophes dans ce scénario. Par ailleurs, l'effet d'un réchauffement climatique marqué sur les peuplements forestiers multispécifiques et sur les populations de proies du lynx boréal restant difficile à prédire dans l'état des connaissances et des modèles actuels (voir 2.1.5).

7.3. Recommandations de conservation

La conservation de la métapopulation française de lynx boréal se heurte à trois obstacles : i) la faible connectivité des populations qui augmente le coût démographique de la dispersion et du mouvement et réduit le taux de survie, ii) l'existence de destructions légales et illégales, et iii) la faible diversité génétique de la métapopulation. Les recommandations qui suivent visent à les surmonter. Elles sont d'égale importance.

Recommandation 1 : Adopter une approche socioécosystémique et de long terme de la viabilité de la métapopulation française de lynx boréal

Afin de placer la conservation du lynx boréal dans une approche systémique et de long terme, il convient de :

- développer une approche de la viabilité de la métapopulation française de lynx boréal qui tienne compte de son insertion dans des socioécosystèmes dont les aspects écologiques et les aspects sociaux sont indissociables ;
- appréhender la situation actuelle de la métapopulation de lynx boréal comme un moment de sa trajectoire évolutive (au sens darwinien) et dans l'histoire longue de ses relations avec les populations humaines ;
- placer d'emblée l'objectif d'amélioration de la viabilité de la métapopulation française de lynx boréal dans une démarche de gestion adaptative, au sens international du terme, c'est-à-dire dans une boucle d'apprentissage et de levée d'incertitude par le suivi des actions menées, et non au sens de la loi française n°2019-773 du 24 juillet 2019 - art. 13 (V) ;
- améliorer le dialogue entre chercheurs et gestionnaires des territoires et des infrastructures de transport terrestres.

Recommandation 2 : Favoriser la disposition à, et la possibilité de, vivre avec le lynx boréal

La réduction des destructions légales et illégales et la possibilité de mener à bien d'éventuels projets de translocation de conservation passe par deux voies qui doivent être suivies conjointement : l'amélioration des relations entre et avec les acteurs locaux autour de la

question du lynx boréal et le renforcement des moyens d'action de la police de l'environnement.

L'amélioration des relations entre et avec les acteurs locaux autour de la question du lynx boréal implique de mener un travail dans la durée pour :

- acquérir une compréhension approfondie des contextes sociaux et politiques locaux et des manières des différents groupes d'acteurs de vivre la nature et avec le lynx boréal en particulier ;
- résoudre les oppositions susceptibles de créer un contexte favorable aux destructions illégales et de faire échouer d'éventuels projets de translocation en établissant un dialogue fondé sur la transparence et le respect mutuel et en impliquant très précocement les acteurs locaux dans les projets de translocation et dans la lutte contre les destructions illégales (voir Étude).

Le renforcement des moyens d'action de la police de l'environnement doit permettre d'améliorer la prévention des actes portant atteinte à l'intégrité physique ou à la vie du lynx boréal et la recherche des infractions les concernant, et de faire appliquer les dispositions du code de l'environnement, notamment grâce aux actions suivantes : sensibilisation des acteurs à l'impact des destructions illégales sur la dynamique des populations de lynx boréal, formation des agents des services de l'État compétents et des magistrats au traitement des infractions visant la faune sauvage, renforcement de la présence et des moyens d'investigation sur le terrain.

Dans le massif vosgien, la disposition à vivre avec le lynx boréal apparaît plus limitée que dans les autres massifs, du fait notamment du système d'adjudication des lots de chasse et des traces laissées par le projet de réintroduction effectué dans les années 1980. Il apparaît donc nécessaire de mener, dans ce massif, un travail de concertation particulièrement poussé et de longue durée avec l'ensemble des acteurs.

Recommandation 3 : Associer différentes stratégies de conservation

Trois stratégies complémentaires de conservation de la métapopulation française de lynx boréal doivent être utilisées conjointement pour améliorer sa viabilité :

- améliorer la connectivité, entre et au sein des zones d'habitat favorable ;
- réduire les destructions légales et illégales (voir Recommandation 2) ;
- réaliser des opérations de translocation de conservation (voir Étude).

Un renforcement constitue la seule intervention permettant d'augmenter la diversité génétique à l'échelle de la métapopulation. Toutefois, un renforcement seul ne permettrait pas d'améliorer suffisamment la viabilité de la population de lynx boréal à l'horizon 2130 et devrait impérativement être accompagné d'une amélioration de la connectivité et d'une réduction des destructions légales et illégales.

Recommandation 4 : Développer la coopération internationale

La métapopulation française de lynx boréal faisant partie d'une métapopulation qui couvre plusieurs pays d'Europe occidentale, il convient de développer la coopération internationale et intergouvernementale et, en particulier, de :

- poursuivre et renforcer le partage des données de suivi dans tous les domaines ;
- coordonner les actions entreprises dans les différents pays concernés par la conservation du lynx boréal pour améliorer la viabilité de la métapopulation, qu'elles visent à améliorer la connectivité entre les populations, à réduire les destructions légales ou illégales ou à réaliser d'éventuels projets de translocation de conservation. Dans ce cas, la collaboration internationale devrait être étendue aux pays sources.

Recommandation 5 : Comblent les lacunes de connaissance

La capacité à projeter la viabilité de la métapopulation française de lynx boréal est limitée par l'état actuel des connaissances, qui bénéficierait aussi à la mise en œuvre des recommandations précédentes. Il conviendra en particulier d'améliorer :

- l'estimation des paramètres démographiques de survie, de reproduction et de dispersion au sein et entre les populations de lynx boréal ainsi que des niveaux de diversité et de structuration génétique de ces populations, selon les recommandations du groupe de Bonn (Bonn Lynx Expert Group 2021) ;
- la connaissance des dynamiques des populations d'ongulés sauvages en réponse aux changements globaux ;
- la connaissance des interactions entre les populations de grands prédateurs, les populations de proies et les écosystèmes associés ;
- la connaissance des manières de vivre avec la faune sauvage en général et avec le lynx boréal en particulier des différents groupes d'acteurs. Les seules données actuellement disponibles sont produites dans le cadre de projets de recherche à court ou très court terme, généralement centrés sur un massif donné, ce qui génère une absence de vision à large échelle et de long terme. Il convient d'allouer des ressources humaines et financières nécessaires à la conception et à la mise en place d'un observatoire pérenne des relations avec la faune sauvage dans ses habitats actuels et potentiels à moyen terme ;
- la capacité à projeter les changements d'utilisation des sols sous différents scénarios, notamment dans le cas d'un réchauffement climatique marqué ;
- l'évaluation des effets des aménagements sur la connectivité.

ANNEXES

A.1. Lettre de saisine



MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Paris, le **18 MARS 2022**

Réf : MTE/2022-02/5804

La ministre

La secrétaire d'Etat chargée de la biodiversité

à

Monsieur le Président du Muséum national
d'Histoire naturelle

Monsieur le Directeur général de l'Office
français de la biodiversité

Objet : situation du Lynx en France, volet scientifique et technique, et volet sociologique.

Monsieur le Président, Monsieur le Directeur général,

Dans le cadre de la stratégie nationale pour la biodiversité, la France consacre un effort particulier à la préservation des espèces les plus menacées présentes sur son territoire.

Un plan national d'actions (PNA), complémentaire au dispositif législatif et réglementaire protégeant le Lynx boréal (*Lynx lynx*), va être mis en œuvre au début de l'année 2022. L'état de conservation du Lynx en France présente des situations contrastées suivant les massifs : la population du massif des Vosges a décliné de façon dramatique, celle du Jura est stable et celle des Alpes peine à progresser.

Ce PNA ne prévoit pas de réintroduction, ni de renforcement de populations pendant sa durée de validité (5 ans). Il se fixe pour objectifs de réduire les menaces pesant sur la viabilité de l'espèce et de supprimer les freins à la dynamique naturelle d'expansion de la population, par la diminution des collisions routières, des destructions illégales, et en favorisant la connexion entre les populations.

Afin de répondre à l'une des recommandations exprimées par le Conseil national de protection de la nature lors de son examen d'une première version du projet de PNA le 16 décembre 2020, le PNA inclut une « *expertise collective scientifique et technique sous l'égide conjointe du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) et de l'Office français de la biodiversité (OFB) afin de définir les conditions de viabilité à terme du Lynx sur le territoire* », et une « *étude portant sur les conditions de réussite (techniques, réglementaires, sociétales) préalables à la décision de recours à une opération de renforcement de population* ».

Nous souhaitons que cette expertise collective et cette étude soient conduites conjointement par vos établissements, et s'appuient sur des approches complémentaires en biologie et sciences humaines et sociales.

Les expertises collectives sur l'état de conservation de l'ours et du loup conduites par le MNHN et l'OFB (ex-ONCFS), respectivement en 2013 et en 2017, ont permis de fonder sur des bases objectives les plans d'action relatifs à ces espèces, et en particulier, pour l'ours, d'objectiver le besoin de renforcement de la population. Leur bien-fondé scientifique n'a pas été contesté. Pour le lynx également, il est nécessaire de disposer d'une base scientifique objective pour fonder l'action future à mener vis-à-vis de l'espèce.

Vous trouverez en annexe des éléments de cahiers des charges pour cette expertise collective et cette étude.

Un point d'avancement de ces travaux devra être réalisé chaque semestre. Leurs résultats devront être transmis avant le 31 décembre 2023. Ils feront ensuite l'objet d'une présentation suivie d'échanges devant le Conseil scientifique et le Comité de Pilotage du PNA.

Vous étudierez les modalités techniques, financières et organisationnelles de mise en œuvre de cette demande et les ferez connaître aux services de la Direction de l'eau et de la biodiversité dans les trois mois suivant la réception de ce courrier. Un financement spécifique pourra être apporté par le ministère de la Transition écologique sur la base de ces éléments, qui feront l'objet d'une présentation au Conseil scientifique et au Comité de pilotage du PNA.

Nous vous prions d'agréer, Monsieur le Président, Monsieur le Directeur général, l'expression de nos salutations respectueuses.



Barbara POMPILI



Bérangère ABBA

I. Eléments du cahier des charges de l'expertise collective scientifique et technique pour définir les conditions de viabilité à terme du Lynx sur le territoire

Volet biologique :

- Etat des lieux des connaissances relatives aux paramètres qui conditionnent la dynamique et la viabilité des populations de Lynx ;
- Devenir de la population de Lynx en France et viabilité d'ici 2030 (scénarios démographiques, dimension spatiale) en intégrant différentes hypothèses possibles, et prenant en compte l'intervention – destruction illégales d'individus – ou non sur la population de Lynx ;

Volet social :

- Etat des lieux des connaissances sur les relations contemporaines Lynx-homme en France ; un focus sera fait sur le massif des Vosges ;
- Analyse des positions et des représentations des différents acteurs concernés par la présence du Lynx ; un focus sera fait sur le massif des Vosges ; Cette analyse s'appuiera sur des enquêtes de terrain. Les questions de coexistence de l'espèce avec les activités d'élevage et la pratique cynégétique sont centrales. Il conviendra aussi de s'interroger sur la vision de la société, des usagers du territoire, sur le retour du lynx et la place qui lui est accordée ;
- Mise en perspective de la situation française avec des exemples de l'étranger, notamment ceux où la population de Lynx a pu croître (y compris le Lynx pardelle) ;
- Analyse des processus mis en œuvre avec succès dans le traitement des sujets liés au Lynx (y compris pour le Lynx pardelle) et propositions pour inscrire le PNA dans un débat plus large sur la place du lynx comme prédateur emblématique d'une biodiversité restaurée.

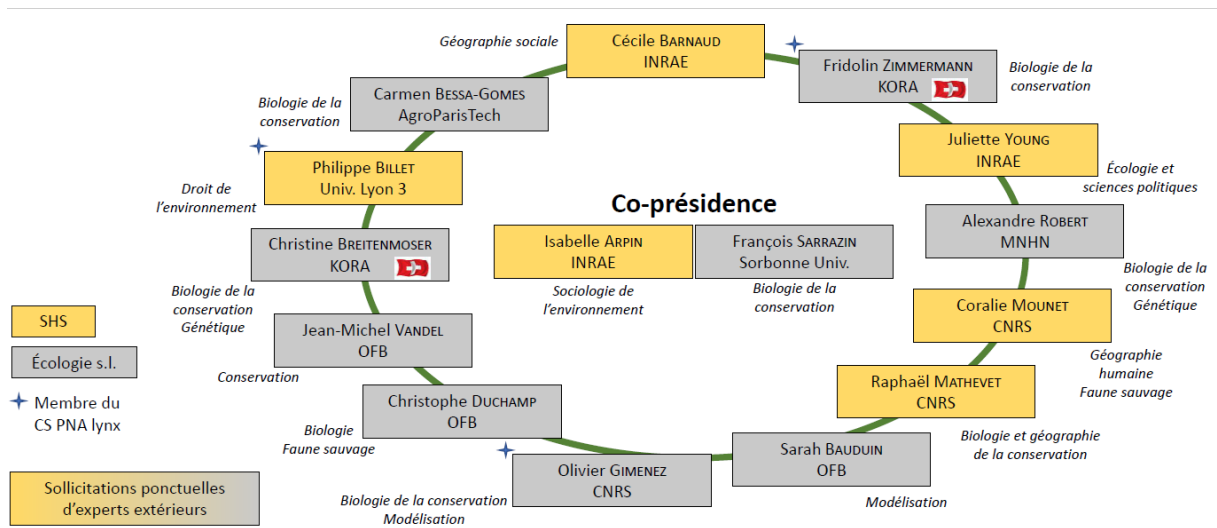
Mise en synergie des volets biologique et social :

- Définition des paramètres qui conditionnent la viabilité du Lynx en France ; une analyse des conditions de viabilité de la population de Lynx devra y être incluse (viabilité génétique, capacité d'accueil et disponibilité des habitats, etc, obstacles à l'acceptation) de même qu'une analyse des enjeux de connectivité (au sein de la population présente sur le territoire national ou avec les populations présentes dans d'autres pays) ;
- Sur la base de ces paramètres, objectifs quantitatifs et qualitatifs à atteindre afin que la population de Lynx en France soit considérée comme viable sur le territoire national (taille, distribution) ;
- Sur la base de ces objectifs, opportunité de recourir à un renforcement de population, quantifié, localisé (avec une attention particulière sur le massif des Vosges) ;
- Identification des facteurs qui induisent des comportements sociaux différenciés d'un territoire à l'autre sous l'angle de la présence du lynx et de la perception de la place qu'il occupe dans les écosystèmes

II. Eléments du cahier des charges de l'étude portant sur les conditions de réussite (technique, réglementaire, sociaux) préalables à la décision de recours à une opération de renforcements de population.

- Description des éléments techniques à mettre en œuvre pour réussir une opération de renforcement de la population de Lynx, notamment et particulièrement dans le massif des Vosges ;
- Description du corpus réglementaire encadrant une opération de renforcement de la population de Lynx en France ;
- Définition des indicateurs de perception à suivre et à évaluer, contextualisés à l'échelle de chaque massif ou région associée au retour du lynx.
- Etablissements de pistes pour des recommandations : les éléments produits doivent permettre de comprendre les diverses positions des acteurs afin de dessiner des pistes possibles de conciliation pour procéder, si le politique le décidait, au renforcement des populations de Lynx en France ; un focus sera fait sur le massif des Vosges.

