KORA Bericht Nr. 99f

Septembre 2021
ISSN 1422-5123

Cinquante ans de présence du lynx en Suisse

KORA

ÉCOLOGIE DES CARNIVORES ET GESTION DE LA FAUNE SAUVAGE

Impressum

KORA Bericht Nr. 99f

Cinquante ans de présence du lynx en Suisse

Auteurs et rédaction	Christine Breitenmoser, Urs Breitenmoser, Kristina Vogt, Manuela von Arx, Anja Molinari, Fridolin Zimmermann, Roland Bürki, Florin Kunz, Christian Stauffer
Auteurs externes	Klaus Robin (Encadré 3.1, Encadré 5.3), Marie-Pierre Ryser (Encadré 6.2), Andreas Ryser (Encadré 3.1)
Relecture	Caroline Nienhuis, Klaus Robin, Hansjörg Blankenhorn
Traduction	Florence Camilleri et révisé par Luc Le Grand
Mise en page	Tabea Lanz
Publication	Document disponible au format PDF sous www.kora.ch et sur papier, à commander auprès de la fondation KORA, Thunstrasse 31, CH–3074 Muri, par téléphone au : +41 (0)31 951 70 40 ou par mail à l'adresse : info@kora.ch
Photo de couverture	Laurent Geslin
Impression	Stämpfli AG, Berne
Proposition de citation	Fondation KORA. 2021. Cinquante ans de présence du lynx en Suisse. KORA-Bericht Nr. 99f, 80 pp.

ISSN 1422-5123

© Fondation KORA Septembre 2021

Formulation non sexiste
Pour la désignation des professions, le présent rapport ne fait pas usage de majuscules au milieu des mots comme dans la version allemande afin de garder une certaine fluidité dans le texte. Le KORA considère cependant que chaque corps de métier cité englobe à la fois les femmes et les hommes.

Remerciements
Nous remercions la fondation Albert Koechlin Stiftung (AKS) et la Fondation Ernst Göhner, l'association Verein Kulturlandschaft d'Obwald ainsi que les fonds de loterie des cantons d'Obwald, de Zoug et de Nidwald pour le financement de ce rapport. Nous adressons également nos remerciements à Klaus Robin, Hansjörg Blankenhorn et Caroline Nienhuis pour leur relecture, et à Daniel Mettler et Christian Heeb pour leur soutien lors du traitement des données. Nos remerciements vont aussi à Laurent Geslin et à tous ceux qui nous ont fourni des images pour le présent rapport. Enfin, nous souhaitons également remercier l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et les administrations cantonales de la chasse pour leur soutien financier lors du suivi du lynx, ainsi que les garde-chasses et les particuliers pour leurs observations, leurs photos et leurs signalisations durant les décennies écoulées.

ALBERT KOECHLIN STIFTUNG
ERNST GÖHNER STIFTUNG
Kulturlandschaft — Landschaft und Kultur in Obwalden
SWISSLOS Kulturförderung Kanton Obwalden
Unterstützt vom Kanton Zug
KANTON NIDWALDEN
SWISSLOS

Crédits photographiques (pour les images sans référence dans le rapport, indication de la page) : Laurent Geslin: 7, 11, 27, 28, 39, 52, 71, 79, 80. KORA: 5, 20, 38, 48, 53, 66, 70. KORA/Pierre Jordan: 57. Fridolin Zimmermann: 63

Contenu

1. Introduction ... 04
Encadré 1.1 Portrait du lynx (*Lynx lynx*) ... 06
2. Le déclin ... 08
3. Le retour ... 12
3.1 Sauvetage des forêts et rétablissement des populations d'ongulés sauvages ... 12
3.2 Le retour du lynx ... 15
Encadré 3.1 Le projet LUNO de translocation de lynx dans le Nord-Est de la Suisse ... 18
Encadré 3.2 Méthodes de monitoring ... 22
Encadré 3.3 SCALP – Status and Conservation of the Alpine Lynx Population ... 24
3.3 Expansion et évolution des populations de lynx ... 25
4. Mode de vie du lynx dans les paysages à usages multiples ... 29
4.1 Territoire, vie sociale et communication intraspécifique ... 29
Encadré 4.1 Recherche sur le mode de vie du lynx ... 30
4.2 Mode de chasse et choix des proies ... 32
4.3 Influence sur les proies principales (chevreuil et chamois) ... 35
Encadré 4.2 Lynx, chevreuil et forêt ... 36
5. L'homme et le lynx ... 40
5.1 Prédations d'animaux de rente par le lynx et mesures de prévention et de protection des troupeaux ... 40
Encadré 5.1 Le statut juridique du lynx ... 41
5.2 Chasse et lynx ... 44
Encadré 5.2 De quoi meurt le lynx ? ... 45
5.3 Positions des groupes d'intérêts et personnes concernées avis d'hier et d'aujourd'hui sur le lynx ... 49
Encadré 5.3 Sensibilisation du public : l'exemple du projet LUNO de translocation de lynx dans le Nord-Est de la Suisse ... 50
6. Démographie et génétique ... 53
6.1 L'importance de la diversité génétique ... 53
Encadré 6.1 Glossaire génétique succinct ... 64
6.2 Évolution des populations de lynx en Suisse ... 55
6.3 Évolution d'autres populations réintroduites en Europe occidentale et centrale ... 59
Encadré 6.2 Un demi-siècle de suivi sanitaire du lynx en Suisse ... 60
7. Conservation à long terme du lynx dans les paysages à usages multiples ... 64
7.1 Le lynx dans les paysages à usages multiples d'Europe ... 64
7.2 Conservation à long terme du lynx en Europe : perspectives ... 66
Encadré 7.1 Recommandations pour la conservation du lynx en Europe centrale et occidentale ... 67
7.3 Vivre avec le lynx – bilan des 50 dernières années ... 69
Sources ... 72

1. Introduction

Le 23 avril 1971, des représentants de l'office des forêts du canton d'Obwald et de l'Inspection fédérale des forêts relâchaient, dans le district franc fédéral du Huetstock dans le Melchtal, un couple de lynx qui avait été capturé dans les Carpates slovaques. Cette translocation, qui n'a été ni documentée par prise de photos (cf. fig. 1.1) ni dévoilée au grand public, a marqué le lancement de la réintroduction du lynx en Suisse, voire dans toute l'Europe centrale et occidentale. Les deux lynx ont disparu discrètement et en silence dans les forêts des Préalpes de Suisse centrale, mais l'événement a fait grand bruit dans la presse suisse et la rumeur s'est propagée jusqu'à l'étranger. Comme un demi-siècle auparavant, lors de la réintroduction spectaculaire du bouquetin, il fut argué que la Suisse posait ainsi de nouveaux jalons en matière de conservation des espèces et de protection de la nature.

La comparaison avec le bouquetin est tout à fait appropriée, même si la réintroduction de ce grand félin qu'est le lynx a déclenché une controverse à nulle autre pareille, dont les répercussions se font encore sentir aujourd'hui (cf. chapitre 5). La première translocation de bouquetins, qui a eu lieu il y a un siècle, a annoncé le retour d'ongulés sauvages qui avaient été largement extirpés à la fin du XIXe siècle, et a sensibilisé la population suisse au destin tragique des grands animaux sauvages vivant sur son territoire (cf. chapitre 2). Le lâcher des deux premiers lynx dans le Melchtal il y a 50 ans a marqué le début d'une renaissance pour les grands prédateurs que personne n'aurait alors cru possible. Les réintroductions du bouquetin et du lynx ont été portées par des hommes et femmes d'action souhaitant concrétiser leur vision sans se soucier outre mesure du politiquement correct. Les premiers bouquetins ont en effet été volés au roi d'Italie et ont passé clandestinement la frontière (cf. Meile et al. 2003) ; après le premier lâcher officiel de lynx dans le Melchtal, d'autres ont suivi, qui ne bénéficiaient d'aucune autorisation officielle. Autre point commun, on ne savait pas très bien, il y a un siècle et même il y a 50 ans, ce qu'impliquait créer une « population viable » et personne n'avait réfléchi aux conséquences à long terme d'une taille réduite d'une population fondatrice et à celles de la consanguinité qui en découlerait (cf. chapitre 6).

La réintroduction du lynx il y a 50 ans découlait d'une décision du Conseil fédéral datant d'août 1967 (cf. fig. 1.2), qui conférait à la plus haute autorité suisse l'autorisation de relâcher entre un à deux couples de lynx en bonne santé et capables de se reproduire dans un district franc favorable des Alpes. Personne ne penserait encore aujourd'hui que l'on puisse constituer une population viable avec un nombre aussi réduit de lynx, mais il y a un demi-siècle, on savait peu de choses sur cet animal et on ne savait rien du tout des problèmes posés par l'absence de diversité génétique découlant d'une réintroduction (cf. chapitre 6). Il n'en reste pas moins que les pionniers de cette époque et la clairvoyance dont ils ont su faire preuve méritent notre respect. Car ils souhaitaient non seulement réintroduire une espèce sauvage remarquable en Suisse, mais aussi protéger la nature dans son ensemble – on dirait aujourd'hui qu'ils s'engageaient en faveur d'une « approche écosystémique ». Ce n'est pas par hasard si les partisans de la réintroduction du lynx en Suisse étaient issus des rangs des gardes-forestiers progressistes. Leo Lienert, cet inspecteur cantonal des forêts qui a obtenu du canton d'Obwald l'autorisation de réintroduire le lynx, remplissant ainsi la condition préalable énoncée dans la décision du Conseil fédéral (cf. fig. 1.2), avait conditionné son consentement au lâcher de cerfs que souhaitaient les chasseurs du canton d'Obwald à cette autorisation. Même s'il était parfaitement conscient du fait que le cerf ne serait guère une proie pour le lynx, il a prôné le retour du grand prédateur comme une mesure visant à rétablir l'équilibre naturel de la forêt. À cette époque, les populations de chevreuils, de chamois et de cerfs augmentaient très rapidement et semblaient menacer le rajeunissement naturel des forêts, ce qui inquiétait l'ensemble des gardes-forestiers, et pas seulement ceux pour qui la forêt présentait une valeur économique inestimable. La survie

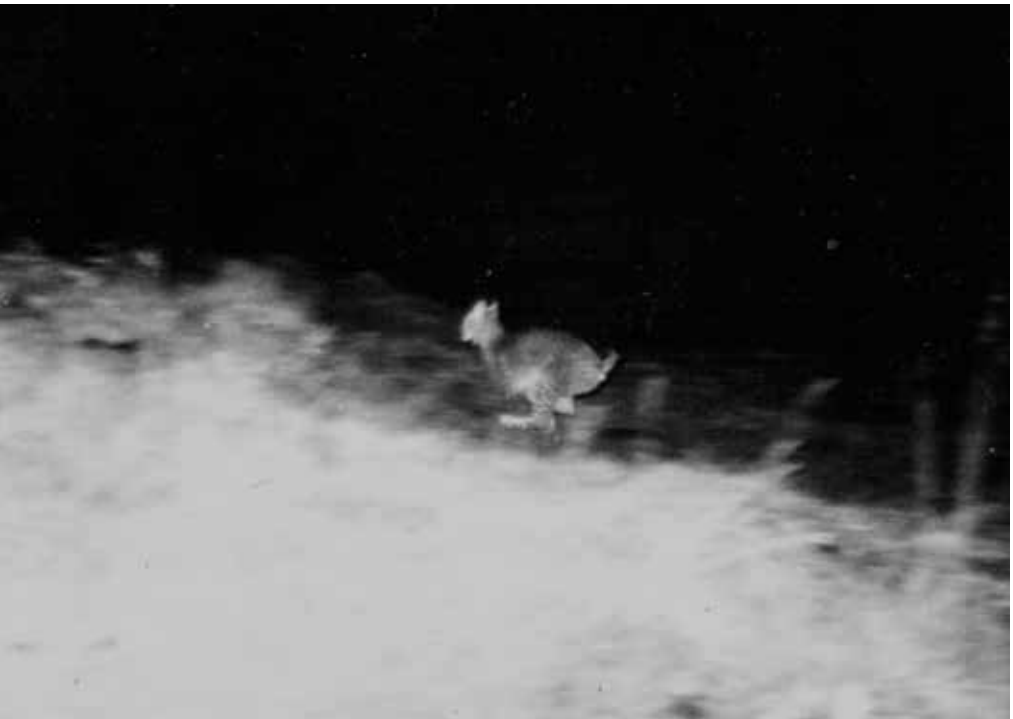


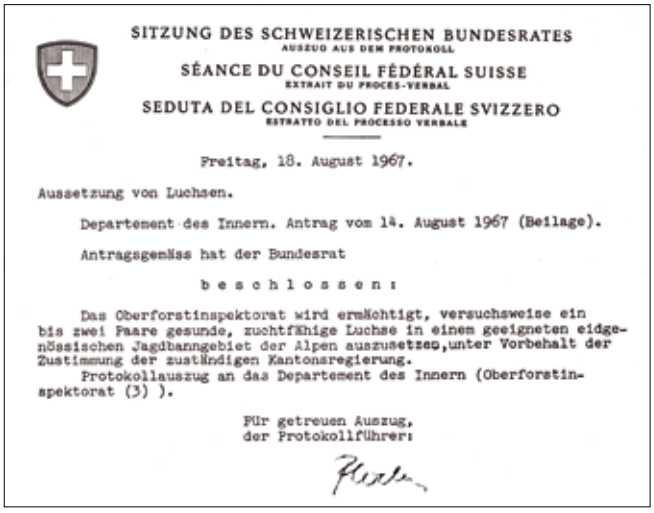
Fig. 1.1. Lâcher d'un lynx dans le Lütholdsmatt, au-dessus d'Alpnach (OW), le 17 septembre 1973. Il s'agissait du deuxième lâcher de lynx dans le canton d'Obwald. Il n'existe aucune image de la première réintroduction, qui a eu lieu le 27 avril 1971 (source : Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

d'essences cruciales comme le sapin (*Abies alba*) semblait en danger, et le retour du lynx se devait au moins de rétablir un peu l'équilibre.

Les conséquences de la prédation du lynx ont constitué dès le départ un point d'achoppement majeur (cf. chapitre 5) et restent aujourd'hui encore la principale problématique liée à la gestion de cet animal. La prédation, c'est-à-dire l'impact des prédateurs sur leurs proies, est une question primordiale, mais aussi extrêmement difficile à étudier : elle est complexe, dépend de nombreux facteurs et n'est pas facile à observer, notamment dans le cas du lynx et du chevreuil, deux espèces discrètes dont le monitoring est compliqué. Nous avons cependant beaucoup appris à leur sujet au cours des dernières décennies, en particulier en Suisse (cf. chapitre 4.2). Les scientifiques reconnaissent aujourd'hui que les prédateurs sont importants pour les écosystèmes, qu'ils peuvent exercer une influence quantitative directe sur leurs proies et que les relations prédateur-proie sont essentielles pour la conservation à long terme des espèces, puisque chasseurs et chassés influent mutuellement les uns sur les autres et façonnent leurs devenirs par le biais de leurs relations coévolutives. La Convention sur la diversité biologique (cf. chapitre 6) en appelle d'ailleurs non seulement à la conservation des espèces et de leurs habitats, mais aussi à des mécanismes et des relations écologiques afin d'assurer le « potentiel évolutif » d'un écosystème.

On peut donc dire que les pionniers de la réintroduction du lynx en Suisse étaient en quelque sorte des visionnaires, même s'il ne faut pas oublier que les lâchers d'il y a un demi-siècle étaient des sortes d'opérations commando dont la coordination et la communication étaient insuffisantes. À cette époque, il n'existait ni plan d'ensemble réaliste des opérations de réintroduction ni suivi des animaux relâchés, de l'évolution de leur situation et de leur impact. Compte tenu de ces lacunes et de ce manque de cohérence (cf. chapitre 3), il est d'ailleurs surprenant que des populations de lynx aient pu se développer suite aux lâchers réalisés tant dans les Alpes que dans le Jura.

Les pages suivantes seront consacrées à l'histoire du lynx en Suisse – une histoire qui est loin d'être terminée. Car si, à l'échelle d'une vie humaine, un demi-siècle semble long, pour un processus comme la recolonisation d'un vaste paysage par une espèce, ce n'est pas grand-chose. Au cours des 50 dernières années, la peur du lynx et la peur pour le lynx ont alterné à plusieurs reprises. Toutes deux sont encore d'actualité et doivent être prises au sérieux si l'on souhaite que le lynx ait un avenir dans nos paysages à usages multiples. C'est pourquoi, à l'occasion du 50e anniversaire de la première réintroduction de lynx, nous souhaitons dans cet ouvrage non seulement vous présenter un historique mais aussi analyser la situation actuelle et débattre des enjeux à venir (cf. chapitre 7).



SITZUNG DES SCHWEIZERISCHEN BUNDESRATES
AUSZUG AUS DEM PROTOKOLL

SÉANCE DU CONSEIL FÉDÉRAL SUISSE
EXTRAIT DU PROCES-VERBAL

SEDUTA DEL CONSIGLIO FEDERALE SVIZZERO
ESTRATTO DEL PROCESSO VERBALE

Freitag, 18. August 1967.

Aussetzung von Luchsen.

Departement des Innern. Antrag vom 14. August 1967 (Beilage).

Antragsgemäss hat der Bundesrat

beschlossen:

Das Oberforstinspektorat wird ermächtigt, versuchsweise ein bis zwei Paare gesunde, zuchtfähige Luchse in einem geeigneten eidgenössischen Jagdbanngebiet der Alpen auszusetzen, unter Vorbehalt der Zustimmung der zuständigen Kantonsregierung.

Protokollauszug an das Departement des Innern (Oberforstinspektorat (3)).

Für getreuen Auszug,
der Protokollführer:

Fig. 1.2. Procès-verbal de la décision du Conseil fédéral suisse du 18 août 1967 autorisant la réintroduction du lynx en Suisse (source : Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Encadré 1.1 Portrait du lynx (*Lynx lynx*)

Aspect : Félin haut sur pattes dont la face est ornée de favoris et les oreilles sont surmontées de touffes de poils et doté d'une queue courte à bout noir. Les lynx sont des félins à robe tachetée. La forme des taches (points, rosettes), leur couleur (de noir à brun clair) et leur taille varient au sein même d'une population.

Poids : Dimorphisme sexuel prononcé. En Europe centrale, les femelles pèsent en moyenne 17 kg et les mâles 24 kg.

Longévité : Jusqu'à 18 ans en liberté et jusqu'à 24 ans en captivité.

Période de reproduction : De février à mars.

Durée de gestation : 67 à 72 jours.

Progéniture : 2 (de 1 à 4) petits, qui quittent leur mère à l'âge de 10 mois environ.

Comportement social : Vit en solitaire en dehors de la période de reproduction, mais les mâles et les femelles partageant un même territoire se rencontrent régulièrement tout au long de l'année. Communication par des vocalisations (cris) et des marques olfactives (notamment d'urine).

Besoins d'espace : Les territoires des mâles et des femelles se chevauchent et celui d'un mâle peut inclure celui d'une à trois femelles. Ils défendent cependant leur territoire contre des congénères du même sexe. En Europe centrale, la taille d'un territoire atteint 100 à 300 km^2.

Habitat : Si l'habitat de prédilection du lynx est la forêt, il s'adapte aussi très bien aux paysages à usages multiples, puisqu'il peut vivre dans des forêts très fragmentées et des espaces ouverts.

Alimentation : En Europe centrale, il chasse principalement des chevreuils et des chamois, mais il se nourrit aussi de plus petits animaux comme des renards, des lièvres et des marmottes.

Histoire en CH : Extirpé à la fin du XIXe siècle. Réintroduit en Suisse à partir de 1971.

Répartition : En Eurasie, de l'Atlantique au Pacifique.

Répartition en CH : Vit aujourd'hui dans les Alpes, les Préalpes et le Jura ; présence accrue sur le Plateau.

Taxinomie : Trois sous-espèces de lynx eurasiens sont présentes en Europe : *Lynx lynx lynx* au nord, *Lynx lynx carpathicus* dans les Carpates (qui est également la sous-espèce de la plupart des populations réintroduites) et *Lynx lynx balcanicus* dans le sud-est de l'Europe.

Fig. 1.1.1. Lynx des Alpes présentant les caractéristiques typiques de ce félin : haut sur pattes, il a des touffes de poils sur les oreilles, une queue courte à bout noir et un pelage tacheté. © KORA

2. Le déclin

Au cours de la seconde moitié du XIXe siècle, le tout nouvel État fédéral suisse connaît un essor économique. La libre entreprise et l'économie de marché stimulent l'industrialisation et le commerce, et les transports, en particulier le chemin de fer, se développent rapidement. De grands projets comme la correction des eaux du Jura sont lancés. Mais l'accroissement de la demande de matières premières et des besoins en énergie accélère la surexploitation des forêts, déjà bien avancée (cf. fig. 2.1). Le déboisement touche jusqu'aux régions reculées de montagne et les précieux troncs d'arbres sont acheminés jusqu'à Marseille et Rotterdam. Le Conseil fédéral, alors radical, était convaincu que l'augmentation de la demande de bois allait automatiquement entraîner une reconstitution des forêts. Mais, contrairement à ce qui s'est produit dans les Alpes orientales, aucune entreprise spécialisée dans l'industrie du bois n'a été créée en Suisse pour assurer une gestion durable des forêts. Notre agriculture de montagne est en effet orientée vers l'élevage de bétail et la production laitière et, contrairement à celles de la Bavière ou de l'Autriche, ne compte pas d'exploitants forestiers ou de grands propriétaires terriens ayant des activités sylvicoles. Les forêts appartenaient pour une grande part aux communes et était mises à la disposition des habitants. De grandes quantités de bois de chauffage et de litière étaient ramassées en forêt, où les petits exploitants laissaient paître leur menu bétail. Comme le rapportait le bailli Tscharner aux seigneurs bernois en 1768 (cf. Wullschleger 1985), les forêts privées étaient constituées de buissons misérables exposés à un pâturage constant. Les chèvres, surtout – la « vache du pauvre » –, détérioraient les forêts et entraînaient des conflits (cf. fig. 2.2). Vers 1880, leur nombre culminait environ 416 000 en Suisse. Il a ensuite commencé à baisser rapidement du fait de l'exode rural et de l'interdiction du pâturage en forêt ; en l'an 2000, le cheptel caprin comptait toutefois encore 62 000 animaux (cf. Lehmann & Rehazek 2015). La destruction des forêts de montagne, qui s'est déroulée durant une période de froid et de très fortes précipitations, a entraîné des inondations catastrophiques à répétition pendant la seconde moitié du XIXe siècle (cf. Schmid 2002), conduisant à une prise de conscience de la population et à un changement de cap de la part du gouvernement.

Comme l'expliquent avec justesse certains ouvrages, notamment ceux de Von Tschudi (1868), de Göldi (1914) ou de Schmidt (1976), à la fin du XIXe siècle, les animaux sauvages, habitants naturels de nos forêts, se faisaient rares ou avaient alors complètement disparu. Avec la Révolution française et les guerres de Coalitions qui ont suivi, les privilèges de chasse de l'ère féodale ont été réduits dans la plupart des pays européens. Sous la République helvétique (1798–1803), n'importe quel habitant de Suisse pouvait chasser durant toute l'année. Durant cette période de misère et de faim mais aussi de prolifération considérable des armes à feu, la dernière heure avait sonné pour les espèces sauvages de grande taille dans les montagnes et les vallées (cf. Schmidt 1965). À l'exception de quelques animaux pénétrant occasionnellement sur le territoire, bouquetins, chevreuils, cerfs et sangliers avaient totalement disparu à la fin du XIXe siècle et seuls quelques rares chamois subsistaient encore dans les Alpes.

Les grands prédateurs survécurent tout d'abord au déclin de leurs proies naturelles, mais pas pour longtemps. Ils durent finalement s'attaquer davantage aux animaux de rente, ce qui a non seulement intensifié leur persécution, mais l'a également facilitée. Kurt Eiberle (1972), qui s'est penché sur l'histoire du lynx en Suisse, en a conclu que le lynx avait été extirpé de façon systématique, puisque, selon lui, ni les modifications artificielles du paysage ni les dommages qu'il causait n'auraient nécessairement dû entraîner son extirpation. Il est vrai que pour nos ancêtres, tous les moyens étaient bons pour traquer les grands prédateurs (cf. fig. 2.3). Les chroniques annuelles de la société des sciences naturelles de Zurich (Jahrblätter der Naturforschenden Gesellschaft Zürich) rapportaient d'ailleurs en 1822 à ce sujet : « Ces animaux étant vraiment nuisibles, les chasseurs reçoivent une prime importante pour les abattre ; ensuite, ils empaillent leur peau de façon généralement rocambolesque, et sillonnent le pays en mendiant,

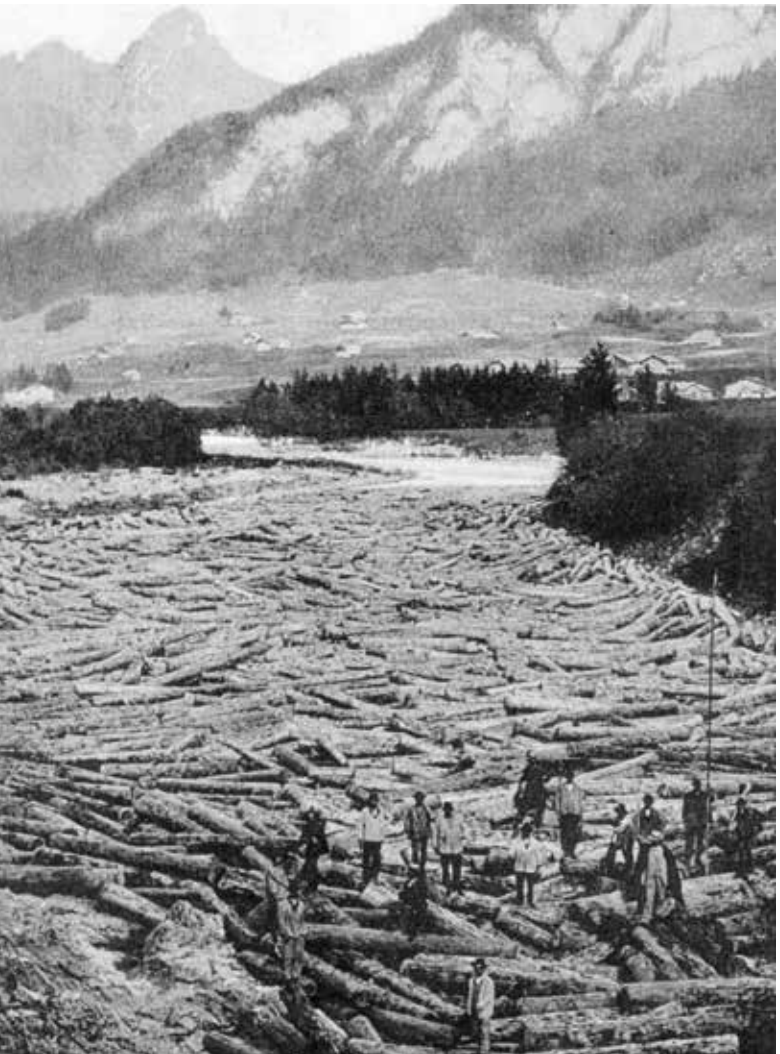


Fig. 2.1. Flottage de bois sur la Sarine en 1894. Au XIXe siècle, la demande croissante de bois de chauffage et de charpente en Suisse et dans ses pays voisins a conduit au bradage du bois des forêts de montagne jusqu'alors peu exploité. Photographie tirée du Journal forestier suisse (1985).

surtout dans les Grisons ». Grâce à ces primes, l'extirpation du lynx est donc relativement bien documentée (cf. fig. 2.4). Haller (1992) a relevé 50 tirs dans le Haut-Valais (« territoire refuge » du lynx selon Eiberle) durant la première moitié du XIXe siècle, dont 38 entre 1800 et 1809. Ces chiffres montrent aussi à quel point la situation était catastrophique pour le lynx car les abattages recensés avec précision par Eiberle (1972) n'auraient pas dû être suffisants pour avoir un effet durable sur une population saine. De toute évidence, elle était également affaiblie par la perte de son habitat et la réduction du nombre de proies. Contrairement aux loups et aux ours, les lynx ne peuvent se nourrir qu'en chassant et dépendent de la présence d'un nombre suffisant de petits ongulés (cf. chapitre 4) sur leur territoire. Ils ne peuvent en effet ni hiberner ni se nourrir de végétaux comme les ours, ni survivre de charognes ou suivre leurs proies dans leurs déplacements comme les loups. De tous les grands prédateurs d'Europe, le lynx est le plus sensible à la destruction de son habitat et à la raréfaction des proies disponibles.

Il a donc disparu de régions entières d'Europe lorsque la forêt, son habitat d'origine, a été transformée en terres agricoles. On le trouvait pendant l'Antiquité des Pyrénées à l'Oural et de la Calabre à la Laponie. Dans les années 1800, le lynx avait été relégué dans les zones boisées d'envergure d'Europe occidentale et centrale, en particulier dans les grands massifs montagneux. Vers 1960, il ne restait plus que quelques rares populations dans le sud-ouest des Balkans, dans les Carpates, en Scandinavie et surtout en Russie (cf. chapitre 3). Le nombre de représentants de l'espèce a atteint son niveau le plus bas pendant la première moitié du XXe siècle, puisque, parmi toutes les populations autochtones établies de longue date à l'ouest de la Russie, seuls 700 lynx avaient survécu (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Fig. 2.2. Troupeau de chèvres en Engadine, photo de Brockmann-Jerosch (1928). Küchli & Stuber (2001) citent Karl Kasthofer, politicien bernois et pionnier de la sylviculture, qui, en 1828, déclarait en fulminant : « À quoi bon améliorer nos forêts en semant et plantant quand d'innombrables chèvres, comme les sauterelles de la huitième plaie d'Égypte, se jettent sur ces arbustes que nous avons eu tant de mal à faire pousser pour les détruire ??! ».

Fig. 2.3. Johann Elias Ridinger, 1750 : « Un lynx pris dans un piège ‹col de cygne›. Des idées prises dans la nature. Comment le gibier de toutes tailles, y compris à plumes, est capturé vivant ou mort de diverses manières avec raison, ruse et force ». Source : British Museum Collection, n° 1917,1208.353 [extrait]).