A.2. Schéma de présentation du panel d'experts



A.3. Lettre d'engagement

Objet : Expertise scientifique collective conduite par le MNHN et l'OFB à la demande du ministère chargé de l'écologie sur la viabilité des populations de Lynx en France métropolitaine

Par la présente, j'accepte de participer à l'expertise scientifique collective confiée au Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) et à l'Office français de la biodiversité (OFB), ci-après les copilotes, sur la viabilité des populations de lynx en France métropolitaine.

Par la présente lettre :

- Je m'engage à mettre mes compétences au service du collectif, à accomplir ma mission en conscience et avec objectivité, en y appliquant la rigueur de la démarche scientifique, dans le respect des principes d'indépendance, d'impartialité et de transparence.
- Je déclare avoir explicité mes liens personnels et professionnels avec l'objet de l'expertise, et les responsabilités susceptibles d'influencer mon expertise, au travers de la déclaration d'intérêts ci-jointe.

Je prends acte que les modalités de communication des résultats de cette expertise auprès des différents publics sont organisées par les deux établissements pilotes de l'expertise et que les messages sont définis par le panel d'experts et validés par ses co-présidents. Par ailleurs je m'engage, si je suis amené.e à m'exprimer sur des éléments concernant les enjeux ou les résultats de l'expertise, à préciser que je le fais « en mon nom propre » en rappelant, à chaque fois, les éléments produits par l'expertise collective.

Nom :

Établissement de rattachement :

Date :

Signature :

A.4. Déclaration d'intérêts vierge

DÉCLARATION D'INTÉRÊTS

Décret n° 2021-1448 du 4 novembre 2021 relatif à la déclaration d'intérêts préalable à l'exercice d'une mission d'expertise prévue par l'article L. 411-5 du code de la recherche

M./Mme

(rayez la mention inutile)

NOM D'USAGE :

NOM DE NAISSANCE : _____ PRENOM : _____

Intitulé de la mission d'expertise au titre desquelles est produite la déclaration :

Expertise scientifique collective sur la viabilité du lynx en France

Contenu de la mission d'expertise au titre desquelles est produite la déclaration :

Participation au panel d'expert.e.s

Date de début de la mission d'expertise : *29/06/2022*

Durée prévisible de la mission d'expertise : *juillet 2022 à décembre 2023*

Nom et adresse de l'autorité auprès de laquelle est exercée la mission d'expertise :

Muséum national d'Histoire naturelle – Direction de l'Expertise – 57 Rue Cuvier – 75005 Paris

Office français de la biodiversité – Direction de la recherche et de l'appui scientifique – Direction générale déléguée police, connaissance, expertise – Le Nadar, 5 All. Félix Nadar Hall C, 94300 Vincennes

Déclaration : Initiale ou Modificative

Date de la déclaration initiale :

Seulement pour les cas de transmission d'une déclaration modificative

Date de la déclaration modificative :

Indications générales

1) En vertu de l'article 411-5 du Code de la recherche, toute personne qui participe directement au service public de la recherche est tenue d'établir une déclaration d'intérêts préalablement à l'exercice d'une mission d'expertise auprès des pouvoirs publics et du Parlement.

2) Elle mentionne les liens d'intérêts de toute nature, directs ou par personne interposée, qu'elle a, ou qu'elle a eus pendant les cinq années précédant cette mission, avec des personnes morales de droit privé dont les activités, les techniques et les produits entrent dans le champ de l'expertise pour laquelle elle est sollicitée.

3) Il est rappelé que constitue un conflit d'intérêts toute situation d'interférence entre un intérêt public et des intérêts publics ou privés qui est de nature à influencer ou paraître influencer l'exercice indépendant, impartial et objectif d'une fonction.

4) Cette déclaration est remise à l'autorité compétente. Elle est conservée par cette même autorité pendant une durée de cinq ans à compter de leur dépôt ou de leur actualisation.

5) La mention « néant » doit être portée dans les rubriques non remplies.

6) La déclaration doit être signée personnellement et chaque page doit être paraphée.

Renseignements personnels :

Date de naissance :

Corps, cadre d'emplois ou profession d'origine :

Adresse postale :

Adresse de messagerie électronique :

Coordonnées téléphoniques :

INFORMATIONS DÉCLARÉES

1° Activité professionnelle principale exercées à la date de l'expertise :

Identification de l'employeur	Période d'exercice de l'activité professionnelle	Description de l'activité professionnelle	Rémunération ou gratification Oui/Non

2° Activités professionnelles principales ou accessoires, rémunérées ou non, exercées au cours des cinq années précédentes dans des établissements ou organismes de droit privé dont les activités, les techniques ou les produits entrent dans le champ de compétence de l'expertise sollicitée au titre de la présente déclaration :

Identification de l'employeur	Période d'exercice de l'activité professionnelle	Description de l'activité professionnelle	Rémunération ou gratification Oui/Non

3° Participation à une instance décisionnelle exercée au cours des cinq années précédentes dans des établissements ou organismes de droit privé dont les activités, les techniques ou les produits entrent dans le champ de compétence de l'expertise sollicitée au titre de la présente déclaration :

Établissement ou organisme de droit privé concerné	Période d'exercice de la participation à une instance décisionnelle	Nature de l'instance décisionnelle	Rémunération ou gratification Oui/Non

4° Détention ou invention d'un brevet ou invention d'un produit, procédé ou toute autre forme de propriété intellectuelle non brevetée, en relation avec le champ de compétence de l'expertise sollicitée au titre de la présente déclaration :

Identification du brevet ou de l'invention	Date de dépôt du brevet ou de l'invention (si pertinent)	Description du brevet ou de l'invention

5° Activités actuellement dirigées ou ayant été dirigées par le déclarant au cours des cinq années précédentes et qui ont bénéficié d'un financement par un organisme à but lucratif dont l'objet social entre dans le champ :

Dénomination de l'organisme ou de la société	Intitulé de l'activité	Description de l'activité	Montant du financement perçu

6° Participations financières directes dans le capital d'une société dont l'objet social entre dans le champ de l'expertise sollicitée au titre de la présente déclaration à la date de la déclaration :

Dénomination de la société concernée	Nombre de part détenues (le cas échéant pourcentage du capital social détenu)	Évaluation de la participation financière

7° Activités mentionnées au 2o et au 5o de la présente déclaration, exercées ou dirigées actuellement ou au cours des cinq années précédentes par ses parents et enfants, par son conjoint, concubin ou partenaire lié par un pacte de solidarité ou par les parents et enfants de ce dernier ainsi que toute participation mentionnée au 6o de la présente déclaration supérieure à un montant de 5000 euros ou à 5 % du capital détenu par les mêmes personnes :

Identification de l'employeur	Description de l'activité ou de la participation en mentionnant son évaluation financière	Lien de parenté avec le tiers concerné

8° Autres liens dont l'expert estime qu'ils sont de nature à faire naître des situations de conflits d'intérêts :

Je _____ soussigné(e) _____ :

certifie sur l'honneur l'exactitude des renseignements indiqués dans la présente déclaration ;

Fait le

Signature :

A.5. Guide d'entretien

Note sur la méthodologie d'enquête par entretien : Les entretiens semi-directifs ont pour vocation première de servir de support à une analyse qualitative. Ils sont utilisés pour collecter des données sur les pratiques et les points de vue des acteurs sur un sujet ou une problématique qui les concerne. Dans cette perspective et comme son nom l'indique, le guide d'entretien sert avant tout de support à l'enquêteur pour orienter les discussions autour des principales thématiques sur lesquelles il souhaite obtenir des informations. Les questions ne sont pas nécessairement abordées dans l'ordre qui figure dans le guide d'entretien, et certaines peuvent être ajoutées ou supprimées au fil de la discussion.

Informations biographiques

- Quel âge avez-vous ?
- Formation ?
- Profession ?
- D'où êtes-vous originaire ?
- Si d'origine extérieure à cette région, depuis quand y résidez-vous ?
- Pouvez-vous parler brièvement de vos liens à cette région ?
- Et de vos liens aux animaux en général ? Aux animaux sauvages ?

Sur les pratiques du territoire et les relations au lynx (à décliner par groupe d'acteurs)

- Depuis quand et dans quelles circonstances avez-vous commencé votre activité (chasse, élevage, gestionnaire d'aire protégée, protection de la nature, forestier) ?
- Quel type d'activité pratiquez-vous ? (Quelles espèces ? Quels terrains ? Avec qui ? Fréquence et intensité de la pratique ?)
- Qu'est-ce que cette activité représente pour vous ? Et ses produits ?
- Quelle place et quel rôle cette activité a-t-elle selon vous dans ce territoire ?
- Quelles difficultés rencontrez-vous dans l'exercice de votre activité ?

Relations au lynx et autour du lynx

Si votre point de vue sur chacune des questions qui suivent a évolué dans le temps, indiquez de quelle manière et à la suite de quels événements ou processus.

- Qu'est-ce qui caractérise les lynx pour vous ?
- Dans quel contexte et comment en avez-vous entendu parler pour la première fois ? Vous souvenez-vous de votre réaction à ce moment-là ?
- Vous arrive-t-il de croiser des lynx ou des traces de leur présence dans le cadre de votre activité ?
- Quelles connaissances avez-vous acquises par la pratique sur les lynx de votre territoire ? Où ils sont, combien ils sont, comment se comportent-ils ? etc.
- Vous êtes-vous renseigné sur les lynx ? Au près de qui ou de quelle source d'information ? Certaines informations vous ont-elles surpris ?
- Quel est l'impact de la présence de lynx sur vos pratiques ? sur votre activité en général ?

- Symétriquement, quel est selon vous l'impact de votre activité sur la population de lynx et sa dynamique ?
- Quelle place ont les lynx dans vos discussions et vos relations avec d'autres membres de votre groupe ?
- Quelles interactions avez-vous avec des représentants d'autres groupes d'acteurs (éleveurs, gestionnaires de la biodiversité et des espaces naturels, APN, autres) au sujet des lynx ?
- Quelles sont vos interrogations par rapport aux lynx et à leur présence sur ce territoire ?

Sur la viabilité (préciser l'horizon temporel)

- Quelle(s) évolution(s) de ce territoire vous paraissent les plus vraisemblables dans les décennies qui viennent ? (Vous pouvez donner plusieurs réponses)
- Quelles grandes forces vont influencer cette évolution ? Comment votre secteur d'activité (= la chasse, l'élevage, la gestion ou la conservation de la biodiversité, le tourisme, etc.) se situe-t-il par rapport à ces grandes forces ? Comment influence-t-il la survie, la reproduction et la dispersion des lynx ?
- Quelle dynamique/évolution de la population de lynx vous paraît la plus vraisemblable dans les décennies qui viennent dans ce territoire ? en France ? Sous l'influence de quelles forces/quels facteurs ?
- Quelle dynamique de la population de lynx vous paraît la plus souhaitable ? Quelles mesures permettraient de favoriser cette dynamique plutôt qu'une autre ?
- Quelle dynamique de la population de lynx vous paraît la moins souhaitable ? Quelles mesures permettraient d'éviter cette dynamique ?
- Quelle dynamique des relations avec le lynx vous paraît la plus vraisemblable dans les décennies qui viennent dans ce territoire ? En France ? Sous l'influence de quelles forces ?

Sur un éventuel programme de renforcement de population

- En quoi consiste pour vous un programme de renforcement de population ?
- Considérez-vous qu'un programme de renforcement de population pourrait être entrepris pour le lynx ?
 - Si non, pourquoi ?
 - Si oui,
 - À quelles conditions ?
 - Selon quelles modalités ? (Lieu, horizon temporel, nombre d'individus, etc.)
 - Quels seraient selon vous les critères de réussite d'un tel programme ?
 - Quel pourrait être votre rôle ou celui de votre activité (ou de votre institution) dans un tel programme ?

Souhaitez-vous apporter des compléments à cet entretien ?

A.6. Attestation de consentement

1. Contexte et objet de l'étude

Le chargé de recherche au sein de l'unité de recherches Éco-anthropologie (MNHN-CNRS-Université Paris Cité), Gaspard RENAULT, ci-après désigné comme « le collecteur », réalise de décembre 2022 à avril 2023 une enquête ethnologique.

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx en France, commanditée par le Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires et dont le pilotage a été confié conjointement au Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) et à l'Office français de la biodiversité (OFB).

Cette enquête vise à documenter et analyser les positions et relations des différents acteurs concernés par la présence du lynx autour des trois massifs : Vosges, Jura, Alpes. Elle nécessite la réalisation d'une campagne d'entretiens auprès de personnes diverses vivant, travaillant ou visitant ces territoires, ci-après désignées comme « les participants ».

2. Déroulement de la participation à l'étude

a. Modalités de réalisation des entretiens

Le collecteur réalise des entretiens auprès des participants.

Ces entretiens seront enregistrés dans un fichier audio, puis transcrits dans un fichier texte.

Les données obtenues à partir de l'étude seront utilisées strictement aux fins de ladite recherche.

b. Modalités de collecte de supports visuels

Avec l'accord du participant, les collecteurs pourront recueillir des supports visuels anciens ou récents (photographies, illustrations, cartes postales, cartes géographiques...) fournis par le participant, photographier ses supports visuels.

Ces supports visuels, ou photographies de ces supports, seront conservés par les collecteurs et pourront être remobilisés dans les rapports de recherche.

Les données obtenues à partir de l'étude seront utilisées strictement aux fins de ladite recherche.

c. Droit de retrait

Le participant a la possibilité de demander à tout moment l'interruption de l'enregistrement et des prises de note, la restitution des supports visuels ou l'effacement des photographies de ces derniers.

Le participant garde la possibilité de revenir sur ses choix à tout moment de l'entretien et au-delà, dans une période correspondant à la durée du projet de recherche (décembre 2022 – décembre 2023).

En cas de retrait de son consentement, le participant est informé que les données le concernant seront détruites.

3. Conditions d'utilisation de l'entretien et des supports visuels

Le participant autorise la citation à titre gracieux de ses propos dans le rapport d'étude et la présentation orale des résultats qui découleront de l'enquête dans les conditions définies dans le formulaire de consentement.

Les collecteurs pourront utiliser les supports visuels, les publier, les reproduire, les adapter ou les modifier, seuls ou en combinaison avec d'autres matériels, par tous les moyens, méthodes ou techniques actuellement connues ou à venir.

Dans le cas où des supports visuels permettraient de reconnaître des personnes, les visages de ceux-ci seront masqués ou floutés.

4. Protection des données à caractère personnel

En application de l'article 13 du règlement (UE) 2016/679 du Parlement européen et du Conseil du 27 avril 2016 relatif à la protection des personnes physiques à l'égard du traitement des données à caractère personnel et à la libre circulation de ces données, et abrogeant la directive 95/46/CE (règlement général sur la protection des données) et de l'article 32 de la loi n°78-17 du 6 janvier 1978 relative à l'informatique, aux fichiers et aux libertés modifiée par la loi n°2018-493 du 20 juin 2018, le participant est informé de ce qui suit :

Les données traitées sont ses nom, prénom, qualité et sa voix enregistrée ainsi que les éventuels supports visuels fournis.

Les seuls destinataires de ces données sont le collecteur et, sous réserve de l'autorisation explicite du participant, les autres membres de l'expertise mentionnés dans le formulaire de consentement.

Les fichiers audio, les transcriptions et les supports visuels sont déposés dans un espace numérique de travail sécurisé, et accessible aux seuls destinataires précédemment cités.

Aucun transfert de données hors de l'Union européenne n'est réalisé.

Les données sont conservées 1 an à la suite du rendu du rapport d'expertise prévu pour décembre 2023.

Le participant dispose d'un droit d'accès et de rectification à ses données, ainsi que de celui d'en demander l'effacement, de s'opposer à leur traitement et d'en obtenir la limitation dans la mesure où cela est applicable. Il peut donner des instructions sur le sort de ses données après son décès.