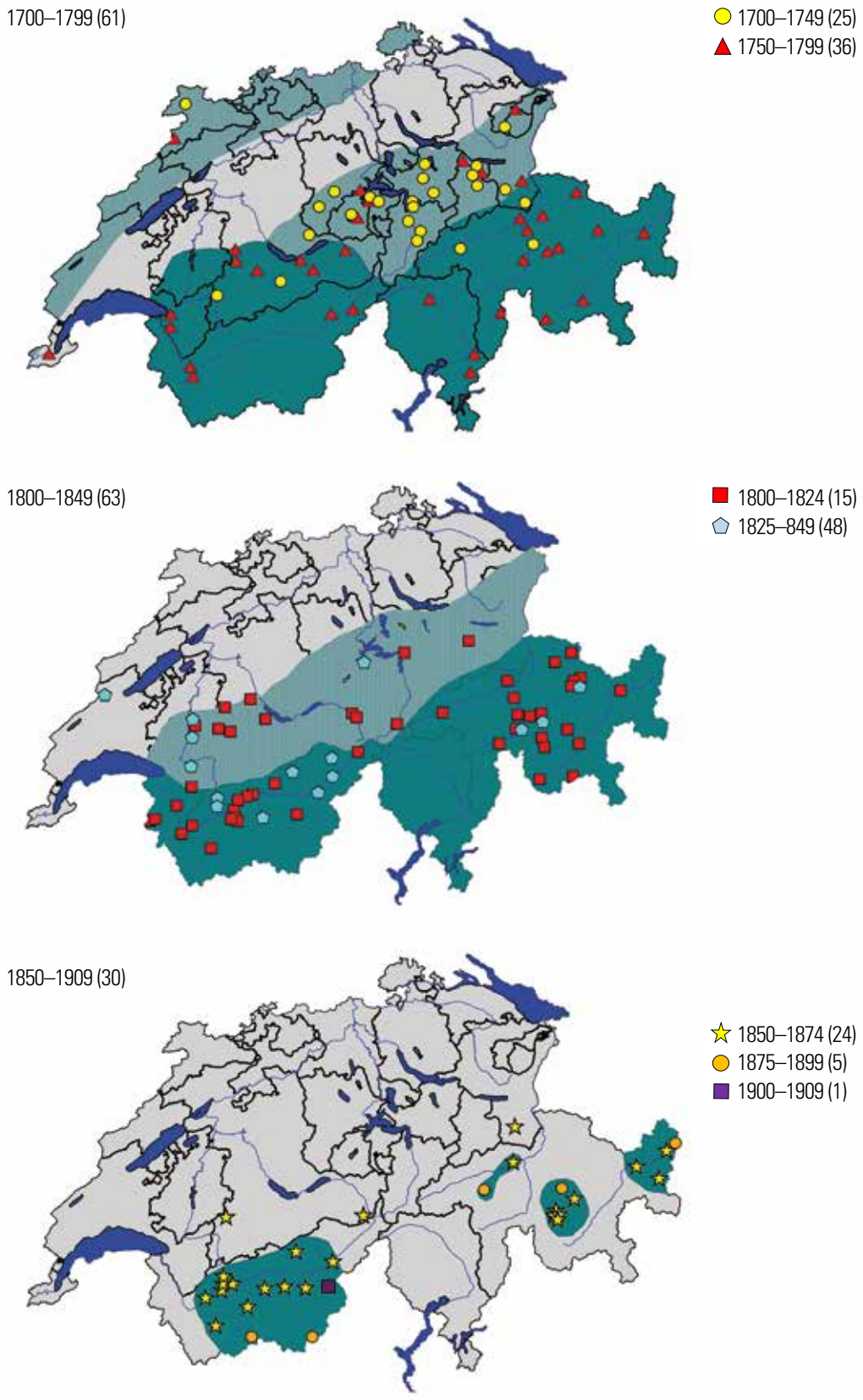


Fig. 2.4. L'histoire du déclin du lynx en Suisse selon Eiberle (1972). Les symboles indiquent les lieux d'observations concrètes des lynx, souvent des abattages pour lesquels des primes ont été versées. Les zones en vert foncé représentent, selon K. Eiberle, les zones colonisées en permanence pendant la période considérée et les zones en vert clair celles d'une présence sporadique du lynx (source : Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

3. Le retour

3.1 Sauvetage des forêts et rétablissement des populations d'ongulés sauvages

Le mauvais état des forêts, en particulier des forêts de protection des Alpes (cf. chapitre 2), a incité la Confédération à ancrer en 1874 dans la Constitution fédérale un article leur étant spécialement dédié et a entraîné en 1876 la ratification de la première loi fédérale sur la police des forêts. La sphère politique avait été secouée par un rapport alarmant provenant de forestiers, auquel avaient largement contribué Elias Landolt (1821–1896) et Johann Coaz (1822–1918). Johann Coaz (cf. fig. 3.1), ensuite élu premier inspecteur fédéral en chef des forêts, créa la sylviculture suisse. La nouvelle loi interdit l'arrachage et le pâturage des forêts et encouragea le reboisement. Elle marqua un tournant dans la gestion des forêts et le début du rétablissement des forêts suisses. Entre 1880 et 2000, la surface des forêts a augmenté de 21,6 % (comme le montre la comparaison avec d'anciennes cartes ; cf. Ginzler et al. 2011). Selon l'OFEV, elle représente aujourd'hui à nouveau près d'un tiers de la surface totale. Si ce rétablissement des forêts a été dû à leur expansion, il l'a été aussi à une modification structurelle, qui a joué un rôle déterminant. Les taillis sous futaie pâturés et les taillis coupés tous les deux ou trois ans pour le bois de chauffage ont cédé la place aux futaies (cf. fig. 3.2). Des comparaisons entre plusieurs photographies prises à des époques différentes montrent que les « buissons misérables » des XVIIIe et XIXe siècles sont maintenant à nouveau des forêts continues (cf. fig. 3.3).

Fig. 3.1. Johann Wilhelm Fortunat Coaz (1822–1918), pionnier de la sylviculture suisse et premier inspecteur fédéral en chef des forêts (1875-1914), a façonné la sylviculture en Suisse et joué un rôle décisif dans l'élaboration des lois fédérales de 1876 et 1902. Il fut également l'un des principaux instigateurs de la création de l'Inspection fédérale des forêts, de la chasse et de la pêche (source : www.hochparterre.ch).

Les populations d'ongulés se sont rétablies grâce à une amélioration de leur protection et de leur gestion (lois sur la chasse et mesures de protection), à l'arrivée d'animaux en provenance de pays voisins (cf. fig. 3.4) ainsi qu'à la réintroduction active d'individus (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Le XXe siècle a ensuite été marqué par une renaissance impressionnante des grands herbivores suisses (cf. fig. 3.5). Le développement des populations de chevreuils (cf. fig. 3.6), principale proie du lynx en Europe (cf. chapitre 4.2), a été particulièrement important : au début du XXIe siècle, le nombre de chevreuils en Europe était estimé à quelque 10 millions (cf. Apollonio et al. 2010, Linnell & Zachos 2011), un chiffre inégalé jusqu'alors. Leur développement a été plus impressionnant encore en Autriche, puisque le nombre d'animaux abattus y est passé de moins de 50 000 à près de 300 000 entre 1948 et 2005 (cf. Reimoser & Reimoser 2010). Le chevreuil ne s'est pas seulement imposé dans les paysages à usages multiples de l'ère moderne, il a également étendu son aire de répartition vers le sud jusqu'à la péninsule Ibérique et au nord jusqu'au cercle arctique (cf. Linnell & Zachos 2011).

Le début du sauvetage des forêts a été le prélude au retour de ses habitants, en premier lieu celui des ongulés sauvages. La rapidité de l'essor de ces populations s'explique aussi par le fait que de vastes régions étaient largement exemptes de leurs principaux prédateurs (lynx et loup) et concurrents (cerf et sanglier). Avec la recrudescence de ces espèces – mais aussi parce que le chevreuil est beaucoup chassé pour assurer le rajeunissement des forêts –, les populations de chevreuils déclinent aujourd'hui à nouveau dans de nombreuses régions d'Europe ou y fluctuent énormément (cf. Apollonio et al. 2010).

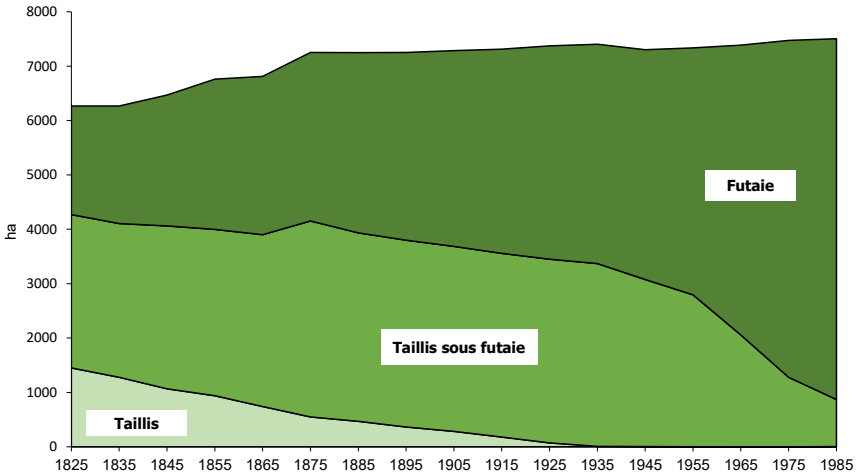


Fig. 3.2. Modification de la structure forestière dans l'Unterland zurichois entre 1825 et 1985. Les forêts actuelles sont des futaies continues, tandis que les taillis sous futaie pâturés, semblables à des parcs, ou les taillis broussailleux ont presque complètement disparu (source : Bürgi 1999).

Fig. 3.3. Transformation d'un taillis sous futaie surexploité en une futaie continue. La région de Combe-Gréde (Jura bernois), qui est aujourd'hui une réserve naturelle, en 1880 (en haut) et en 2004 (en bas ; source : Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Fig. 3.4. Recolonisation de la Suisse par le chevreuil. L'animal, extirpé de Suisse à la fin du XIXe siècle, est revenu depuis le sud de l'Allemagne et s'est rapidement répandu. La zone foncée représente son aire de répartition vers 1900, celle du milieu sa présence vers 1920 et la zone claire celle de 1930. Aujourd'hui, le chevreuil s'est répandu dans tout le pays jusqu'à la limite de la forêt (source : carte de Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten (2008) d'après Kurt (1977)).

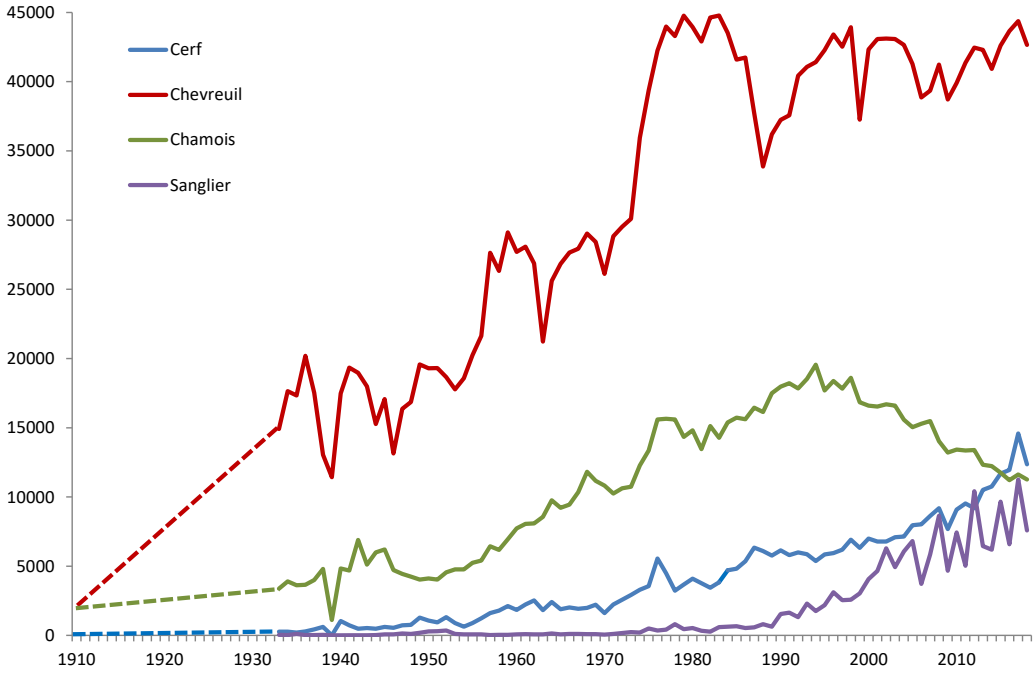


Fig. 3.5. Évolution du tableau de chasse (tirs + tirs spéciaux) des principaux ongulés pouvant être chassés en Suisse selon les statistiques fédérales de la chasse (www.jagdstatistik.ch). Aucune donnée nationale n'est disponible avant 1933 mais Göldi (1914) a publié une estimation pour l'année 1912 (source : graphique de la fondation KORA 2020).

Fig. 3.6. Le chevreuil, l'un des grands mammifères les plus présents dans les paysages à usages multiples de l'ère moderne, est aussi la principale proie du lynx en Europe. © KORA

3.2 Le retour du lynx

Les interdictions de chasse tout au long de l'année, une protection légale générale, tout comme le rétablissement des populations de proies, ont permis aux populations de lynx qui avaient survécu (cf. chapitre 3.3) en Scandinavie, en Europe du Nord-Est et dans les Carpates de se reconstituer à partir du milieu du XXe siècle. En Europe centrale, il semble que l'augmentation du nombre de chevreuils ait été déterminante, même si cette évolution ne peut être établie partout par des données aussi convaincantes qu'en Estonie (cf. fig. 3.7). En Scandinavie centrale, le lynx a survécu grâce à des proies telles que les lièvres, les gallinacés sauvages et les rennes. Lorsque les chevreuils venant du sud de la Suède ont commencé à pénétrer dans l'aire de répartition du lynx, la population de lynx a augmenté plus rapidement (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Après avoir chuté à son point le plus bas (700 animaux env.) durant la première moitié du XXe siècle (cf. chapitre 2), la population de lynx d'Europe s'est reconstituée à l'ouest de la Russie pour atteindre environ 8 000 à 9 000 individus (cf. von Arx 2020), et on estime que leur nombre était similaire dans la partie européenne de la Russie.

Si l'on espérait qu'ils reviennent naturellement dans la partie occidentale du continent européen, tel n'a pas été le cas. Bien que les conditions se soient améliorées dans toute l'Europe occidentale et centrale entre 1850 et 1950, notamment en ce qui concerne l'état des forêts et les populations de proies, les paysages restent encore aujourd'hui beaucoup plus fragmentés qu'au XIXe siècle. Les grandes agglomérations, des axes routiers parallèles continus, les zones industrielles et les déserts agricoles nus transforment de plus en plus les régions forestières et les paysages de montagne en îlots isolés. Bien que les contreforts des Carpates occidentales et des Alpes orientales ne soient pas très éloignés les uns des autres, la large vallée du Danube et ses agglomérations de Vienne et de Bratislava forment une barrière infranchissable.

Dieter Burckhardt (1922–2011) et Alfred Kuster (1902–1967 ; cf. fig. 3.8) furent parmi les premiers à reconnaître qu'il ne fallait pas s'attendre à un retour naturel du lynx. Le Bâlois Dieter Burckhardt, zoologiste et secrétaire central de la Ligue suisse pour la protection de la nature (aujourd'hui Pro Natura), a publié en 1959 un article sur le lynx dans lequel il prônait son retour (cf. Burckhardt 1959). Quant à Alfred Kuster, ingénieur forestier EPF et inspecteur fédéral de la chasse depuis 1954, il a activement préparé sa réinstallation. C'est à lui que l'on doit pour une grande part l'ajout en 1962 du lynx et de l'ours en tant qu'espèces protégées dans la loi sur la chasse (LChP ; RS 920.00). En 1967, il obtint ensuite du Conseil fédéral que des lâchers de lynx soient autorisés (cf. fig. 1.2). Peu après, il commanda des lynx capturés à l'état sauvage dans les Carpates au zoo d'Ostrava, dans ce qui était alors la Tchécoslovaquie, et contacta alors les autorités responsables pour connaître les régions dans lesquelles les animaux pouvaient être relâchés. Plusieurs zones furent envisagées : le Parc national suisse en Engadine, le district franc de l'Augstmatthorn dans l'Oberland bernois et la réserve naturelle de la forêt d'Aletsch en Valais. Aucun des trois cantons interrogés ne voulut toutefois se lancer dans l'aventure. Alfred Kuster n'a pas vécu suffisamment longtemps pour voir le retour du lynx ; le 13 octobre 1967, il succomba à un accident lors de son dernier tour de service sur l'Augstmatthorn, et son successeur, Carlo Desax, annula la commande passée à la Tchécoslovaquie.

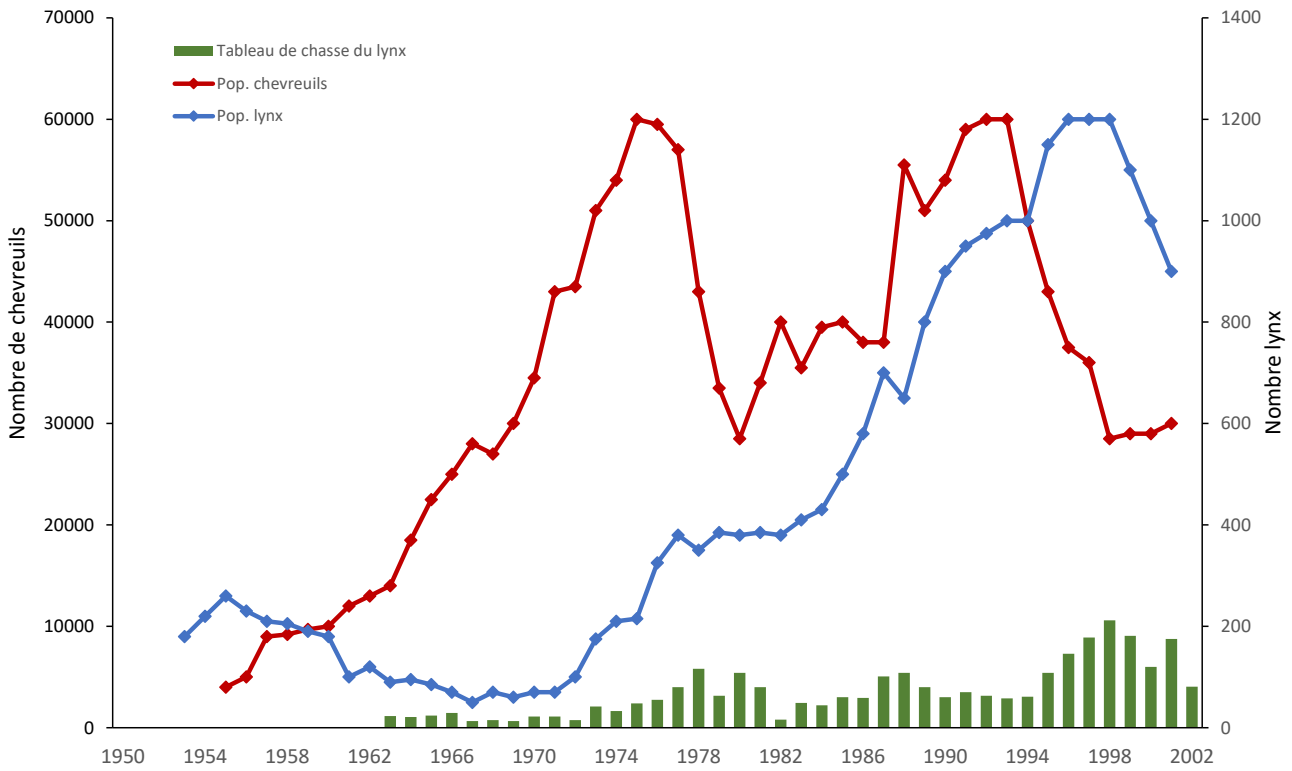


Fig. 3.7. Évolution des populations de chevreuils et de lynx en Estonie. Le développement de la population de lynx (courbe bleue) suit la tendance de la population de chevreuils (courbe rouge) avec un certain décalage dans le temps. Une première diminution de la population de chevreuils dans les années 1970 a ralenti l'augmentation de la population de lynx ; un second recul dans les années 1990 a également provoqué une réduction du nombre de lynx, encore aggravée par l'accroissement des activités de chasse (colonnes vertes) du lynx (source : Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Fig. 3.8. Trois pionniers et précurseurs de la réintroduction du lynx en Suisse : Dieter Burckhardt (1922-2011), Alfred Kuster (1902–1967) et Leo Lienert (1921–2007 ; sources : Schifferli & Rohner 2011, archives familiales Kuster et archives familiales Lienert).

Mais à partir de là, le lynx attira davantage l'attention. Après une « question ordinaire », le Conseil fédéral informa le Conseil national de ses projets de réintroduction du grand félin. Plusieurs cantons manifestèrent leur intérêt et firent procéder à des expertises (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Les principaux promoteurs de ces projets furent notamment les services forestiers cantonaux, mais les groupes de protection de la nature et certaines administrations de chasse ne furent pas en reste. En 1970, Leo Lienert (cf. fig. 3.8), inspecteur des forêts du canton d'Obwald, obtint du gouvernement cantonal l'autorisation de réintroduire le lynx. Il avait subordonné son approbation du lâcher de cerfs souhaité par l'association cantonale des chasseurs à la condition que le lynx soit également autorisé à revenir. Carlo Desax renouvela la commande passée à la Tchécoslovaquie et cette fois-ci, elle aboutit : un couple de lynx fut capturé dans le sud de la Tchécoslovaquie, conduit en Suisse centrale via les zoos d'Ostrava et de Bâle, puis relâché le 23 avril 1971 dans le district franc fédéral du Huetstock, dans le Grand Melchtal (canton d'Obwald). Mais ces lynx ne furent pas les seuls à être relâchés : 16 individus au total furent réintroduits entre 1971 et 1980 dans les Alpes suisses et 10 autres entre 1972 et 1975 dans le Jura, tous en provenance des Carpates (cf. fig. 3.9a). Sur le Plateau, trois lynx furent relâchés en 1989 par des inconnus dans la zone forestière du Jorat, au nord de Lausanne. Entre 2001 et 2008, 12 lynx venant du Nord-Ouest des Alpes suisses et du Jura ont fait l'objet d'une translocation (projet LUNO, voir encadré 3.1) pour être réintroduits en Suisse orientale (cf. tableau 3.1, fig. 3.9c, d ; Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). À l'exception des lynx transférés dans le cadre du projet LUNO, on ne sait cependant pas ce que sont devenus les animaux relâchés puisqu'ils n'ont pas fait l'objet d'un suivi. On ne sait d'ailleurs pas grand-chose non plus des populations de départ, car il n'y a pas eu de monitoring systématique (cf. encadré 3.2). Les seules données ayant été systématiquement recueillies depuis toujours sont celles des lynx trouvés morts et des attaques sur les animaux de rente (cf. fig. 3.9), même si l'on peut supposer qu'un nombre considérable d'animaux morts n'a pas été recensé et que les chiffres concernant les animaux prédatés par le lynx n'étaient pas forcément fiables les premières années. Le résultat des différentes réintroductions peut cependant, dans une certaine mesure, être évalué a posteriori en se basant sur l'évolution ultérieure des populations (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

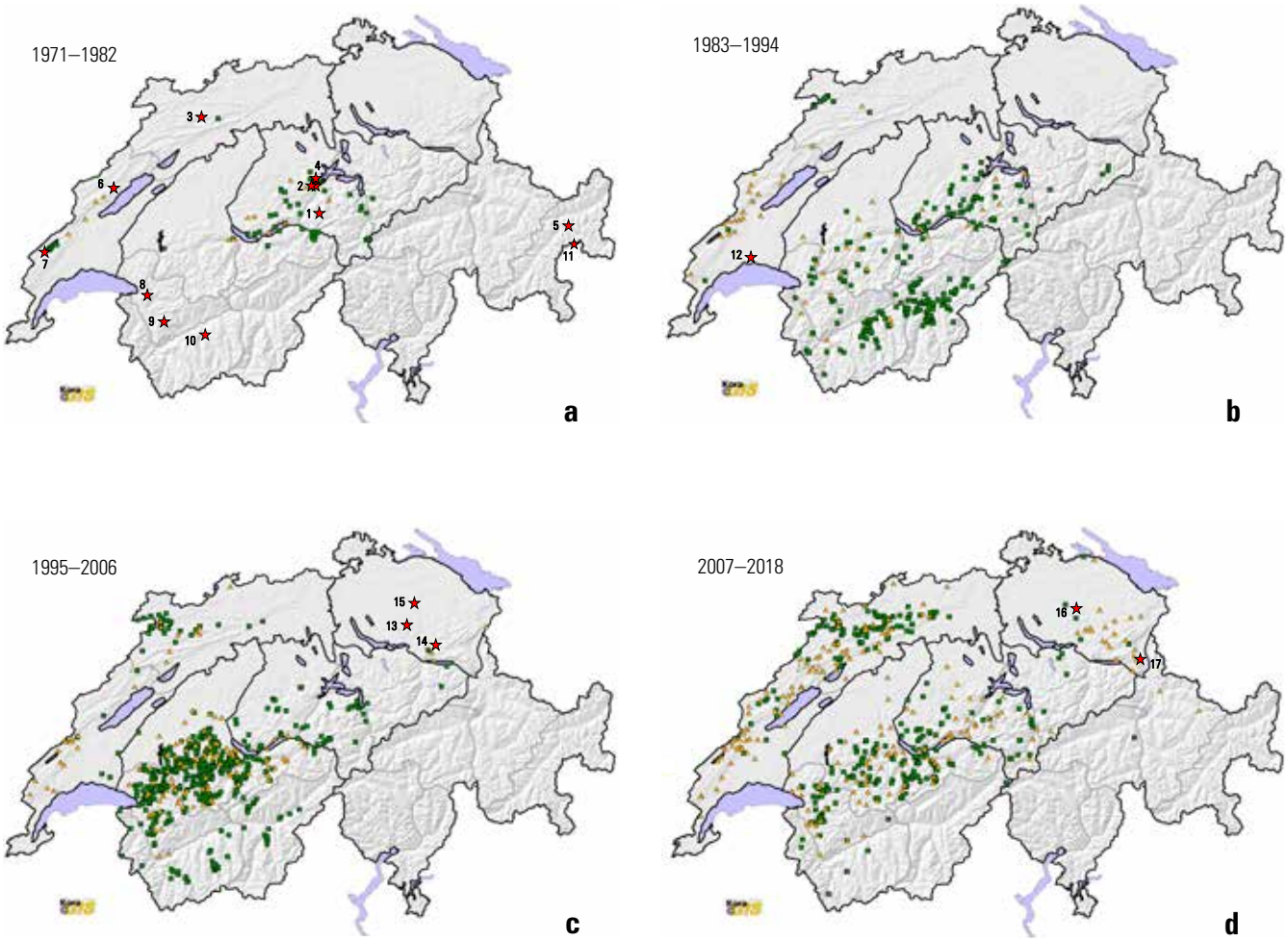


Fig. 3.9. Lâchers de lynx en Suisse (étoiles rouges ; les chiffres se réfèrent au tableau 3.1) et répartition sur la base des lynx trouvés morts (triangles jaunes) et des animaux de rente prédatés avec certitude par le lynx (carrés verts ; sources : KORA et Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Encadré 3.1 Le projet LUNO de translocation de lynx dans le Nord-Est de la Suisse

S'inspirant de la réintroduction du lynx en 1971 dans le canton d'Obwald (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008), l'administration de la chasse et de la pêche du canton de Zurich a examiné dès 1975 la faisabilité d'un projet similaire dans la région du Tössstock, dans les cantons de Zurich et de St-Gall. Ce projet n'a cependant pas pu aboutir car aucun lynx n'était disponible à ce moment-là (cf. Straub 2002). À la fin des années 1990, le projet a cependant été ressorti des tiroirs à l'occasion des célébrations du bicentenaire de la création du canton de Saint-Gall et de son rattachement à la Confédération. Au terme d'un processus politique de deux ans, la décision a été prise de réintroduire le lynx dans le Nord-Est de la Suisse (cf. Ruhlé 2002). Cette décision a été prise à Saint-Gall par le Parlement. C'était la première fois qu'un soutien politique d'une telle ampleur était accordé à un projet de ce type. Dans les autres cantons, les gouvernements ont pris leur décision sur la demande des administrations de la chasse. Le projet LUNO de translocation du lynx dans le Nord-Est de la Suisse a été lancé en 2001 sous la forme d'un projet commun regroupant les cantons d'Appenzell Rhodes-Intérieures, Appenzell Rhodes-Extérieures, Saint-Gall, Thurgovie et Zurich ainsi que l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), qui s'appelait alors l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage [OFEFP].

Ce projet avait plusieurs objectifs :

- établir et assurer la sauvegarde à long terme d'une population viable de lynx dans le Nord-Est de la Suisse dans des conditions aussi favorables que possible sur le plan génétique,
- interconnecter des populations isolées de lynx sur plusieurs régions afin de soutenir la conservation de l'espèce dans l'ensemble de l'arc alpin, et
- contribuer à améliorer la situation liée à l'abroutissement dans la forêt.

Dans le même temps, des activités appropriées de chasse devaient rester possibles et les dommages causés par le lynx aux animaux de rente devaient être contenus.

Pour la première fois dans un projet de ce type, une structure de projet complexe et à plusieurs niveaux a été mise en place (cf. Robin 2002a, Robin & Nigg 2005). Le projet a été placé sous la responsabilité politique d'un comité de pilotage stratégique (CPS) composé des cinq conseillers d'État responsables de la chasse des cantons participants et du directeur de l'OFEFP, qui était notamment chargé de prendre la décision d'interrompre le projet LUNO si les circonstances l'exigeaient. Les responsables des services cantonaux de la chasse et le chef de la section Faune sauvage de l'OFEFP formaient la direction opérationnelle du projet (DOP), qui s'occupait des relations publiques, d'attribuer les mandats pour organiser la translocation et d'assurer le monitoring, la prévention et l'indemnisation des dommages (cf. encadré 5.3). Afin de remplir au mieux sa fonction, la DOP avait regroupé ces thématiques dans des modules dédiés au lynx, à la faune sauvage et à l'utilisation du territoire (cf. Nigg 2002).

Le projet a été largement financé par la Confédération. Les cantons ont participé aux relevés d'abroutissement du sous-projet sur les forêts dans le cadre de projets nationaux (cf. Sommerhalder & Ettlinger 2001, Rüegg 2002a, b). En 2006, le Parlement ayant demandé la mise en place de mesures d'économie drastiques, tous les projets sur les grand prédateurs qui étaient en cours ont été soumis à une pression économique énorme, et le projet LUNO n'y a pas échappé. Les contributions ont été réduites de 68 %, ce qui a eu une influence considérable sur les résultats obtenus, certains se révélant nettement inférieurs aux attentes.

Dans le domaine du lynx, le KORA était responsable de la capture, de la quarantaine, de la prise en charge, de la libération et du monitoring des animaux. Le KORA avait déjà effectué d'importants travaux en amont et procédé en 1999 à une analyse multivariée d'habitat, qui lui avait permis d'identifier un habitat d'environ 1 000 km^2 favorable au lynx dans le Nord-Est de la Suisse (cf. Breitenmoser et al. 1999, Breitenmoser 2002).

Entre 2001 et 2008, le KORA a capturé et transféré 12 lynx au total (5 mâles et 7 femelles), dont 9 entre 2001 et 2003 et 3 en 2007/2008. Sept de ces animaux venaient du Nord-Ouest des Alpes et cinq du Jura (cf. Ryser et al. 2004, Ryser 2015), l'objectif étant de mélanger ces deux sous-populations, afin de réduire autant que possible la probabilité de consanguinité (cf. encadré 6.1).

Tous les lynx à relocaliser ont été capturés à la fin de l'hiver, examinés par des vétérinaires (cf. Ryser-Degiorgis et al. 2002a), photographiés, équipés de colliers émetteurs et d'une puce électronique et, après une courte période de quarantaine, relâchés dans les cantons de St-Gall, de Thurgovie et de Zurich.

Le KORA a ensuite procédé au monitoring de tous les lynx afin de savoir comment ils se répartissaient et utilisaient l'espace et de suivre leur évolution démographique. Le projet a été l'occasion d'utiliser différentes méthodes (cf. Ryser & von Wattenwyl 2001) : au début, les individus équipés de colliers émetteurs VHF étaient localisés par triangulation, puis, à partir de 2005, des colliers GPS-GSM ont été utilisés. Les observations fortuites ont été catégorisées par le KORA et classées selon les critères internationaux en vigueur du SCALP (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population ; cf. encadré 3.3). La population de lynx a pu être estimée dès la phase de réalisation du projet grâce au recours à des pièges photographiques et à la méthode de capture-recapture qui a ensuite été réutilisée à trois reprises à l'issue du projet en 2009, pour la dernière fois pendant l'hiver 2017/2018. Cette méthode fait désormais référence (cf. Ryser et al. 2006, 2009, 2012; Zimmermann et al. 2015, Kunz et al. 2018).

Après des déplacements parfois spectaculaires, les lynx se sont installés selon un schéma de répartition typique de l'espèce, colonisant les régions du Tössstock, du col de Rickenpass, du Speergebiet, de Toggenburg, de Werdenberg, de Rheintal et de l'Alpstein (cf. Ryser et al. 2004, 2006 ; Ryser 2015).

L'un des 12 lynx réintroduits est mort de maladie, un autre dans un accident de la route et six autres encore ont disparu au cours du projet. Le développement de la population du Nord-Est de la Suisse s'est rapidement interrompu avec les neuf animaux relâchés entre 2001 et 2003. Mais le lâcher de trois lynx supplémentaires en 2007/2008, une femelle provenant du Nord-Ouest des Alpes et un couple du Jura, a permis d'accroître la petite population. Les nouvelles femelles se sont bien reproduites et la population a alors commencé à augmenter. Dans le même temps, la probabilité d'accouplement entre animaux apparentés s'est toutefois elle aussi accrue (cf. chapitre 6).

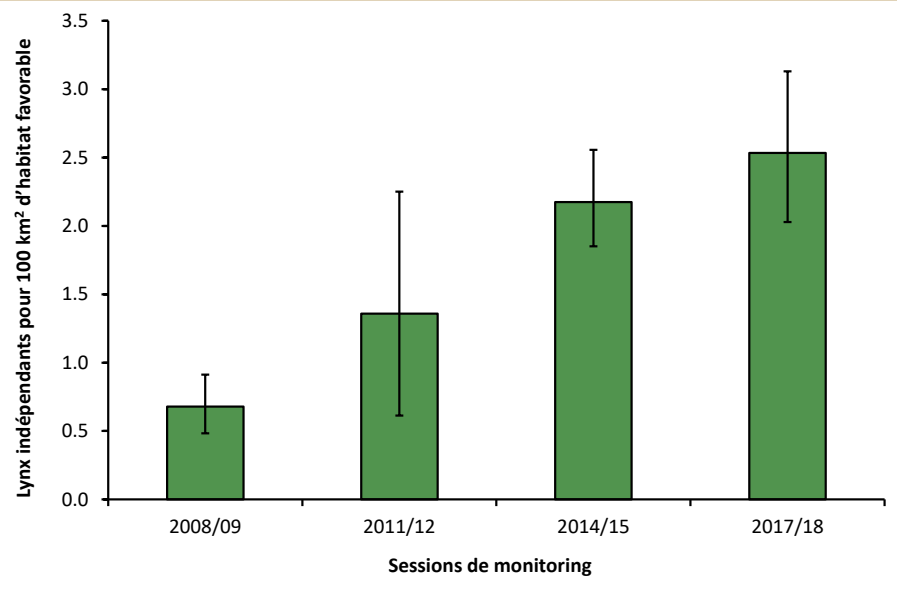


Fig. 3.1.1. Évolution de la densité de lynx en une décennie (source : Kunz et al. 2018).

Selon les résultats de la session de monitoring de 2017/2018, la population dans l'aire de référence dans le Nord-Est de la Suisse atteignait 20 lynx indépendants et entre 8 et 10 juvéniles. La densité de 2,53 adultes pour 100 km² d'habitat favorable était moyenne (cf. fig. 5.1.3) comparée à celle des autres compartiments (cf. Kunz et al. 2018 ; fig. 3.1.1).

Les deux principaux objectifs du projet, à savoir établir une population de lynx viable dans le Nord-Est de la Suisse et la sauvegarder pendant 20 ans au moins, ont donc été atteints. La variabilité génétique, de 0,53, se situe encore à ce jour à un niveau acceptable (cf. chapitre 6).

Depuis que le projet a été lancé, plusieurs lynx du Nord-Est de la Suisse ont migré dans des compartiments voisins (cf. fig. 5.1.3) ou à l'étranger. Certains indices, notamment en provenance des Grisons, donnent à penser que des lynx du Nord-Est de la Suisse s'y reproduisent. Le compartiment II du projet LUNO (cf. fig. 5.1.3) s'est donc transformé en population source. Quatre lynx vivant dans cette région ont été capturés pour être transférés (p. ex. dans la forêt du Palatinat) dans le cadre de projets étrangers, contribuant ainsi à former la population globale d'Europe centrale.

L'un des objectifs du projet LUNO consistait à permettre la poursuite d'activités de chasse appropriées après la réintroduction du lynx. Plusieurs méthodes ont été utilisées pour déterminer si cet objectif avait été atteint (cf. Buchli 2002, Buchli & Abderhalden 2002, Winter 2004, Robin & Köchli 2006, Schnyder 2014). Toutefois, les seuls chiffres fiables étaient ceux du tableau de chasse et de son évolution dans le temps, qui utilisaient comme référence les zones de gestion du gibier (une zone de gestion du gibier est constituée de plusieurs réserves de chasse). Robin & Köchli (2006) ont observé des réductions des tableaux de chasse (chevreuils et chamois) dans les régions habitées par le lynx, aussi bien dans les zones de gestion du gibier que dans des réserves de chasse. Dans les zones de gestion du gibier, si certaines de ces réductions étaient moyennes (baisse de 11 à 30 % par rapport à la moyenne sur plusieurs années), deux d'entre elles étaient importantes (44 % au max. pour le chevreuil et 37 % au max. pour le chamois). Dans les réserves, les baisses de tableaux de chasse ont parfois été considérables, atteignant jusqu'à deux tiers.

Une analyse ultérieure s'est penchée sur la question de savoir si une corrélation entre la présence du lynx et la diminution de l'intensité de l'abroutissement, notamment du sapin blanc, pouvait être attestée. Cette évaluation s'est focalisée sur le canton de Saint-Gall. Les chiffres concernant les estimations de population et les tirs de chevreuils et de chamois ont révélé une baisse significative dans la zone centrale de présence du lynx après sa réintroduction (cf. Schnyder 2014, Schnyder et al. 2016). Quant à l'intensité de l'abroutissement, elle a elle aussi diminué. Il a cependant été impossible de séparer les facteurs indépendants de l'influence du lynx (comme les maladies ou les conditions météorologiques) de l'influence du lynx elle-même. Il n'en reste pas moins que la réduction notable de l'intensité de l'abroutissement, dans les régions influencées ou non par la sylviculture, indique que le lynx a effectivement un impact (cf. Ehrbar 2015).

Le monitoring par pièges photographiques de 2017/2018 a montré un léger aplanissement de la courbe de densité par rapport aux sessions précédentes (cf. Kunz et al. 2018 ; fig. 3.1.1). Si cette tendance se poursuit, le développement de la population de lynx du Nord-Est de la Suisse devrait continuer à ralentir et le nombre d'animaux revenir progressivement à un niveau légèrement supérieur aux résultats de 2017/2018. D'autres migrations dans des compartiments voisins sont à prévoir (cf. fig. 5.1.3), qui contribueront ainsi à l'installation de populations au sud et à l'est de leurs régions actuelles. La question de savoir dans quelle mesure la capture de lynx dans le Nord-Est de la Suisse pour établir ou accroître d'autres populations affecte l'organisation sociale et la tendance naturelle de l'espèce à l'expansion fait actuellement l'objet de vives discussions.

L'attitude des chasseurs du Nord-Est de la Suisse est moins critique aujourd'hui qu'il y a dix ans (cf. Büsser 2021). L'expansion continue du cerf et la forte augmentation des activités de loisirs peuvent y avoir contribué. Ces facteurs sont de plus en plus pris en compte dans les discussions sur l'évolution des populations de chevreuils et de chamois et viennent s'ajouter aux éléments connus que sont par exemple les conditions météorologiques, la chasse, le lynx, le loup et les maladies/infestations par des parasites. Sans oublier l'expérience des chasseurs, qui joue aussi un rôle significatif, car on accepte toujours plus facilement ce que l'on connaît depuis toujours (cf. chapitre 5.3).

Tableau 3.1. Lâchers de lynx en Suisse. M = mâle. F = femelle. Provenance des lynx : Ostrava = lynx des Carpates slovaques, N-O des Alpes ou Jura = animaux transférés d'une région de Suisse à une autre, ? = provenance inconnue. Lâcher[a] : officiel = lâcher réalisé par des instances cantonales, non officiel = lâcher avéré réalisé par des inconnus sans autorisation des autorités, présumé = lâcher dont des indices font supposer qu'il est probablement non officiel (source : tableau complété à partir de Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Année	Lieu	Canton	Région	Numéro Fig. 3.9	Lynx (M/W)	Provenance	Lâcher
1971	Melchtal	OW	Alpes	1	1/1	Ostrava	officiel
1972	Kleinschlierental	OW	Alpes	2	1/1	Ostrava	officiel
1972	Moutier	BE	Jura	3	1/1	?	présumé
1972	Pilatus	LU	Alpes	4	1/1	Ostrava	non officiel
1972	Engadine	GR	Alpes	5	1/1	Ostrava	non officiel
1973	Pilatus	LU	Alpes	4	1/1	Ostrava	non officiel
1974	Creux-du-Van	NE	Jura	6	1/1	Ostrava	officiel
1974	Vallée-de-Joux	VD	Jura	7	2/2	?	présumé
1975	Creux-du-Van	NE	Jura	6	1/1	Ostrava	officiel
1975	Corbeyrier	VD	Alpes	8	?	?	présumé
1976	Grand Muveran	VD	Alpes	9	2/0	Ostrava	officiel
1976	Val d'Anniviers	VS	Alpes	10	?	?	présumé
1980	Engadine	GR	Alpes	11	1/1	Ostrava	non officiel
1989	Jorat	VD	Plateau	12	3	?	présumé
2001	Tössstock	ZH	N-E-de la Suisse	13	2/2	N-O des Alpes	officiel
2001	Toggenburg	SG	N-E-de la Suisse	14	1/1	N-O des Alpes	officiel
2003	Ebnet	TG	N-E-de la Suisse	15	1/0	Jura	officiel
2003	Tösstock	ZH	N-E-de la Suisse	13	0/2	Jura	officiel
2007	Schochenegg	TG	N-E-de la Suisse	16	1/0	Jura	officiel
2007	Schochenegg	TG	N-E-de la Suisse	16	0/1	N-O des Alpes	officiel
2008	Sevelen	SG	N-E-de la Suisse	17	0/1	Jura	officiel

[a] À l'époque, les bases légales n'étaient pas claires puisque les lâchers d'animaux n'étaient pas prévus par la loi dans la plupart des cantons. Après la première réintroduction, le lynx a de nouveau été considéré comme une espèce indigène en Suisse et les lâchers suivants n'étaient pas conditionnés à une nouvelle approbation de la Confédération. Aujourd'hui, la réintroduction d'animaux sauvages indigènes doit être autorisée par les autorités compétentes.

Encadré 3.2 Méthodes de monitoring

Qu'entend-on par « monitoring » ?
Le monitoring consiste à assurer un suivi systématique de processus en fonction de paramètres (p. ex. la taille d'une population, les conditions d'habitat, les menaces, le taux d'acceptation) qui fournissent des informations sur l'état du système et ses modifications dans le temps (Yoccoz et al. 2001).

À quoi sert un monitoring ?
Un monitoring peut être réalisé pour plusieurs raisons (pour une vue d'ensemble, cf. Jones et al. 2011), p. ex. pour examiner si des mesures de conservation d'une espèce atteignent leur objectif, pour déclencher des mesures de gestion particulières, ou encore pour obtenir des informations permettant de décider entre plusieurs options. Les programmes de monitoring peuvent également contribuer à impliquer des groupes d'intérêts dans un processus de conservation ou de gestion d'espèces (cf. Jones et al. 2011, Dickinson et al. 2012).

Quels sont les difficultés liées au monitoring du lynx ?
Les lynx étant de grands prédateurs, ils ont besoin de beaucoup d'espace. Dans leurs aires de répartition, les densités de population possibles sont donc faibles. Ce sont des animaux nocturnes, discrets, qui vivent principalement dans des régions forestières, qui peuvent couvrir de grandes distances très rapidement et dont les taux de croissance sont souvent très faibles. Les difficultés liées à leur monitoring sont donc les suivantes : grands espaces, faible probabilité de détection, observations indirectes (p. ex. prédations d'animaux sauvages et de rente, traces, déjections), petits échantillons et difficulté à identifier rapidement des baisses tangibles de la densité de population.

En quoi consiste-t-il ?
Différents paramètres peuvent être étudiés selon la problématique et l'objectif du programme de monitoring (cf. Zimmermann 2019). Dans le cadre du monitoring du lynx, il s'agit des éléments suivants : répartition (distinction entre les régions colonisées en permanence avec ou sans reproduction et les zones de présence sporadique), taille de la population, démographie (reproduction, taux de croissance, taux de survie et recrutement), santé (présence/absence ou apparition de germes pathogènes, malformations, lésions histologiques ; cf. encadré 6.2 et Ryser-Degiorgis 2001) et génétique (diversité, échanges génétiques entre populations, degré de parenté et de consanguinité, origine des individus ; cf. chapitre 6) ainsi que l'évolution de ces paramètres dans le temps (tendance).

Quelle forme prend ce monitoring ?
On distingue globalement deux types de monitoring, à savoir le monitoring passif et le monitoring actif :
Le **monitoring passif** consiste à documenter des signalements aléatoires qui se produisent de toute façon : lynx trouvés morts ou capturés et dont l'homme assure la sauvegarde (orphelins), animaux de rente prédatés, observations fortuites p. ex. visuelles (avec photos), animaux sauvages prédatés, traces, cris ou excréments. Il présente l'avantage de ne générer que de faibles coûts, de permettre de couvrir de vastes superficies et de pouvoir être maintenu sur une longue période. Ses résultats dépendent cependant du nombre d'observateurs, de la bonne volonté des membres du réseau (gardes-chasse, chasseurs, naturalistes) et de celle de la population en général, sachant également que les observations du grand public ne sont pas forcément fiables. C'est pourquoi il est recommandé de classer tous les signalements en fonction de leur pertinence et de leur vérifiabilité (critères SCALP ; cf. encadré 3.3 ; Molinari-Jobin et al. 2003).

Fig. 3.2.1. Les pièges photographiques, qui prennent automatiquement des photos et/ou des vidéos d'animaux ou d'objets en mouvement, sont utilisés aujourd'hui dans le monde entier, notamment pour l'étude de mammifères terrestres et d'oiseaux de taille moyenne à grande. © F. Zimmermann

On entend par **monitoring actif** le recueil ciblé de données visant à contrôler si les objectifs du programme de monitoring ont été atteints (cf. Breitenmoser et al. 2006). Ce type de monitoring est plus complexe et donc plus coûteux, mais il fournit des données fiables et comparables sur des questions spécifiques.

Quelles sont les méthodes utilisées pour le monitoring actif du lynx ?
Les méthodes suivantes de monitoring actif sont particulièrement adaptées au lynx :

1. Un **monitoring déterministe par piégeage photographique**, qui est effectué dans des zones dites de référence de sous-compartiments (cf. encadré 5.1, fig. 5.1.3), dont l'habitat favorable au lynx est en grande partie colonisé de façon permanente. Des pièges photographiques (cf. fig. 3.2.1 ; deux par site) sont répartis de façon systématique dans une région donnée et mis en service pendant une période prédéfinie, qui est en général de 60 jours au KORA. Pour les espèces comme le lynx, dont les individus sont identifiables

par des caractéristiques naturelles (cf. fig. 3.2.2), cette méthode permet d'estimer le nombre d'animaux dans l'aire de référence et la densité de la population, et de suivre l'évolution des populations par des sessions répétées régulièrement. On applique pour ce faire la méthode de capture-recapture photographique (cf. fig. 3.2.3, www.kora.ch et Zimmermann & Foresti 2016).

2. Dans le cadre du **monitoring opportuniste par pièges photographiques**, les pièges sont installés à des endroits qui semblent propices, sans règles précises en termes d'espace ou de temps. Les pièges peuvent alors être mis à proximité de proies prédatées ou sur des chemins ou des routes forestières régulièrement empruntés par les lynx. Cette méthode fournit des données précieuses en dehors des zones et des périodes couvertes par le monitoring déterministe par piégeage photographique. Elle permet d'identifier des individus et d'enregistrer le nombre minimal d'animaux et de femelles reproductrices ainsi que la taille des portées. Elle fournit également des preuves tangibles (SCALP C1) de la présence de l'espèce, mais aussi des informations sur le comportement migratoire des subadultes, l'occupation du territoire, les liens de parenté et les individus causant des dégâts.

Le monitoring du lynx en Suisse

L'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a confié à la fondation KORA (Écologie des carnivores et gestion de la faune sauvage) le monitoring national du lynx. En Suisse, ce monitoring consiste à établir la présence de lynx dans de nouvelles régions et à observer l'évolution de leur répartition et des dommages causés aux animaux de rente, ainsi que le statut génétique et la santé des populations. À cette fin, toutes les observations fortuites sont recueillies, y compris les photos et vidéos qui ont été prises par hasard (p. ex. avec un téléphone mobile), les animaux trouvés morts, les dégâts causés aux animaux de rente et les photos prises lors des sessions de monitoring opportuniste. Le monitoring opportuniste par pièges photographiques permet, si l'on y consacre suffisamment de temps, d'obtenir de nombreuses informations sur les individus vivant dans une région donnée, y compris sur leur reproduction. Tel est le cas en particulier dans les cantons à chasse affermée, où les preuves photographiques sont associées à une réduction du fermage (cf. chapitre 5). Dans les sous-compartiments colonisés en permanence par le lynx (cf. encadré 5.1, fig. 5.1.3), l'objectif visé consiste à obtenir tous les 3 à 4 ans, par une session de monitoring déterministe par piégeage photographique, des informations sur la population et sa densité ainsi que sur la démographie par aire de référence. Les rapports de monitoring qui en découlent sont publiés sur le site du KORA après confirmation par les cantons. Toutes les observations et détections fortuites de lynx peuvent nous être signalées (formulaire « Signalisation d'observations » disponible sous www.kora.ch) et être consultées dans le Monitoring Center du KORA (www.koracenter.ch).

Fig. 3.2.2. Les lynx ont un motif de pelage qui leur est propre, ce qui permet de les distinguer les uns des autres. © KORA

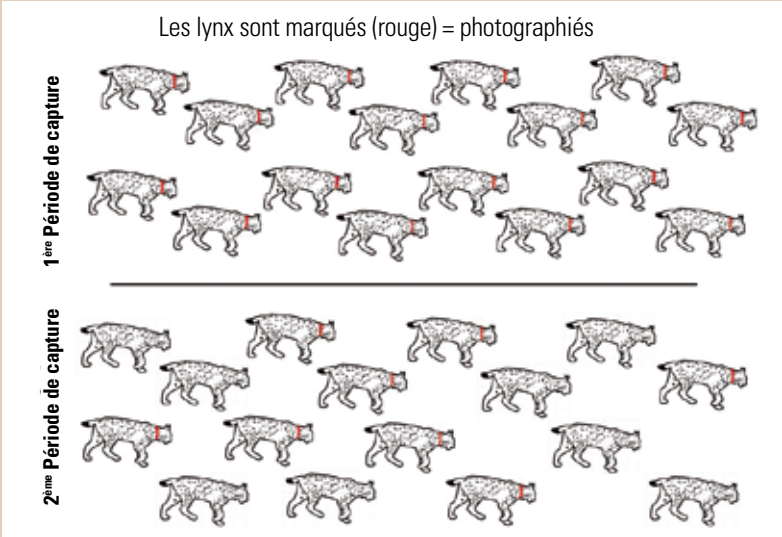


Fig. 3.2.3. Principe de la méthode de capture-recapture. Seize individus ont été marqués (photographiés) lors de la 1re session de piégeage. Sur 16 individus photographiés lors de la 2e session, huit étaient déjà marqués. En supposant que tous les lynx ont la même probabilité d'être photographiés, qu'ils l'aient déjà été ou non, le rapport entre les individus marqués et ceux qui ne le sont pas devrait être le même pendant la 2e session que dans la population totale. La moitié des individus étant marqués pendant la 2e session, la population totale est de 32 (source : KORA).

Encadré 3.3 SCALP – *Status and Conservation of the Alpine Lynx Population*

Dans les années 1970, des lynx provenant des Carpates ont été relâchés dans diverses régions des Alpes. Ces projets n'avaient pas été coordonnés et les populations n'ont pas fait l'objet d'un monitoring systématique. Les incertitudes quant au statut des populations réintroduites et à l'avenir du lynx en général ont incité en 1993 des spécialistes de tous les pays alpins à procéder à un état des lieux conjoint de la situation. Ce groupe d'experts s'était fixé pour objectif de mettre en œuvre une stratégie commune de régénération de la population alpine, d'évaluer régulièrement son statut et d'échanger en continu les expériences recueillies dans les différents pays alpins.

Le premier rapport conjoint sur le lynx dans les Alpes a été présenté par les experts du SCALP en 1995 lors d'une conférence qui s'est tenue à Engelberg à l'occasion du 25e anniversaire de la réintroduction du lynx en Suisse. Par la suite, le groupe d'experts a élaboré une méthode permettant de présenter et d'interpréter de manière uniforme les données de monitoring qui étaient parfois collectées de façons différentes dans les pays concernés. Depuis lors, les indices de présence du lynx sont classés en plusieurs catégories en fonction de leur vérifiabilité :

Catégorie 1 : Indices sûrs et avérés comme des lynx trouvés morts ou capturés, des photos prises par des pièges, des observations attestées par des photographies ou des preuves génétiques.

Catégorie 2 : Signalisations vérifiées par des personnes qualifiées comme des proies prédatées ou des traces.

Catégorie 3 : Observations non vérifiées ou non vérifiables comme des observations visuelles, des vocalisations, des traces ou des animaux prédatés.

Les observations de lynx classées par catégorie sont présentées tous les ans sur une carte (cf. fig. 3.3.1), qui montre également les indices de reproduction et donc les cœurs des populations. Les régions dans lesquelles ne sont signalés « que » des indices de catégorie 3 peuvent indiquer un front de colonisation et les endroits où le monitoring doit être amélioré.

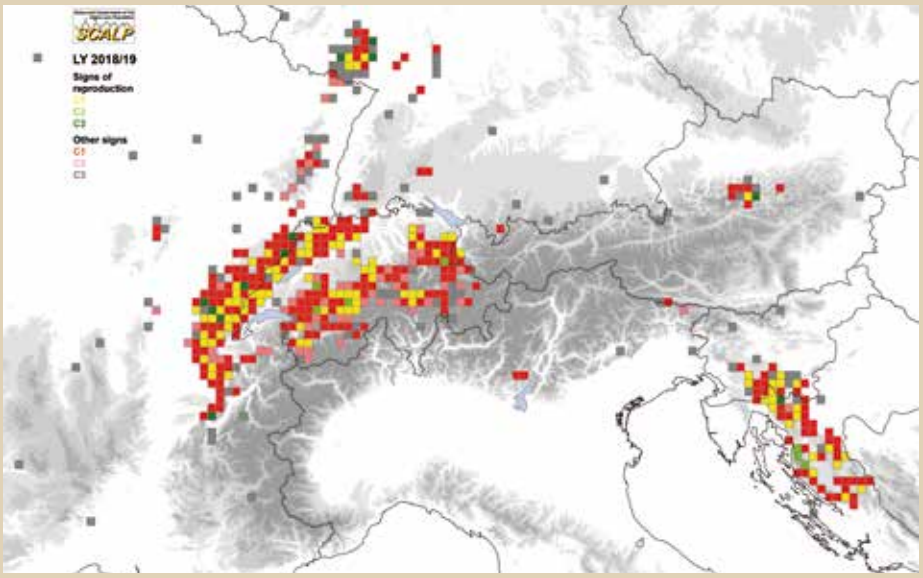


Fig. 3.3.1. Distribution du lynx dans les Alpes et les régions voisines selon les critères SCALP (source : SCALP).

Ce mode de présentation commune initialement réservé aux Alpes a ensuite été adopté par des experts d'autres pays, qui ont repris les critères SCALP et partagent désormais leurs données sur le lynx afin de permettre une évaluation conjointe de plusieurs populations. Ce sont donc aujourd'hui les populations des Alpes, mais aussi du massif dinarique, du Jura, des Vosges, de la forêt du Palatinat, de la Forêt-Noire et des zones limitrophes qui sont étudiées (cf. fig.3.3.1). Les directives du SCALP concernant le monitoring transnational du lynx dépassent maintenant les frontières de l'Europe et sont même appliquées à d'autres espèces.

Dans le cadre du SCALP sont également publiées des publications scientifiques conjointes sur l'évolution des populations et la pertinence des différentes données collectées lors des sessions de monitoring (cf. Molinari-Jobin et al. 2010, 2012a,b, 2017) et des relevés et des évaluations des lynx orphelins sont réalisés.

3.3 Expansion et évolution des populations de lynx

Les deux premiers lynx relâchés dans le Melchtal se sont effectivement reproduits, mais le développement de cette petite population s'est arrêtée brutalement, puisque le mâle a été braconné près d'Innertkirchen dans l'Oberland bernois (environ 10 km au sud du site de lâcher) à l'automne 1974. La femelle a vraisemblablement été elle aussi abattue au cours de la même période ; de jeunes lynx orphelins ont en effet été observés près d'Engelberg, mais ils n'ont pas survécu. Plus aucun lynx n'a ensuite été observé pendant de nombreuses années dans la partie orientale du canton d'Obwald.

Le deuxième lâcher réalisé dans ce même canton en 1972, dans la vallée de la Kleine Schliere, s'est révélé plus fructueux, et décisif pour la réintroduction du lynx dans le Nord-Ouest des Alpes. Il ne l'a cependant été que grâce à d'autres lâchers, non officiels cette fois, dans cette même zone (cf. tableau 3.1, fig. 3.9a). En 1972/73, six lynx (3 femelles et 3 mâles) au total ont ainsi été relâchés dans la région du mont Pilate, qui se sont rapidement dispersés dans tous les contreforts alpins, entre la Sarner Aa, l'Emme et l'Aar et se sont reproduits avec succès. De jeunes lynx ont ainsi pu être observés à Eriz, dans le canton de Berne, dès 1975. À partir de cette zone centrale, les lynx se sont étendus par le Brünig vers l'est de l'Oberland bernois, mais aussi vers l'ouest dans le Simmental, où ils ont vraisemblablement rencontré des congénères qui avaient été relâchés dans les Alpes vaudoises (cf. tableau 3.1, fig. 3.9a). Quoi qu'il en soit, le Nord-Ouest des Alpes a rapidement constitué le cœur de la population alpine (cf. fig. 3.9b, c). Les lâchers dans le val d'Anniviers au sud du Rhône semblent également avoir été fructueux. On ne sait pas s'ils ont directement permis la formation d'une population ou si des individus migrant du Nord-Ouest des Alpes se sont aussi joints à eux (cf. Haller 1992). Par contre, les lâchers en Engadine ont tous échoué et les lynx ne s'y sont jamais reproduits. Dans le Jura, la réintroduction au Creux-du-Van (NE) a été un succès, probablement grâce à des lâchers non officiels dans la vallée de Joux (VD) (cf. Breitenmoser & Baettig 1992). Une population s'est formée dans le sud du Jura, qui n'a cependant commencé à s'étendre lentement dans le nord du Jura qu'à la fin des années 1980. Aujourd'hui, le lynx est présent dans l'ensemble de l'Arc jurassien, de même que dans les Alpes centrales et le Nord-Ouest des Alpes. Dans le Nord-Est de la Suisse, le projet LUNO a permis l'établissement d'une bonne population et le nord des Grisons est progressivement colonisé à partir de la Suisse centrale mais aussi orientale (cf. fig. 3.10). Seules les vallées du versant sud des Alpes ne forment pas encore de territoires permanents pour les lynx. Des mâles y apparaissent occasionnellement lors de dispersions (cf. chapitre 4), mais aucune population ne s'y est encore établie de manière permanente pour s'y reproduire.

Au cours des 50 dernières années, des lynx ont également été réintroduits dans d'autres pays d'Europe continentale. Six des onze populations de lynx différenciées par la LCIE (Large Carnivore Initiative for Europe, un groupe d'experts de la SSC de l'UICN, cf. www.lcie.org ; tableau 3.2, fig. 3.11) ont été réintroduites, principalement grâce à des lynx provenant des Carpates. Mais toutes ces populations sont encore restreintes : les lynx des populations réintroduites ne représentent au total qu'environ 7 % de la population européenne installée à l'ouest de la Russie (cf. tableau 3.2).

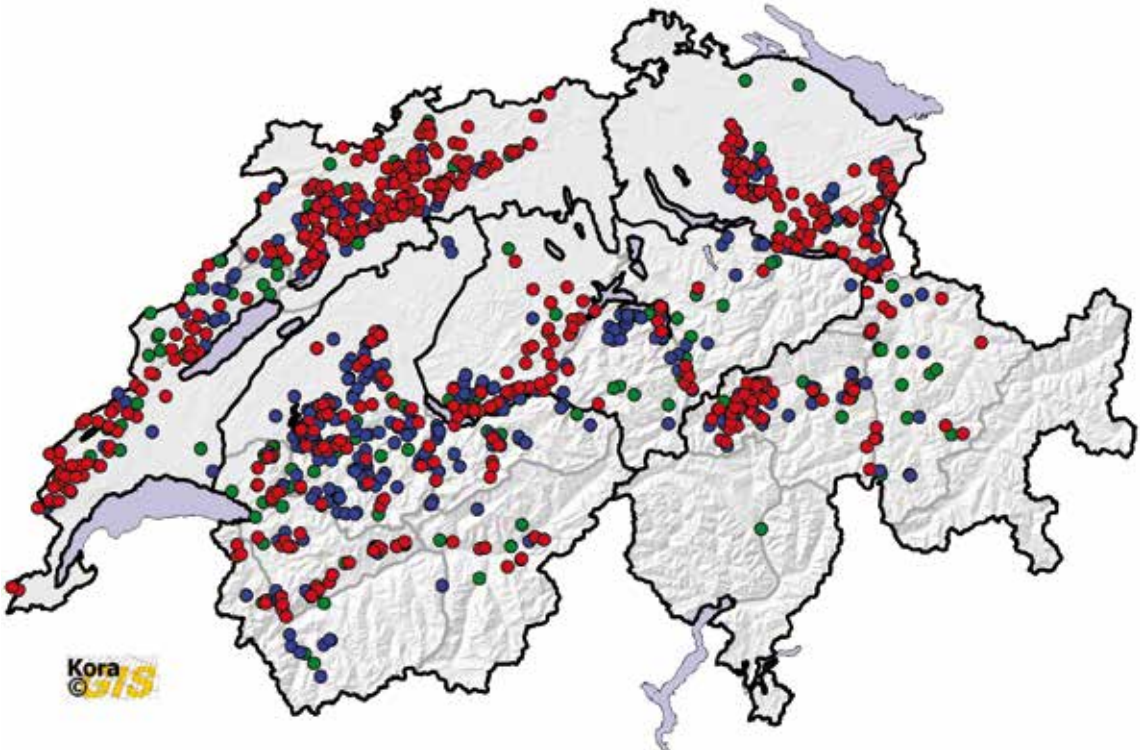


Fig. 3.10. Répartition du lynx en Suisse en 2018 sur la base des critères SCALP (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population ; cf. encadré 3.3). Critères d'observation : C1 = indices sûrs (rouge), C2 = indices confirmés (bleu), C3 = indices non confirmés (vert ; source et informations complémentaires : www.kora.ch).