Ces droits peuvent être exercés à tout moment, sous réserve de justifier de son identité, en adressant au collecteur soit par courriel à son adresse gaspard.renault@mnhn.fr, soit par courrier adressé, à UMR 7206 Éco-anthropologie – Musée de l'Homme – 17 Place du Trocadéro – 75016 Paris. Dans ce dernier cas, il est nécessaire d'indiquer ses noms, prénoms et adresse.

Le participant dispose également du droit de saisir la Commission Nationale de l'Informatique et des Libertés (CNIL), 3 Place de Fontenoy - TSA 80715 - 75334 PARIS CEDEX 07, de toute réclamation se rapportant à la manière dont le Muséum national d'histoire naturelle collecte et traite ses Données.

Projet « Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx en France »

Attestation de consentement

Je soussigné(e) donne mon consentement explicite et non équivoque au Muséum national d'histoire naturelle (MNHN,) en particulier à Gaspard RENAULT, chargé de recherche au sein de l'unité de recherches Éco-anthropologie (MNHN-CNRS-Université Paris Cité), pour participer à l'étude intitulée : « Expertise scientifique collective sur la viabilité des populations de lynx en France ».

Les données d'entretiens collectées pourront être communiquées :

- Uniquement au collecteur
- Aux membres de l'équipe projet de l'ESCO (4 personnes dont le collecteur)
- Aux membres de l'équipe projet et à la co-présidence de l'ESCO (6 personnes dont le collecteur)
- Aux membres de l'équipe projet, à la co-présidence et au panel d'experts de l'ESCO (19 personnes dont le collecteur)

Les enregistrements et supports visuels qui seront réalisés pourront être utilisés, sous réserve du floutage des visages, dans le rapport de recherche et les présentations orales des résultats qui découleront de l'enquête dans les conditions suivantes :

- De manière anonyme mais en mentionnant le type de profil de l'informateur et le territoire au sens large : ex. « Entretien avec un éleveur des Vosges »
 - En lui soumettant le passage correspondant
 - Sans lui soumettre le passage correspondant.
- De manière nominative.

Cette autorisation pourra être révoquée à tout moment sur simple demande écrite adressée à gaspard.renault@mnhnfr.

En conformité avec les règles du RGPD je suis informé(e) que je peux exercer à tout moment mon droit d'accès aux données me concernant, mon droit de rectification, de limitation ou d'opposition auprès des coordonnateurs du projet soit par mail (gaspard.renault@mnhn.fr) soit par courrier postal Gaspard RENAULT – UMR 7206 Éco-anthropologie – Musée de l'Homme – 17 Place du Trocadéro – 75016 Paris.

La présente autorisation est personnelle et incessible, et ne s'applique qu'au(x) support(s) explicitement mentionné.

Fait à,

Le,

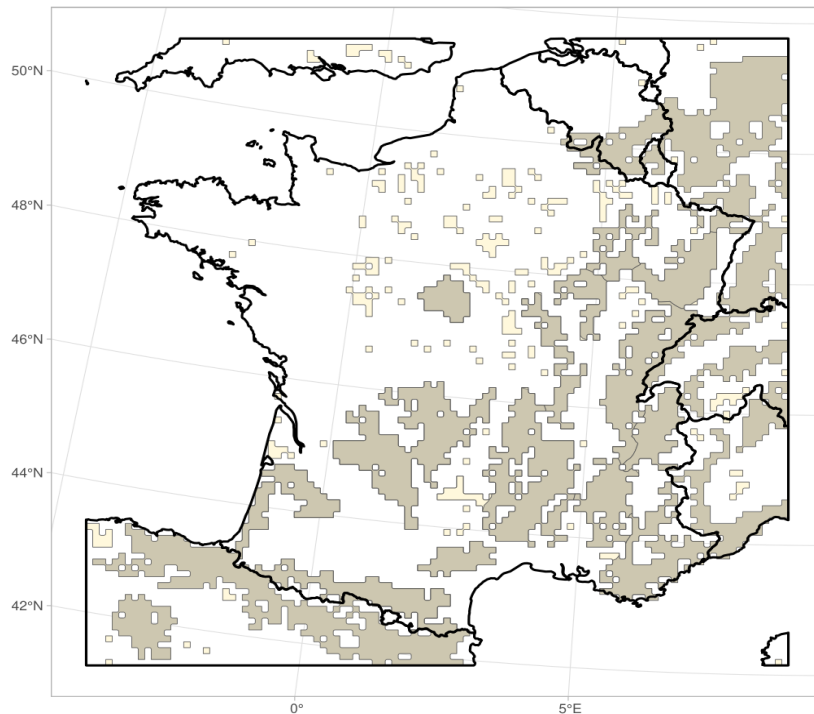
Le participant

Le collecteur

A.7. Éléments complémentaires sur la délimitation et caractérisation des territoires

Figure A.7.1.

Carte des cœurs des zones d'habitats favorables au lynx boréal en France et dans les pays adjacents. Le gris foncé indique les zones de plus de 1 000 km² et susceptibles d'abriter une population. Le gris clair indique les zones de moins de 1 000 km² qui peuvent jouer un rôle dans la connectivité entre populations.



L'ensemble des éléments suivants seront accessibles sur un site d'archivage du MNHN :

- Liste des communes,
- Liste principale des références et métadonnées des jeux de données utilisés dans le cadre de la caractérisation socio-économique et écologique des territoires,
- Liste secondaire des références et métadonnées des jeux de données non utilisés dans le cadre de la caractérisation socio-économique et écologique des territoires
- Corpus des planches cartographiques

Ces éléments sont actuellement déposés sur l'Espace numérique de travail de l'OFB : [https://ged.ofb.fr/share/page/site/esco-lynx/documentlibrary#filter=path%7C%2F%25C9%25E9ments du rapport%2FANNEXES RA PPORT%2FAnnexe 6 %25C9lements compl%25E9mentaires sur la caract%25E9risation d es territoires%7C&page=1](https://ged.ofb.fr/share/page/site/esco-lynx/documentlibrary#filter=path%7C%2F%25C9%25E9ments%20du%20rapport%2FANNEXES%20RAPPORT%2FAnnexe%206%25C9%25E9ments%20compl%25E9mentaires%20sur%20la%20caract%25E9risation%20des%20territoires%7C&page=1)

A.8. Éléments complémentaires sur la modélisation des capacités de charge des habitats favorables au lynx boréal

Estimation des capacités de charge initiales en 2020

Comme expliqué en section 5.6.5, une série de six étapes a permis de caractériser 11 grands ensembles géographiques favorables à l'établissement de populations potentiellement pérennes de lynx boréal. C'est au sein de ces ensembles que des territoires mâles et femelles ont été placés jusqu'à saturation. Le nombre total de territoires a ensuite été multiplié par 1,3 pour prendre en compte la présence d'individus *floaters*. Le chiffre ainsi obtenu, arrondi au nombre le plus proche, donne une capacité de charge sur laquelle pourront s'exercer des phénomènes de densité dépendance décrits plus loin.

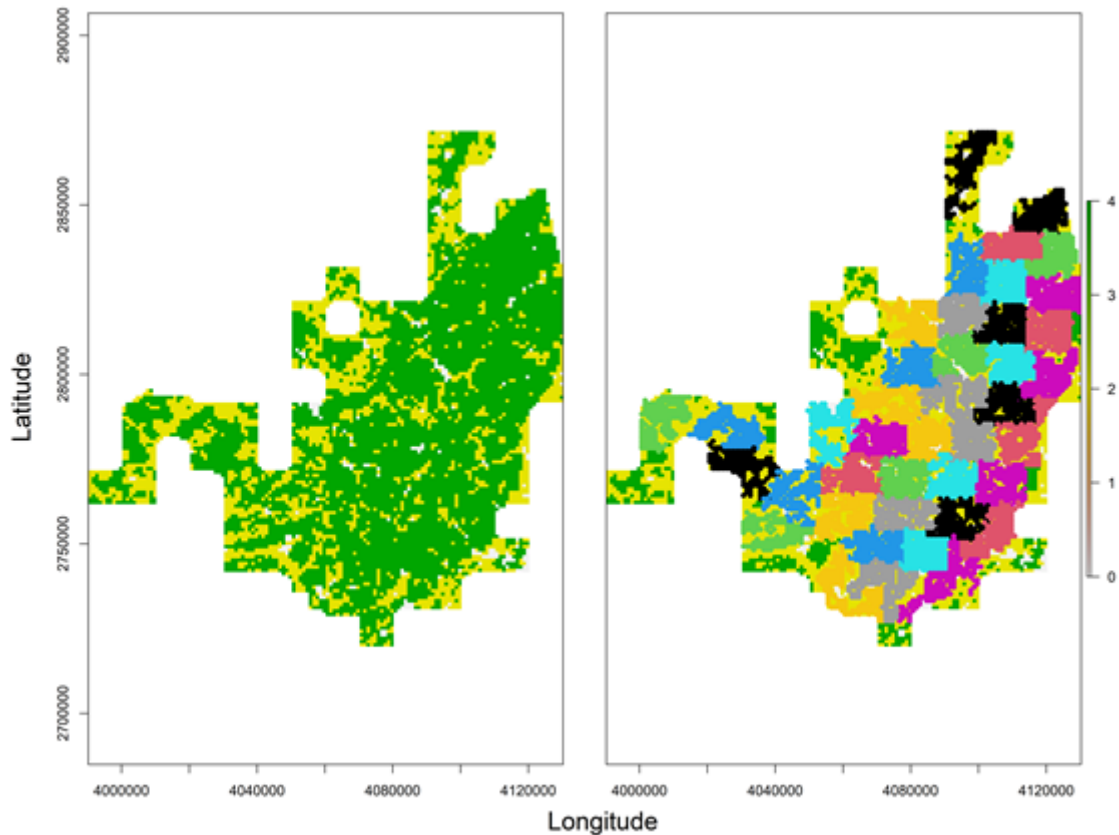
Plus explicitement, pour les femelles, il a été procédé comme suit pour chaque population :

1. tirage d'un point de départ au hasard sur la carte englobant la population,
2. utilisation d'un algorithme type "propagation de feu de forêt" pour voir si un nombre suffisant de mailles contiguës de catégories 3 et 4 étaient présentes (Catégories : 0 barrière, 1 matrice, 3 dispersion et 4 reproduction; Bauduin et al. (soumis)). Les nombres moyens de mailles de 1 km² nécessaires retenus étaient de 96 pour les territoires montagneux de (Alpes) et de 127 pour les plus vallonnés. À chaque point tiré sur la carte, le territoire devait, pour être retenu, avoir une taille équivalente à la moyenne +/- 15 % pour mimer un peu de variabilité dans la qualité environnementale des mailles dites favorables. Pour chaque territoire créé, les mailles associées ont alors été rendues indisponibles pour la création des territoires subséquents,
3. tirage du point suivant 3 km plus loin en suivant l'indice des mailles de la carte (c'est à dire en se déplaçant de gauche à droite et de haut en bas, tout en pouvant repasser en haut à gauche si arrivé en bout de carte),
4. répétition de l'opération 2,
5. répétition de la séquence jusqu'à ce que la carte soit parcourue intégralement.

Un exemple de la résultante de ce procédé est visible en Figure A.8.1 pour le territoire des Vosges en 2020 (i.e. utilisation contemporaine des sols français).

Figure A.8.1

Exemple de réalisation de placement des territoires au sein de l'aire occupable par la population des Vosges pour l'année de référence 2020. Panneau de gauche : carte de qualité des habitats comprenant quatre catégories (0 barrière, 1 matrice, 3, dispersion et 4 reproduction; Bauduin *et al.* (soumis)). Panneau de droite : carte équivalente à celle de gauche avec superposition des différents territoires femelles en couleur (une même couleur peut représenter plusieurs territoires).



Pour placer les territoires mâles, le procédé employé a été plus simple. Les étapes suivantes ont été suivies :

1. classification aléatoire des territoires “femelles” au sein d’une liste.
2. pour chaque territoire femelle en suivant cette liste, vérification du lien avec un territoire mâle
 - a. si aucun lien, association de ce territoire ‘femelle’ à un nouveau territoire mâle qui peut également recouvrir jusqu’à deux autres territoires ‘femelle’ spatialement contigus au territoire femelle initialement considéré (sur la base d'un tirage aléatoire si plus de deux candidats)
 - b. si déjà lié territoire avec un territoire mâle, passage au territoire femelle suivant au sein de la liste aléatoire

Ce processus a été répété jusqu’à ce que chaque territoire “femelle” soit associé à un territoire “mâle”. Ceci a permis de mimer le caractère polygyne de la reproduction du lynx boréal.

Dynamique des capacités de charge suivant chaque scénario socioécosytémique

Pour faire évoluer la capacité de charge des 11 populations identifiées dans l'ESCO, la démarche suivante a été suivie :

1. modification de la carte d'habitats favorable issue de Bauduin *et al.* (soumis) en fonction de scénarios SSP,
2. répétition des étapes 1 à 5 décrites dans la section précédente pour expliquer le calcul des capacités de charge, en conservant toutefois comme limites des zones d'habitat favorable les zones d'extension maximale déterminées sur la base des données contemporaines.

En opérant de la sorte, les nombres de territoires par population pouvaient varier, mais les zones d'extension maximale des populations restaient fixes. Les résultats obtenus sont visibles dans le tableau A.8.1 et les deux points de cette approche sont détaillés dans deux paragraphes suivants.

La réalisation de l'étape numéro 1 décrite ici, a été basée sur les travaux de Dou *et al.* (2021, 2023). En effet, ceux-ci ont permis de connaître la façon dont les surfaces couvertes par de grandes catégories d'habitats sont susceptibles d'évoluer jusqu'à l'horizon 2050 à partir de 2020 pour les SSP pertinents pour l'ESCO. De plus, ils avaient l'avantage d'intégrer de façon plus fine le contexte socio-économique européen que des approches plus globales telles que [GLOBIO](#) qui réalisent des projections à l'échelle mondiale. Plus particulièrement, ont été réalisés

- i) le classement de chaque catégorie d'habitat des cartes obtenues comme étant favorable ou défavorable à l'établissement de territoires par les lynx
- ii) le calcul des ratios des superficies des catégories favorables 2050/2020 pour les différents SSP.

Toutefois les SSP5 et 2 étant manquants dans les travaux utilisés comme support, des ratios compris entre ceux des SPP1 et SSP3 ont été définis. Ce choix s'est appuyé sur des descriptions des SSP qui placent les SSP2 et 5 entre les 1 et 3 en ce qui concerne les changements d'habitats. Étant donné que le contraste en termes d'évolution d'habitats favorable pour le lynx entre les SSP 1 et 3 apparaît faible sur la zone occupée par la métapopulation étudiée, nous avons placé les SSP 2 et 5 tous deux à mi-chemin entre les SSP 1 et 3.