Tableau 3.2. Populations de lynx en Europe selon les relevés de la LCIE pendant la période 2012–2016 et l'évaluation découlant de la Liste rouge de l'UICN (cf. von Arx 2020).En italique : les populations réintroduites. Tendance : ↗ = en hausse, → = stable, ↘ = en baisse, ↓ = fortement en baisse. RLA : catégories de menace de l'UICN (LC = Least Concern [préoccupation mineure], VU = Vulnerable [vulnérable], EN = Endangered [en danger], CR = Critically Endangered [en danger critique d'extinction]).

Population	N°	Pays [code ISO 3166]	Taille [individus]	Tendance	RLA
Alpes	1	CH, SI, DE, IT, AT, LI, FR	163	↗	EN
Balkans	2	MK, AL, KOS	20–39	→	CR
Baltique	3	EE, LV, LT, PL, UA, BY	1'200–1'500	↘	LC
Bavière-Bohème-Autriche	4	CZ, DE, AT	60–80	→	CR
Carpates	5	RO, SK, PL, UA, CZ, HU, RS, BG	2'100–2'400	→	LC
Dinarides	6	SI, HR, BA	130	→/↘	EN
Harz	7	DE	46	↗	CR
Jura	8	FR, CH	140	↗	EN
Carélie	9	FI	2'500	↗	LC
Scandinavie	10	NO, SE	1'300–1'800	↓	VU
Vosges-forêt du Palatinat	11	FR, DE	13[a]	↓/↗	CR

[a] Un programme de réintroduction est en cours dans la forêt palatine, qui n'a pas été pris en compte dans l'évolution de von Arx (2020). Ce tableau a cependant été adjusté.

Contrairement aux loups, qui font preuve d'un dynamisme étonnant pour recoloniser l'Europe (cf. fondation KORA 2020), les lynx se montrent prudents lorsqu'il s'agit de coloniser de nouveaux territoires. Bien qu'ils ne se laissent que peu décourager lors de leurs déplacements individuels, ils ont du mal à surmonter les obstacles de grande ampleur en raison de la structure sociale et spatiale particulière de leurs populations (cf. chapitre 4.1). Certains des lâchers, comme ceux du projet en Engadine et en Styrie, ont ainsi échoué à un stade précoce (cf. Breitenmoser et Breitenmoser-Würsten 2008). D'autres réintroductions semblaient devoir réussir lors de la phase de démarrage, et ce n'est qu'au bout d'un certain temps que le développement de la population a stagné, voire diminué. Si cette faible tendance à l'expansion est due en partie à la biologie même du lynx, au niveau local, les déclins sont généralement associés à une forte mortalité anthropique (tirs illégaux et accidents de la route), comme p. ex. dans les Vosges (cf. Germain & Schwoerer 2021). Aujourd'hui, la plupart des populations réintroduites souffrent de plus en plus d'une diversité génétique trop restreinte (cf. chapitre 6), qui a d'ailleurs conduit à une crise démographique dans la population des Dinarides (cf. Fležar et al. 2021).

L'acte pionnier d'il y a 50 ans ne doit pas nous faire oublier que l'approche de l'époque en matière de réintroduction d'espèces était naïve. Personne ne pourrait imaginer de nos jours qu'entre un et deux couples de lynx en bonne santé et capables de se reproduire (arrêté du Conseil fédéral du 14 août 1967 ; cf. fig. 1.2) suffisent à fonder une population viable à long terme. En fait, le nombre de lynx relâchés en Suisse est supérieur au nombre d'animaux réintroduits ou explicitement autorisés par les cantons. Mais ces lâchers n'étaient pas coordonnés et, puisque aucune donnée n'était collectée, on ne sait pas comment ces populations ont évolué au cours des premières années. À l'époque, les moyens techniques disponibles pour assurer le monitoring étaient encore très limités et l'importance de ce suivi était aussi mal comprise. Contrairement à de plus petites espèces ou aux ongulés, les grands prédateurs ne peuvent pas être relâchés par dizaines, voire par centaines, lors de projets de réintroduction, ce qui rend le monitoring à long terme de l'évolution démographique mais aussi génétique de la population et, si nécessaire, la gestion adaptative, d'autant plus importants (cf. chapitres 6 et 7).

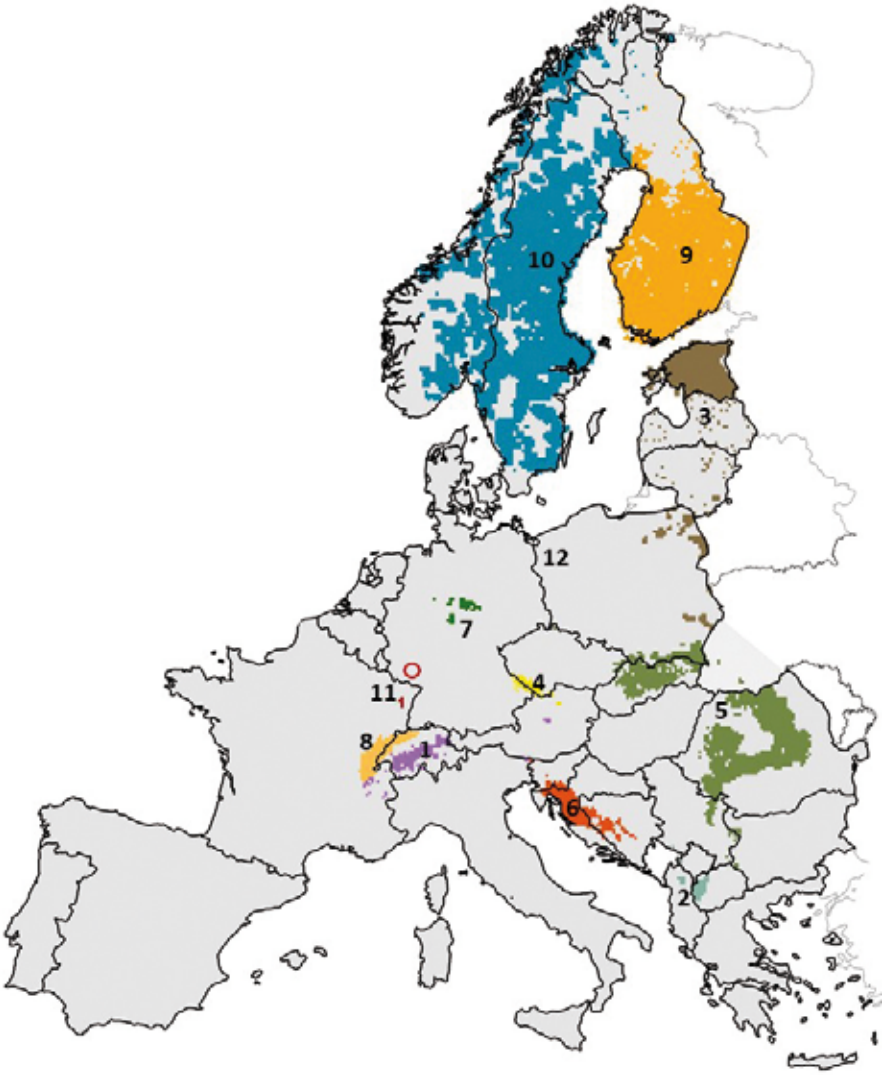


Fig. 3.11. Répartition du lynx en Europe en 2016. Carte et définitions des populations selon la LCIE (Large Carnivore Initiative for Europe, groupe d'experts de la SSC de l'UICN, cf. www.lcie.org). Détails sur les populations dans le tableau 3.2. Cercle rouge foncé au-dessus du chiffre 11 : projet de réintroduction dans la forêt du Palatinat. Numéro 12 : nouveau projet de réintroduction en Poméranie.

4. Mode de vie du lynx dans les paysages à usages multiples

4.1 Territoire, vie sociale et communication intraspécifique

L'habitat de prédilection du lynx est la forêt et cet animal est souvent considéré comme un symbole de la conservation de grandes régions forestières contiguës. Il s'est cependant avéré au cours des dernières décennies que le lynx pouvait aussi très bien s'adapter aux paysages à usages multiples d'Europe centrale, utilisant à la fois des forêts très fragmentées et des espaces ouverts (cf. Filla et al. 2017). En Suisse, l'habitat de la plus grande population de lynx du Nord-Ouest des Alpes p. ex. ne compte que de 30 % de forêt. C'est là que les lynx préfèrent vivre, mais ils ont aussi appris à utiliser les pâturages et les zones situées en amont des limites des forêts (cf. Nagl 2018). On trouve donc maintenant des lynx non seulement dans les Alpes et le Jura, mais aussi de plus en plus sur le Plateau, pourtant fortement marqué par les activités humaines (cf. fig. 4.1, Zimmermann & von Arx 2021). Il est étonnant de constater que ces animaux, qui passent le plus souvent totalement inaperçus, vivent à proximité de nous. Plusieurs études ont montré que les lynx utilisent principalement les paysages fortement anthropiques pendant la nuit et qu'ils se retirent dans des endroits calmes durant la journée (cf. Filla et al. 2017, Gehr et al. 2017).

Les recherches menées sur le lynx à l'aide de diverses méthodes de télémétrie ont fourni de nombreuses informations intéressantes sur le système social de cette espèce (cf. encadré 4.1). Les lynx vivent en solitaire et les animaux qui sont installés durablement défendent leur territoire contre leurs congénères du même sexe, de sorte que leurs lieux de vie ne se chevauchent qu'en périphérie. En revanche, mâles et femelles se partagent un même territoire, celui du mâle comprenant ceux d'une ou de deux femelles (cf. fig. 4.2, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). La taille d'un territoire de lynx dépend principalement du nombre de proies qui y sont disponibles (cf. Herfindal et al. 2005). Dans les Alpes, elle est en moyenne, selon la période, de 169 à 363 km^2 pour les mâles et de 100 à 165 km^2 pour les femelles (cf. Breitenmoser et al. 2016). Dans le Jura, les mâles occupent en moyenne 283 km^2 et les femelles 185 km^2 (cf. Breitenmoser-Würsten et al. 2007a). Les lynx ne se rencontrant que rarement, ils communiquent principalement par les marques olfactives, qu'ils laissent en se frottant la tête et en urinant sur des objets bien visibles (p. ex. des souches, des rochers ou des tas de bois ; cf. fig. 4.3). Ces marques

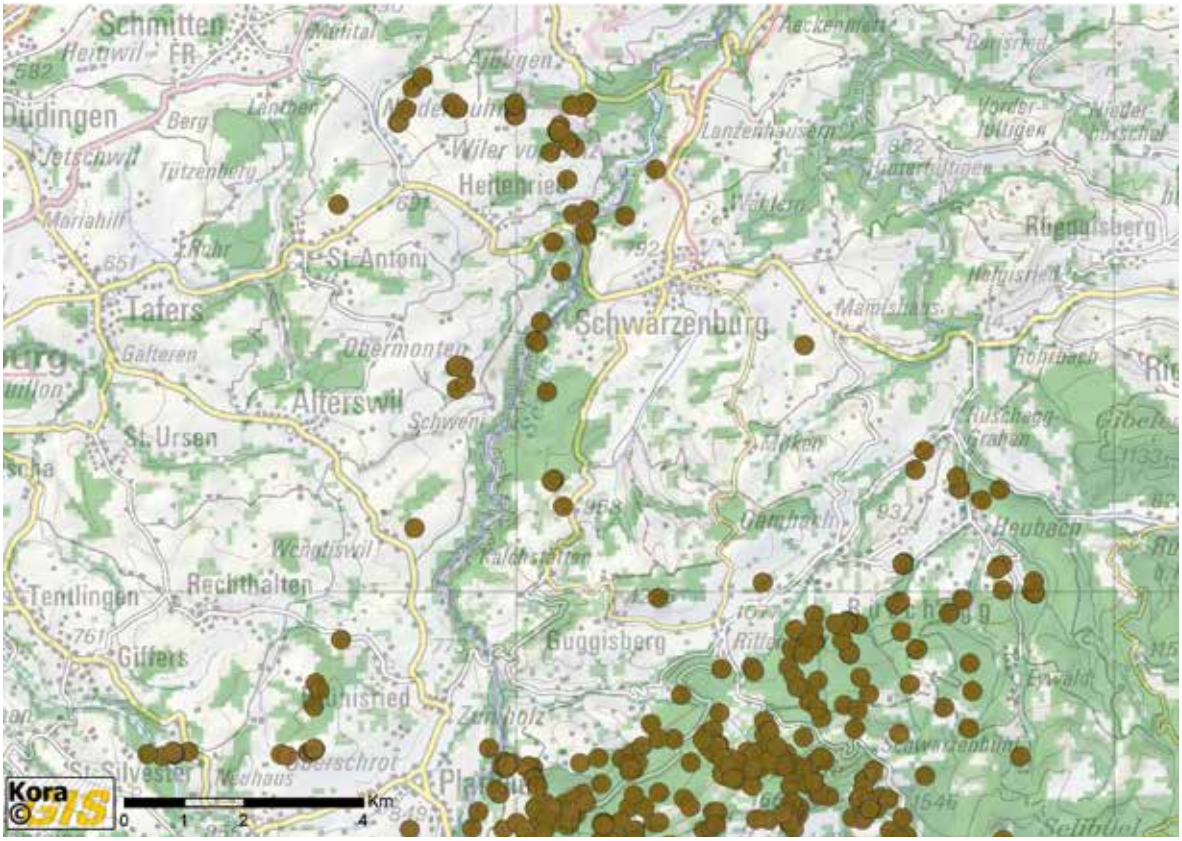


Fig. 4.1. Lieux de séjour de la femelle ELYN sur le Plateau fribourgeois de mars à avril 2021. Les forêts formant son habitat sont très fragmentées, mais les densités de chevreuils y sont très élevées. Points bruns = localisations enregistrées par le collier GPS (source : KORA).

Encadré 4.1 Recherche sur le mode de vie du lynx

Étudier des espèces animales forestières comme le lynx, qui sont principalement nocturnes et actives au crépuscule et qui, de surcroît, se déplacent dans des territoires pouvant atteindre 100 km^2 ou plus, est un véritable défi. Contrairement aux habitants des steppes ou aux animaux vivant en amont de la limite des arbres, il est extrêmement rare de pouvoir les observer directement.

Pour pouvoir étudier le mode de vie du lynx, les biologistes spécialisés dans la faune sauvage utilisent donc des méthodes indirectes, notamment la télémétrie VHF, qui a fait ses preuves sur le terrain pour examiner les profils de déplacement et le comportement des lynx. Pour ce faire, l'animal est équipé un émetteur dont le signal à très hautes fréquences (VHF) peut être localisé au moyen d'une antenne et d'un récepteur. En répétant l'opération à plusieurs reprises et à différents endroits, on peut alors déterminer la position de l'animal à partir du point d'intersection des relevés (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Il s'agissait, au début des recherches sur le lynx en Suisse dans les années 1980, de la seule méthode disponible. Elle est d'ailleurs encore utilisée aujourd'hui, car les émetteurs VHF sont légers et solides, et relativement peu coûteux compte tenu de leur durée de vie relativement longue.

Il existe aussi maintenant des dispositifs qui ne pèsent que quelques grammes, servant au marquage de très petits animaux sauvages (comme les chauves-souris, cf. Alston et al. 2019), et qui assurent le monitoring des animaux en direct sur le terrain. L'inconvénient de cette méthode est qu'elle ne permet d'obtenir des données qu'à condition d'avoir d'abord cherché (jour et nuit) et trouvé les animaux sur leurs territoires, ce qui peut représenter un travail colossal, surtout dans les régions difficiles d'accès.

Des colliers émetteurs sont maintenant disponibles pour le lynx, qui sont équipés à la fois d'un émetteur VHF et d'une unité GPS/GSM (cf. fig. 4.1.1). Ces colliers enregistrent la localisation d'un lynx au mètre près via le réseau satellite GPS (Global Positioning System) et l'envoient ensuite aux chercheurs via le réseau de téléphonie mobile (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). En se rendant sur le terrain pour contrôler les localisations enregistrées, ils peuvent alors découvrir ce que l'animal y faisait. Comme les lynx reviennent p. ex. plusieurs soirs de suite se nourrir d'une proie prédatée, il se forme alors ce qu'on appelle des accumulations de localisations GPS (cf. Vogt et al. 2018). En se rendant sur place, on peut alors y retrouver les restes de la proie. La plupart des études sur la prédation utilisent aujourd'hui cette méthode (cf. Elbroch et al. 2018) et, si les colliers GPS sont plus chers que leurs équivalents VHF, ils peuvent rendre la collecte de données nettement moins onéreuse en raison de la charge de travail réduite qu'ils engendrent. Cette méthode présente toutefois l'inconvénient de reposer sur une technologie moins robuste – les produits de nombreux fabricants ayant tendance à tomber relativement souvent en panne (cf. Hofman et al. 2019). Outre la transmission de données sur le réseau de téléphonie mobile, d'autres systèmes ont été développés dans l'intervalle, qui permettent la transmission de données par satellites (Iridium, Argos), une station de réception sur la Station spatiale internationale ISS (ICARUS) ou un réseau étendu à longue portée (LoRaWAN). Grâce à ces nouvelles technologies prometteuses, la taille des émetteurs a été considérablement réduite et leur durée de fonctionnement prolongée, car ils consomment moins d'énergie. Le KORA teste aussi actuellement l'utilisation de ces nouveaux systèmes pour le lynx.

Les différentes méthodes de localisation permettent d'obtenir des informations précieuses sur le comportement des animaux sauvages. Mais elles ne peuvent être utilisées que si l'animal a pu être attrapé et équipé d'un émetteur. La capture d'animaux sauvages exige des autorisations, des méthodes éprouvées et un personnel bien formé (cf. Gerner 2018). Chaque capture engendrant du stress pour l'animal, les coûts et les avantages d'un marquage par émetteur doivent en outre être soigneusement pesés au préalable. Ces dernières années, l'avènement du piégeage photographique a ouvert la voie à une autre possibilité, moins invasive, d'observer des animaux. L'installation de pièges photographiques à des endroits de passage du lynx ou à proximité d'animaux morts permet d'obtenir des informations précieuses sur l'évolution d'une population, sa répartition spatiale, sa reproduction et sa survie (cf. Rovero & Zimmermann 2016). Les pièges photographiques servent à la collecte de données pour le monitoring (cf. encadré 3.2) mais aussi à étudier d'autres problématiques scientifiques, comme le mode d'activité (cf. Asselain 2015, Zimmermann et al. 2016), la dispersion (cf. Dulex 2016) ou le comportement social du lynx (cf. Vogt et al. 2014). Ces dernières années, l'analyse génétique, en utilisant notamment des méthodes génétiques non invasives (analyse d'échantillons pour lesquels il n'est pas nécessaire de capturer l'animal, p. ex. d'excréments), a elle aussi considérablement élargi les possibilités de recherche sur la faune sauvage (cf. chapitre 6).

Fig. 4.1.1. Pose d'un collier GPS/GSM et surveillance vétérinaire d'un lynx anesthésié dans l'Oberland bernois. © L. Geslin

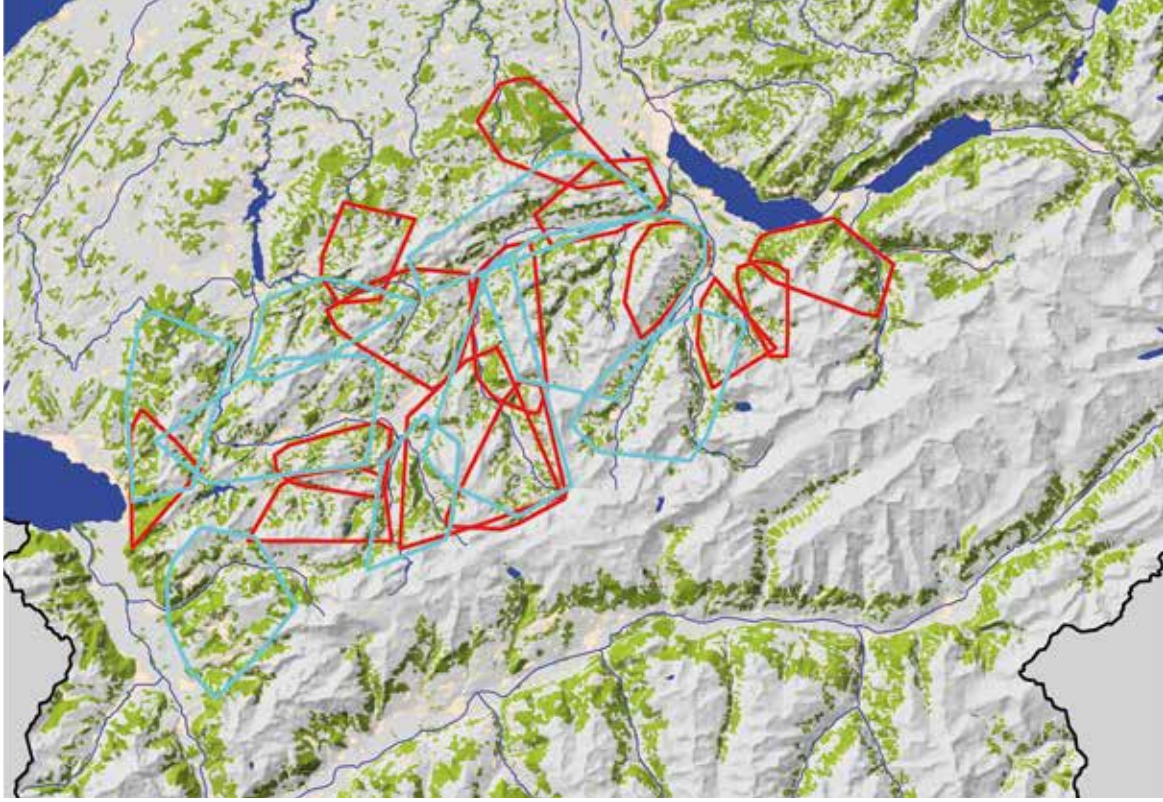


Fig. 4.2. Territoires des lynx installés de manière permanente dans le Nord-Ouest des Alpes entre 1997 et 2000. La carte montre la disposition des territoires de 9 mâles (en bleu clair) et 14 femelles (en rouge). En plus des lynx portant un émetteur, plusieurs animaux sans collier vivaient également dans la région. Selon Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten (2008), données de Breitenmoser-Würsten et. al. (2001).

olfactives leur permettent de signaler qu'ils revendiquent un territoire mais aussi de communiquer avec leurs partenaires sexuels (cf. Vogt et al. 2014). La période de reproduction du lynx a lieu de mi-février à mi-avril. Les animaux des deux sexes laissent alors très fréquemment des marques et attirent l'attention pendant la nuit par des cris perçants (un « aouh » aigu semblable à celui du renard). La plupart des femelles se reproduisent pour la première fois à l'âge de deux ans, les mâles à l'âge de trois ans. Après une période de gestation de 67 à 72 jours naît une portée comprenant de 1 à 4 jeunes (deux en moyenne) entre la mi-mai et début juin (cf. fig. 4.4 ; Breitenmoser-Würsten et al. 2001, Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Les jeunes lynx restent avec leur mère jusqu'à la période de reproduction de mars/avril de l'année suivante, puis leur mère les quitte. Ils séjournent généralement pendant un certain temps encore sur le territoire de leur mère avant de partir en quête de leur propre territoire (cf. Zimmermann et al. 2005). Les lynx migrants s'aventurent peu dans des régions inoccupées comme le font les loups p. ex., mais cherchent un territoire au sein même ou à proximité de ceux de la population à laquelle ils appartiennent. Les mâles migrent plus loin que les femelles, qui restent parfois près de leur mère, voire s'approprient une partie de son territoire (distance moyenne de dispersion dans les Alpes : femelles 16 km, mâles 32 km ; distance moyenne de dispersion dans le Jura : femelles 28 km, mâles 75 km ; cf. Dulex 2016, données provenant du monitoring par pièges photographiques). Pendant cette dispersion, c'est-à-dire la période de migration au cours de la deuxième année de vie des animaux, les lynx courent de grands dangers. Environ la moitié des subadultes meurent, de maladies ou dans des accidents de la circulation, p. ex. (cf. Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Ils doivent également se méfier de leurs congénères établis quelque part, car ils ne seront pas tolérés dans les territoires déjà occupés.

Fig. 4.3. Comportement typique de marquage du lynx. A) Renifler B) Se frotter la tête et les épaules C) Marquer avec de l'urine. © K. Vogt

Fig. 4.4. Trois jeunes lynx âgés d'environ quatre semaines dans leur tanière. © A. Ryser

4.2 Mode de chasse et choix des proies

Le lynx pratique la chasse à l'affût et s'approche à quelques mètres seulement de sa proie ou tente une embuscade à un endroit qu'il estime propice, sans poursuivre sa proie sur de longues distances. S'il parvient à sauter sur un ongulé et à le saisir avec ses pattes avant, il le tue d'une morsure ciblée à la gorge. Contrairement à une croyance populaire, le lynx ne saute pas des arbres, mais il utilise les sous-bois denses, les rochers ou les monticules pour se cacher. Lorsqu'il part en chasse, le lynx mise sur l'élément de surprise – si sa proie le repère trop tôt, ses efforts seront vains (cf. Vogt & Ryser 2017). Les prédateurs pratiquant la chasse à l'épuisement comme les loups s'attaquent surtout aux animaux lents et faibles, ce qui n'est pas le cas du lynx, qui privilégie plutôt les animaux inattentifs ou inexpérimentés. Ainsi les chevreuils se trouvant dans des zones qu'ils connaissent bien courent moins de risques d'être prédatés par le lynx que ceux qui vont dans des lieux qu'ils connaissent peu (cf. Gehr et al. 2020). Les chevreuils ou les chamois qui se trouvent sur le territoire d'un lynx doivent toujours trouver un équilibre adapté entre le temps qu'ils passent à scruter leur environnement à la recherche de dangers et celui qu'ils consacrent à se nourrir. S'ils remarquent la présence d'un lynx, leur attention augmente et les chances du lynx diminuent. Cependant, comme les proies ne peuvent pas être constamment sur le qui-vive, elles se focalisent à nouveau sur la recherche de nourriture au bout d'un certain temps (cf. Lima & Bednekoff 1999). Telle est vraisemblablement l'une des raisons pour lesquelles les territoires des lynx sont si vastes. Après avoir prédaté une proie, le lynx privilégie généralement une partie éloignée de son territoire où il n'a pas chassé depuis plusieurs semaines. C'est le seul moyen pour lui d'être sûr que ses proies ne s'attendront pas à ce qu'il revienne et que l'effet de surprise pourra à nouveau fonctionner (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Après avoir tué sa proie, le lynx s'en nourrit jusqu'à ce que tout la viande soit consommée. S'il s'agit d'un ongulé de grande taille, sa consommation peut prendre 3 à 7 nuits (cf. Jobin et al. 2000, Vimercati 2014). Pendant la journée, le lynx restera ensuite à proximité immédiate de sa proie prédaté et ne s'en éloignera que de quelques centaines de mètres au plus. Un animal prédaté par un lynx se reconnaît à la morsure ciblée à la gorge qui ne laisse pratiquement aucune trace visible de l'extérieur et à la manière dont il est consommé, les os étant nettoyés et la peau retournée pour manger jusqu'au dernier morceau de viande (cf. fig. 4.5). Le tube digestif et les gros os ne sont pas consommés. Les proies prédatées sont souvent recouvertes d'herbe, de feuilles ou de neige pour les protéger des oiseaux, mammifères et autres insectes charognards (cf. Teurlings et al. 2020). Les lynx laissent aussi généralement la carcasse en un seul morceau et ne séparent donc pas certaines parties du corps (cf. Molinari et al. 2000, Vogt & Ryser 2017). Lorsque le lynx en a fini avec sa proie, les charognards tels que les renards ou les corvidés mangent ce qui reste, les renards en particulier s'emparant souvent de parties de la carcasse, de sorte qu'il ne reste finalement que des poils et le contenu de l'estomac (cf. Molinari et al. 2000).

Dans la plupart des régions d'Europe où les deux espèces cohabitent, le chevreuil est la proie privilégiée du lynx (cf. Herfindal et al. 2005). Selon la zone, d'autres ongulés (comme le cerf rouge, le renne, le chamois ou le mouton ; cf. Jobin et al. 2000, Mattisson et al. 2013, Odden et al. 2013, Belotti et al. 2014) ou de plus petits mammifères (renards, lièvres, marmottes ou loirs, p. ex. ; cf. Krofel et al. 2011, Vogt et Ryser 2017) peuvent également être prédatés. Les oiseaux ne jouent généralement qu'un rôle mineur dans le régime alimentaire du lynx (cf. Pedersen et al. 1999, Vogt et Ryser 2017). En Suisse, c'est le chevreuil qui est sa proie principale, suivi par le chamois en guise d'alternative. L'éventail de ses proies peut cependant varier selon les régions et la période considérée. Ainsi, dans certaines régions de Suisse, le lynx s'attaque de préférence aux chamois (cf. fig. 4.6). De même, la proportion de petits mammifères ou d'animaux de rente varie (cf. fig. 4.7). Ces différences sont dues à la disponibilité des différentes espèces de proies ainsi qu'à d'autres facteurs (p. ex. le sexe et l'âge du lynx ; cf. Molinari-Jobin et al. 2002).

Fig. 4.5. Prédations typiques du lynx. En haut : les lynx recouvrent souvent les parties de la carcasse qu'ils ont mangées avec des feuilles, de l'herbe ou de la neige © A. Ryser. En bas : la peau est rabattue, notamment pour ne pas laisser le moindre morceau de viande sur les os. © K. Vogt

Fig. 4.6. Après le chevreuil, le chamois est la proie la plus importante du lynx en Suisse. Dans de nombreuses régions où ils sont plus nombreux que les chevreuils, les chamois sont même sa proie principale. © KORA

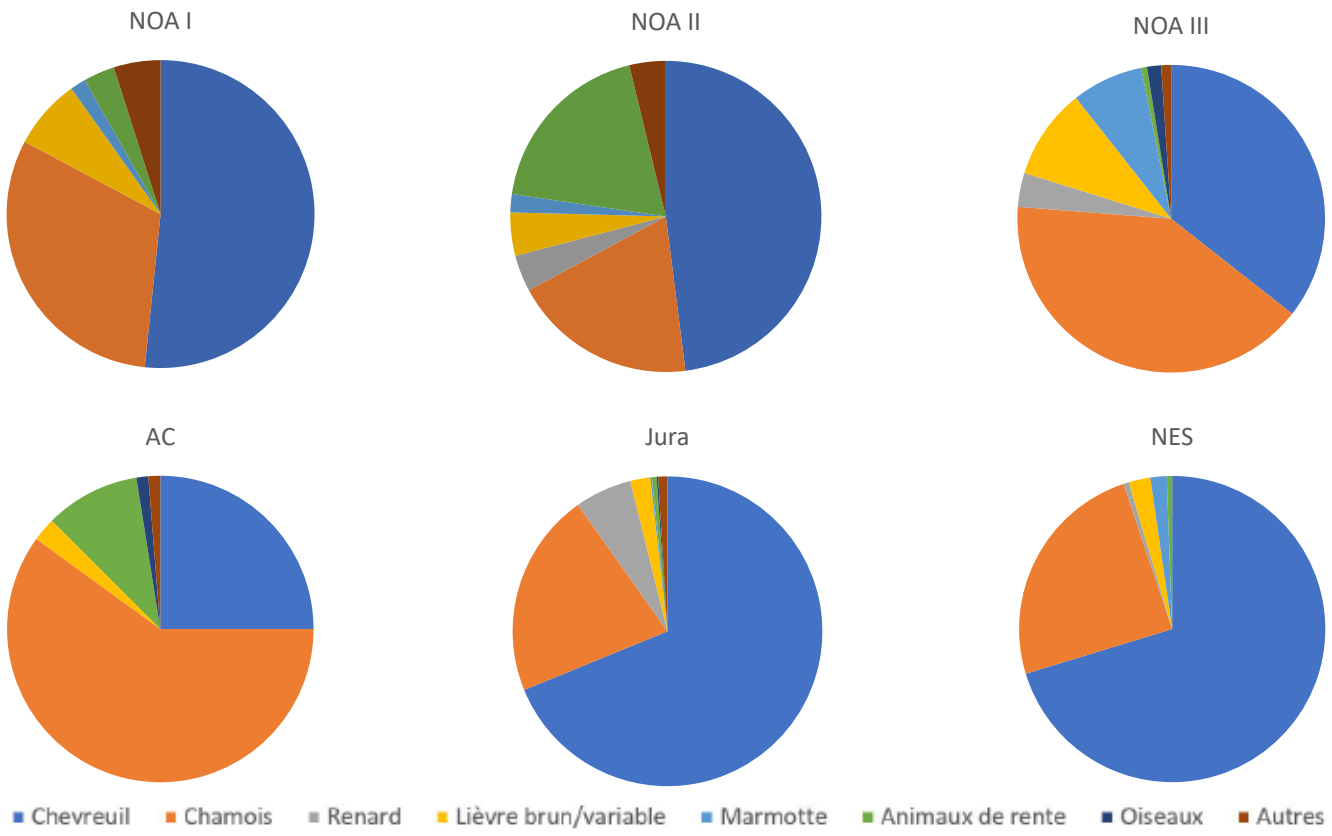


Fig. 4.7. Régime alimentaire du lynx dans les différentes régions étudiées de Suisse. La liste comprend tous les animaux identifiés comme des proies d'un lynx portant un émetteur (principalement par des observations directes complétées par des preuves apportées par des analyses d'excréments ou des pièges photographiques). Les régions étudiées étaient les suivantes : NOA I : Nord-Ouest des Alpes, de 1983 à 1988 ; AC = Alpes centrales (Valais), de 1985 à 1988 ; Jura : de 1988 à 1998 ; NOA II : Nord-Ouest des Alpes, de 1997 à 2001 ; NES = Nord-Est de la Suisse de 2001 à 2003 ; NOA III : Nord-Ouest des Alpes, de 2013 à 2018. Autres = différentes proies prédatées plus rares comme le blaireau, le bouquetin, l'écureuil, le chat domestique et le chat sauvage (source : complété à partir de Vogt & Ryser 2017).

4.3 Influence sur les proies principales (chevreuil et chamois)

Pour pouvoir comprendre les interactions entre prédateurs et proies, il faut d'abord analyser de nombreuses séries de données sur l'évolution des populations d'ongulés et de lynx (cf. fig. 4.8). Mais comme les modifications méthodologiques intervenant au fil du temps (p. ex. de l'aire de référence) peuvent compliquer l'interprétation de ces données, il est important de réaliser un monitoring systématique aussi bien des prédateurs que des ongulés (cf. encadré 3.2). Les effectifs des populations d'ongulés sauvages fluctuent naturellement. Lorsqu'elles disposent de bonnes sources de nourriture (p. ex. en raison d'hivers doux ou de nouvelles zones de chablis), les populations de chevreuils et de chamois peuvent augmenter jusqu'à atteindre quasiment leur limite de capacité de soutien (c'est-à-dire la population maximale déterminée par l'offre de nourriture et la disponibilité d'habitats favorables). Ensuite, la mortalité augmente en raison de la concurrence et la reproduction diminue, de sorte que les populations d'ongulés croissent plus lentement lorsque leurs densités sont élevées ou déclinent à nouveau – même dans les régions exemptes de lynx. La population de lynx suit avec un certain décalage dans le temps l'augmentation de la population de proies et se met elle aussi à croître (« réponse numérique » ; cf. fig. 4.8). Si la population de proies décline à nouveau (p. ex. sous l'action combinée de la chasse, de la prédation du lynx et d'hivers rigoureux, comme ce fut le cas pour la population de chevreuils dans l'ouest de l'Oberland bernois à la fin des années 1990 ; cf. encadré 4.2), celle de lynx diminuera également – là encore avec un décalage dans le temps (cf. fig. 4.8). Il y aura donc temporairement une densité de lynx comparativement élevée par rapport celle des proies et l'influence de la prédation du lynx sera provisoirement significative. Les conflits avec les chasseurs peuvent alors exploser et les prédations sur les animaux de rente augmenter (les lynx changeront de proies et s'attaqueront davantage à des animaux de rente selon le principe de la « réponse fonctionnelle » ; cf. fig. 4.7 et encadré 4.2).

L'influence de la prédation du lynx sur l'évolution des populations de proies n'est pas la même pour le chevreuil que pour le chamois. Plusieurs études suggèrent en effet que le lynx s'attaque surtout aux chevreuils adultes et de préférence aux femelles plutôt qu'aux mâles (cf. Andersen et al. 2007, Krofel et al. 2014, Vogt et al. 2019), alors que lorsqu'il s'agit de chamois, le lynx tue le plus souvent des chevreaux, éterlous/éterles et vieux chamois, indépendamment de leur sexe (cf. Vogt et al. 2019). Les animaux jeunes et vieux ont de toute façon moins de chances de survie. Lorsqu'ils sont prédatés par un lynx, on parle alors de mortalité « compensatoire », puisque nombre de ces animaux n'auraient de toute façon pas survécu jusqu'à l'année suivante, même sans lynx (du fait d'un hiver rigoureux, p. ex.).

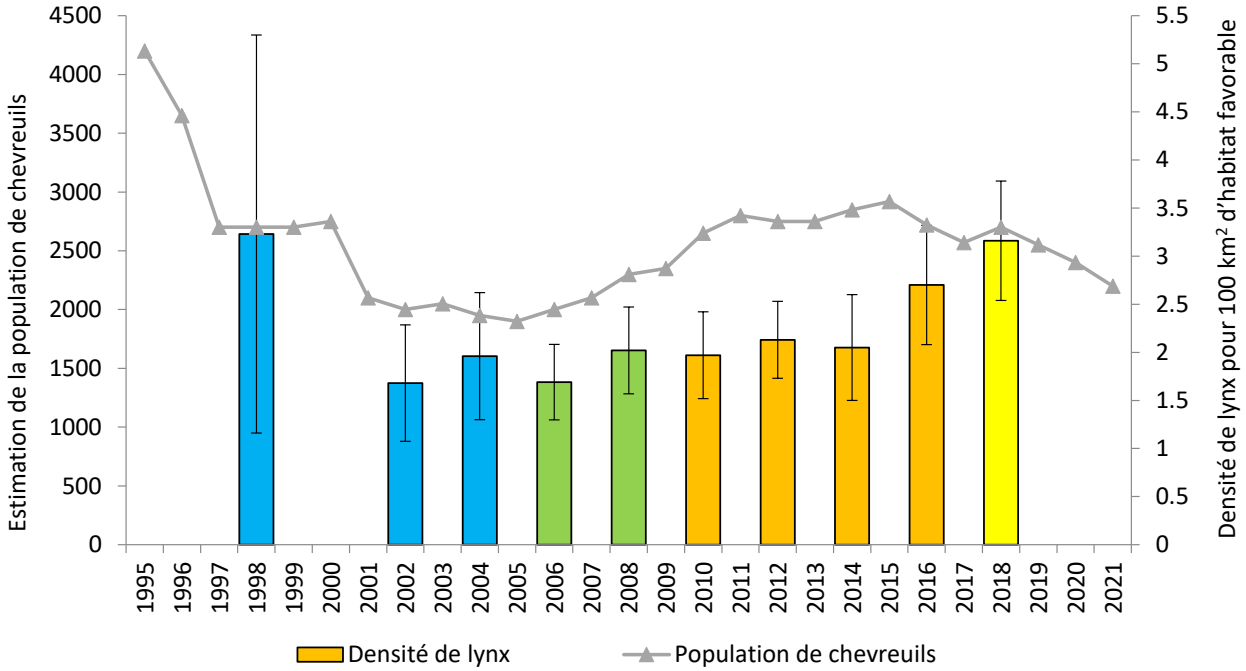
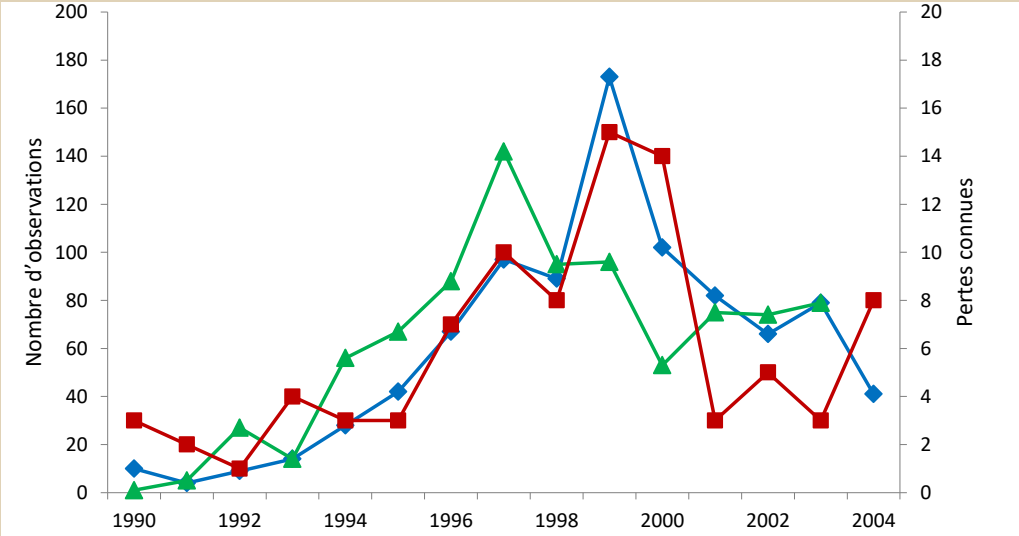


Fig. 4.8. Évolution des populations de chevreuils et de lynx dans l'ouest de l'Oberland bernois de 1995 à 2020. Population de chevreuils : recensements (au printemps, sans juvéniles) par les gardes-chasse bernois (1995-2000 : districts du Bas-Simmental, du Haut-Simmental, du Saanenland et de Frutigen ; 2001-2020 : zones de gestion du gibier 12, 13, 14, 15 ; source : Inspection de la chasse du canton de Berne). Densité de lynx : estimation de la densité à partir du monitoring par pièges photographiques réalisé à l'aide de la méthode de capture-recapture. La densité est exprimée en nombre de lynx indépendants (hors juvéniles) pour 100 km² d'habitat favorable, afin de prendre en compte les changements de taille de l'aire de référence au cours des années. Les barres de même couleur indiquent les sessions de monitoring dans la même aire de référence. La localisation de l'aire de référence dans l'ouest de l'Oberland bernois, qui est entièrement colonisé par le lynx, n'a jamais changé, seule son étendue s'est modifiée (source : KORA).

Encadré 4.2 Lynx, chevreuil et forêt

Dès les premiers lâchers de lynx, l'influence que l'animal pouvait exercer sur ses proies a suscité craintes et espoirs dans le canton d'Obwald. Tandis que les chasseurs craignaient une chute drastique des populations de chevreuils, les gardes-forestiers espéraient quant à eux trouver dans le lynx un allié pour lutter contre l'abroutissement des jeunes arbres par les chevreuils. Dans les premières années qui ont suivi ces lâchers, le tableau de chasse a cependant fortement augmenté dans le canton d'Obwald et ce n'est qu'à partir de 1976 qu'un déclin de la population de chevreuils a pu être observé. De 1976 à 1981, le nombre de chevreuils abattus est passé de 494 à 148. Les années suivantes, les populations de chevreuils étant réduites, les attaques sur les animaux de rente se sont multipliées (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, fig. 5.1). La population de chevreuils s'est ensuite reconstituée au cours des dix années qui ont suivi et bien qu'il n'ait pas disparu, le lynx a semblé se faire plus rare. Sur la base de ces observations, il a été supposé que, dans les années suivant son retour, le lynx exerçait une influence plus marquée, les chevreuils devant d'abord s'adapter à la présence de ce prédateur naturel, mais qu'après quelques années, un équilibre s'installait entre le prédateur et sa proie. Les observations faites dans le canton du Valais, où pendant la phase initiale de colonisation par le lynx, le chevreuil avait quasiment disparu de la vallée de Tourtemagne et où le lynx a



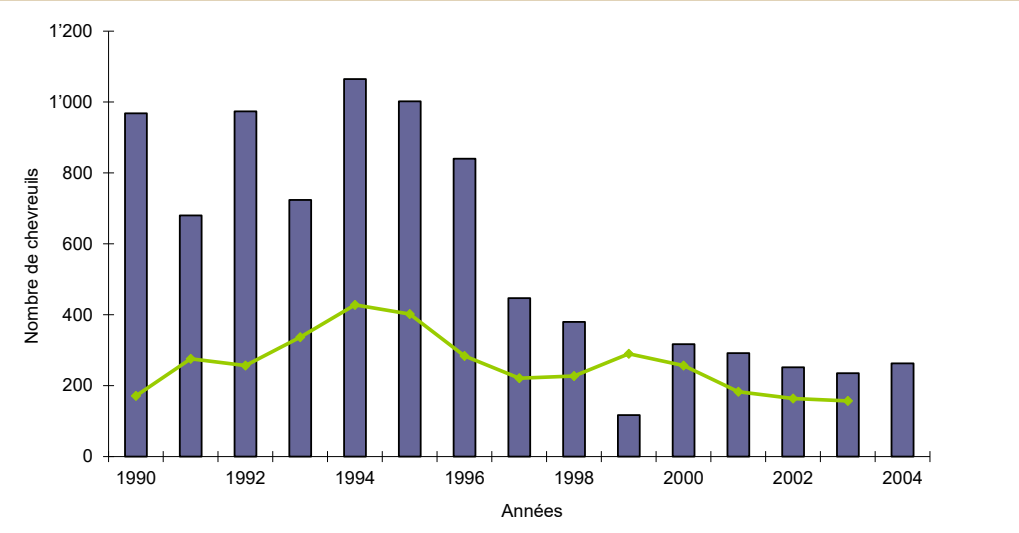


Fig. 4.2.1. Évolution des populations de lynx et de chevreuils dans l'ouest de l'Oberland bernois, de 1990 à 2004. La méthode robuste du monitoring du lynx à l'aide de pièges photographiques (cf. encadré 3.2) n'a été développé qu'à partir de 1998 (cf. fig. 4.8), mais la tendance des paramètres collectés à cette époque (en haut) montre l'évolution des populations de lynx (en vert : nombre d'observations de lynx, en bleu : nombre d'animaux de rente prédatés , tous deux sur l'échelle de gauche, en rouge : mortalité de lynx, sur l'échelle de droite). Les seuls chiffres comparables pour le chevreuil (en bas) sur l'ensemble de la période sont le tableau de chasse (colonnes bleues) et les autres causes de mortalité (principalement les accidents de la route, courbe en vert ; source : Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

donc prédaté davantage de moutons, ont semblé confirmer l'hypothèse selon laquelle, au retour du lynx, le chevreuil devait commencer par s'habituer à nouveau à la présence de son prédateur (cf. Haller 1992). Mais à la fin des années 1990, un phénomène similaire s'est produit dans la région du col du Jaun, où le lynx vivait pourtant depuis près de 20 ans : augmentation de la densité de lynx, recul des populations de chevreuils et accroissement des attaques sur le animaux de rente (cf. fig. 4.2.1 ; Breitenmoser-Würsten et al. 2001). Dans les années 1997 à 2001, la prédation par le lynx dans cette région fut responsable de 60 % de la mortalité connue de chevreuils et de 33 % de celle des chamois (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). La forte diminution du tableau de chasse de chevreuils (nombre de chevreuils tirés pendant la chasse) fut également – comme 20 ans auparavant dans le canton d'Obwald – l'une des conséquences de la réduction des quotas de chasse (nombre d'animaux pouvant être chassés et de permis délivrés), mais la tendance de la population de chevreuils était également à la baisse durant cette période (cf. fig. 4.8, fig. 4.2.1). Que s'est-il passé ? Dans les années 1990, une série d'hivers doux a entraîné une hausse significative de la population locale de chevreuils, ce qui, au bout d'un certain temps, a provoqué une augmentation de la densité de lynx. L'accroissement de l'abroutissement des forêts par les chevreuils, qui inquiétait les gardes-forestiers, avait conduit l'OFEFP à émettre en 1995 une circulaire (circulaire n°21) dans laquelle il demandait aux cantons de réduire les densités de chevreuils dans les zones forestières critiques en augmentant la chasse. Le canton de Berne a donc intensifié la chasse au chevreuil et dans l'Oberland bernois, la pression exercée sur ces populations s'est accrue sous l'action combinée du lynx et de la chasse. Alors qu'en 1994, 1 065 chevreuils avaient encore été tirés – un record ! -, le nombre d'animaux abattus a fortement diminué durant les années suivantes, chutant à 117 en 1999 (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Dans le même temps, la population de lynx était encore élevée. Après un hiver 1999/2000 très rigoureux, la population de chevreuils s'est complètement effondrée (cf. fig. 4.8, 4.2.1). Celle des lynx a ensuite évolué en conséquence, avec un certain décalage dans le temps. Dans un premier temps, le lynx s'est tourné vers d'autres proies comme les chamois et les moutons, après quoi la densité de lynx a elle aussi diminué rapidement. Le déclin de la population de lynx, qui était une réaction naturelle à la raréfaction de la nourriture disponible, a cependant été considérablement accéléré par différentes actions menées durant cette période : 7 lynx ont été abattus après qu'il eut été établi qu'ils avaient prédaté des animaux de rente (cf. chapitre 5.1), 6 ont fait l'objet d'une translocation en Suisse orientale (cf. encadré 3.1) et un bon nombre d'entre eux ont été tués lors d'une série de braconnages ostentatoires (cf. encadré 5.2, chapitre 6.2).

Une étude sur l'abroutissement de la forêt par les ongulés sauvages, qui était également alors en cours dans l'Oberland bernois (cf. Rüegg 2004), a montré que pendant les années durant lesquelles la pression de la chasse (par le lynx aussi bien que par l'homme) s'est accrue, l'abroutissement a reculé de manière significative (cf. fig. 4.2.2) : la proportion d'arbres abroutis a diminué, tandis que la régénération augmentait de manière notable. La zone d'étude forestière et celle de la prédation par le lynx ne correspondaient pas parfaitement, mais l'exemple suggère que la forêt, le chevreuil et le lynx forment effectivement une boucle de régulation écologique et que les conditions climatiques (la rigueur de l'hiver) et les interventions humaines (la chasse) influent elles aussi de manière significative sur le système. Si nous ne pouvons pas agir sur le climat et la météo, la gestion de la faune sauvage devrait pouvoir être planifiée de sorte à contrebalancer des fluctuations naturelles indésirables au lieu de les exacerber involontairement. Cette démarche suppose toutefois non seulement une bonne compréhension des processus écologiques, mais aussi un monitoring et un suivi coordonnés à la fois de la forêt, des ongulés et des prédateurs, pour qu'une planification prospective reposant sur différents scénarios soit possible. Une gestion préventive et adaptative de la faune sauvage peut également permettre d'éviter des controverses, comme celle décrite dans le présent rapport (cf. chapitre 5) qui s'est déclenchée lorsque la population de lynx a atteint un niveau record dans le Nord-Ouest des Alpes. La Suisse ne dispose cependant pour l'instant d'aucun système permettant un suivi coordonné et synchronisé des forêts et de la faune.

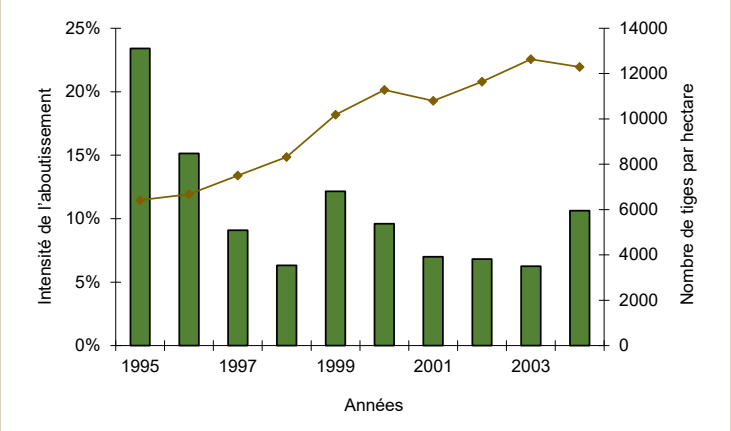


Fig. 4.2.2. Abroutissement des forêts dans la zone d'étude du Greberegg (Oberland bernois). Colonnes vertes : arbres abroutis en pour cent (échelle de gauche), courbe brune : régénération en arbres/ha (source : Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, selon Rüegg 2004).

Les ongulés adultes, par contre, ont en principe des taux de survie très élevés (cf. Gaillard et al. 1998). S'ils sont la proie d'un lynx, il s'agit alors davantage d'une mortalité dite « additive », qui s'ajoute à celle engendrée par d'autres facteurs. Pour obtenir des taux de croissance positifs dans des populations d'ongulés, un taux de survie élevé des animaux adultes aptes à la reproduction (en particulier des femelles) est crucial. Étant donné que le lynx engendre plus de mortalité « additive » chez le chevreuil que chez le chamois (puisqu'il prédate plus de chevreuils femelles adultes), son impact sur les populations de chevreuils peut être plus important. Dans le même temps cependant, une population de chevreuils peut mieux compenser les pertes subies qu'une population de chamois, puisque les chevreuils atteignent leur maturité sexuelle plus tôt et qu'ils ont davantage de petits que les chamois (cf. Stubbe 1997, Schnidrig-Petrig & Salm 2009).

Diverses études menées en Europe ont montré que la présence du lynx, associée à d'autres facteurs, pouvait exercer une influence négative sur le taux de croissance des populations de chevreuils. Cette conclusion ne signifie pas pour autant, comme le craignent souvent les chasseurs (cf. chap. 5.2), que les populations de chevreuils doivent nécessairement s'effondrer en présence du lynx, mais bien plutôt que l'augmentation de ces populations sera moindre ou que leur diminution sera plus marquée qu'en l'absence du lynx. Indépendamment de la présence ou non du lynx, d'autres facteurs jouent également un rôle, comme les conditions météorologiques, la disponibilité de nourriture, la chasse ou la densité de chevreuils elle-même (cf. Melis et al. 2009, Heurich et al. 2012, Andrén & Liberg 2015). Il n'existe pour l'instant que peu d'études sur l'influence du lynx sur le chamois (p. ex. Molinari-Jobin et al. 2002). Une étude du KORA réalisée dans l'Oberland bernois a cependant montré que la chasse et le lynx, mais aussi divers autres facteurs (des hivers rigoureux, la concurrence avec le cerf, etc.), maintenaient la taille des populations de chamois en dessous de la limite de capacité de l'habitat, l'influence de la chasse étant toutefois en moyenne plus importante que celle du lynx. Les conditions régionales d'habitat se sont aussi révélées revêtir une grande importance. Dans les habitats productifs, il s'est avéré que les populations de chamois toléraient des prélèvements plus importants opérés par le lynx et la chasse (cf. Vogt et al. 2019). L'impact de la chasse par rapport à celui de la prédation du lynx dépend des directives en matière de chasse. Dans de nombreuses régions, les chasseurs tuent plus d'ongulés adultes en âge de se reproduire que ne le font leurs prédateurs naturels comme le lynx et le loup (cf. Andersen et al. 2007, Krofel et al. 2014, Vogt et al. 2019), ce qui entraîne une mortalité « additive » plus élevée. Les quotas de tirs et les prescriptions sur le sexe-ratio et la structure par âge des animaux abattus permettent de définir la mesure dans laquelle la chasse par l'être humain exerce un effet « additif ».

Quant au lynx, son effet sur ses proies ne se limite pas au seul fait de les manger (« effets létaux »). Le risque d'être mangé déclenche en effet également des réponses comportementales chez la proie (« effets non létaux »). Ainsi, une étude menée dans l'Oberland bernois a p. ex. montré que les chevreuils évitaient les zones présentant un risque de prédation particulièrement élevé (cf. Gehr et al. 2018). Une autre étude réalisée dans la même région a fait apparaître qu'en cas de présence d'un lynx dans le voisinage, les chamois femelles restaient proches des zones rocheuses et étaient plus fréquemment en alerte (cf. Schaufelberger 2018). Ce type d'« effets non létaux » peut influer sur la répartition géographique des proies (cf. Hernández & Laundré 2005). Au plan local (p. ex. dans une réserve de chasse), il n'est pas impossible qu'après l'arrivée du lynx, les ongulés ne se rendent plus que rarement dans des lieux où on les trouvait encore fréquemment auparavant. Le fait que les proies ne puissent plus choisir leur pâturage uniquement en fonction de la qualité de la nourriture qu'elles y trouvent et qu'elles doivent tenir compte du risque de prédation peut avoir des conséquences néfastes pour leur santé (cf. Hernández & Laundré 2005, Gehr et al. 2018). Dans le même temps, ces déplacements ont des effets positifs en cela qu'ils améliorent p. ex. la régénération naturelle de certaines espèces d'arbres, dont l'abroutissement est moindre dans les régions présentant un risque de prédation particulièrement élevé (cf. Ripple & Beschta 2007).

Les effets « létaux » et « non létaux » peuvent agir en synergie, et dans le système complexe associant « forêt-faune-grands prédateurs », d'autres facteurs jouent également un rôle, comme les conditions météorologiques, les maladies ou les activités humaines telles que la chasse, l'agriculture, la sylviculture et le tourisme. Dans les zones dans lesquelles le lynx est installé durablement, il a pu être constaté que l'abroutissement de certaines espèces d'arbres s'était réduit dans diverses régions de Suisse (sapin blanc, sorbier et sycomore, Oberland bernois : cf. Rüegg et al. 1999 ; sapin blanc, St-Gall : cf. Schnyder et al. 2016). Il est cependant souvent difficile, dans les études de terrain, d'identifier les rôles qu'ont pu jouer les effets « létaux » et « non létaux », de même que ceux d'autres facteurs (cf. encadré 4.2). L'influence des grands prédateurs sur la thématique forêt-faune dans les habitats d'Europe centrale fortement influencés par l'homme n'a pas encore été suffisamment étudiée (cf. Kuijper et al. 2016, Allen et al. 2017).

5. L'homme et le lynx

5.1 Prédations d'animaux de rente par le lynx et mesures de prévention et de protection des troupeaux

Des prédations d'animaux de rente se sont produites de manière sporadique peu après les premiers lâchers de lynx en Suisse centrale (cf. fig. 5.1). Puis, dans les années 1980, le nombre de cas a augmenté dans le canton d'Obwald et dans l'Oberhasli bernois (cf. encadré 4.2). Dix ans plus tard, les dégâts étaient circoncis au Nord-Ouest des Alpes, c'est-à-dire la partie occidentale du canton de Berne et les cantons de Fribourg et de Vaud (cf. Angst et al. 2000). En 2000, le nombre d'animaux de rente prédatés par le lynx en Suisse a atteint le chiffre record de 221 (cf. fig. 5.1), ce qui a donné lieu à de vives controverses (cf. encadré. 4.2 et chapitre 5.3), puis a conduit à l'élaboration du premier Plan Lynx (cf. OFEFP 2000 ; encadré 5.1 et chapitre 5.2), à la mise en place d'une nouvelle pratique d'indemnisation et de prévention ainsi qu'à l'abattage des lynx causant des dégâts.

De 2005 à 2016, le nombre d'animaux de rente prédatés par le lynx s'est stabilisé entre 20 et 40 par an. Au cours des 15 dernières années, la proportion de prédations a augmenté dans le Jura, dépassant parfois le nombre d'animaux attaqués dans les Alpes. Depuis 2017, le nombre total de prédations d'animaux de rente a de nouveau légèrement augmenté (cf. fig. 5.1).

Une multiplication des attaques sur les animaux de rente peut avoir deux causes (cf. Angst et al. 2000, Stahl et al. 2002) : une raréfaction des proies sauvages ou la présence d'animaux blessés ou malades non protégés – ce qui ne se produit cependant que très rarement –, qui pousse des lynx isolés à attaquer plus fréquemment des animaux de rente (cf. l'exemple dans l'encadré 4.2), mais aussi des facteurs spécifiques aux pâturages eux-mêmes, qui favorisent ces attaques.

Les animaux de rente les plus vulnérables sont ceux qui se trouvent dans des pâturages entourés de forêts ou comptant de nombreux arbustes. Dans ces « pâturages hot spot » particulièrement exposés aux attaques, l'abattage d'un lynx causant des dégâts ne sert pas à grand-chose, puisqu'il sera probablement remplacé par un nouvel individu qui occupera le territoire ainsi libéré. Sur ces pâturages, seules des mesures de protection des troupeaux peuvent tenir les prédateurs à distance (cf. Angst et al. 2002, Stahl et al. 2002). À défaut, il faudra cesser d'y faire pâturer des moutons.

Ce sont en effet le plus souvent les ovins qui subissent des attaques (à 71 %), suivis par les caprins (à 22 %). Les 7 % restants sont principalement des cerfs détenus en enclos (OFEV 2019), voire, dans certains cas, des alpagas (cf. Zimmermann et al. 2003, Zimmermann et al. 2010) ou d'autres animaux de rente comme des poules. Les lynx s'attaquent de préférence aux agneaux et rarement à plus d'un animal dans un troupeau (cf. Angst et al. 2000). Les animaux de rente

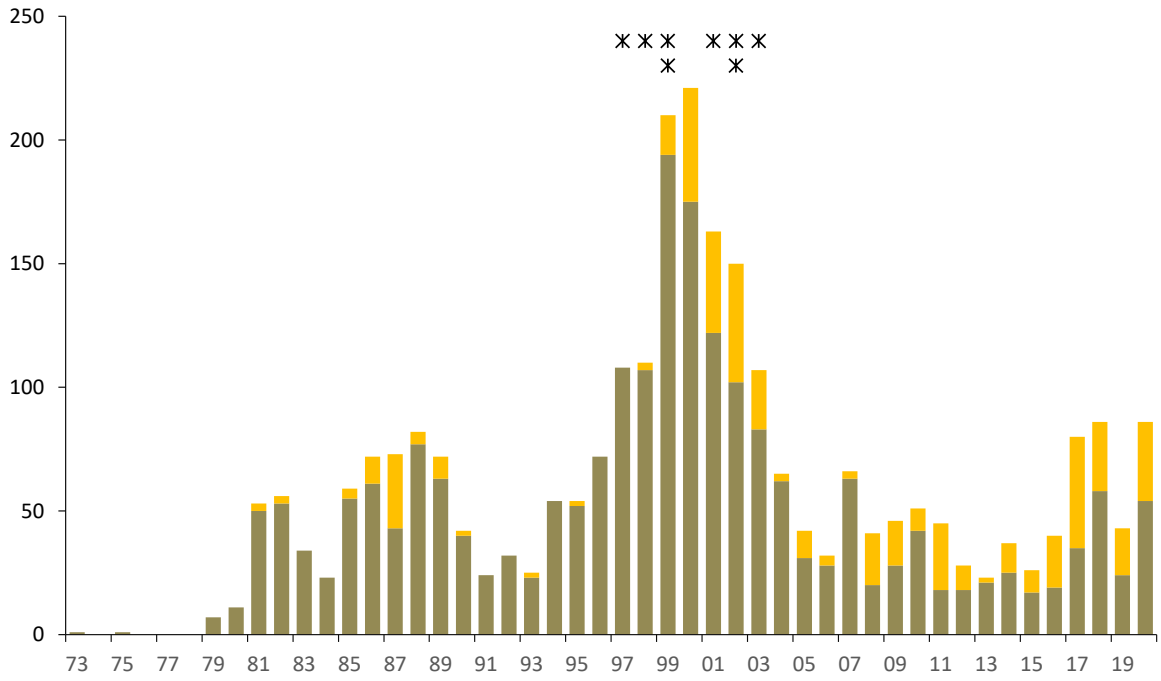


Fig. 5.1. Évolution du nombre d'animaux de rente prédatés par le lynx et indemnisés dans les Alpes (en vert olive) et dans le Jura (en jaune), de 1973 à 2020. Ne sont pris en compte pour l'année 2020 que les dégâts engendrés jusqu'au 31 octobre (date limite de versement de l'OFEV aux cantons). Croix = lynx abattus par tir légal au cours de l'année considérée (sources : KORA, GRIDS).