Tableau A.8.1

SSP et dynamique de la surface d'habitat favorable à l'établissement de territoires par le lynx boréal

Scénario	Ratio scénario/2020
2020	1.000
SSP3	1.008
SSP1	1.057
SSP1.NFS	0.984
SSP1.NFN	1.012
SSP2 ET SSP5	1.033

Pour l'étape 2 et sur la base de ces ratios, nous avons changé la proportion d'habitats favorables au sein de la carte produite par Bauduin *et al.* (soumis). Plus particulièrement :

- dans le cas d'un gain d'habitats favorables, la qualité de cellules de catégorie 2 a été changée vers une catégorie 4 (Catégories (0 barrière, 1 matrice, 3, dispersion et 4 reproduction; Bauduin *et al.* (soumis). Des pixels d'1 km² ont été tirés avec une probabilité proportionnelle au nombre d'habitats connexes de catégorie 3 et 4 afin de simuler des gains plus probables à proximité des patches favorables existants (hypothèse de déprise agricole).
- dans le cas d'une perte d'habitats favorables, la qualité de cellules de catégorie 2 ou 3 a été changée vers une catégorie 2. Les pixels d'1 km² ont été tirés avec une probabilité proportionnelle au nombre d'habitats connexes de catégorie 2 afin de simuler des pertes préférentiellement à partir i) de petits patches isolés ou ii) des zones périphériques de grands ensembles.

A.9. Éléments complémentaires sur la modélisation démographique de la viabilité du lynx boréal (utilisation de VORTEX 10)

1. Cycle de vie et paramètres d'entrée

Pour rappel, le cycle de vie utilisé dans les modèles démographiques développés sous VORTEX possède un pas de temps annuel et a été implémenté dans le but d'être le plus proche possible des cycles de vie présentés dans la section 3.4.3. Les principales modifications concernent l'absence de distinctions entre classes d'individus autres que les classes d'âge et de sexe. L'analyse des propriétés de ces cycles a été effectuée en section 6.1. pour confirmer l'adéquation du cycle de vie modélisé sous VORTEX en comparant les propriétés d'équilibre démographique asymptotique de ces modèles.

2. Stochasticité démographique

Les modèles sont individu-centrés et donc intrinsèquement stochastiques : ils créent une représentation numérique de chaque individu et suivent son destin au cours de chaque année de sa vie. Les événements démographiques (mortalité, reproduction, dispersion) se déroulent sous forme de tirages aléatoires à l'échelle individuelle suivant les probabilités de réalisation de ces événements définis suivant les scénarios considérés. Le caractère aléatoire des événements démographiques, génétiques, environnementaux, et l'interdépendance temporelle dans les états des populations simulées peuvent engendrer de grandes variations dans les résultats des trajectoires de simulation. Un grand nombre de trajectoires indépendantes basées sur les mêmes paramètres sont donc simulées et moyennées (simulations de Monte Carlo).

3. Capacités de charge

Au sein de chaque population, une régulation densité-dépendante est effectuée à chaque pas de temps. Cette régulation est effectuée sur la base d'une capacité de charge (K) pour chaque population, déterminée par l'étude de l'habitat et de la territorialité (voir section 5.6.5. et Annexe A.6). Dans VORTEX, la capacité de charge décrit la limite supérieure de la taille de la population simulée dans un habitat donné («*Ceiling model*»). La capacité de charge est modélisée ici sous la forme d'une troncature probabiliste de toutes les classes d'âge lorsque K est dépassé à la fin du pas de temps. La correspondance entre le nombre maximal de reproducteurs NR par population déterminé dans la section 5.6.5 et la capacité de charge pour cette population a été effectuée sur la base de la formule $K_i = NR_i / (Pr * Pa)$, où K_i est la capacité de charge de la population i , NR_i est le nombre maximal de reproducteurs dans la population i , Pr est la proportion d'adultes qui se reproduisent ($Pr=0.77$) et Pa est la proportion d'adultes

à l'équilibre démographique ($P_a=0,4$). Cette capacité de charge inclut donc les juvéniles (0-1 an).

Ces valeurs K_i ont été obtenues pour l'année initiale de la simulation (2020) et l'année finale (2130) (voir section 5.6.5). Dans VORTEX, l'hypothèse d'une variation linéaire de K_i entre l'année initiale et l'année finale a été faite. Le pourcentage de variation annuelle $Trend_{K_i}$ de K_i a été implémenté dans VORTEX en utilisant la formule $Trend_{K_i}=100*[(K_{i(2130)}/K_{i(2020)})^{1/110}-1]$

4. Dispersion

La dispersion est simulée sous la forme d'une probabilité de disperser d'une population à l'autre pour les individus de un à deux ans, de façon identique pour les deux sexes. Un individu d'une population i peut tenter de disperser vers une population j , mais si la population de destination est saturée ($N_j=K_j$), l'individu se déplace à la recherche d'une autre population k (pour laquelle la probabilité de dispersion de i vers k est non nulle, et proportionnellement à cette probabilité). Ce processus est répété dix fois jusqu'à ce que l'individu puisse intégrer une population d'arrivée. Si aucune population d'arrivée n'est trouvée au bout de dix tentatives, l'individu est éliminé.

5. Variation génétique neutre

VORTEX simule la transmission mendélienne* d'allèles à un locus neutre, auquel chaque fondateur se voit attribuer deux allèles uniques (modèle "d'allèles infinis"). Il n'y a pas de nouvelles mutations au cours de la simulation (110 ans).

6. Dépression de consanguinité

Les modèles démo-génétiques développés sous VORTEX simulent deux types de dépression de consanguinité (DP) :

- La DP liée à des mutations létales récessives (DP_L) : il s'agit de mutations sans effet sur la valeur sélective à l'état hétérozygote qui sont létales à l'état homozygote. VORTEX simule l'effet de ces mutations de façon mécaniste en attribuant aux fondateurs des allèles létaux hétérozygotes et uniques. Si la consanguinité augmente au cours du temps, les chances qu'un de ces allèles se retrouve à l'état homozygote augmentent également. Un individu homozygote meurt à un âge précoce et ne peut se reproduire, ce qui contre-sélectionne ces mutations qui disparaissent progressivement (phénomène de purge des mutations délétères, Grossen et al. 2020).
- La DP liée à des mutations faiblement délétères (DP_F) qui sont modélisées de façon phénoménologique : le mécanisme de transmission des mutations n'est pas simulé explicitement, seul le lien statistique entre consanguinité individuelle et démographie est pris en compte. Les effets de ces mutations sont pris en compte en réduisant la probabilité de survie juvénile individuelle sur la base de l'équation $S_F=S_0.e^{-BF}$, où S_F est

la survie d'un individu de consanguinité individuelle F , S_0 est la survie de départ (consanguinité nulle) et B est la valeur des équivalents létaux (mesure standardisée qui définit la force de la dépression de consanguinité comme la pente d'une régression linéaire entre valeur sélective et consanguinité). Contrairement à la DP_L , la DP_F n'est pas soumise à la purge.

DP_L et DP_F vont contribuer à la diminution du taux de croissance d'une population avec le temps si cette population est isolée et de petite taille (de façon transitoire pour la première et permanente pour la seconde). Dans le cadre des simulations effectuées sur le lynx, deux hypothèses principales ont été faites :

- La valeur globale des létaux équivalents (effets cumulés de DP_L et DP_F) est fixée à $B=6,29$ létaux équivalents haploïdes. Il s'agit d'une valeur générique obtenue par une méta-analyse portant sur 18 espèces de mammifères et d'oiseaux en conditions non captives (O'Grady et al. 2006).
- La proportion de la dépression de consanguinité liée aux mutations récessives létales est fixée à 50 % (Simmons and Crow 1977 ; Lande 1995).

7. Catastrophes

Par souci de simplicité, trois classes de sévérité de catastrophes ont été modélisées dans VORTEX (l'article original de Reed et al. 2003 proposait 20 classes distinctes). Les probabilités générationnelles de ces trois classes ont été calculées en sommant les probabilités P_c de Reed et al. et la sévérité moyenne de chacune des trois classes correspond au milieu de l'intervalle de sévérité (Fig. 2 de Reed et al. 2003). La probabilité générationnelle non conditionnelle a été calculée grâce à la formule $P_g=0,14*P_c$. La probabilité annuelle a été déduite du temps de génération estimé selon la formule $P_y=1-(1-P_g)^{1/T}$ où T est le temps de génération estimé à 5,3 ans. Ces catastrophes ont été implémentées à l'échelle de la population et surviennent de façon probabiliste et indépendante entre populations.

A.10. Résultats complémentaires sur la modélisation démographique spatialisée de la viabilité du lynx boréal (utilisation de R)

Figure A.9.1. Ensemble des trajectoires simulées par le modèle démographique spatialisé, hors processus génétiques.

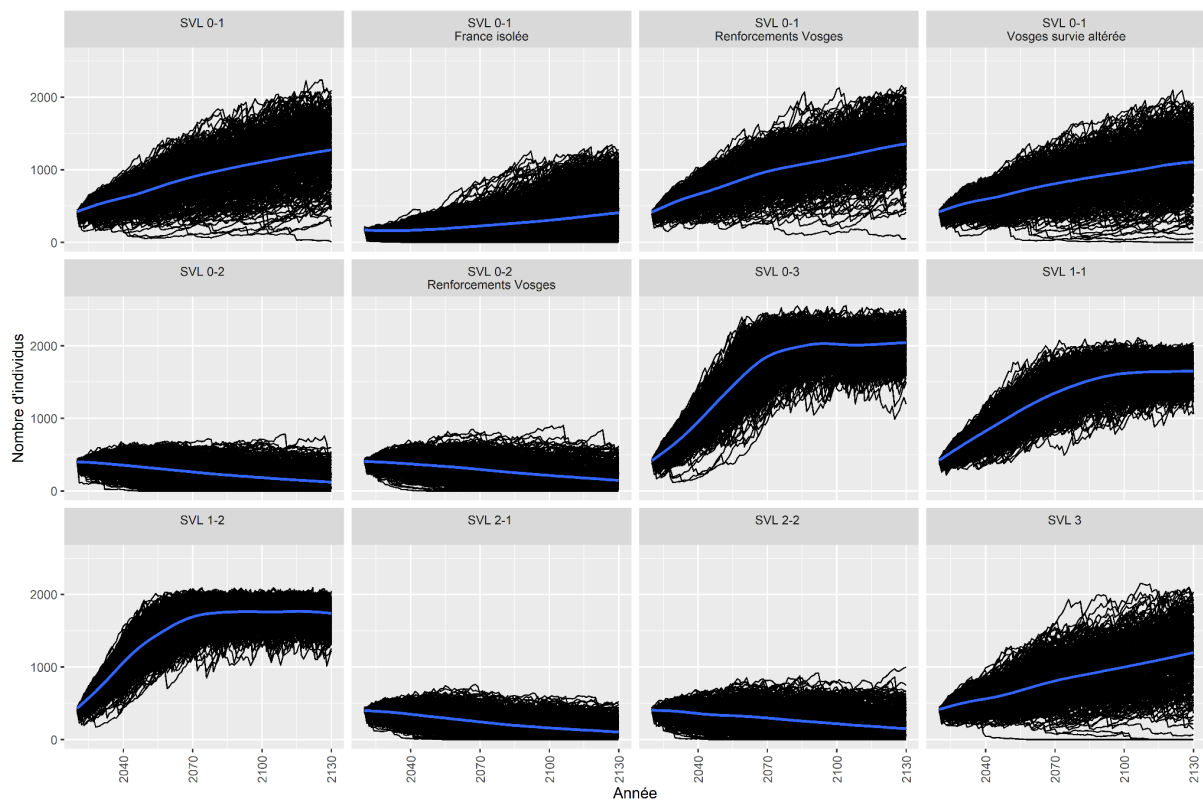
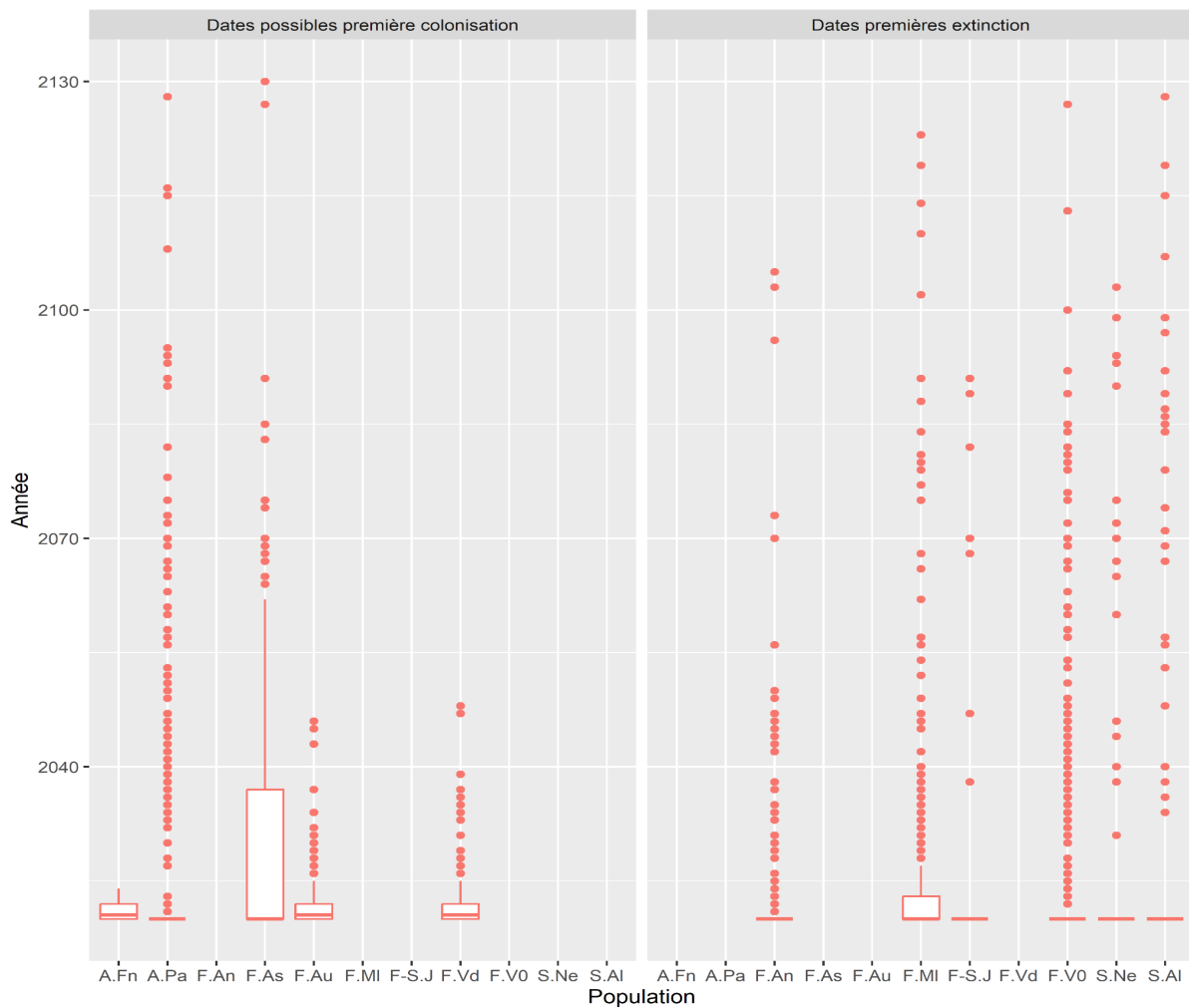


Figure A.9.2. Illustration de la dynamique d’extinction/recolonisation au sein des simulations du scénario tendanciel (SVL 0-1). Ce graphique ne comporte que les cas pour lesquels le statut initial d’une population (éteinte ou occupée) change au cours du temps. Par conséquent, il n’y a pas le même nombre de points derrière chaque boîte à moustache. Voir Figure 10 pour la liste des acronymes des populations.



GLOSSAIRE

Aire de présence du lynx boréal – Espaces géographiques où la présence du lynx boréal, régulière ou occasionnelle, passée ou actuelle, avec ou sans indices de reproduction a été identifiée par des observations de terrain. Ces espaces sont définis pour des ordre de grandeur supérieur à 1 000 km², soit des habitats assez grands pour accueillir au moins une quinzaine d'individus.