Encadré 5.1 Le statut juridique du lynx

Conventions internationales
Contrairement au loup et à l'ours brun, qui sont répertoriés dans l'annexe II des espèces de faune strictement protégées de la Convention de Berne (Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, RS 0.455), le lynx eurasien figure à l'annexe III, c'est-à-dire dans la liste des espèces protégées. Seul le lynx des Balkans (lynx lynx balcanicus) fait exception, puisqu'il a été inscrit à l'annexe II en avril 2018 en raison de la précarité de son état de conservation (Conseil de l'Europe 2021, cf. fig. 5.1.1).

Dans la directive européenne dite Faune-Flore-Habitats – ou directive Habitats – (directive 92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages), qui ne s'applique pas à la Suisse puisqu'elle n'est pas membre de l'UE, le lynx eurasien est répertorié aux annexes II (espèces dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) et IV (espèces qui nécessitent une protection stricte). Ces règles sont en vigueur dans tous les États de l'UE sauf en Finlande, en Estonie et en Lettonie. Dans ces trois pays, le lynx ne figure pas dans l'annexe II et, en Estonie, il est inscrit à l'annexe V des espèces dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion (Commission européenne 2021, cf. fig. 5.1.1) et non pas à l'annexe IV.

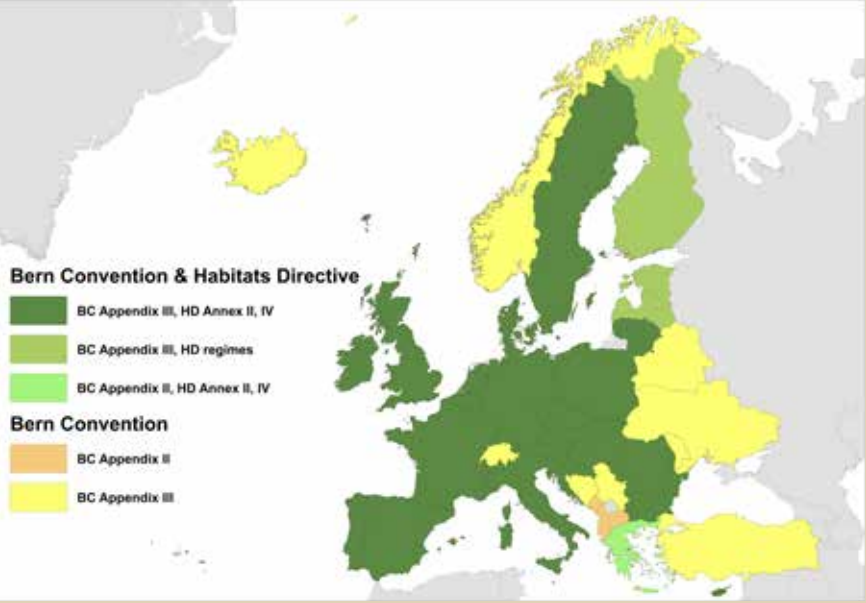


Fig. 5.1.1. Le statut de protection du lynx eurasien en Europe. Une distinction est faite entre les pays dans lesquels s'appliquent à la fois la Convention de Berne et la directive Faune-Flore-Habitats (en vert) et les États où seule la Convention de Berne est en vigueur (en jaune). La sous-catégorisation fait apparaître l'annexe dans laquelle le lynx eurasien est répertorié. En Finlande et en Lettonie, le lynx n'est inscrit qu'à l'annexe IV de la directive Faune-Flore-Habitats et en Estonie, il ne figure qu'à l'annexe V (sources : O. Neumann & J. Dubrulle, adapté d'IUS CARNIVORIS 2015).

Le lynx est donc protégé dans la plupart des pays européens et sa chasse est interdite. Des exceptions sont toutefois possibles. En Suède, en Finlande et en Roumanie, le lynx est protégé, mais des dérogations peuvent être accordées pour le tir d'un nombre limité d'individus chaque année. En Estonie et en Norvège, le lynx figure dans la liste des espèces pouvant être chassées pendant la saison de la chasse, et en Lettonie, il peut également être abattu en nombre limité sur dérogation (cf. Kaczensky et al. 2013).

Législation nationale
En Suisse, le lynx est une espèce protégée par la loi sur la chasse (loi fédérale du 20 juin 1986 sur la chasse et la protection des mammifères et oiseaux sauvages, LChP ; RS 922.0). Des exceptions sont cependant possibles, par analogie avec l'article 9 de la Convention de Berne. Concrètement, les cantons peuvent prendre les mesures suivantes : 1) tirs d'individus causant des dégâts importants aux animaux de rente et 2) interventions sur des populations de lynx en cas de dommages importants à des troupeaux d'animaux de rente ou de pertes sévères dans l'utilisation des régales de la chasse. Les conditions générales applicables et les critères à respecter sont ancrés dans l'ordonnance sur la chasse (ordonnance du 29 février 1988 sur la chasse et la protection des mammifères et oiseaux sauvages, OChP ; RS 922.01) et dans le Plan Lynx (OFEV 2016, cf. ci-dessous) et présentés dans la fig. 5.1.2 (cf. aussi chapitre 5.2).

Plan Lynx

Le premier Plan Lynx est entré en vigueur en août 2000 (OFEFP 2000). Le lynx a été la première espèce protégée à faire l'objet d'une telle aide à l'exécution relative à la gestion des populations. Des plans similaires ont ensuite été élaborés pour le loup, l'ours et le castor. Depuis lors, le Plan Lynx a été révisé à deux reprises (OFEFP 2004, OFEV 2016). Il pose les principes de protection, de capture, de tir, d'évaluation et de prévention des dommages et d'indemnisation pour les mesures de prévention et les dégâts, et définit la

A) Mesures contre les lynx isolés causant des dommages (art. 12, al. 2 et 2bis LChP)

Conditions:

- *Aucune autre solution satisfaisante n'est trouvée;*
- *Pas de préjudice à la population en question;*
- *Mise en oeuvre de mesures de protection raisonnables.*

Situation A1: Dégâts importants au bétail

Critère:

- Quinze cadavres d'animaux de rente attaqués par un lynx dans un périmètre de 5 km de rayon (périmètre des dégâts) en l'espace de 12 mois.

B) Régulation des populations de lynx (art. 12, al. 4 LChP, art. 4 al. 1 let. c et g, al. 2 OChP, Plan Lynx annexe 3)

Conditions:

- *L'expansion du lynx à grande échelle au sein du sous-compartiment est confirmée;*
- *Documentation sur la reproduction (au cours de l'année précédente au moins 3 reproducitons réussies ont été attestées dans le sous-compartiment);*
- *Surveillance des populations (dernier monitoring réalisé à l'aide de pièges-photographiques atteste une densité d'au moins 1.5 lynx indépendant par 100 km² d'habitat favorable);*
- *Mise en oeuvre de mesures de protection raisonnables.*

Situation B1: Dégâts importants au bétail

Critère:

- Dans un sous-compartiment, les dégâts causés au bétail sont jugés importants si plus de 35 animaux de rente sont attaqués par des lynx en l'espace de quatre mois ou si plus de 25 bêtes sont attaquées en un mois.

Situation B2: Pertes sévères dans les régales de la chasse

Critères:

- Pertes sévères dans l'utilisation des régales de la chasse (en tenant compte des changements dans les conditions cadres de la chasse);
- Augmentation des populations de lynx et diminution simultanée des effectifs de chamois et de chevreuils (en tenant compte des différentes causes de mortalité);
- Aucun dégât d'abroutissement excessif aux forêts, selon l'aide à l'exécution forêt et gibier (OFEV, 2010).

Fig. 5.1.2. Conditions et critères à respecter pour le tir éventuel d'individus (A) et les interventions sur une population de lynx (B) selon les dispositions légales (source : graphique tiré du rapport de la commission intercantonale IV 2018).

répartition des tâches entre la Confédération et les cantons. Il contient des annexes qui peuvent être adaptées par l'OFEV si nécessaire. Quant aux modifications du Plan en lui-même, elles doivent être soumises à consultation (cantons, groupes d'intérêts concernés).

Pour permettre la gestion des grands prédateurs, la Suisse a été subdivisée en compartiments principaux et en sous-compartiments comportant plusieurs cantons ou parties de cantons (OFEV 2016, cf. fig. 5.1.3). Une commission intercantonale, composée de représentants des cantons concernés et de l'OFEV, pilote la gestion dans les différents compartiments considérés.

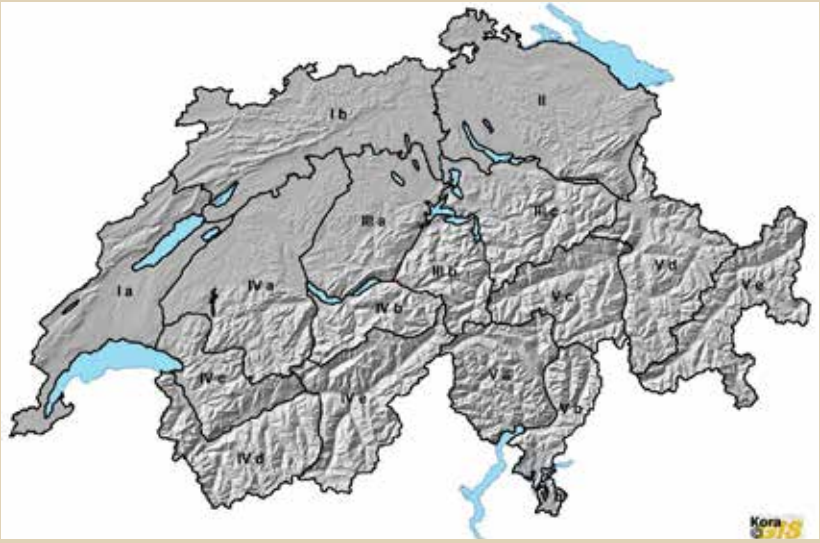


Fig. 5.1.3. Sous-compartiments pour la gestion des grands carnivores en Suisse. Ia = Sud du Jura, Ib = Nord du Jura, II = Nord-Est de la Suisse, IIIa = Ouest de la Suisse centrale, IIIb = Centre de la Suisse centrale, IIIc = Est de la Suisse centrale, IVa = Simme-Sarine, IVb = Est de l'Oberland bernois, IVc = Nord du Rhône, IVd = Sud du Bas-Valais, IVe = Haut-Valais, Va = Tessin, Vb = Val Mesolcina-Sud du Tessin, Vc = Surselva, Vd = Centre des Grisons, Ve = Engadine. Les chiffres romains indiquent un compartiment principal (source : OFEV 2016).

dont il a été prouvé qu'ils ont été prédatés par le lynx sont indemnisés à hauteur de 80 % par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et de 20 % par le canton concerné. Entre 2005 et 2017, 267 animaux de rente en moyenne ayant été victimes de grands prédateurs ont ainsi été indemnisés tous les ans en Suisse. Pour la plupart, les dégâts ont été causés par le loup (79 % de tous les animaux de rente prédatés), puis par le lynx (15 %) et l'ours (6 %).

Reste que l'ours (8 animaux de rente/ours) et le loup (4 animaux de rente/loup) représentaient une menace nettement plus importante que le lynx (0,1 animal de rente/lynx ; cf. OFEV 2019).

Mesures de protection des troupeaux

Suite aux prédations dans le Nord-Ouest des Alpes (cf. encadré 4.2), des mesures ont été élaborées et testées de 1998 à 2001 afin de protéger les moutons, les chèvres et les animaux détenus en enclos (comme les daims) des attaques de lynx (cf. Angst et al. 2002). À ce moment-là, c'était surtout la garde des troupeaux qui était recommandée. Combinée aux chiens de protection, cette mesure était considérée comme la plus efficace. Dans l'intervalle, les clôtures électriques ont prouvé leur efficacité pour les enclos d'animaux sauvages et se sont également révélées être la meilleure méthode pour éviter les attaques de lynx sur les moutons (cf. fig. 5.2). L'installation de clôtures électriques suppose toutefois de tenir compte des arbres situés à proximité ou des piquets, que le lynx peut escalader pour pénétrer dans le pâturage ou l'enclos (cf. AGRIDEA 2020). Quant aux chiens de protection des troupeaux, ils ne sont que rarement utilisés spécifiquement pour prévenir les attaques de lynx (cf. AGRIDEA 2021a). En plus des clôtures électriques et des chiens, d'autres mesures existent, mais elles ne bénéficient pas du soutien financier de l'OFEV et ne doivent être appliquées que dans certaines conditions et en concertation avec le conseil cantonal en protection des troupeaux (cf. AGRIDEA 2021b). Après des attaques de lynx, des lampes clignotantes, par exemple, sont parfois utilisées temporairement en plus des clôtures électriques pour effaroucher les prédateurs. Mais les dégâts causés par le lynx étant relativement faibles, la mise en place de mesures de protection des troupeaux, qui est coûteuse et chronophage, ne se justifie souvent pas. Pour le lynx, c'est donc surtout dans les pâturages connus pour être des « hot spots » que des mesures de prévention sont prises (cf. ci-dessus ; AGRIDEA 2021a, OFEV 2016). Les dommages causés par le loup étant nettement plus fréquents,

Fig. 5.2. Renforcement des clôtures après des attaques de lynx sur des agneaux en 2020 au Niesen, dans l'Oberland bernois. Tous les arbres à proximité ont été inclus dans la clôture et le toron bleu a été électrifié. Plus aucune perte n'a été enregistrée après la prise de ces mesures. © P. Berger, conseiller en protection des troupeaux du canton de Berne.

les mesures de protection des troupeaux se sont considérablement multipliées depuis son retour (fondation KORA 2020) et elles sont également efficaces pour le lynx.

Tirs légaux de lynx causant des dommages
Une autorisation de tir peut être délivrée pour les lynx causant des dommages importants à des animaux de rente (pour connaître les critères de tir, cf. fig. 5.1.2 de l'encadré 5.1 et OFEV 2016). La première autorisation d'abattage d'un lynx a été accordée en 1997 (OFEFP 1997) et treize ont été émises à ce jour, la dernière remontant à plus de 16 ans déjà. Douze concernaient des individus appartenant à la population alpine (5 dans le canton de BE, 4 dans le canton de FR, 2 dans le canton de VD et 1 dans le canton du VS) et une un individu du Jura (canton du JU). Sept lynx (5 mâles et 2 femelles) ont été abattus entre 1997 et 2003 (cf. fig. 5.1) par le garde-chasse responsable (3 dans le canton de BE, 3 dans le canton de FR et 1 dans le canton du JU). À une exception près, tous les lynx étaient des adultes. Dans les six autres cas, l'individu n'a pas pu être tiré dans le délai imparti et l'autorisation a expiré.

Deux autres lynx qui avaient prédaté plusieurs animaux de rente dans le canton de Berne ont été abattus en 1999 et 2020 pour cause de maladie. Si, comparés aux autres facteurs de mortalité, les tirs légaux sont peu significatifs (cf. encadré 5.2), ils ont tout de même contribué au déclin de la population de lynx dans le Nord-Ouest des Alpes au début du siècle (cf. encadré 4.2).

5.2 Chasse et lynx

Depuis le début de la réintroduction du lynx, les chasseurs s'inquiètent du fait que sa présence pourrait faire disparaître le gibier et ce qu'ils ressentent comme une concurrence engendre parfois de la grogne (cf. Grandchamp 2000, Breitenmoser et al. 2010, chapitre 5.3). À la fin des années 1990, les conflits se sont exacerbés dans le Nord-Ouest des Alpes (cf. encadré 4.2). Ces événements ont non seulement réduit l'acceptation du lynx dans la région (cf. Hunziker et al. 2001, chapitre 5.3) et entraîné une protestation publique et l'abattage ostentatoire de lynx (cf. Ceza et al. 2001, encadré 5.2), mais ils ont donné l'impulsion à toute une série d'interventions parlementaires exigeant une régulation des populations de lynx. L'autorité fédérale compétente a toutefois estimé que la nature opérait une régulation suffisante des populations de lynx et s'est clairement opposée à l'intention des chasseurs des cantons de Vaud, Fribourg et Berne de réduire les effectifs de lynx par des tirs massifs (cf. OFEFP 1998).

En 1999, deux motions ont été soumises au Conseil fédéral : la motion Oehrli « Diminuer les populations de lynx » (99.3095) et la motion Lauper « Régulation des populations de lynx» (99.3498). Fritz Abraham Oehrli (UDC, BE) estimait qu'il était inacceptable que, dans les régions où la densité de lynx était trop élevée, les populations d'ongulés soient décimées au point que les amoureux de la nature n'y voient pratiquement plus de chevreuils et demandait que le nombre de lynx soit ramené à un effectif raisonnable dans les régions où leur densité était trop élevée. C'est également ce qu'exigeait Hubert Lauper (PDC, FR), qui ajoutait toutefois que des mesures devaient être prises au préalable pour éviter des surpopulations locales de lynx.

Des possibilités de gestion du lynx avaient cependant déjà été initiées dès 1996. Suite à la révision de l'article 10 de l'ordonnance fédérale sur la chasse (OChP ; RS 922.01 ; cf. encadré 5.1), l'OFEFP avait en effet été chargé d'élaborer un concept ayant notamment pour but de définir « des principes régissant la protection, le tir ou la capture des animaux, la prévention et la constatation des dégâts ainsi que le versement d'indemnités pour les mesures de prévention ». L'hypothèse sous-jacente était que les différences de densités d'une région à une autre devaient être équilibrées et qu'il fallait promouvoir la propagation, c'est-à-dire une répartition homogène, y compris par des translocations de lynx. Dans sa prise de position sur la motion Lauper, le Conseil fédéral expliquait que des interventions sur les populations de lynx pouvaient déjà avoir lieu lorsque des animaux isolés causaient d'importants dommages au sein des effectifs d'animaux de rente ou lorsqu'une population de lynx trop forte causait des dégâts importants ou représentait une menace pour d'autres espèces.

Le Parlement a suivi la recommandation du Conseil fédéral et rejeté la motion Lauper. Quant à la motion Oehrli, elle a été classée en

Encadré 5.2 De quoi meurt le lynx ?

Entre 1971 – année de sa réintroduction – et 2020, le nombre de pertes connues dans les populations suisses de lynx se monte à 470 individus, dont 266 dans les Alpes, 171 dans le Jura suisse et 33 dans le Nord-Est de la Suisse (cf. fig. 5.2.1 et fig. 5.2.2). Dans les Alpes, les pertes ont été particulièrement élevées au début des années 2000 (cf. encadré 4.2), avant de chuter à nouveau. Si elles sont soumises à de fortes fluctuations annuelles, les pertes ont tendance à augmenter légèrement ces dernières années (cf. fig. 5.2.1). Dans le Jura, ce sont les accidents de la route qui sont la principale cause de mortalité du lynx et leur nombre dépasse largement celui qui est enregistré dans les Alpes (cf. fig. 5.2.2), où davantage de lynx meurent dans d'autres types d'accidents, comme des chutes ou des avalanches. Proportionnellement, le nombre de tirs illégaux est similaire dans les

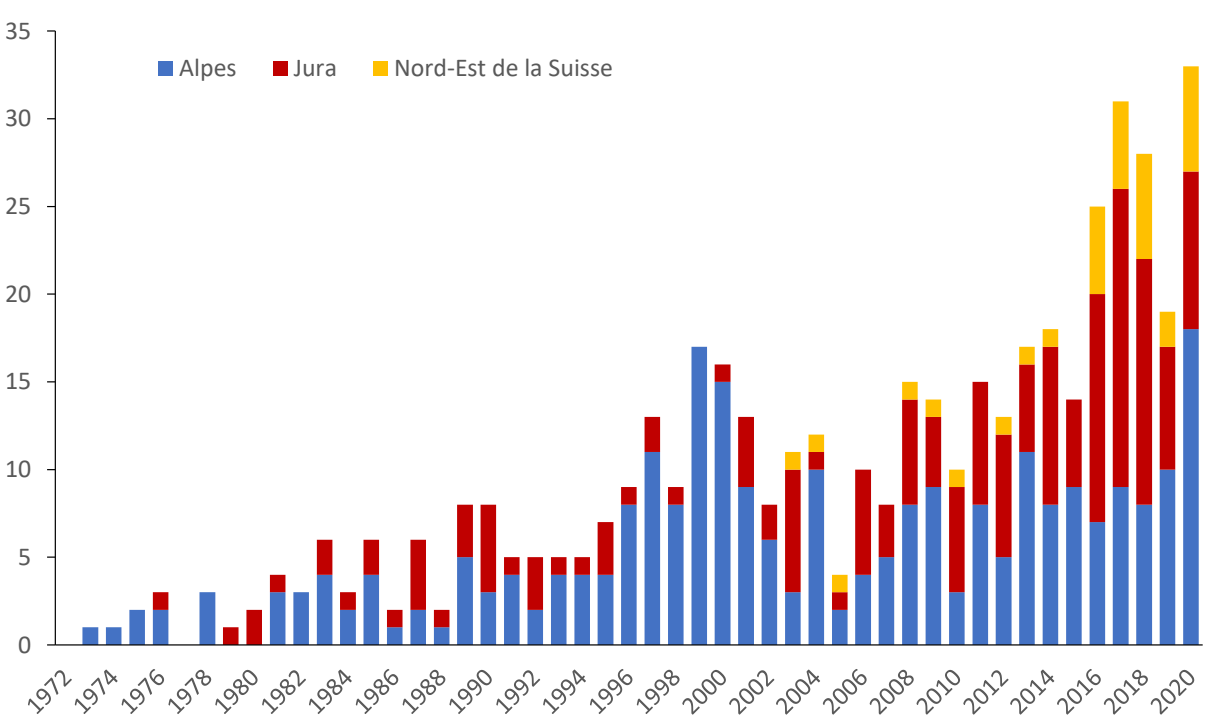


Fig. 5.2.1. Pertes connues et prélèvements de lynx dans les Alpes (en bleu), dans le Jura suisse (en rouge) et dans le Nord-Est de la Suisse (en jaune) de 1972 à 2020 (source : KORA).

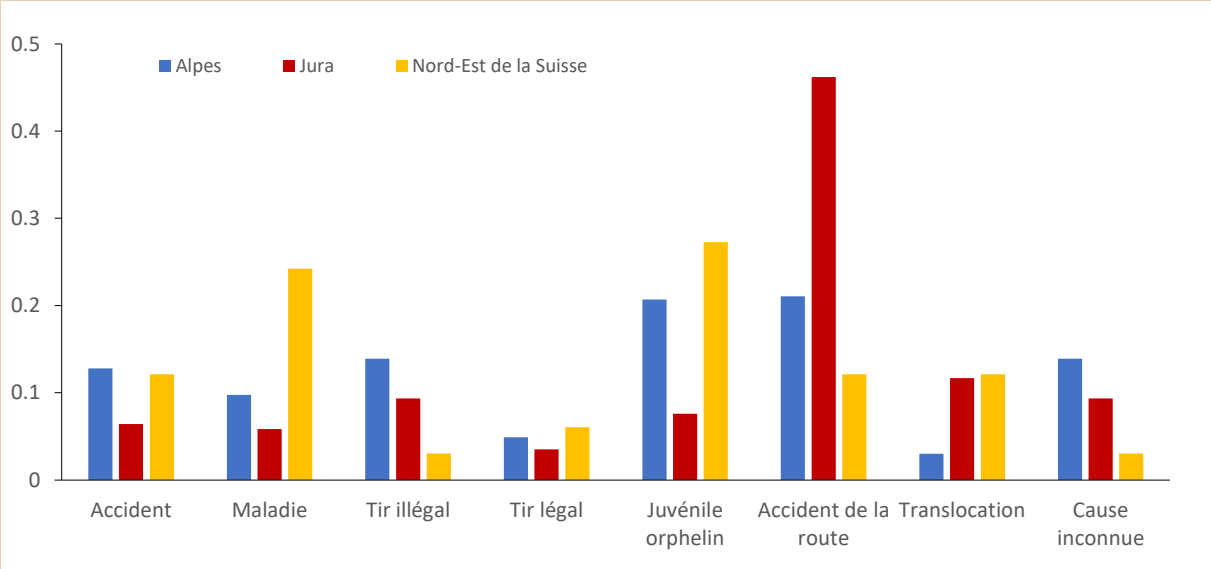


Fig. 5.2.2. Part des causes de pertes de lynx dans les Alpes (en bleu ; N = 266), dans le Jura suisse (en rouge ; N = 171) et dans le Nord-Est de la Suisse (en jaune ; N=33 ; source : KORA).

deux populations. Par contre, davantage de lynx ont été capturés dans le Jura suisse en vue de translocations que dans les Alpes (cf. fig. 5.2.2, chapitre 6).

Comme pour un grand nombre d'autres espèces de mammifères, la mortalité du lynx est particulièrement élevée au cours des deux premières années (cf. Sibly et al. 1997). Seul un juvénile sur quatre atteint l'âge adulte (cf. Breitenmoser-Würsten et al. 2001, Breitenmoser-Würsten et al. 2007b) et un sur deux meurt dans les dix mois qui suivent sa naissance. À l'automne surtout, il n'est pas rare que de jeunes lynx orphelins soient découverts dans des zones habitées. Ils doivent alors souvent être abattus, soit du fait de leur mauvais état de santé, soit parce qu'il n'y a pas de refuge adapté. La présence de jeunes lynx orphelins peut avoir quatre causes : 1) la mère et son petit ont perdu le contact, 2) la mère est morte de mort naturelle, 3) la mère a abandonné son petit parce qu'il était malade et ne survivrait pas, ou 4) la mère a été braconnée. Depuis 1981, 77 jeunes orphelins ont été découverts en Suisse, la plupart dans les Alpes (55) et le reste dans le Jura (13) et dans le Nord-Est de la Suisse (9, cf. fig. 5.2.2).

Au cours de leur deuxième année, lorsque les jeunes lynx, devenus des subadultes, quittent leur mère et doivent partir à la recherche de leur propre territoire (cf. chapitre 4.1), ils sont également nombreux à périr. Ils succombent alors souvent à des accidents de la route, meurent de maladies ou sont victimes d'autres accidents.

À l'âge adulte, les causes de pertes connues sont principalement liées à des accidents de la route et à des tirs illégaux. Les facteurs de mortalité naturelle comme les maladies (cf. encadré 6.2) sont sous-estimés (cf. Schmidt-Posthaus et al. 2002), car les animaux morts sont moins souvent retrouvés que ceux qui périssent dans les accidents de la route, par exemple. Seule exception : les animaux atteints de la gale, qui se rendent souvent à proximité de zones habitées parce qu'ils sont affamés. Il va sans dire cependant que les causes de morts de lynx sont fréquemment liées à l'homme. Au moins 52,3 % des pertes connues en Suisse sont d'origine humaine et ce chiffre ne tient pas compte des juvéniles orphelins (16,4 % des pertes) et des causes inconnues (11,5 % des pertes), dont certaines ont également des causes anthropiques.

Il a été prouvé que 54 lynx avaient été abattus illégalement entre 1973 et 2020, dont 16 dans le Jura, 37 dans les Alpes et un dans le Nord-Est de la Suisse (cf. fig. 5.2.2). On peut supposer qu'il y en a en fait beaucoup plus puisqu'une infime partie seulement des animaux est retrouvée et que le nombre d'actions illégales de ce type non découvertes est élevé (cf. Ceza et al. 2001, Červeny et al. 2002, Heurich et al. 2018, Arlettaz et al. 2021). La majorité des cas de braconnage connus en Suisse ont lieu pendant l'automne (23 lynx ou 42,6 %) et l'hiver (16 lynx ou 29,6 %), les animaux étant généralement abattus par armes à feu. Il arrive aussi que les lynx ne succombent pas immédiatement à leurs blessures (cf. encadré 6.2) et qu'ils meurent de faim puisqu'ils ne peuvent plus chasser (cf. fig. 5.2.3). Plusieurs cas d'empoisonnement (cf. Ceza et al. 2001) et d'abattage illégal par pose de pièges à lacet (cf. Arlettaz et al. 2021) ont également été rapportés. Les lynx braconnés sont souvent d'âge moyen, dans une tranche d'âge à la mortalité naturelle plus faible que celle des juvéniles ou des individus âgés. Lorsque ce sont les femelles qui sont touchées, leurs petits peuvent ne pas survivre s'ils ne sont pas encore capables de se débrouiller seuls. Toute la population est alors particulièrement touchée.

Fig. 5.2.3. La femelle B280 qui avait des petits et qui à été tirée à l'automne 2013, car elle souffrait d'une fracture comminutive de l'épaule droite. Elle a été retrouvée près de Kerns (OW). N'étant plus en mesure de chasser. Elle était affamée et ne pesait plus qu'à peine 10 kg à sa mort. © Service des forêts et du paysage d'Obwald.

2001, parce qu'elle n'avait pas été traitée de manière concluante au conseil dans les deux ans. Le Plan Lynx élaboré par l'OFEFP et les cantons avec le concours d'autres acteurs (agriculture, protection de la nature et chasse) a été publié fin août 2000 (OFEFP 2000).

C'est sur cette base que l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a accordé aux cantons de Vaud et de Soleure, en septembre et décembre 2007, l'autorisation de prélever deux lynx chacun, qui devaient de préférence être capturés en vue d'une translocation et ne devaient être abattus que si aucun site approprié n'était disponible ou si l'animal ne convenait pas à ce type de réimplantation (cf. prise de position du Conseil fédéral en réponse à l'interpellation Moser [CN, ZH] « Conflit d'intérêt entre lynx et chasseurs » [09.3284]). Cette décision était justifiée par le fait que les populations de lynx y étaient trop élevées. Dans le Jura soleurois, l'accent a été mis sur les deux régions du district de Thal et de Roggen, où, entre 2000 et 2006, les populations de chevreuils représentaient encore de 41 à 59 % des populations de 1993–1999. Les critères à remplir pour déposer une demande étaient satisfaits, puisque la multiplication des activités de chasse ne pouvait pas en être la cause et que l'abroutissement forestier par les ongulés n'était pas problématique (cf. Struch 2017).Une femelle lynx (F66, ALMA) a donc été capturée et relâchée en avril 2008 dans le canton de Saint-Gall dans le cadre du projet de translocation du lynx dans le Nord-Est de la Suisse (cf. encadré 3.1 et chapitre 6 ; OFEV 2008a). Les autres prélèvements dans le canton de Soleure ont cependant ensuite été suspendus en raison de la pression médiatique et politique (cf. Bütler 2008). De son côté, le canton de Vaud n'avait ni publié ni donné suite à son autorisation pour des raisons internes (cf. prise de position du Conseil fédéral en réponse à l'interpellation Moser [CN, ZH] « Conflit d'intérêt entre lynx et chasseurs » [09.3284]).

Les discussions autour de la régulation des populations de lynx se sont toutefois poursuivies et ont alors notamment porté sur la notion de « dommages causés par la faune sauvage ». L'interprétation juridique de cette notion est en effet d'une importance capitale pour définir les possibilités de régulation d'espèces protégées (cf. OFEV 2008b). Les groupes d'intérêts de la chasse (ChasseSuisse) et de la protection de la nature (Pro Natura) ont fait réaliser des avis de droit sur ce point (cf. Müller 2008 et Biber-Klemm sans date dans Bütler 2008), qui ont donné lieu à des interprétations différentes de la notion de « dommages causés par la faune sauvage ». En résumé, l'avis de Pro Natura est parvenu à la conclusion que la régulation d'une population élevée de lynx n'était pas conforme à la législation fédérale en raison des pertes importantes pour l'économie cynégétique, tandis que l'avis de ChasseSuisse, adoptant une vision plus large de la notion de « dommages causés par la faune sauvage », a considéré les pertes régaliennes pour les économies piscicole et cynégétique comme un « dommage » au sens de la LChP pour les cantons (cf. réponse du Conseil fédéral à la question Caviezel [CN, GR] « Gestion et régulation des grands prédateurs » [08.1059]). En Suisse, le droit de chasse n'est pas lié à la propriété foncière et le gibier est un bien sans maître. Les cantons disposent du droit de jouissance de la faune sauvage (régale de chasse), qu'ils exercent soit en délivrant des patentes (régime de la chasse à patente), soit en affermant des territoires de chasse (régime de la chasse affermée) à des chasseurs. Le gibier ne devient alors la propriété du chasseur qu'après avoir été tué par tir légal (cf. Baumann et al. 2019). Si, par exemple, moins de patentes sont délivrées ou si les territoires de chasse gardée perdent de la valeur en raison d'une réduction des populations d'ongulés du fait du lynx, le canton perdra des revenus.

Les deux avis commandés par Pro Natura et ChasseSuisse ayant débouché sur des conclusions totalement différentes, l'OFEV a fait établir son propre avis la même année, qui a notamment fait apparaître une différence entre la loi fédérale sur la chasse (LChP ; RS 920.0) et l'ordonnance sur la chasse, le Plan Lynx étant compatible avec la loi sur la chasse (supérieure). Alors que la loi sur la chasse permettait une interprétation relativement large de la notion de dommages caus-és par la faune sauvage, l'ordonnance sur la chasse ne reconnaissait comme motif de régulation d'espèces protégées que les dommages causés aux forêts et aux cultures agricoles (cf. Bütler 2008). Le Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC) a donc lancé en décembre 2008 une révision de l'ordonnance sur la chasse, afin de répondre aux exigences en matière de protection et d'utilisation (cf. OFEV 2008b).

La nouvelle ordonnance sur la chasse est entrée en vigueur en 2012. Elle a été complétée par des dispositions sur les possibilités de régulation de populations d'espèces protégées lorsque celles-ci causent d'importants dommages aux animaux de rente ou des pertes sévères dans l'utilisation des régales de la chasse dans des sous-compartiments (art. 4 OChP, cf. fig. 5.1.3). Trois conditions doivent dès lors être remplies (cf. fig. 5.1.2) : 1. une augmentation de la population de lynx avec une diminution simultanée des populations de chevreuils et de chamois, 2. pas de dégâts excessifs causés par l'abroutissement des forêts, et 3. des pertes sévères dans l'utilisation de la régale de chasse, sans qu'il n'y ait de procédure uniforme pour déterminer ces pertes. Le Plan Lynx a également été adapté en conséquence (cf. OFEV 2016). Depuis cette date, aucune nouvelle demande de régulation des populations de lynx n'a été soumise, même si cette démarche a été envisagée à quelques reprises :Dans le canton d'Uri, une interpellation a été déposée en 2013 pour demander si le gouvernement était disposé à déposer et mettre en œuvre une demande de réduction des populations de lynx. Selon ses auteurs, les effectifs de chevreuils et de chamois avaient diminué dans une proportion allant jusqu'à 50 % (cf. Aschwanden 2013). Le Conseil d'État a répondu que compte tenu de la révision du Plan Lynx et de la comparaison entre les pertes dans l'utilisation des régales de la chasse et l'état de régénération des peuplements forestiers, il estimait souhaitable d'attendre la nouvelle version du Plan Lynx [qui a été publiée en 2016, cf. ci-dessus] avant d'envisager une demande de tirs de lynx et de la soumettre au besoin à la Confédération (cf. Conseil d'État du canton d'Uri 2013). Une initiative populaire cantonale « Zur Regulierung von Grossraubtieren im Kanton Uri » (Régulation des grands prédateurs dans le canton d'Uri) l'a cependant devancé (canton d'Uri 2019). Elle demandait que la Constitution du canton soit modifiée par l'ajout d'un paragraphe énonçant d'une part, que le canton devait adopter des dispositions pour la protection contre les grands prédateurs et la limitation et la régulation des populations, et d'autre part, que l'importation et le lâcher de grands prédateurs et le renforcement des populations de grands prédateurs devaient être interdits. L'ini-

tiative déposée en 2017 a été approuvée en 2019 par 70 % de la population du canton. Toutefois, sa mise en œuvre pourrait s'avérer difficile puisqu'elle n'est pas compatible avec le droit national et international, qui lui est supérieur.

En 2015, le Grand Conseil du canton de Vaud a adopté à une courte majorité (à 67 voix contre 64) une motion sur la régulation des populations de lynx. En plus du tir ou de la translocation, le texte proposait de contrôler les naissances en stérilisant les lynx (cf. La Liberté 2015). Cette mesure devrait toutefois elle aussi être difficile à mettre en œuvre, tant sur le plan juridique que pratique.

De 2017 à 2018, davantage de voix se sont à nouveau élevées dans le Nord-Ouest des Alpes pour demander une régulation du lynx, en particulier de la part des chasseurs des cantons de Berne et de Fribourg (cf. journal régional Berne-Fribourg-Valais de la SFR 2017, 2018, Jones 2017). La commission intercantonale compartiment IV (Ouest des Alpes) a alors évalué la situation dans le sous-compartiment IVa (Simme-Saane ; cantons de Berne, Fribourg et Vaud ; compartiments et sous-compartiments, cf. fig. 5.1.3 dans l'encadré 5.1), afin de déterminer l'évolution des populations de lynx et leur influence sur les animaux de rente, les ongulés et la régénération des peuplements forestiers, et a récapitulé ses conclusions dans un rapport détaillé (cf. commission intercantonale IV 2018). La question de savoir si des mesures pouvaient être prises pour réguler les populations de lynx a alors été examinée. La commission intercantonale a conclu que les critères justifiant des tirs de régulation n'étaient pas remplis. Si une diminution de l'exploitation cynégétique du chamois avait été observée, elle était due à un changement de méthode de chasse et à une baisse des quotas du tableau de chasse dans le canton de Fribourg, et la population de chamois était en légère augmentation. Pour ce qui est du déclin des populations de chevreuils, il n'était pas impossible qu'il soit dû en partie à la forte augmentation des effectifs de cerfs (cf. commission intercantonale IV 2018).

Compensation financière pour la présence de lynx dans un territoire de chasse gardée

Trois cantons disposant d'un régime de chasse affermée accordent une compensation financière aux sociétés de chasse en cas de présence de lynx si cette dernière est attestée par des preuves telles que des photos, des prédations évidentes ou des traces :

Le canton de Soleure a mis en place une combinaison de deux systèmes : les territoires de chasse gardée sont dédommagés en fonction de la présence effective de lynx, l'influence de ce dernier est évaluée dès le début de la période d'affermage (8 ans dans le canton de Soleure) et, si nécessaire, elle est intégrée dans le calcul, ce qui réduit encore le montant de l'affermage. Le versement aux territoires de chasse est lié aux résultats du monitoring du lynx, et la clé de répartition est calculée chaque année sur la base d'un modèle complexe (cf. Struch 2020) et publiée sur le site du canton (cf. Service des forêts, de la chasse et de la pêche du canton de Soleure 2020). Le financement est assuré par un mandat de prestations conclu avec l'association Revierjagd Solothurn (RJSO). La compensation est fixée à un maximum de 10 % du fermage total dans le canton et, pour chaque territoire de chasse gardée, à un maximum de 25 % du fermage minimal du territoire concerné. En 2020, une somme de 56 050 francs pouvait ainsi être distribuée aux territoires de chasse gardée (cf. Struch 2020). En contrepartie, le canton reçoit des données complètes sur la distribution et la présence du lynx de la part des sociétés ayant contracté l'affermage.

En 2009, le canton de Zurich a réévalué ses territoires de chasse gardée pour tenir compte de la présence du lynx : la détection de lynx dans un territoire de ce type entraîne, sur demande des chasseurs, une réduction du fermage de 30 % l'année suivante et à nouveau de 20 % l'année d'après. Par contre, s'il est prouvé que le lynx disparaît du territoire, le fermage augmente alors à nouveau dans les mêmes proportions jusqu'à atteindre le montant initialement fixé (cf. administration de la chasse et de la pêche du canton de Zurich 2009).

Les sociétés de chasse du canton de Saint-Gall reçoivent elles aussi des dédommagements pour leur aide dans le monitoring du lynx. Le montant dépend du nombre et du type de détections (photos, prédations, traces, observations directes), ces dernières devant en outre être confirmées par un garde-chasse. La compensation pour des détections de lynx et de loups s'élève à 20 % au maximum du fermage du territoire (cf. Brülisauer & Thiel 2014).

5.3 Positions des groupes d'intérêts et personnes concernées : avis d'hier et d'aujourd'hui sur le lynx

Les enquêtes nationales réalisées en Suisse sur les grands carnivores indiquent des taux d'acceptation très élevés pour le lynx, compris entre 74 et 84 %. Le retour et la présence du lynx sont considérés de manière plus positive que ceux du loup et de l'ours (cf. OFEFP 1999, Wild-Eck & Zimmermann 2001, Hunziker et al. 2012). Suite à la multiplication des conflits dans le Nord-Ouest des Alpes à la fin des années 1990 (cf. chapitres 5.1 et 5.2), des études sociologiques ont été mandatées en complément du projet « Lynx et moutons dans le nord-ouest des Alpes » et réalisées par l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL) de Birmensdorf dans le cadre du projet « L'acceptation sociale de l'expansion des prédateurs sauvages en Suisse ». Ces études devaient fournir des indications plus nuancées que les sondages d'opinion, qui n'étudient l'acceptation des grands prédateurs que sur la base d'une ou de quelques questions et ne permettent pas de connaître les raisons qui sous-tendent ces avis. Voici, en résumé, les résultats de l'étude du WSL (cf. Egli et al. 1998, Baur & Hunziker 2001, Egli et al. 2001, Hunziker et al. 2001) : en 1999, le taux d'acceptation en Suisse des trois espèces de grands carnivores était encore supérieur à celui qui prévalait quelques années auparavant, ce qui a été attribué aux mesures de sensibilisation du public et à une médiatisation accrue des carnivores. Il n'est pas impossible que les cas de braconnage qui avaient été dévoilés (cf. encadré 5.2) aient contribué pour une grande part à engendrer une vive réaction au sein du grand public (cf. Hunziker et al. 2001). Alors que l'enquête menée par Wild-Eck & Zimmermann (2001) en 1997 n'avait (encore) révélé aucune différence significative entre les zones urbaines et rurales en ce qui concerne l'acceptation des carnivores, dans l'intervalle, la situation avait changé (Hunziker et al. 2001) : il s'est avéré, en comparant une région rurale dans laquelle vivaient des lynx (le Simmental, Oberland bernois) avec une région urbaine qui en était exempte (la ville de Zurich), que les avis concernant le lynx et le loup étaient beaucoup plus négatifs dans le Simmental (plus de la moitié de la population était contre ou plutôt contre la présence de ces animaux en Suisse) qu'à Zurich (environ 10 % des personnes interrogées étaient contre ou plutôt contre la présence du lynx et environ 20 % contre ou plutôt contre celle du loup). Le facteur « urbanité » exerçait donc une influence significative, et il a été constaté que l'attitude générale vis-à-vis de la nature et des paysages (le fait d'être favorable ou non à une nature soustraite à toute influence [sauvage]) et le système général de valeurs personnelles jouaient un rôle important dans l'acceptation des grands prédateurs. Ainsi, une propension à adhérer à des valeurs traditionnelles était plus susceptible de susciter le scepticisme à l'égard de la présence de grands carnivores que des systèmes de valeurs modernes. Les paramètres sociodémographiques tels que l'âge et le niveau d'éducation jouaient un rôle moins important, les jeunes et les personnes ayant un niveau de formation supérieur étant légèrement plus favorables aux carnivores (des conclusions qui se recoupent avec celle de Wild-Eck & Zimmermann 2001).

Dans le Simmental, où des enquêtes qualitatives ont également été menées, le fait de se sentir plus ou moins personnellement concerné – même indirectement par solidarité –, le rapport des personnes interrogées à la nature (exploitation vs protection) ainsi que la communication entre les personnes ou groupes impliqués se sont révélés être les principaux facteurs influant sur l'acceptation du lynx (cf. fig. 5.3). Pour les chasseurs interrogés, les pertes financières (nombre d'animaux tués inférieur comparé au coût des patentes) dues à la présence du lynx, tout comme la charge émotionnelle, semblaient plus élevées que pour les détenteurs de moutons (cf. Egli et al. 1998, Egli et al. 2001), ces derniers jugeant également que la prédation d'un mouton par un lynx engendrait une charge émotionnelle plus forte que les pertes dues à d'autres causes (cf. Kvaalen 1998). Les chasseurs aussi bien que les détenteurs d'animaux de rente percevaient le lynx comme une menace pour la chasse et l'agriculture, et comme quelque chose qui leur était imposé de l'extérieur (« les Verts » et « ceux de Berne » ; cf. Egli et al. 2001, Kvaalen 1998). Ils avaient l'impression de ne pas être pris au sérieux, d'où une forte méfiance vis-à-vis des autorités, des chercheurs et des défenseurs de la nature. Dans l'autre camp, la situation était en partie identique, même si les partisans du lynx comprenaient généralement mieux les détenteurs de moutons que les chasseurs, qui étaient plutôt considérés avec méfiance (cf. Baur & Hunziker 2001). Grandchamp (2000) a souligné que les partisans du lynx n'avaient pas su reconnaître où se situait le principal conflit et dans les lettres des lecteurs, la disparition du gibier était mentionnée trois fois plus souvent par les opposants au lynx que la perte d'animaux de rente. Quant au camp des défenseurs du lynx, il s'est concentré uniquement sur les contre-arguments à la question des prédations d'animaux de rente. Les politiciens en ont profité pour se positionner au plan local, lorsqu'ils se sont engagés en faveur des chasseurs et des éleveurs et contre le lynx (cf. Egli et al. 2001, chapitre 5.2, encadré 5.3) – bien que le lynx n'ait jamais eu les mêmes répercussions médiatiques que le loup (cf. fondation KORA 2020).

Les inquiétudes face aux attaques sur des humains n'ont pas joué un rôle majeur dans l'acceptation du lynx (cf. Egli et al. 2001). En fait, le lynx n'est même pas mentionné dans deux études de synthèse sur les attaques de grands prédateurs sur des êtres humains (cf.Løe & Røskaft 2004, Penteriani et al. 2016). La peur du lynx exprimée par des Européens lors d'entretiens (en Pologne : Bath et al. 2008 et en Macédoine du Nord : Lescureux et al. 2011) était due à une crainte de l'inconnu et à une absence d'expérience avec ces animaux, car les lynx sont très rares dans ces régions. En Suisse aussi, les inquiétudes étaient encore plus fortes au début des réintroductions (cf. chapitre 8).

Hunziker et al. (2001) n'ont pas relevé d'influence significative des connaissances et de l'autoévaluation des informations connues sur le taux d'acceptation des grands carnivores. Les connaissances semblaient plutôt avoir un effet polarisant, en ne filtrant que les faits étayant les arguments propres et en renforçant ainsi les positions aux deux extrémités du spectre. En revanche, Egli et al. (2001) ont constaté qu'une meilleure connaissance du lynx influait positivement sur son acceptation – à condition toutefois que les informations soient fournies rapidement et qu'elles soient perçues comme venant d'une source digne de confiance. Après la réintroduction du lynx, que ce soit en Suisse ou ailleurs, la sensibilisation du public a commencé trop tard

Encadré 5.3 Sensibilisation du public : l'exemple du projet LUNO de translocation de lynx dans le Nord-Est de la Suisse

Le secret entourant les réintroductions dans les années 1970 a suscité la méfiance chez une partie de la population et a contribué à forger des avis défavorables au lynx (cf. chapitre 3, Egli et al. 2001, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). L'importance de la communication et de l'implication de la population dans ce type de processus est aujourd'hui reconnue. Elle a d'ailleurs été ancrée dans des textes officiels comme les Lignes directrices de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) sur les réintroductions et les autres transferts aux fins de la sauvegarde de l'UICN, qui accordent une grande importance à la faisabilité sociale des projets de réintroduction et à la diffusion d'informations qui leur sont liées (cf. UICN/SSC 2013). Ne pas prendre en compte les aspects sociaux peut nuire considérablement au succès de projets de réintroduction, voire les faire échouer (cf. Drouilly & O'Riain 2021).

C'est la raison pour laquelle le projet LUNO de translocation de lynx dans le Nord-Est de la Suisse a misé sur des actions de sensibilisation du public (cf. encadré 3.1) et défini un concept de communication global, qui posait au préalable les mesures et conditions concrètes en la matière (cf. Zahner et Partner AG et ARNAL AG 2001). Les autorités responsables (les cantons d'Appenzell Rhodes-Intérieures et Rhodes-Extérieures, de Saint-Gall, de Thurgovie et de Zurich, ainsi que l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage [OFEFP]) savaient que le projet susciterait un grand intérêt auprès du public (cf. fig. 5.3.1). La population et les groupes d'intérêts de l'agriculture, de la chasse, de la protection de la nature et de la sylviculture ont donc été informés dès le départ des activités et des nouveautés prévues par le biais de différents canaux.

Des instruments d'une portée suprarégionale tels que des communiqués de presse et un site web dédié ont été mis en œuvre et surtout, des mesures de communication régionales ont été prises, qui ont par exemple pris la forme de séances d'information publiques, de participations à des salons professionnels, d'événements dans des zoos, d'expositions dans des musées d'histoire naturelle et de la publication de dépliants. Ces actions avait pour but de fournir des informations générales sur le lynx, les corrélations écologiques ou l'avancée et les mesures prévues du projet LUNO. Les milieux concernés ont également régulièrement reçu par courriel des informations ciblées sur les lynx relâchés. Des rapports intermédiaires (cf. Breitenmoser et al. 2001, Buchli & Abderhalden 2002, Ryser et al. 2005, 2006 ; Robin & Ryser 2007 ; Ryser et al. 2009, 2012) et des articles dans des revues spécialisées (cf. Robin et al. 2004, Robin & Nigg 2005) ont aussi été publiés. Au cours des trois premières années du projet (de 2001 à 2003), plus de 2 500 réactions provenant des médias ont été enregistrées (cf. Robin 2003).

La coordination des actions de sensibilisation du public a d'abord été assurée par un organisme externe (cf. Meier 2001) avant d'être réalisée en interne par des membres du projet (cf. Robin 2002b). À partir de 2006, ce sont les responsables des services de la chasse des cantons participants qui ont assumé ces fonctions. Des membres du KORA ont également apporté leur contribution : ils ont tenu

Fig. 5.3.1. Le projet de translocation de lynx dans le Nord-Est de la Suisse a suscité un vif intérêt de la part du public. Public présent lors d'un lâcher de lynx en 2007 dans le canton de Thurgovie. © U. Breitenmoser

des conférences auprès de divers publics cibles, fourni des renseignements aux médias et ont aussi et surtout fait un travail de terrain en s'entretenant avec la population locale, les chasseurs et les agriculteurs.

Ces activités n'ont pas toujours été faciles à mener à bien compte tenu de la charge émotionnelle liée à la thématique, car même une communication proactive et transparente ne peut parfois empêcher les controverses et les polémiques lors d'actions de réintroduction – ce qui s'est initialement produit aussi dans le Nord-Est de la Suisse (cf. Büsser 2021). Les grands prédateurs sont également un sujet qui peut attirer l'attention politique, en particulier lorsque le public et les médias leur prêtent un vif intérêt (cf. fig. 5.3.1, pour le loup, cf. fondation KORA 2020). La translocation de lynx a ainsi été utilisée comme un enjeu électoral, par exemple en 2003 dans le canton de St-Gall (cf. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). En 2006, les débats nourris autour du projet LUNO au Parlement fédéral ont d'ailleurs été l'une des causes des coupes budgétaires drastiques imposées aux projets sur les grands prédateurs, qui ont entraîné une réduction considérable des mesures de sensibilisation. Il n'en reste pas moins que des actions de qualité de sensibilisation publique alliées à une implication des principaux acteurs contribuent à réduire ces controverses et que les efforts consentis en ce sens ne restent jamais lettre morte (cf. Linnell et al. 2009, Drouilly et O'Riain 2021). Dans le Nord-Est de la Suisse aussi, si la présence du lynx ne fait toujours pas l'unanimité, l'ambiance générale s'est nettement détendue (cf. Büsser 2021).

(cf. Egli et al. 2001), une erreur qui n'a pas été reproduite pour le projet LUNO (cf. l'exemple dans l'encadré 5.3). Les études du WSL ont permis de découvrir que la communication devait être améliorée et qu'il ne s'agissait pas seulement de transmettre des informations, mais aussi et surtout d'échanger pour promouvoir les contacts personnels, impliquer des acteurs locaux et contribuer ainsi à établir la confiance entre toutes les personnes impliquées.

Des échanges sur le lynx ont donc eu lieu, tant au plan national que régional, notamment entre les chasseurs et les représentants de la protection de la nature, qui ont été majoritairement jugés positifs (cf. Boutros & Baumgartner 2004, WWF Suisse, ChasseSuisse, Pro Natura et Fédération suisse d'élevage ovin 2012, von Arx 2013). Ces processus n'ont cependant pas duré et ont fini par s'interrompre et des fractures se sont à nouveau fait sentir lors des débats autour la révision de la loi sur la chasse en 2020. L'importance de la communication et de la collaboration avec les parties concernées et entre les groupes d'intérêts, ainsi que les avantages et les enjeux connexes, qui ont déjà été évoqués dans le contexte du loup (cf. chapitres 4 et 5 dans fondation KORA 2020), s'appliquent également aux controverses autour du lynx.

Du fait de la prédominance des débats sur le loup en Suisse, le lynx ne focalise cependant plus autant l'attention et aucune étude sociologique n'a été réalisée récemment. Reste la question de sa régulation, qui n'a toujours pas été réglée, que ce soit au plan régional ou national. Si la plupart des chasseurs acceptent aujourd'hui la présence du lynx (cf. p. ex. l'encadré 3.1), ils ajoutent généralement qu'« il y en a trop ». Les systèmes naturels sont dynamiques et les densités de lynx peuvent donc varier en fonction de la qualité de l'habitat et des proies qui y sont disponibles, deux facteurs qui évoluent avec le temps. Que veut donc dire « trop de lynx ? ». Egli et al. (1998) concluaient déjà qu'il est impossible de définir ce que l'on entend par limites raisonnables (cf. les limites d'expansion dans la fig. 5.3) et donc la limite d'acceptation sur la base des entretiens, ces limites devant, aujourd'hui comme demain, être constamment renégociées. Les choses ne sont cependant pas aussi simples, car, outre l'acceptation locale, d'autres aspects doivent également être pris en compte (cf. chapitres 6 et 7).

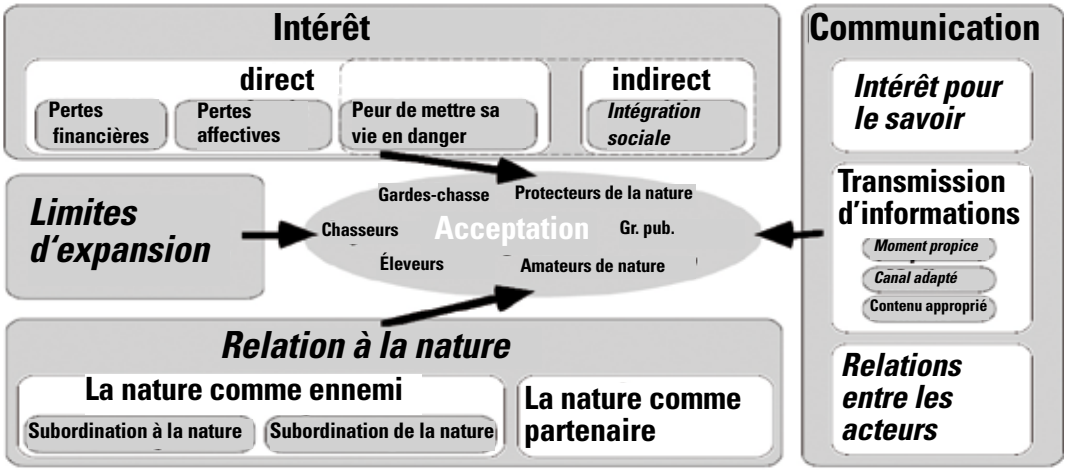


Fig. 5.3. Facteurs exerçant une influence sur l'acceptation du lynx (étude de cas Simmental). En italique : les principaux facteurs. Limites d'expansion = limite d'acceptation d'une densité de lynx (source : adapté de Egli et al. 1998).

6. Démographie et génétique

6.1 L'importance de la diversité génétique

Les espèces de félins sauvages, qui sont des apex prédateurs, ont besoin d'habitats étendus, vivent en solitaires et sont donc rares par nature (cf. chapitre 4). Il s'agit des fissipèdes les plus spécialisés, tant dans leur morphologie et de leurs organes sensoriels que dans leurs comportements – des conditions pour chasser de grosses proies.

Mais cette spécialisation a un prix : les félins sont sensibles aux modifications de leur environnement. Leur adaptation et leur évolution ne sont possibles qu'à condition que leur diversité génétique soit suffisante (cf. encadré 6.1), une caractéristique qui se mesure par le biais du nombre d'allèles différents dans l'ADN de l'espèce ou d'une population. La diversité génétique est indispensable à la survie des populations et des espèces. La faible diversité génétique d'une population offre une marge de manœuvre réduite pour s'adapter aux modifications de l'environnement. De telles populations sont donc exposées à un risque d'extinction plus élevé.

Parmi toutes les espèces menacées, 80 % font état d'une diversité génétique réduite (cf. Spielmann et al. 2004). Les petites populations et les populations isolées sont particulièrement à risque, puisqu'elles sont davantage exposées à la consanguinité et à la dérive génétique en raison du manque d'échanges avec des congénères d'autres populations. La consanguinité est souvent due à un goulet d'étranglement et à l'effet fondateur qui en découle (cf. encadré 6.1). Une réintroduction constitue également un goulet d'étranglement génétique puisqu'un certain nombre – généralement réduit – d'individus est prélevé de manière plus ou moins aléatoire dans une population. Si des individus sont prélevés à partir de la même source pour procéder à plusieurs réintroductions (dans le cas du lynx, dans les Carpates slovaques), les populations qui en résulteront seront différentes dès le départ. Comme les quelques animaux fondateurs sont porteurs d'allèles différents, les nouvelles populations vont rapidement se différencier génétiquement les unes des autres. La consanguinité émergente et la dérive génétique entraînent une nouvelle différenciation, mais aussi un appauvrissement génétique croissant (cf. encadré 6.1).

L'importance de la diversité génétique pour la conservation des espèces n'est reconnue que depuis quelques décennies (cf. Segelbacher & Holderegger 2016). Dans ce contexte, la Convention sur la diversité biologique (www.cbd.int) a également pour objectif d'assurer une protection complète de la diversité biologique, qui comprend donc non seulement la diversité des espèces mais aussi la diversité génétique au sein des espèces ainsi que la diversité des écosystèmes et leur fonctionnement. Les États signataires de la convention, dont la Suisse fait partie, se sont engagés à développer leurs propres stratégies nationales de biodiversité. En juillet 2009, le Conseil fédéral a donc chargé le Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC) d'élaborer une Stratégie Biodiversité Suisse (SBS), dont l'objectif est le suivant : « La biodiversité est riche et en mesure de réagir aux changements. La biodiversité et ses écosystèmes sont conservés à long terme. » (arrêté du Conseil fédéral du 1er juillet 2009). La SBS vise à garantir la survie des espèces indigènes dans leurs aires de distribution naturelles, à préserver la diversité génétique des espèces indigènes sauvages, domestiques et cultivées, à faire en sorte que les écosystèmes indigènes et leurs services écosystémiques restent fonctionnels et à contribuer à la conservation de la biodiversité dans le monde (cf. Confédération suisse 2012). Parmi les objectifs stratégiques de la SBS, certains s'appliquent également au lynx : « Améliorer la situation des espèces prioritaires au niveau national » et « Maintenir et développer la diversité génétique ».

Ils exigent toutefois qu'un autre objectif soit posé afin d'assurer une surveillance digne de ce nom. La SBS est donc mise en œuvre dans le cadre du plan d'action de la Stratégie Biodiversité Suisse (cf. OFEV 2017).

La diversité génétique est contrôlée au moyen d'un monitoring particulier prévoyant le suivi de l'évolution des différents paramètres génétiques. On utilise souvent pour ce faire des marqueurs génétiques neutres, appelés microsatellites.

Les deux paramètres les plus souvent observés sont 1) le nombre moyen d'allèles différents sur les loci étudiés, et 2) le taux d'hétérozygotie, une mesure du mélange du patrimoine génétique de la mère et du père (cf. encadré 6.1). Les deux paramètres doivent toujours être examinés conjointement (cf. Allendorf & Luikart 2007).

Le monitoring génétique – qui est également un objectif de la SBS – est particulièrement important pour les petites populations isolées, car leurs paramètres génétiques peuvent s'aggraver rapidement avant que leurs effets ne soient visibles, par exemple en cas de diminution de la taille de la population. Les populations réintroduites sont souvent de taille réduite et isolées et peuvent donc subir plusieurs goulets d'étranglement, comme ce fut le cas par exemple des colonies de bouquetins réintroduites dans les Alpes (cf. Biebach & Keller 2009). Alors que c'est surtout le nombre d'allèles qui diminue au cours du premier goulet d'étranglement en raison de l'effet fondateur, le taux d'hétérozygotie de la population baisse ensuite à chaque nouveau goulet d'étranglement, puisque la proportion d'accouplements d'animaux apparentés augmente.

Encadré 6.1 Glossaire génétique succinct

Allèles : formes possibles d'un même gène qui peut s'exprimer. Dans un organisme diploïde, l'information génétique est stockée dans une double hélice d'ADN, qui forme une copie du matériel génétique maternelle et une copie du matériel génétique paternelle, de sorte qu'il existe un allèle du père et un allèle de la mère pour chaque séquence du génome.

Hétérozygotie observée H_o : part d'individus hétérozygotes au sein d'une population dont la moyenne est calculée à partir des loci étudiés.

Taille de population efficace N_e : repose sur la reproduction réelle d'une population idéale avec répartition aléatoire des allèles. Le nombre total d'individus d'une population peut être trompeur, car tous ses membres ne se reproduisent pas et ne peuvent pas transmettre leurs allèles à la génération suivante. N_e ne représente toujours qu'une fraction de la population totale, souvent pas plus d'1/10 de tous les individus (cf. Frankham 1995).

Hétérozygotie attendue H_e : calcule la part attendue d'individus hétérozygotes dans une population, en supposant que les accouplements ont lieu de manière aléatoire entre tous les individus d'une population donnée. H_e est souvent utilisée pour décrire la diversité génétique.

Diversité génétique : degré de variété de tous les gènes au sein d'une espèce ou d'une population, également appelée variabilité génétique. Une grande diversité génétique offre une meilleure perspective d'adaptation (sélection naturelle) à une espèce ou une population lors de modifications de l'environnement.