Aire de présence potentielle du lynx boréal – Espaces géographiques où l'espèce serait susceptible de s'établir et développer une population au regard de critères de milieu favorables établis notamment sur la base de la modélisation de l'habitat.

Capacité de charge - La capacité de charge d'un environnement correspond à l'effectif que peut atteindre et maintenir durablement une population d'une espèce donnée dans cet environnement, en fonction des ressources disponibles pour cette espèce.

Catastrophe - Événements rares et extrêmes ayant des conséquences majeures sur les processus démographiques et les populations.

Connectivité – La "connectivité" peut être décomposée en "connectivité structurelle" et "connectivité biologique ou fonctionnelle". La connectivité structurelle fait référence à la relation physique entre les éléments du paysage, tandis que la connectivité biologique ou fonctionnelle décrit la mesure dans laquelle les paysages facilitent ou entravent le mouvement des organismes, ici le lynx boréal, entre les zones d'habitat favorable.

Consanguinité / Risque de dépression de consanguinité – Réduction de la valeur sélective des individus, notamment par un faible succès de reproduction ou une faible survie des jeunes, résultant de l'appariement d'individus apparentés.

Densité dépendance – Influence de la densité d'une population, ou parfois simplement son abondance sur les taux démographiques de survie, reproduction ou dispersion des individus qui la composent et donc sur le taux de croissance de la population. Lorsqu'il existe une relation négative entre la densité et le taux de croissance, par exemple du fait de la compétition intraspécifique pour les ressources, la population peut être régulée à la capacité de charge de l'environnement.

Dérive génétique – Mécanisme d'évolution dans lequel les fréquences des allèles varient au sein d'une population selon des processus aléatoires, souvent associés à la petite taille de cette population.

Dispersant – Lynx boréal principalement juvénile à la recherche d'un territoire où cherchant s'établir en vue d'accéder à la reproduction. Ce terme qualifie dans le cas du lynx boréal aussi bien des individus dispersant entre populations que des individus en déplacement pour la recherche de territoire au sein des populations. Voir aussi "floater".

Domaine vital – Zone spatiale dans laquelle un individu réalise des activités ordinaires quotidiennes.

Entretien – Échange oral programmé visant à recueillir les propos d'une ou plusieurs personne(s) appelée(s) « informateur(s) » par une ou plusieurs personne(s) appelées « collecteur(s) ».

Fardeau génétique – Ensemble des mutations génétiques défavorables dans une population. On peut le mesurer comme l'écart relatif entre la valeur sélective optimale d'une population dont tous les individus auraient le meilleur génotype possible et la population d'étude. La valeur sélective est un concept complexe et parfois difficile à approcher avec des données ; par conséquent, il est possible d'approcher le fardeau génétique en utilisant des composantes de la valeur sélective, telles que la survie juvénile.

Floater – Lynx boréal adulte n'ayant pas trouvé de territoire libre sur lequel s'établir et errant dans une zone géographique restreinte, souvent au sein de sa population de naissance. Voir aussi "dispersant".

Hétérozygotie – État d'un individu possédant deux allèles différents d'un même gène.

Informateur – Toute personne dont on recueille les propos lors d'un entretien.

Métapopulation – Ensemble de populations plus ou moins connectées par des flux de dispersion et susceptibles de présenter des dynamiques de colonisation et d'extinction.

Nature futures framework (NFF) – Famille de scénarios décrivant différents développements sociétaux futurs, à grande échelle, positifs pour la nature et les humains. Les NFF ont notamment été élaborés par différents groupes de travail de l'IPBES pour illustrer des voies alternatives de développement durable.

Œstrus – Période durant laquelle une femelle de mammifère est fécondable et recherche l'accouplement en vue de la reproduction

Population – Ensemble d'individus de même espèce ayant plus d'interactions entre eux qu'avec des individus de même espèce situés à une distance de dispersion.

Réintroduction – Déplacement et libération délibérés d'un organisme à l'intérieur de son habitat d'origine, d'où il avait disparu, afin de rétablir une population viable de l'espèce ciblée dans sa zone géographique d'indigénat (IUCN/SSC, 2013).

Renforcement – Apport délibéré d'individus à une population existante de la même espèce, afin d'améliorer la viabilité d'une population en augmentant sa taille, sa diversité génétique ou la proportion de groupes ou de stades spécifiques en son sein (IUCN/SSC, 2013).

Résident – Individu adulte fixé dans un territoire et donc dans une population.

Shared socioeconomic pathway (SSP) – Famille de scénarios décrivant différents développements sociétaux futurs, à grande échelle, susceptibles d'avoir un effet sur certains

processus écologiques comme le climat. Les SSP ont notamment été utilisés par différents groupes de travail du GIEC pour élaborer le 6eme rapport sur le changement climatique.

Territoire écologique – Tout ou partie du domaine vital d'un animal sauvage. Dans le cadre des travaux de l'ESCO, les territoires du lynx boréal, unités écologiques locales, forment un ensemble plus large appelé aire de présence de l'espèce.

Territoire social – Espace approprié et vécu par des populations humaines. Il renvoie aux interactions complexes que des groupes humains ont avec leur environnement dans une aire géographique donnée.

Translocation de conservation – Déplacement et lâcher d'un organisme vivant avec, comme objectif premier, de contribuer à sa conservation : généralement, il s'agit à la fois d'améliorer le statut de conservation local et mondial de l'espèce ciblée et/ou de rétablir les fonctions ou processus naturels des écosystèmes impliquant cette espèce (IUCN/SSC, 2013). Les translocations de conservation incluent les réintroductions, les renforcements, les colonisations assistées et les remplacements écologiques.

Transmission mendélienne – On parle de transmission mendélienne pour caractériser la transmission de variants alléliques des parents aux descendants qui se font selon les lois de l'hérédité mendélienne. Dans le cas d'un locus unique permettant de modéliser la variation génétique neutre, chaque parent a une chance sur deux de transmettre l'un ou l'autre de ses allèles et chaque descendant reçoit un allèle de chaque parent.

Variation génétique neutre – Une mutation neutre correspond à un changement dans la séquence d'ADN qui n'est ni bénéfique ni préjudiciable à la survie et la reproduction de l'organisme qui l'exprime. La variation génétique neutre est une mesure de la diversité de ces variants génétiques neutres au sein d'une population, que l'on peut estimer à l'aide de certains marqueurs moléculaires (que l'on qualifie de neutres)

BIBLIOGRAPHIE

ADEME 2021. — Transition(s) 2050. Choisir maintenant, agir pour le climat. Synthèse N°011628. ADEME. 44p. (Horizons)

Alarcon M. 2020. — Prendre soin des plantes et des sols : caractéristiques et transformation des pratiques de care en milieu agricole. Thèse de doctorat. Paris, *Muséum national d'Histoire naturelle*

Algava É. & Blanpain N. 2021. — Projections de population 2021-2070 pour la France. *INSEE* (Insee résultats)

Andrén H., Linnell J.D.C., Liberg O., Andersen R., Danell A., Karlsson J., Odden J., Moa P.F., Ahlqvist P., Kvam T., Franzén R. & Segerström P. 2006. — Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131 (1): 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.025>

Andrén H., Linnell J.D.C., Liberg O., Ahlqvist P., Andersen R., Danell A., Franzén R., Kvam T., Odden J. & Segerström P. 2002. — Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. *Wildlife Biology* 8 (4): 299–306. <https://doi.org/10.2981/wlb.2002.027>

Arlettaz R., Chapron G., Kéry M., Klaus E., Mettaz S., Roder S., Vignali S., Zimmermann F. & Braunisch V. 2021. — Poaching Threatens the Establishment of a Lynx Population, Highlighting the Need for a Centralized Judiciary Approach. *Frontiers in Conservation Science* 2:665000

Aronsson M., Low, M., Lopez-Bao, J. V., Persson, J., Odden J., Linnell J. & Andren, H. 2016. — Intensity of space use reveals conditional sex-specific effects of prey and conspecific density on home range size. *Ecology and Evolution* 6 (9): 2957–2967

Bargade G., Rungis D., Ornicans A., Šuba J., Zunna A., Howlett S., Lukins M., Gailīte A., Stepanova A., Done G., Gaile A., Biteniēks K., Mihailova L., Baumanis J. & Ozolins J. 2016. — Status assessment of Eurasian lynx in Latvia linking genetics and demography—a growing population or a source–sink process? *Mammal Research* 61. <https://doi.org/10.1007/s13364-016-0279-8>

Barnaud C. & Couix N. 2020. — The multifunctionality of mountain farming: Social constructions and local negotiations behind an apparent consensus. *Journal of Rural Studies* 73: 34. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2019.11.012>

Barreteau O., Giband D., Schoon M., Cerceau J., DeClerck F., Ghiotti S., James T., Masterson V., Mathevet R., Rode S., Ricci F. & Therville C. 2016. — Bringing together social-ecological system and territoire concepts to explore nature-society dynamics. *Ecology and Society* 21 (4). <https://doi.org/10.5751/ES-08834-210442>

Barthod C., Dupouey J.-L., Larrère R. & Sarrazin F. 2022. — La libre évolution, un concept aux multiples facettes. *Revue forestière française* 73 (2–3): 105–114. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5421>

Bauduin S., Germain E., Zimmermann F., Idelberger S., Herdtfelder M., Heurich M., Kramer-

Schadt S., Duchamp C., Drouet-Hoguet N., Morand A., Laetitia B., Charbonnel A. & Gimenez O. soumis. — Eurasian lynx populations in Western Europe: What prospects for the next 50 years? *bioRxiv*: 2021.10.22.465393. <https://doi.org/10.1101/2021.10.22.465393>

Beissinger, S. R. & McCullough, D. R. (Eds.) 2002. — *Population viability analysis*. Chicago, États-Unis, University of Chicago Press. 577 p.

Benson E. 2010. — *Wired wilderness: technologies of tracking and the making of modern wildlife*. Baltimore, États-Unis, Johns Hopkins University Press. ix+251 p.

Biermann C. & Anderson R.M. 2017. — Conservation, biopolitics, and the governance of life and death. *Geography Compass* 11 (10): e12329. <https://doi.org/10.1111/gec3.12329>

Biermann C. & Mansfield B. 2014. — Biodiversity, Purity, and Death: Conservation Biology as Biopolitics. *Environment and Planning D: Society and Space* 32 (2): 257–273. <https://doi.org/10.1068/d13047p>

Blanc G. 2020. — *L'invention du colonialisme vert: pour en finir avec le mythe de l'Éden africain*. Paris, Flammarion. 343 p.

Boinon J.-P. 1988. — La géographie du prix des terres en France (1955-1985) : rôle des rapports fonciers et des systèmes de production. *Économie rurale* 187 (1): 2–9. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1988.3919>

Bonifay M.-F. 1978. — Le gisement de La Baume de Valorgues à Saint-O Quentin-la-Poterie (Gard). (Paléolithique supérieur final et Épipaléolithique). *Gallia Préhistoire* 21 (1): 123–142. <https://doi.org/10.3406/galip.1978.1586>

Bonn Lynx Expert Group 2021. — Recommendations for the conservation of the Eurasian lynx in Western and Central Europe. Conclusions from the workshop of the “Bonn Lynx Expert Group” in Bonn, Germany, 16–19 June 2019. *Cat News* 14: 78–86

Bonnot N.C., Couriot O., Berger A., Cagnacci F., Ciuti S., De Groot J.E., Gehr B., Heurich M., Kjellander P., Kröschel M., Morellet N., Sönnichsen L. & Hewison A.J.M. 2020. — Fear of the dark? Contrasting impacts of humans versus lynx on diel activity of roe deer across Europe. *Journal of Animal Ecology* 89 (1): 132–145. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13161>

Boutros D. 2002. — Characterisation and Assessment of Suitability of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) Den Sites. *KORA Bericht* 12. p. 1–31

Boutros D., Breitenmoser C., Zimmermann F., Ryser A., Molinari-Jobin A., Capt S., Güntert M. & Breitenmoser U. 2007. — Characterisation of Eurasian lynx *Lynx lynx* den sites and kitten survival. *Wildlife Biology* 13: 417–429. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[417:COELLL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[417:COELLL]2.0.CO;2)

Braverman I. 2014. — Governing the Wild: Databases, Algorithms, and Population Models as Biopolitics. *Surveillance & Society* 12 (1): 15–37. <https://doi.org/10.24908/ss.v12i1.4579>

Braverman, I. (Ed.) 2016. — *Animals, Biopolitics, Law. Lively Legalities*. New-York, États-Unis, Routledge (Space, Materiality and the Normative). 226 p.

- Breitenmoser C. & Obexer-Ruff G. 2003. — Population and conservation genetics of two re-introduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland—a molecular evaluation 30 years after translocation, *Proceedings of the 2nd Conference on the Status and Conservation of the Alpine Lynx population (SCALP)*. p. 28–31
- Breitenmoser U. & Baettig M. 1992. — Wiederansiedlung und Ausbreitung des Luchses (*Lynx lynx*) im Schweizer Jura. *Revue suisse de zoologie* 99: 163–176. <https://doi.org/10.5962/bhl.part.79827>
- Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten C. 2008. — *Der Luchs: ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft*. Wohlen, Bern, Suisse, Salm-Verlag. 584 p.
- Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten C. 1990. — *Statut, besoins de conservation et réintroduction du lynx (*Lynx lynx*) en Europe*. Strasbourg, Conseil de l'Europe. 48 p. (Sauvegarde de la nature; 45)
- Breitenmoser U. & Haller H. 1993. — Patterns of Predation by Reintroduced European Lynx in the Swiss Alps. *The Journal of Wildlife Management* 57 (1): 135–144. <https://doi.org/10.2307/3809010>
- Breitenmoser U. & Haller H. 1987. — La réintroduction du lynx *Lynx lynx*: Une appréciation après 15 ans d'expérience en Suisse. *Ciconia* 11 (2): 119–130
- Breitenmoser U., Ryser A., Zimmermann F., Haller H., Molinari P. & Breitenmoser-Würsten C. 2010. — The changing impact of predation as a source of conflict between hunters and reintroduced lynx in Switzerland, in Macdonald D.W. & Loveridge A.J. (eds.), *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford, Royaume-Uni, Oxford University Press. p. 493–506
- Breitenmoser-Würsten C., Vandel J.-M., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2007. — Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13 (4): 381–392. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[381:DOLLLI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[381:DOLLLI]2.0.CO;2)
- Breitenmoser-Würsten C., Zimmermann F., Molinari-Jobin A., Molinari P., Capt S., Vandel J.-M., Stahl P. & Breitenmoser U. 2007. — Spatial and Social stability of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population: an assessment of 10 years of observation in the Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13 (4): 365–380. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[365:SASSOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[365:SASSOA]2.0.CO;2)
- Breitenmoser-Würsten C., Zimmermann F., Ryser A., Capt S., Laass J., Siegenthaler A. & Breitenmoser U. 2001. — Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwestalpen der Schweiz 1997–2000. *KORA Bericht* 9. 88 p.
- Brook B.W., O'Grady J.J., Chapman A.P., Burgman M.A., Akçakaya H.R. & Frankham R. 2000. — Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404 (6776): 385–387. <https://doi.org/10.1038/35006050>
- Brunois F. 2005. — Pour une approche interactive des savoirs locaux : l'ethno-éthologie. *Journal de la Société des Océanistes* (120–121): 31–40. <https://doi.org/10.4000/jso.335>
- Bureš I. 1941. — Risove v Makedonija (*Lynx* in Macedonia). *Priroda* 3 (42): 51–52
- Burgin, C. J., Wilson, D. E., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Lacher, T. E. & Sechrest, W. (Eds.)

2020. — *Illustrated checklist of the mammals of the world*. Barcelone, Espagne, Lynx edicions. 631+535 p.

Büscher B. 2022. — Political ecologies of extinction: from endpoint to inflection-point. Introduction to the Special Section. *Journal of Political Ecology* 28 (1): 696–704. <https://doi.org/10.2458/jpe.4828>

Büscher B. 2018. — From Biopower to Ontopower? Violent Responses to Wildlife Crime and the New Geographies of Conservation. *Conservation and Society* 16 (2): 157–169. https://doi.org/10.4103/cs.cs_16_159

Caswell H. 2001. — *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sunderland, États-Unis, Sinauer Associates Publishers. xxii+722 p.

Cavanagh C.J. 2018. — Political ecologies of biopower: diversity, debates, and new frontiers of inquiry. *Journal of Political Ecology* 25 (1). <https://doi.org/10.2458/v25i1.23047>

Chan K.M.A., Balvanera P., Benessaiah K., Chapman M., Díaz S., Gómez-Baggethun E., Gould R., Hannahs N., Jax K., Klain S., Luck G.W., Martín-López B., Muraca B., Norton B., Ott K., Pascual U., Satterfield T., Tadaki M., Taggart J. & Turner N. 2016. — Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (6): 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>

Chaudhary V. & Oli M.K. 2020. — A critical appraisal of population viability analysis. *Conservation Biology* 34 (1): 26–40. <https://doi.org/10.1111/cobi.13414>

Christen G. 2019. — De la gestion à la naturalité : le lynx vient-il déplacer les savoirs de la nature ? *Revue d'Allemagne et des pays de langue allemande* 51 (2): 387–406. <https://doi.org/10.4000/allemande.2003>

Christen G., Mechin C. & Wintz M. 2016. — Le lynx : partenaire ou perturbateur de l'équilibre sylvo-cynégétique ? Regard sur les jeux d'acteurs qui s'approprient le retour du lynx dans la réserve de biosphère transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald. *Annales scientifiques de la Réserve de Biosphère Transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald* 18 (2015/2016): 60–88

Clément C., Perrin C. & Soulard C.-T. 2019. — Les arrangements pour l'accès au foncier agricole périurbain. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie* 10 (3). <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.15933>

Clobert, J., Baguette, M. & Benton, T. (Eds.) 2012. — *Dispersal ecology and evolution*. Oxford, Royaume-Uni, Oxford University Press. xxxiii+462 p.

Costanza R., De Groot R., Braat L., Kubiszewski I., Fioramonti L., Sutton P., Farber S. & Grasso M. 2017. — Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28: 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

Coulson T., Mace G.M., Hudson E. & Possingham H. 2001. — The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (5): 219–221. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(01\)02137-1](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(01)02137-1)

Courchamp F., Berec L. & Gascoigne J. 2008. — *Allee effects in ecology and conservation*.

Oxford, Royaume-Uni, Oxford University press. 256 p. (Oxford biology).

Creti I., Chezel E., Mounet C., Baud D. & Dusseux P. 2022. — Territorialiser la question des loups par les pratiques agri-alimentaires. Une enquête sur les relations biodiversité et alimentation en Belledonne. *Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine* 110 (2). <https://doi.org/10.4000/rga.10634>

Dalla Bernardina, S. (Ed.) 2012. — *L'appel du sauvage: refaire le monde dans les bois*. Rennes, Presses universitaires de Rennes. (Collection 'Essais')

Dalla Bernardina S. 1996. — *L'utopie de la nature: chasseurs, écologistes et touristes*. Paris, Imago : Diffusion P.U.F. 304 p.

Dalla Bernardina S. 1989. — L'invention du chasseur écologiste : Un exemple italien. *Terrain. Anthropologie & sciences humaines* (13): 130–139. <https://doi.org/10.4000/terrain.2963>

Damaisin O. 2020. — Identification et accompagnement des agriculteurs en difficulté et prévention du suicide - 29 propositions pour améliorer les actions de sensibilisation et d'accompagnement Rapport de l'Assemblée Nationale. *Ministère de l'agriculture et de l'alimentation*. 87p.

De Groot R., Brander L., Van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L.C., Ten Brink P. & Van Beukering P. 2012. — Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1 (1): 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>

Debarbieux B. 2003. — Territoires, in Lévy J. & Lussault M. (eds.), *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés*. p. 910–912

Delibes-Mateos M., Glikman J.A., Lafuente R., Villafuerte R. & Garrido F.E. 2022. — Support to Iberian lynx reintroduction and perceived impacts: Assessments before and after reintroduction. *Conservation Science and Practice* 4 (2): e605. <https://doi.org/10.1111/csp2.605>

Descola P. 2005. — *Par-delà nature et culture*. Paris, Gallimard. 623 p.

Díaz S., Pascual U., Stenseke M., Martín-López B., Watson R.T., Molnár Z., Hill R., Chan K.M.A., Baste I.A., Brauman K.A., Polasky S., Church A., Lonsdale M., Larigauderie A., Leadley P.W., Van Oudenhoven A.P.E., Van der Plaats F., Schröter M., Lavorel S., Aumeeruddy-Thomas Y., Bukvareva E., Davies K., Demissew S., Erpul G., Failler P., Guerra C.A., Hewitt C.L., Keune H., Lindley S. & Shirayama Y. 2018. — Assessing nature's contributions to people. *Science* 359 (6373): 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>

Dou Y., Cosentino F., Malek Z., Maiorano L., Thuiller W. & Verburg P.H. 2021. — A new European land systems representation accounting for landscape characteristics. *Landscape Ecology* 36 (8): 2215–2234. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01227-5>

Dou Y., Zagaria C., O'Connor L., Thuiller W. & Verburg P.H. 2023. — Using the Nature Futures Framework as a lens for developing plural land use scenarios for Europe for 2050. *Global Environmental Change* 83: 102766. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102766>

Drouet-Hoguet N., Chenesseau D., Kunz F. & Zimmermann F. 2021. — Situation of the lynx in the Jura Mountains. *Cat News* 14: 29-34

Duchamp C., Chapron G., Gimenez O., Robert A., Sarrazin F., Beudels-Jamar R. & Le Maho Y. 2017. — Expertise scientifique collective sur le devenir de la population de loups en France. Démarche d'évaluation prospective à l'horizon 2025/2030 et viabilité à long terme Expertise pour le Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. Paris, France, *ONCFS & MNHN*. 92 p.

Duchamp C., Gimenez O., Grente O., Drouet-Hoguet N. & Guinot-Ghestem M. 2019. — Evaluation d'une métrique de suivi de l'état de conservation de la population de loups en France. Note technique 2019-20. *Plan national action loup 2018-2023*. 15 p.

Dumez R., Arpin I., Hubert A., Legrand M., Lescureux N., Manceron V., Morizot B. & Mounet C. 2017. — Expertise scientifique collective sur les aspects sociologiques, culturels et ethnologiques de la présence du loup en France Expertise pour le Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. Paris, France, *Muséum national d'Histoire naturelle*. 67 p.

Durán A.P., Kuiper J.J., Aguiar A.P.D., Cheung W.W.L., Diaw M.C., Halouani G., Hashimoto S., Gasalla M.A., Peterson G.D., Schoolenberg M.A., Abbasov R., Acosta L.A., Armenteras D., Davila F., Denboba M.A., Harrison P.A., Harhash K.A., Karlsson-Vinkhuyzen S., Kim H., Lundquist C.J., Miller B.W., Okayasu S., Pichs-Madruga R., Sathyapalan J., Saysel A.K., Yu D. & Pereira L.M. 2023. — Bringing the Nature Futures Framework to life: creating a set of illustrative narratives of nature futures. *Sustainability Science*. <https://doi.org/10.1007/s11625-023-01316-1>

Eccard J.A., Meißner J.K. & Heurich M. 2017. — European Roe Deer Increase Vigilance When Faced with Immediate Predation Risk by Eurasian Lynx. *Ethology* 123 (1): 30–40. <https://doi.org/10.1111/eth.12420>

Edwards W.J. & Edwards C.T. 2011. — Population Limiting Factors. *Nature Education Knowledge* 3 (10): 1

Engleder T., Mináriková T., Volfová J., Watzl J., Watzl B., Gerngross P. & Belotti E. 2019. — First breeding record of a 1-year-old female Eurasian lynx. *European Journal of Wildlife Research* 65 (1): 17. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1256-8>

EuroGeographics 2023. — EuroGlobalMap

Fernández-gil A., Cadete da Rocha Pereira D., Dias Ferreira Pinto S.M. & Di Silvestre I. 2018. — Large Carnivore Management Plans of Protection: Best Practices in EU Member States. *European Union*

Ferrière R., Sarrazin F., Legendre S. & Baron J.P. 1996. — Matrix population models applied to viability analysis and conservation: Theory and practice using the ULM software. *Acta Oecologica* 17 (6): 629–656

Fletcher R. 2010. — Neoliberal environmentality: Towards a poststructuralist political ecology of the conservation debate. *Conservation & Society* 8 (3): 171–181.

<https://doi.org/10.4103/0972-4923.73806>

Fondation KORA 2021. — Cinquante ans de présence du lynx en Suisse. *KORA Bericht* 99. 80 p.

Foucault M. 2004. — *Naissance de la biopolitique: cours au Collège de France, 1978-1979*. Paris, France, EHESS : Gallimard : Seuil. xi+355 p.

Gaillard J.-M., Nilsen E.B., Odden J., Andrén H. & Linnell J.D.C. 2014. — One size fits all: Eurasian lynx females share a common optimal litter size. *Journal of Animal Ecology* 83 (1): 107–115. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12110>

Gajdárová B., Belotti E., Bufka L., Duľa M., Kleven O., Kutal M., Ozolins J., Nowak C., Reiners T., Tám B., Volfová J. & Krojerová-Prokešová J. 2021. — Long-distance Eurasian lynx dispersal – a prospect for connecting native and reintroduced populations in Central Europe. *Conservation Genetics* 22: 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10592-021-01363-0>

Gatti S. 2022. — Plan national d'actions en faveur du lynx boréal (*Lynx lynx*) : rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable en France (2022-2026). 182 p.

Gehr B., Hofer E.J., Muff S., Ryser A., Vimercati E., Vogt K. & Keller L.F. 2017. — A landscape of coexistence for a large predator in a human dominated landscape. *Oikos* 126 (10): 1389–1399. <https://doi.org/10.1111/oik.04182>

Gehr B., Hofer E.J., Ryser A., Vimercati E., Vogt K. & Keller L.F. 2018. — Evidence for nonconsumptive effects from a large predator in an ungulate prey? *Behavioral Ecology* 29 (3): 724–735. <https://doi.org/10.1093/beheco/ary031>

Gervasi V., Nilsen E.B., Odden J., Bouyer Y. & Linnell J.D.C. 2014. — The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. *Journal of Zoology* 292 (3): 175–183. <https://doi.org/10.1111/jzo.12088>

Gilpin M.E. & Soulé M.E. 1986. — Minimum viable populations : processes of extinction., in Soulé M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, États-Unis, Sinauer Associates. p. 19–34

Gimenez O., Gatti S., Duchamp C., Germain E., Laurent A., Zimmermann F. & Marboutin E. 2019. — Spatial density estimates of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the French Jura and Vosges Mountains. *Ecology and Evolution* 9 (20): 11707–11715. <https://doi.org/10.1002/ece3.5668>

Gugolz D., Bernasconi M.V., Breitenmoser-Würsten C. & Wandeler P. 2008. — Historical DNA reveals the phylogenetic position of the extinct Alpine lynx. *Journal of Zoology* 275 (2): 201–208. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00428.x>

Hanski I. 1991. — Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations, *Biological Journal of the Linnean Society*. *Biological Journal of the Linnean Society* 42 (1–2): 17–38

Hell B. 1985. — *Entre chien et loup, faits et dits de chasse dans la France de l'Est*. Strasbourg, France, Institut d'ethnologie. 308 p.

Hemmer H. 1993. — Felis (*Lynx*) lynx – Luchs, Nordluchs, in Niethammer J. & Krapp F. (eds.),

Handbuch der Säugetiere Europas. Wiesbaden, Allemagne, AULA-Verlag. p. 1119–1168

Hemmer H. 2019. — Die Feliden aus dem Epivillafranchium von Untermassfeld, in Kahlke R.-D. (ed.), *Das Pleistozän von Untermassfeld bei Meiningen (Thüringen), Teil 3*. Heidelberg, Allemagne, Propylaeum. p. 699–782. <https://doi.org/10.11588/propylaeum.560>

Henriksen H.B., Andersen R., Hewison A.J.Mark., Gaillard J.-M., Bronndal M., Jonsson S., Linnell J.D.C. & Odden J. 2005. — Reproductive biology of captive female Eurasian lynx, *Lynx lynx*. *European Journal of Wildlife Research* 51 (3): 151–156. <https://doi.org/10.1007/s10344-005-0104-1>

Heptner V.G. & Sludskii A.A. 1972. — *Mammals of the Soviet Union. Fol II. Part 2. Carnivora (Hyeanas and Cats)*, in RAO P.M. (trad.). Washington, États-Unis, Smithsonian Institute Libraries & The National Science Foundation. 824 p.

Herfindal I., Linnell J.D.C., Odden J., Nilsen E.B. & Andersen R. 2005. — Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265 (1): 63–71. <https://doi.org/10.1017/S0952836904006053>

Herrenschmidt V. 1990. — Le lynx : un cas de réintroduction de superprédateur. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie* Sup5: 159–174

Herrenschmidt V. & Vandel J.-M. 1992. — La réintroduction du Lynx en France : aspects scientifiques et sociologiques *In: Rencontres environnement*, 17-19 octobre 1990., Neuchatel, Suisse. Conseil de l'Europe, Strasbourg. p. 58–61

Herrero A., Heikkinen J. & Holmala K. 2020. — Movement patterns and habitat selection during dispersal in Eurasian lynx. *Mammal Research* 65. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00499-7>

Heurich M., Schultze-Naumburg J., Piacenza N., Magg N., Červený J., Engleder T., Herdtfelder M., Sladova M. & Kramer-Schadt S. 2018. — Illegal hunting as a major driver of the source-sink dynamics of a reintroduced lynx population in Central Europe. *Biological Conservation* 224: 355–365. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.011>

Holt A.R., Gaston K.J. & He F. 2002. — Occupancy-abundance relationships and spatial distribution: A review. *Basic and Applied Ecology* 3 (1): 1–13. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00083>

Hurstel, Arnaud & Laurent, Alain 2016. — Première preuve de dispersion du lynx d'Eurasie (*Lynx lynx*) du Jura vers les Vosges. *CICONIA* 40 (1): 1–6

Huvier N., Moyne G., Kaerle C. & Mouzon-Moyne L. 2023. — Time is running out: Microsatellite data predict the imminent extinction of the boreal lynx (*Lynx lynx*) in France. *Frontiers in Conservation Science* 4: 1080561. doi: 10.3389/fcosc.2023.1080561

Idelberger S., Krebühl J., Back M., Ohm J., Prüssing A., Sandrini J. & Huckschlag D. 2021. — Reintroduction of Eurasian lynx in the Palatinate Forest, Germany. *Cat News* 14: 38–42

Ingold T. 2013. — *Marcher avec les dragons*. Bruxelles, Zones sensibles

Ingold, T. (Ed.) 1994. — *What is an animal?* London ; New York, Routledge. 189 p. (One World archaeology; 1)

Iosif R., Popescu V.D., Ungureanu L., Şerban C., Dyck M.A. & Promberger-Fürpass B. 2022. — Eurasian lynx density and habitat use in one of Europe's strongholds, the Romanian Carpathians. *Journal of Mammalogy* 103 (2): 415–424. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab157>

IPBES 2022. — Summary for policymakers of the methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services Bonn, Allemagne, *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7410287>

IPBES 2019. — Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services Bonn, Allemagne, *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

IPCC 2023. — Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Genève, Suisse, *IPCC*. p. 35–115

IUCN/SSC 2013. — Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, *IUCN Species Survival Commission*. p. viiii + 57

Ivan J.S. & Shenk T.M. 2016. — Winter diet and hunting success of Canada lynx in Colorado. *The Journal of Wildlife Management* 80 (6): 1049–1058. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21101>

Jackson P. & Nowell K. 1996. — *Wild cats : status, survey and conservation action plan*. Gland, Switzerland, IUCN. xxiv+382 p.

Jędrzejewska B. & Jędrzejewski W. 1998. — Diets and Hunting Habits of Predators, in Jędrzejewska B. & Jędrzejewski W. (eds.), *Predation in Vertebrate Communities: The Białowieża Primeval Forest as a Case Study*. Berlin, Heidelberg, Springer. p. 180–323. (Ecological Studies). https://doi.org/10.1007/978-3-662-35364-6_5

Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Okarma H., Schmidt K., Bunevich A.N. & Milkowski L. 1996. — Population dynamics (1869–1994), demography, and home ranges of the lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography* 19 (2): 122–138. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1996.tb00163.x>

Jewgenow K., Painer J., Amelkina O., Dehnhard M. & Goeritz F. 2014. — Lynx reproduction – Long-lasting life cycle of corpora lutea in a feline species. *Reproductive Biology* 14 (2): 83–88. <https://doi.org/10.1016/j.repbio.2014.03.002>

Jobin A., Breitenmoser U. & Molinari P. 2000. — Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 45 (2): 243–252. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.00-26>

Kenter J.O. & O'Connor S. 2022. — The Life Framework of Values and living as nature; towards a full recognition of holistic and relational ontologies. *Sustainability Science* 17 (6): 2529–2542.

<https://doi.org/10.1007/s11625-022-01159-2>

Kitchener A.C., Breitenmoser-Würsten C., Eizirik E., Gentry A., Werdelin L., Wilting A., Yamaguchi N., Abramov A.V., Christiansen P., Driscoll C., Duckworth J.W., Johnson W.E., Luo S.J., Meijaard E., O'Donoghue P., Sanderson J., Seymour K., Bruford M., Groves C., Hoffmann M., Nowell K., Timmons Z. & Tobe S. 2017. — A revised taxonomy of the Felidae : The final report of the Cat Classification Task Force of the IUCN Cat Specialist Group. *Cat News* 11: 80

Kohn E. 2017. — *Comment pensent les forêts: vers une anthropologie au-delà de l'humain*. Bruxelles, Zones sensibles

Kratochvil J., Verescagin N.K., Saint Girons M.-C., Toschi A., Atanasov N., Vala F. & Kirikov S.V. 1968. — History of the distribution of the lynx in Europe. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae Brno* 2 (4): 1–50

Krofel M., Huber D. & Kos I. 2011. — Diet of Eurasian lynx *Lynx lynx* in the northern Dinaric Mountains (Slovenia and Croatia). *Acta Theriologica* 56 (4): 315–322. <https://doi.org/10.1007/s13364-011-0032-2>

Krojerová-Prokešová J., Turbaková B., Jelenič M., Bojda M., Kutal M., Skrbineš T., Koubek P. & Bryja J. 2019. — Genetic constraints of population expansion of the Carpathian lynx at the western edge of its native distribution range in Central Europe. *Heredity* 122 (6): 785–799. <https://doi.org/10.1038/s41437-018-0167-x>

Kruuk H. 1972. — Surplus killing by carnivores. *Journal of Zoology* 166 (2): 233–244. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1972.tb04087.x>

Kvam T. 1991. — Reproduction in the European lynx, *Lynx lynx*. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 3 (56): 146–158

Lacy R.C., Miller P.S. & Traylor-Holzer K. 2021. — *Vortex 10 User's Manual*. 30 March 2021 update. Apple Valley, Minnesota, USA, IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group, and Chicago Zoological Society

Lacy R.C. & Pollak J.P. 2021. — *Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process*. Version 10.5.5. Brookfield, Illinois, USA, Chicago Zoological Society

Larrère C. & Larrère R. 2009. — *Du bon usage de la nature: pour une philosophie de l'environnement*. Paris, France, Flammarion. 355 p.

Legendre S. & Clobert J. 1995. — ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. *Journal of Applied Statistics* 22 (5–6): 817–834. <https://doi.org/10.1080/02664769524649>

Lena A., Paul M., Duchamp C., Vandel J.-M., Jean N., Hivert L., Delpont M. & Decors A. 2022. — Analyse des causes de mortalité du lynx et du loup en France. *Biodiversité* (2): 9–13

Lescureux N. 2010. — Le bon, la brute et le fantôme. Influence des interactions avec les ours, les loups et les lynx sur les perceptions des chasseurs et des éleveurs de République de Macédoine. *Annales de la fondation Fyssen* 24: 10–27

Lescureux N. 2006. — Towards the necessity of a new interactive approach integrating ethnology, ecology and ethology in the study of the relationship between Kyrgyz

stockbreeders and wolves. *Social Science Information* 45 (3): 463–478. <https://doi.org/10.1177/0539018406066536>

Lescureux N., Linnell J.D.C., Mustafa S., Melovski D., Stojanov A., Ivanov G., Avukatov V., von Arx M. & Breitenmoser U. 2011. — Fear of the unknown: local knowledge and perceptions of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in western Macedonia. *Oryx* 45 (4): 600–607. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001547>

Lévi-Strauss C. 1991. — *Histoire de Lynx*. Paris, France, Plon. 358 p.

Linnell J.D.C., Andersen R., Kvam T., Andrén H., Liberg O., Odden J. & Moa P.F. 2001. — Home Range Size and Choice of Management Strategy for Lynx in Scandinavia. *Environmental Management* 27 (6): 869–879. <https://doi.org/10.1007/s002670010195>

Linnell J.D.C., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Odden J. & Von Arx M. 2009. — Recovery of Eurasian Lynx in Europe: What Part has Reintroduction Played?, in HAYWARD M.W. & SOMERS M.J. (eds.), *Reintroduction of Top-Order Predators*. Oxford, Royaume-Uni, Blackwell Publishing Ltd. p. 72–91. <https://doi.org/10.1002/9781444312034.ch4>

Lone K., Loe L.E., Gobakken T., Linnell J.D.C., Odden J., Remmen J. & Mysterud A. 2014. — Living and dying in a multi-predator landscape of fear: roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans. *Oikos* 123 (6): 641–651. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00938.x>

Lopes-Fernandes M. & Frazão-Moreira A. 2017. — Relating to the wild: Key actors' values and concerns about lynx reintroduction. *Land Use Policy* 66: 278–287. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.019>

Lopes-Fernandes M., Espírito-Santo C. & Frazão-Moreira A. 2018. — The return of the Iberian lynx to Portugal: local voices. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 14 (1): 3. <https://doi.org/10.1186/s13002-017-0200-9>

Lopes-Fernandes M. & Frazão-Moreira A. 2016. — The (In)visibility of the Iberian Lynx: from vermin to conservation emblem. *Anthropological Journal of European Cultures* 25 (2): 25–56. <https://doi.org/10.3167/ajec.2016.250202>

Lorimer J. 2015. — *Wildlife in the Anthropocene: conservation after nature*. Minneapolis, États-Unis, University of Minnesota Press. 284 p.

Lynch M., Conery J. & Burger R. 1995. — Mutation Accumulation and the Extinction of Small Populations. *The American Naturalist* 146 (4): 489–518. <https://doi.org/10.1086/285812>

Maris V., Huneman P., Coreau A., Kéfi S., Pradel R. & Devictor V. 2018. — Prediction in ecology: promises, obstacles and clarifications. *Oikos* 127 (2): 171–183. <https://doi.org/10.1111/oik.04655>

Mathevet R. & Bechet A. 2020. — *Politiques du flamant rose: vers une écologie du sauvage*. Marseille, France, Éditions Wildproject. 150 p.

Mathevet R. & Bondon R. 2022. — *Sangliers. Géographies d'un animal politique*. Arles, France, Actes Sud. 204 p.

Mathevet, R. & Godet, L. (Eds.) 2015. — *Pour une géographie de la conservation: biodiversités, natures et sociétés*. Paris, France, L'Harmattan. 400 p.

Mathevet R., Tourenq C. & Mesléard F. 2002. — Agricultural policies, land-use and waterbird conservation: the case study of a major Mediterranean wetland, the Camargue. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.3755>

Mattisson J., Arntsen G.B., Nilsen E.B., Loe L.E., Linnell J.D.C., Odden J., Persson J. & Andrén H. 2014. — Lynx predation on semi-domestic reindeer: do age and sex matter? *Journal of Zoology* 292 (1): 56–63. <https://doi.org/10.1111/jzo.12084>

Mattisson J., Odden J., Linnell J.D.C., Painer J., Persson J. & Andrén H. 2020. — Parturition dates in wild Eurasian lynx: evidence of a second oestrus? *Mammalian Biology* 100 (5): 549–552. <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00037-7>

Mattisson J., Odden J., Nilsen E.B., Linnell J.D.C., Persson J. & Andrén H. 2011. — Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? *Biological Conservation* 144 (12): 3009–3017. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.004>

Mayer K., Belotti E., Bufka L. & Heurich M. 2012. — Dietary patterns of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Bohemian Forest. *Säugetierkundliche Informationen Jena* 8: 447–453

Mertz D.B. 1971. — The Mathematical Demography of the California Condor Population. *The American Naturalist* 105 (945): 437–453. <https://doi.org/10.1086/282736>

Micoud A. 2000. — Patrimonialiser le vivant. *Espace Temps* 74 (1): 66–77. <https://doi.org/10.3406/espac.2000.4089>

Mikusiński G. & Angelstam P. 2004. — Occurrence of mammals and birds with different ecological characteristics in relation to forest cover in Europe - do macroecological data make sense? *Ecological Bulletins* 51: 265–275

Milot E., Béchet A. & Maris V. 2020. — The dimensions of evolutionary potential in biological conservation. *Evolutionary Applications* 13 (6): 1363–1379. <https://doi.org/10.1111/eva.12995>

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C., Kos I., Krofel M., Marucco F., Molinari P., Nägele O., Rauer G., Sindičić M., Trbojević I., Trbojević T., Wölfl M., Wölfl S. & Zimmermann F. 2021. — SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. *Cat News* 14: 50–52

Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Ryser A., Breitenmoser-Würsten C., Capt S., Breitenmoser U., Molinari P., Haller H. & Eyholzer R. 2007. — Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology* 13 (4): 393–405. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[393:VIDPSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[393:VIDPSA]2.0.CO;2)

Morris, W. F. & Doak, D. F. (Eds.) 2002. — *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sunderland, États-Unis, Sinauer Associates. 480 p.

Mounet C. & Chanteloup L. 2019. — Les pratiques de chasse face à la sensibilité animale. De

l'invisibilité à l'éthique de chasse? *Frontières* 30 (2). <https://doi.org/10.7202/1062442ar>

Mouquet N., Lagadeuc Y., Devictor V., Doyen L., Duputié A., Eveillard D., Faure D., Garnier E., Gimenez O., Huneman P., Jabot F., Jarne P., Joly D., Julliard R., Kéfi S., Kergoat G.J., Lavorel S., Le Gall L., Meslin L., Morand S., Morin X., Morlon H., Pinay G., Pradel R., Schurr F.M., Thuiller W. & Loreau M. 2015. — REVIEW: Predictive ecology in a changing world. *Journal of Applied Ecology* 52 (5): 1293–1310. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12482>

Mueller S.A., Prost S., Anders O., Breitenmoser-Würsten C., Kleven O., Klinga P., Konec M., Kopatz A., Krojerová-Prokešová J., Middelhoff T.L., Obexer-Ruff G., Reiners T.E., Schmidt K., Sindičič M., Skrbinšek T., Tám B., Saveljev A.P., Naranbaatar G. & Nowak C. 2022. — Genome-wide diversity loss in reintroduced Eurasian lynx populations urges immediate conservation management. *Biological Conservation* 266: 109442. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109442>

Mueller S.A., Reiners T.E., Middelhoff T.L., Anders O., Kasperkiewicz A. & Nowak C. 2020. — The rise of a large carnivore population in Central Europe: genetic evaluation of lynx reintroduction in the Harz Mountains. *Conservation Genetics* 21 (3): 577–587. <https://doi.org/10.1007/s10592-020-01270-w>

Mundkur B. 1994. — Human animality, the mental imagery of fear, and religiosity., in Ingold T. (ed.), *What is an animal?* London ; New York, Routledge. p. 141–179. (One World archaeology)

Nagl D., Breitenmoser U., Hackländer K., Ryser A., Zimmermann F., Signer S., Haller H., Breitenmoser-Würsten C. & Vogt K. 2022. — Long-term changes in habitat selection and prey spectrum in a reintroduced Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in Switzerland. *Ecology and Evolution* 12 (2): e8614. <https://doi.org/10.1002/ece3.8614>

Niedziałkowska M., Jędrzejewski W., Mysłajek R.W., Nowak S., Jędrzejewska B. & Schmidt K. 2006. — Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland – Large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation* 133 (1): 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.022>

Nilsen E.B., Linnell J.D.C., Odden J., Samelius G. & Andrén H. 2012. — Patterns of variation in reproductive parameters in Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Acta Theriologica* 57 (3): 217–223. <https://doi.org/10.1007/s13364-011-0066-5>

Norum J.K., Lone K., Linnell J.D.C., Odden J., Loe L.E. & Myrsterud A. 2015. — Landscape of risk to roe deer imposed by lynx and different human hunting tactics. *European Journal of Wildlife Research* 61 (6): 831–840. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0959-8>

Nowicki P. 1997. — Food habits and diet of the lynx (*Lynx lynx*) in Europe. *J Wildl Res* 2: 161–166

O'Connor S. & Kenter J.O. 2019. — Making intrinsic values work; integrating intrinsic values of the more-than-human world through the Life Framework of Values. *Sustainability Science* 14 (5): 1247–1265. <https://doi.org/10.1007/s11625-019-00715-7>

Odden J., Linnell J.D.C. & Andersen R. 2006. — Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer

density. *European Journal of Wildlife Research* 52 (4): 237–244. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0052-4>

Okarma H., Jedrzejewski W., Schmidt K., Kowalczyk R. & Jedrzejewska B. 1997. — Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primal Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42 (2): 203–224. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.97-22>

O'Neill B.C., Kriegler E., Ebi K.L., Kemp-Benedict E., Riahi K., Rothman D.S., Van Ruijven B.J., Van Vuuren D.P., Birkmann J., Kok K., Levy M. & Solecki W. 2017. — The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change* 42: 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004>

O'Neill J.F., Holland A. & Light A. 2007. — *Environmental values*. Londres, Royaume-Uni, Routledge. vii+233 p.

Parc naturel régional des Vosges du Nord 2016. — Livre blanc 2016 du Parlement du Lynx des Vosges du Nord

Palmero S., Smith A.F., Kudrenko S., Gahbauer M., Dachs D., Weingarh-Dachs K., Kashpei I., Shamovich D., Vyshnevskiy D., Borsuk O., Korepanova K., Bashta A.-T., Zhuravchak R., Fenchuk V. & Heurich M. 2023. — Shining a light on elusive lynx: Density estimation of three Eurasian lynx populations in Ukraine and Belarus. *Ecology and Evolution* 13 (11): e10688. <https://doi.org/10.1002/ece3.10688>

Parrish A. 2021. — What's In That Scat: An Analysis of Canada Lynx Diet and Distribution in the North Cascades Ecosystem 521. *WWU Honors College Senior Projects*.

Pedersen V.A., Linnell J.D.C., Andersen R., Andrén H., Lindén M. & Segerström P. 1999. — Winter lynx *Lynx lynx* predation on semi-domestic reindeer *Rangifer tarandus* in northern Sweden. *Wildlife Biology* 5 (4): 203–211. <https://doi.org/10.2981/wlb.1999.025>

Pesenti E. & Zimmermann F. 2013. — Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy* 94 (1): 73–81. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-322.1>

Petit S., Vergote M.-H., Young J. & Henrion G. 2023. — Éleveur face au changement climatique, un travail qui devient précaire. *Carnets de géographes* (17). <https://doi.org/10.4000/cdg.8718>

Peyton R.B., Peter A.B. & Robert H.H. 2007. — Measuring the social carrying capacity for gray wolves in Michigan. Lansing, État-Unis. 1–35 p.

Port M., Henkelmann A., Schröder F., Waltert M., Middelhoff L., Anders O. & Jokisch S. 2020. — Rise and fall of a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) stepping-stone population in central Germany. *Mammal Research* 66: 1–11. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00527-6>

Premier J., Bastianelli M., Oeser J., Anders O., Andrén H., Aronsson M., Bagnard G., Belotti E., Breitenmoser-Würsten C., Bufka L., Černe R., Červený J., Drouet-Hoguet N., Dul'a M., Fuxjäger C., Herdtfelder M., Hočevár L., Jedrzejewski W., Kont R., Koubek P., Kowalczyk R., Krofel M., Krojerová-Prokešová J., Kubala J., Kusak J., Kutal M., Linnell J., Mattisson J., Middelhoff T.L., Melovski D., Molinari-Jobin A., Odden J., Okarma H., Ornicāns A., Pagon N., Persson J., Schmidt K., Sindičič M., Slijepčević V., Tām B., Zimmermann F., Kramer-Schadt S. & Heurich M. soumis.

— Human-caused mortality drives the survival of Eurasian lynx across a continent. *Conservation Biology*

Pulliainen E., Lindgren E. & Tunkkari P.S. 1995. — Influence of food availability and reproductive status on the diet and body condition of the European lynx in Finland. *Acta Theriologica* 40 (2): 181–196. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.95-19>

R Core Team 2023. — R: A language and environment for statistical computing manual. Vienne, Autriche, *R Foundation for Statistical Computing*

Railsback S.F. & Grimm V. 2019. — *Agent-Based and Individual-Based Modeling: A Practical Introduction, Second Edition*. Princeton University Press. 360 p.

Raison du Cleuziou Y. 2007. — La nature embrigadée. Conflit en baie de Somme. *Ethnologie française* 37 (1): 153–162. <https://doi.org/10.3917/ethn.071.0153>

Reed D.H., O’Grady J.J., Ballou J.D. & Frankham R. 2003. — The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Animal Conservation* 6 (2): 109–114. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003147>

Réseau Loup-lynx 2013. — Vers une nouvelle définition et mise à jour de l’aire de présence régulière. *Bulletin lynx du Réseau* 18: 22–23

Richard E., Gaillard J.-M., Saïd S., Hamann J.-L. & Klein F. 2010. — High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia* 163 (1): 91–97. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1538-z>

Robbins P. 2007. — *Encyclopedia of Environment and Society*. Thousand Oaks, États-Unis, Sage. <https://doi.org/10.4135/9781412953924>

Robert A., Colas B., Guigon I., Kerbirou C., Mihoub J.-B., Saint-Jalme M. & Sarrazin F. 2015. — Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: a demographic assessment. *Animal Conservation* 18 (5): 397–406. <https://doi.org/10.1111/acv.12188>

Robert A., Colas B., Guigon I., Kerbirou C., Mihoub J.-B., Saint-Jalme M. & Sarrazin F. 2015. — Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: a demographic assessment. *Animal Conservation* 18 (5): 397–406. <https://doi.org/10.1111/acv.12188>

Rodríguez A. & Calzada J. 2017. — Reassessment of the conservation status of the Iberian lynx *Lynx pardinus* for the IUCN Red List of Threatened Species. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy* 29: 7–18. <https://doi.org/10.7325/Galemys.2017.A2>

Rose C. & Prange S. 2015. — Diet of the recovering Ohio bobcat (*Lynx rufus*) with a consideration of two subpopulations. *The American Midland Naturalist* 173 (2): 305–317

Samelius G., Andrén H., Liberg O., Linnell J.D.C., Odden J., Ahlqvist P., Segerström P. & Sköld K. 2012. — Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology* 286 (2): 120–130. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00857.x>

Samelius G., Andrén H., Kjellander P. & Liberg O. 2013. — Habitat Selection and Risk of Predation: Re-colonization by Lynx had Limited Impact on Habitat Selection by Roe Deer. *PLOS*

ONE 8 (9): e75469. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075469>

Sarrazin F. 2007. — Introductory remarks. A demographic frame for reintroductions. *Ecoscience* 14 (4). [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[iv:IR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[iv:IR]2.0.CO;2)

Sarrazin F. & Barbault R. 1996. — Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (11): 474–478. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)20092-8](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)20092-8)

Sarrazin F. & Lecomte J. 2016. — Evolution in the Anthropocene. *Science* 351 (6276): 922–923. <https://doi.org/10.1126/science.aad6756>

Saunders, N. J. (Ed.) 1998. — *Icons of power: feline symbolism in the Americas*. London ; New York, Routledge. 298 p.

Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., Bufka L., Červený J., Koubek P., Huber T., Staniša C. & Trepl L. 2002. — Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39 (2): 189–203. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00700.x>

Schmidt K. 2008. — Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica* 53 (1): 1–16. <https://doi.org/10.1007/BF03194274>

Schmidt K. 1998. — Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* 4 (43): 391–408

Schmidt K. & Kuijper D.P.J. 2015. — A “death trap” in the landscape of fear. *Mammal Research* 60 (4): 275–284. <https://doi.org/10.1007/s13364-015-0229-x>

Schmidt-Posthaus H., Breitenmoser-Wörsten C., Posthaus H., Bacciarini L. & Breitenmoser U. 2002. — Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases* 38 (1): 84–92. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-38.1.84>

Seddon P.J. 1999. — Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology & Evolution* 14 (12): 503. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01720-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01720-6)

Shaffer M.L. 1981. — Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience* 31 (2): 131–134. <https://doi.org/10.2307/1308256>

Skorupski J., Tracz M., Tracz M. & Śmietana P. 2022. — Assessment of Eurasian lynx reintroduction success and mortality risk in north-west Poland. *Scientific Reports* 12 (1): 12366. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16589-2>

Soubeyrou J.-M., Bernus S., Corre L., Drouin A., Dubuisson B., Etchevers P., Gouget V., Josse P., Kerdoncuff M., Samacoits R. & Tocquer F. 2020. — Les nouvelles projections climatiques de référence DRIAS 2020 pour la métropole. *Météo-France*

Soulé, M. E. (Ed.) 1987. — *Viable Populations for Conservation*. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623400>

Soulé M.E. 1985. — What is Conservation Biology?: A new synthetic discipline addresses the

dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience* 35 (11): 727–734. <https://doi.org/10.2307/1310054>

Stahl P., Vandel J.-M., Herrenschildt V. & Migot P. 2001. — Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38 (3): 674–687. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00625.x>

Stahl P. & Vandel J.-M. 1999. — Mortalité et captures de lynx (*Lynx lynx*) en France (1974-1998) 63 (1): 49–60. <https://doi.org/10.1515/mamm.1999.63.1.49>

Stahl P., Vandel J.-M., Ruelle S., Coat L., Coat Y. & Balestra L. 2002. — Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology* 39 (2): 204–216. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00709.x>

Stahl P. & Vandel J.-M. 1998. — *Le lynx boréal: Lynx lynx (Linnaeus, 1758)*. Nort sur Erdre, France, Société française pour l'étude et la protection des mammifères. 65 p. (Encyclopédie des carnivores de France; 19)

Stehlik J. 2000. — Reproductive biology of the European lynx, *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758) at Ostrava Zoo. *Zool. Garten* 70: 351–360

Stehlik J. 1983. — Le comportement sexuel du lynx boréal (*Lynx lynx*) 47 (4): 483–492. <https://doi.org/10.1515/mamm.1983.47.4.483>

Stépanoff C. 2021. — *L'animal et la mort: chasses, modernité et crise du sauvage*. Paris, France, La Découverte. 384 p.

Sunde P., Kvam T., Moa P., Negard A. & Overskaug K. 2000. — Space use by Eurasian lynxes *Lynx lynx* in central Norway. *Acta Theriologica* 45 (4): 507–524. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.00-50>

Triplet P. 2021. — Dictionnaire de la diversité biologique et de la conservation de la nature *In*: p. 1161.

UICN 2012. — Catégories et critères de la liste rouge de l'UICN Gland, Suisse, *UICN*. 38 p.

Utsi A.I. 2015. — Seasonal and Diurnal Variation in Habitat Overlap of Roe Deer and Eurasian Lynx in a Human-Dominated Landscape. Thèse de Master. Trondheim, Norvège, *Norwegian University of Science and Technology*.

Valdmann H., Anderson-Lilley Z., Koppa O., Ozolins J. & Bagraade G. 2005. — Winter diets of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in Estonia and Latvia. *Acta Theriologica* 50 (4): 521–527. <https://doi.org/10.1007/BF03192645>

Van Asselen S. & Verburg P.H. 2013. — Land cover change or land-use intensification: simulating land system change with a global-scale land change model. *Global Change Biology* 19 (12): 3648–3667. <https://doi.org/10.1111/gcb.12331>

Vandel J.M. & Stahl P. 1998. — Colonisation du Massif jurassien par le Lynx (*Lynx lynx*) et impact sur les Ongulés domestiques. *Gibier Faune Sauvage* 15 (3): 1161–1169

Vandel J.M. & Wecker, F. 1995. — Présence actuelle du Lynx (*Lynx lynx*) dans le massif des

Vosges du Nord (France) et le Palatinat (Allemagne). *Ciconia* 19: 133–144

Vandel J.-M. & Stahl P. 2005. — Distribution trend of the Eurasian lynx *Lynx lynx* populations in France. *Mammalia* 69 (2): 145–158. <https://doi.org/10.1515/mamm.2005.013>

Vandel J.M., STAHL P., Durand C., Balestra L. & Raymond J., 2001 - Des chiens de protection contre le lynx dans le Jura. *Faune Sauvage* 254 : 22-27

Vandel J.-M., Stahl P., Herrenschmidt V. & Marboutin E. 2006. — Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. *Biological Conservation* 131 (3): 370–385. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.012>

Vanier, M. (Ed.) 2009. — *Territoires, territorialité, territorialisation: controverses et perspectives*. Rennes, France, Presses universitaires de Rennes. 228 p.

Viveiros de Castro E. 2014. — Perspectivisme et multinaturalisme en Amérique indigène. *Journal des anthropologues* 138–139: 161–181. <https://doi.org/10.4000/jda.4512>

Vogt K., Signer S., Schaufelberger L., Nagl D. & Willis C. 2019. — Einfluss von Luchsprädation und Jagd auf die Gämse – Teil 1 und 2 Bericht in Zusammenarbeit mit dem Jagdinspektorat des Kantons Bern. *KORA Bericht*. 161 p.

Vogt K., Vimercati E., Ryser A., Hofer E., Signer S., Signer C. & Breitenmoser U. 2018. — Suitability of GPS telemetry for studying the predation of Eurasian lynx on small- and medium-sized prey animals in the Northwestern Swiss Alps. *European Journal of Wildlife Research* 64 (6): 73. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1225-7>

von Arx M., Kaczensky P., Linnell J., Lanz T., Breitenmoser-würsten C., Boitani L. & Breitenmoser U. 2021. — Conservation status of the Eurasian lynx in West and Central Europe. *Cat News* 14: 5–8

Vourc'h A. 1990. — Représentation de l'animal et perceptions sociales de sa réintroduction. Le cas du lynx des Vosges. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie, Société nationale de protection de la nature* Sup5: 175–187

Werdelin L. 1981. — Evolution of lynxes. *Acta Zoologica Fennica* 18: 37–71

Wikenros C., Kuijper D.P.J., Behnke R. & Schmidt K. 2015. — Behavioural responses of ungulates to indirect cues of an ambush predator. *Behaviour* 152 (7–8): 1019–1040. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003266>

Wirsing A.J., Cameron K.E. & Heithaus M.R. 2010. — Spatial responses to predators vary with prey escape mode. *Animal Behaviour* 79 (3): 531–537. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.12.014>

Youatt R. 2008. — Counting Species: Biopower and the Global Biodiversity Census. *Environmental Values* 17 (3): 393–417. <https://doi.org/10.3197/096327108X343149>

Zimmermann F., Meylan, Laureline, Frey, Oliver, Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U. & Kunz F. 2018. — Abondance et densité du lynx dans le Sud du Jura suisse : estimation par

capture-recapture photographique dans le sous-compartiment Ia, durant l'hiver 2017/18. *KORA Bericht* 80

Zimmermann F. 1998. — Dispersion et survie des Lynx (*Lynx lynx*) subadultes d'une population réintroduite dans la chaîne du Jura. *KORA Bericht*. 50 p.

Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2002. — A distribution model for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Jura Mountains, Switzerland, in Scott J.M., Heglund P., Morrison M.L., Wall W.A. & Haufler J. (eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Covelo, États-Unis, Island Press. p. 653–660.

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. 2007. — Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population in a fragmented landscape. *Oryx* 41 (3): 358–368. <https://doi.org/10.1017/S0030605307000712>

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. 2005. — Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267 (4): 381–395. <https://doi.org/10.1017/S0952836905007545>

Zimmermann F. & von Arx M. 2021. — Eurasischer Luchs, in Graf R.F. & Fischer C. (eds.), *Säugetieratlas der Schweiz und Liechtensteins*. Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie SGW, Haupt Verlag. Bern, Haupt Verlag. (Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie SGW)

REMERCIEMENTS

Les membres du panel d'experts et les membres de l'équipe projet remercient l'ensemble des personnes ayant accepté d'être interrogées dans le cadre de cette expertise. Sont également remerciées toutes les personnes ayant permis de rassembler les données, en particulier les membres et les animatrices du Réseau Loup-lynx - notamment Marie-Laure Schwoerer, Delphine Chenesseau, Florie Bazireau -, le réseau SAGIR et Anouck Decors, toutes les personnes extérieures au panel qui ont été sollicitées ponctuellement (voir 1.3.2), ainsi que toutes les personnes sollicitées lors de la mission effectuée sur le terrain.

Les services administratifs et financiers du MNHN pour leur disponibilité et leur réactivité : le secrétariat de la Direction de l'Expertise du MNHN - en particulier Tatiana Reine-Prudent -, le secrétariat de l'UMR 7206 Eco-anthropologie gestionnaire - en particulier Sylvie Ofranc - et les services centraux financiers et des ressources humaines pour les procédures accélérées de recrutement et leur accompagnement tout au long du projet.