Dérive génétique : modification aléatoire de la fréquence des allèles dans le pool génétique d'une population (cf. fig. 6.1.1). Dans les populations de taille réduite, ce processus entraîne la perte d'allèles et donc de diversité génétique lorsque des porteurs d'allèles rares ne se reproduisent pas (→ taille de population efficace).

Goulot (ou goulet) d'étranglement génétique : en cas de forte diminution soudaine d'une population, il y a une perte d'allèles et les fréquences des allèles restants changent considérablement (cf. fig. 6.1.1). Une telle situation peut se produire en cas de catastrophes et est également typique des cas de réintroductions, durant lesquelles seul un petit nombre d'individus est généralement prélevé au sein d'une large population (→ effet fondateur).

Effet fondateur : décrit la différence génétique d'une petite population isolée ou d'une population fondatrice (p. ex. en cas de réintroduction → goulot d'étranglement génétique) par rapport à la population d'origine. Cette différence découle de la diversité limitée des allèles des individus participant à sa création (cf. fig. 6.1.1).

Hétérozygote : les copies de la séquence (→ locus) (→ allèle), une du père et l'autre de la mère, sont différentes. La part de séquences hétérozygotes d'un individu indique son degré d'hétérozygotie (→ hétérozygotie attendue et observée).

Homozygote : les copies de la séquence du génome (→ locus) du père et de la mère sont identiques.

Consanguinité : accouplement de partenaires qui sont plus apparentés entre eux que dans un accouplement aléatoire. Lorsque les individus sont étroitement apparentés, ce type d'accouplement entraîne une augmentation de l'homozygotie. L'accouplement d'individus étroitement apparentés est évité naturellement par la biologie de l'espèce, mais il est nécessairement fréquent dans les petites populations, surtout après un → goulot d'étranglement génétique.

Dépression de consanguinité : diminution du succès reproducteur (p. ex. résistance aux maladies, fécondité, dégénérescence physique) d'individus consanguins.

Locus (loci au pluriel) : emplacement exact d'un gène sur un chromosome.

Microsatellite : courtes séquences d'ADN qui se répètent. Le nombre de répétitions variant d'un individu à un autre d'une même espèce, les microsatellites sont utilisés pour étudier les structures génétiques de populations.

Taille de la population recensée N_c : tous les individus se trouvant dans une région et qui y sont recensés.

Population : tous les individus formant un groupe vivant dans un même espace géographique et pouvant donc se reproduire.

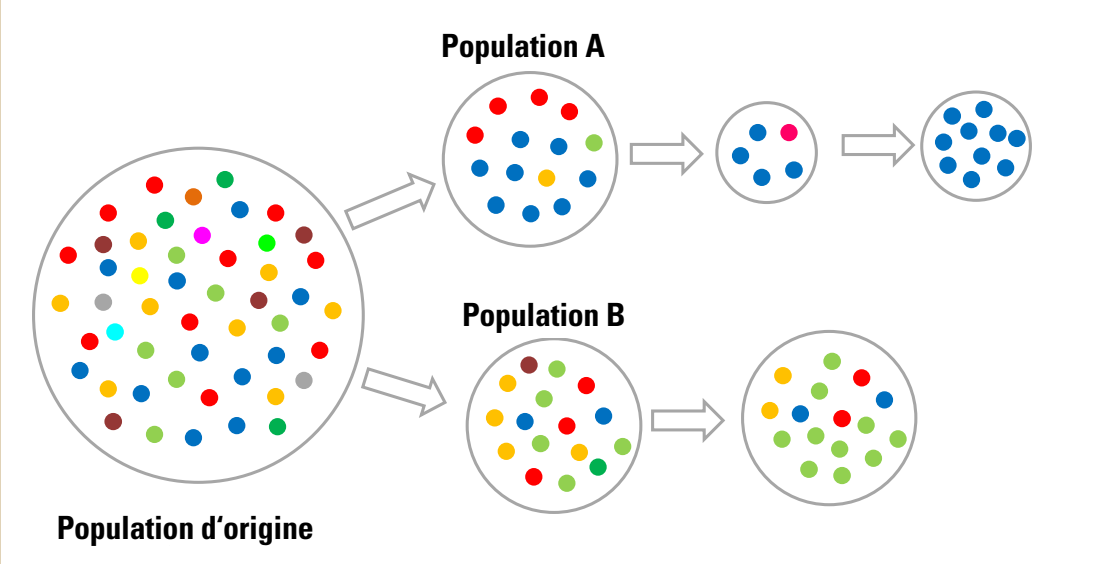


Fig. 6.1.1. Des individus sont prélevés dans une population d'origine importante à forte diversité afin de fonder deux nouvelles populations (A et B). Bien qu'elles aient la même origine, elles diffèrent de façon aléatoire en termes d'allèles sélectionnés (couleurs des points). La population A subit un deuxième goulet d'étranglement, ce qui réduit encore sa diversité génétique. Elle se rétablit en nombre, mais pas génétiquement. Dans la population B, les fréquences alléliques se modifient en raison de la dérive génétique (source : KORA).

6.2 Évolution des populations de lynx en Suisse

Le retour du lynx en Suisse a commencé avec les lâchers qui ont eu lieu au début des années 1970 (cf. chapitre 3). Les individus destinés aux réintroductions en Europe occidentale et centrale provenaient de ce qui était encore la Tchécoslovaquie. Certains de ces lynx étaient étroitement apparentés ; parmi les six animaux relâchés en Slovénie par exemple, il y avait un frère et une sœur et une mère et son fils (cf. Koubek & Červený 1996). En Suisse, les lâchers ont été réalisés en toute discrétion et les animaux n'ont fait l'objet d'aucun monitoring (cf. chapitre 3). On ne sait donc pas combien d'individus ont contribué à la formation de la population. On estime toutefois qu'il y en avait certainement six (au maximum entre 8 et 10) dans les Alpes et au moins quatre dans le Jura (là encore au maximum de 8 à 10). Pour la création ultérieure de la population relais dans le Nord-Est de la Suisse (cf. encadré 3.1), des individus du Nord-Ouest des Alpes et du Jura ont servi de donneurs. Sur les 12 lynx relâchés, sept ont contribué à la formation de la population du projet LUNO.

On sait aussi aujourd'hui qu'outre le nombre d'animaux relâchés – entre 20 et 30 individus qui se reproduisent sont recommandés (cf. Frankham 2009) –, d'autres facteurs génétiques influent sur le succès à long terme d'une réintroduction : la parenté et la diversité génétique des animaux fondateurs, la durée du goulot d'étranglement (mesurée en nombre de générations pendant lesquelles la population reste restreinte) et l'apparition d'autres goulots d'étranglement entraînant de fortes fluctuations de la population (cf. Keller et al. 2012, Frankham et al. 2017). En Suisse, le KORA réalise un suivi génétique du lynx depuis 2001. Depuis le début des années 1990, il collecte systématiquement des échantillons de tissus ou de sang sur des lynx morts ou capturés. Dans la seconde moitié des années 1990, des microsatellites ont été développés pour les chats domestiques, qui ont ensuite aussi été mis à disposition pour les espèces de félins sauvages et donc pour l'outil de suivi génétique du lynx en Suisse. Fin mai 2021, le KORA avait analysé, en utilisant 20 microsatellites, 561 échantillons au total provenant des trois populations de lynx suisses.

Nord-Ouest des Alpes

Dans les Alpes suisses, la population de lynx ne s'est développée que lentement après les lâchers en Suisse centrale. Elle est restée à un niveau très bas pendant les 20 premières années (cf. fig. 6.1) et ce n'est qu'au début des années 1990 qu'elle a augmenté de manière significative, pour atteindre un pic entre 1997 et 2000. C'est durant cette période qu'ont eu lieu de nombreuses attaques d'animaux de rente qui ont engendré des controverses (cf. chapitre 5.3, encadré 4.2). Des cas ostentatoires de braconnage et des interventions ciblées de gestion ont ensuite décimé la population (cf. fig. 6.1). Six animaux ont fait l'objet d'une translocation dans le Nord-Est de la Suisse et sept ont été abattus après plusieurs prédations d'animaux de rente. Onze cas de braconnage ont également été rapportés. Sans compter les pertes supplémentaires dues à des accidents de la route ou à d'autres types d'accidents et à des maladies. Cinq individus sont morts

de la gale, la gale du renard sévissant durant cette période. En quatre années seulement, la population a perdu au moins 54 individus, dont 24 juvéniles d'âge inférieur ou égal à un an. Avant ces événements, le KORA estimait que la population dans le Nord-Ouest des Alpes était comprise entre 55 et 59 lynx indépendants (cf. Breitenmoser- Würsten et al. 2001). Après cette forte réduction, la population a stagné, s'établissant à un niveau intermédiaire. Il a fallu attendre 2015 pour qu'elle se remette à augmenter (cf. Zimmermann et al. 2018).

Par rapport à la population d'origine vivant dans les Carpates slovaques, la population alpine présentait au début des années 1990 déjà une variabilité génétique considérablement réduite. La réintroduction et l'isolement qui s'en est suivi ont entraîné la perte de 46 % de ses allèles. La forte diminution de la population au début des années 2000 a causé en quelques années seulement un deuxième goulot d'étranglement, et l'hétérozygotie a elle aussi diminué depuis lors – malgré le rétablissement de la population. L'hétérozygotie attendue est encore aujourd'hui de 40 %, contre 59 % dans les Carpates slovaques. Si une population peut se remettre d'un goulot d'étranglement du point de vue démographique, tel n'est pas le cas en termes de génétique en l'absence de sang neuf (cf. Keller et al. 2012, Frankham et al. 2017).

Jura

Dès le départ, la diversité génétique était plus importante dans le Jura que dans les Alpes, car les animaux relâchés présentaient apparemment une plus grande variabilité que ceux des Alpes. À l'époque, la sélection des individus destinés à être relâchés était aléatoire et cet effet fondateur a eu des conséquences sur les deux populations. Le goulot d'étranglement lié à la réintroduction a causé une perte de 30 % des allèles par rapport à la population d'origine et l'hétérozygotie attendue atteint maintenant 55 %, contre 59 % dans la population d'origine des Carpates slovaques.

Nord-Est de la Suisse

La population de lynx dans le Nord-Est de la Suisse a rapidement cessé d'évoluer après le lâcher de neuf animaux entre 2001 et 2003. Face à cette situation défavorable, la décision a été prise de relâcher trois animaux supplémentaires en 2007/2008 : une femelle provenant du Nord-Ouest des Alpes et un couple du Jura (cf. encadré 3.1). Les deux femelles ont eu des petits en 2008, et à partir de 2011, leurs descendants se sont également reproduits.

Le premier monitoring par pièges photographiques a été réalisé pendant 60 jours au cours de l'hiver 2008/2009 dans une aire de référence comprenant 52 sites (cf. tableau 6.1). Il a permis d'établir que la femelle F66 (ALMA ; cf. chapitre 5.2) provenant du Jura et sa progéniture s'étaient bien reproduites. Fin 2016, outre la femelle F66, cinq de ses filles nées au cours de quatre années différentes et une petite-fille avaient eu des petits. Lors de la session de monitoring de l'hiver 2014/2015, il a été montré que deux tiers des lynx indépendants appartenaient à la famille de F66 (5 femelles sur 8, 3 mâles sur 4 et 2 individus de sexe inconnu sur 3), et un seulement à la famille de la

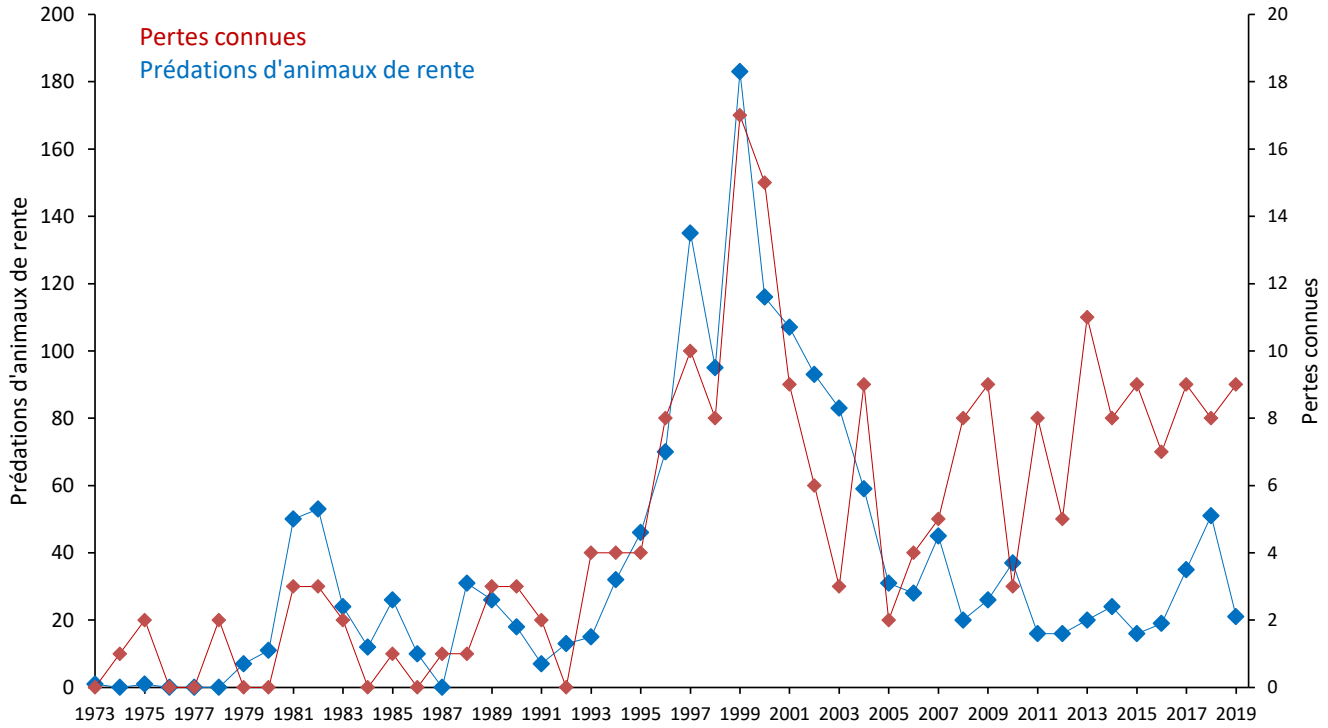


Fig. 6.1. Évolution de la population de lynx dans le Nord-Ouest des Alpes. Les seules données collectées depuis le début de la réintroduction sont celles qui concernent les pertes connues (en rouge) et les prédations d'animaux de rente qui ont été indemnisées (en bleu). La population est restée relativement faible pendant les 20 premières années, ce qui a été préjudiciable à la diversité génétique. Les pertes annuelles connues varient considérablement et la tendance de la population n'est observable que sur plusieurs années (source : KORA).

Tableau 6.1. Lynx indépendants détectés lors du monitoring déterministe par piégeage photographique dans le Nord-Est de la Suisse et nombre d'individus apparentés à F66 (ALMA) et F63 (NOIA ; sources : Ryser et al. 2009, Ryser et al. 2012, Zimmermann et al. 2015, Kunz et al. 2018).

Session	Nombre de lynx indépendants	Famille de F66 (en %)	Famille de F63 (en %)	Autre famille ou famille inconnue (en %)
2008/09	5	1 (20)	1 (20)	3 (60)
2011/12	8	5 (62)	1 (13)	2 (25)
2014/15	15	10 (67)	1 (7)	4 (26)
2017/18	17	8 (47)	2 (12)	7 (41)

femelle F63 relâchée provenant du Nord-Ouest des Alpes (NOIA ; cf. tableau 6.1). Près de la moitié des lynx observés lors de la session de 2017/2018 étaient encore apparentés à la femelle F66. Du fait de la forte représentation de la famille de F66 dans cette population de taille toujours réduite, la probabilité d'accouplements entre individus apparentés a augmenté.

La diversité génétique dans le Nord-Est de la Suisse est actuellement plus élevée (53 %) que dans le Nord-Ouest des Alpes, ce qui n'est pas étonnant dans cette « population mixte » fortement influencée par la population jurassienne. Il convient toutefois de continuer à suivre son évolution avec attention, car le nombre d'individus transloqués était peu élevé et qu'il y a prédominance d'une lignée. Là aussi, l'effet fondateur est important.

Échanges entre les populations de lynx suisses

Jusqu'au milieu des années 1990, les deux populations de lynx du Jura et du Nord-Ouest des Alpes étaient séparées par le Plateau et totalement isolées (cf. fig. 6.2). Comme les deux populations réintroduites ont évolué dans des directions différentes en raison de la dérive génétique, il est encore possible aujourd'hui de rattacher clairement les individus à l'une ou l'autre des populations. La dérive génétique entraîne une modification de la fréquence des allèles au sein du pool génétique d'une population et donc la perte d'allèles rares qui sont à l'origine de la variabilité génétique.

En mars 1995, le KORA a capturé le mâle M12 dans la Combe de la Verrière (Jura). Les analyses génétiques réalisées ont révélé qu'il s'agissait d'un individu provenant des Alpes, qui s'était également reproduit dans le Jura. Sa progéniture et celle d'une femelle du Jura sont présentés dans la figure 6.2 (carrés blancs). En 2009, une femelle d'origine alpine – une orpheline du Gürbetal – s'est échappée du Juraparc, au-dessus de Vallorbe. On sait qu'elle a eu des petits en 2010, 2011 et 2012.

La reproduction des deux lynx des Alpes a permis d'améliorer les paramètres génétiques de la population du Jura, ce qui montre que même la venue de quelques animaux dans une population isolée exerce un effet positif sur la diversité génétique. Un principe de base énonce que, selon l'ampleur de la perte de diversité génétique, entre un et cinq individus par génération devraient rejoindre une autre population (cf. Frankham et al. 2019).

Dans deux cas au moins, des déplacements de lynx en provenance du Jura vers les Alpes ou du Nord-Est de la Suisse vers la Suisse centrale ont également été génétiquement prouvés (cf. fig. 6.3). Les lynx mâles en particulier sont capables de couvrir de grandes distances lors de leur dispersion (cf. chapitre 4) et de surmonter des obstacles considérables. Toutefois, il ne suffit pas que quelques lynx franchissent le Plateau, il faut aussi qu'ils soient capables de contribuer à la diversité génétique de la population en se reproduisant, et tous n'y parviennent pas. Au bout de 20 ans, la population du Nord-Est de la Suisse reste donc encore largement isolée. Car bien que les lynx se déplacent dans toutes les directions, la venue d'individus d'autres populations reste encore très rare (cf. chapitre 7).

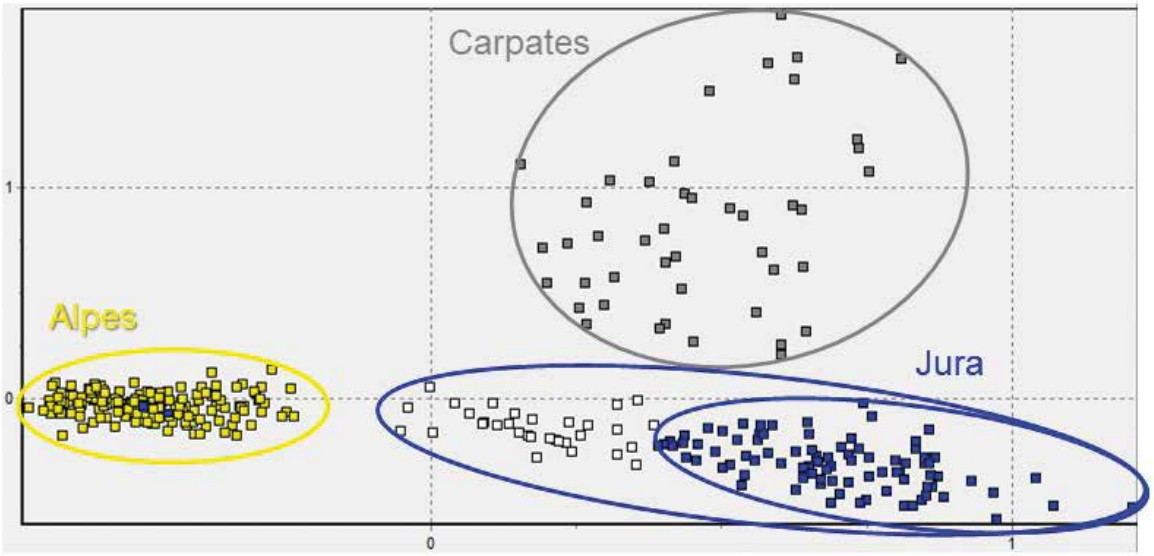


Fig. 6.2. Les populations des Alpes et du Jura sont désormais génétiquement différentes de celle des Carpates (en gris). La population alpine (en jaune) a dérivé davantage et sa diversité génétique est plus faible que celle du Jura (en bleu). Chaque carré représente un individu. Les ellipses regroupent les individus formant une population. Les carrés bleus au milieu de la population alpine représentent une femelle et un mâle qui sont allés dans le Jura et s'y sont accouplés avec des lynx jurassiens. Leur progéniture est représentée par des carrés blancs. Ces lynx ont élargi la base génétique de la population jurassienne, comme l'indique la grande ellipse bleue. Le graphique repose sur une analyse factorielle des correspondances des fréquences alléliques à partir des 20 microsatellites étudiés. Il s'agit d'une méthode statistique d'analyse des données permettant de regrouper des individus présentant une grande similitude génétique (source : KORA).

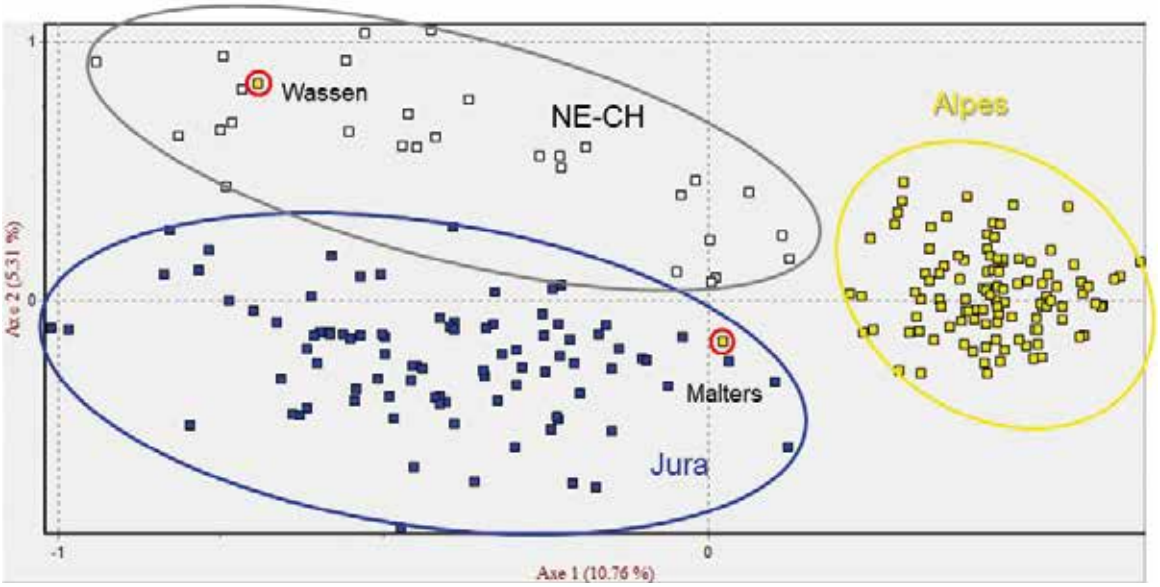


Fig. 6.3. Structure génétique des populations de lynx en Suisse. Contrairement à la fig. 6.2, seuls les animaux de Suisse dont l'année de naissance est comprise entre 2011 et 2020 sont représentés ici. Chaque carré représente un individu. Les ellipses regroupent les individus d'une même population : en jaune = Alpes, en bleu = Jura, en blanc = Nord-Est de la Suisse (NE-CH). Les immigrations à partir de l'une des autres populations sont encore rares en Suisse et les populations ont des génomes distincts. Un mâle écrasé près de Wassen provient du Nord-Est de la Suisse, et un juvénile capturé près de Malters a au moins un parent originaire du Jura. Les deux individus sont entourés d'un cercle rouge. Le graphique repose sur une analyse factorielle des correspondances des fréquences alléliques à partir des 20 microsatellites étudiés. Il s'agit d'une méthode statistique d'analyse des données permettant de regrouper des individus présentant une grande similitude génétique (source : KORA).

6.3 Évolution d'autres populations réintroduites en Europe occidentale et centrale

La population du massif dinarique est aussi ancienne que celles des Alpes et du Jura suisses. Malgré la taille très réduite de sa population fondatrice et la parenté étroite de certains des individus relâchés (cf. ci-dessus), la population s'est développée très rapidement au départ et n'a cessé de croître jusqu'au milieu des années 1990. Dès le début des années 1980, la population réintroduite dans ce qui était alors encore la Yougoslavie a cependant elle aussi été chassée. À partir du milieu des années 1990, le quota annuel de chasse ne pouvait plus être atteint en Slovénie, et la chasse y a été interdite à partir de 2004 (cf. Fležar et al. 2021). En Croatie, la situation a été similaire puisqu'après un fort dynamisme initial, la population a subi une baisse nette à partir de la fin des années 1990 et que la chasse a dû être stoppée dès 1998 (cf. Sindičić et al. 2016). Les analyses ont montré une faible variabilité génétique et une taille de population efficace en diminution rapide (cf. encadré 6.1), ainsi qu'une consanguinité croissante à partir du milieu des années 1990 (cf. Sindičič et al. 2013, Skrbinšek et al. 2019). La chasse intensive et les pertes supplémentaires ont là aussi, en plus de l'effet fondateur, entraîné un goulot d'étranglement secondaire, dont la population n'a pas pu se remettre du point de vue génétique, puisqu'elle restait isolée. En 2017, un projet LIFE de l'UE a été lancé, qui a pour objet de sauvegarder la population par un repeuplement en vue d'une restauration génétique. Les premiers animaux des Carpates roumaines ont été relâchés en 2019 (cf. Krofel et al. 2021).

Dans les années 1980, des populations ont été établies dans la forêt de Bohême-Bavière et dans les Vosges. Jamais autant d'individus n'avaient été relâchés que lors de ces deux réintroductions. Au départ, la population vivant à la frontière entre la République tchèque et l'Allemagne s'est bien développée et elle a augmenté jusqu'en 1997. Mais elle diminue nettement depuis 1999, un déclin qui est dû principalement aux tirs illégaux (cf. Wölfl et al. 2001), qui, aujourd'hui, encore, posent un réel problème. Heurich et al. (2018) ont estimé qu'entre 15 et 20 % de la population était braconnée chaque année et qu'il existait un risque réel qu'elle disparaisse à nouveau. Sur les 141 pertes documentées au fil des ans, 83 lynx ont été braconnés, 28 ont été victimes d'accidents de la route et 30 sont morts d'autres causes.

Dans les Vosges, la population bénéficiait de bonnes conditions de départ puisque 21 lynx y avaient été relâchés (cf. Breitenmoser et Breitenmoser-Würsten 2008). Mais la petite population n'a pas résisté à la forte mortalité anthropique persistante (braconnages, accidents de la route) et a fini par disparaître. Même le long monitoring par pièges photographiques réalisé entre 2012 et 2016 n'a pas permis de détecter un seul lynx (cf. Gimenez et al. 2019). Cela dit, le sud des Vosges étant connecté au Jura (cf. Zimmermann & Breitenmoser 2007), il arrive que des individus apparaissent dans les Vosges (cf. Hurstel & Laurent 2016) et on peut espérer que le massif sera recolonisé par le nord à partir de la forêt du Palatinat et par le sud via le Jura (cf. Idelberger et al. 2021).

En raison de leur évolution similaire et du goulot d'étranglement secondaire qu'elles ont traversé, les populations du Nord-Ouest des Alpes, du massif dinarique et de la forêt de Bohême-Bavière présentent des valeurs comparables en termes de paramètres génétiques (cf. fig. 6.4), et ce, bien qu'elles soient différentes : dans les Alpes dinariques, la reproduction a fortement chuté et la répartition n'est plus homogène. Il est possible que cette population subisse une dépression de consanguinité (cf. encadré 6.1), affectant la reproduction. Dans le Nord-Ouest des Alpes, la population a de nouveau augmenté après le deuxième goulot d'étranglement, et elle se répand. Mais on constate une multiplication des anomalies cardiaques (cf. encadré 6.2) qui a probablement des causes génétiques, mais dont on ne sait pas encore quelle incidence elle aura sur la

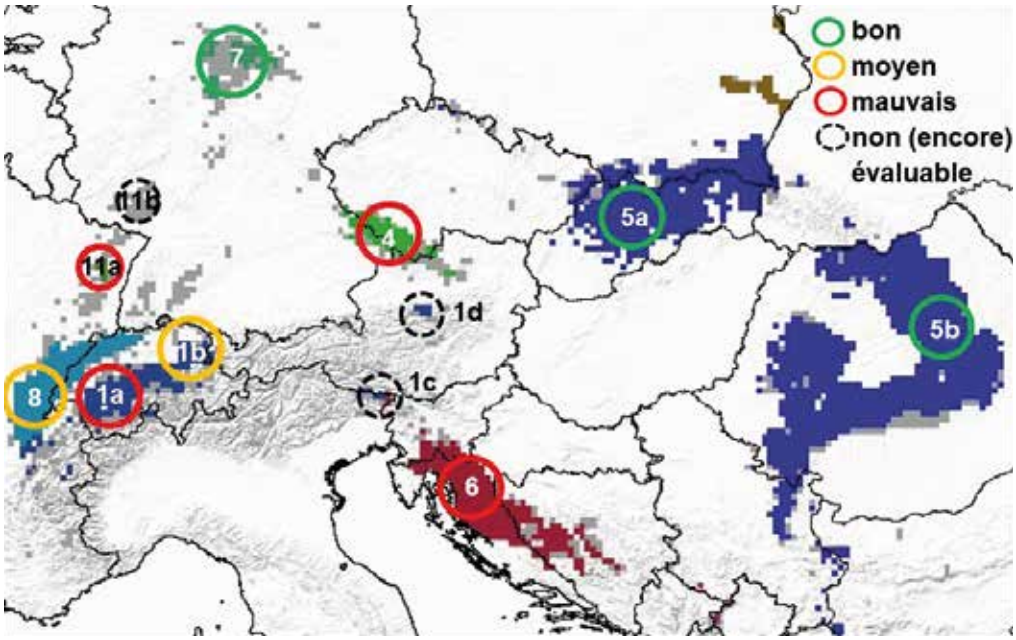


Fig. 6.4. Statut génétique de la population source des Carpates et des populations réintroduites. La numérotation des populations correspond à celle du tableau 3.2. Évaluation du statut génétique H_o (hétérozygotie observée ; cf. encadré 6.1) : bon : H_o>0,6 ; moyen : H_o: 0,5-0,6 ; mauvais : H_o<0,5 ; n.b.b. : non (encore) évaluable (source : KORA).

population. La population de la forêt de Bohême-Bavière a stagné depuis son fort déclin et ne présente aujourd'hui encore qu'une croissance très faible (cf. Wolfl et al. 2020).

Les effets de la perte de diversité génétique dépendent de l'information génétique qui est perdue ; tous les types de consanguinité n'ont pas les mêmes conséquences ou un impact aussi rapide. Il est donc essentiel de réaliser un suivi étroit non seulement du statut génétique mais aussi de la santé (cf. encadré 6.2) et de l'évolution de la population (cf. encadré 3.2), afin que les problèmes de consanguinité puissent être identifiés rapidement et que des mesures soient prises pour les résoudre.

Encadré 6.2 Un demi-siècle de suivi sanitaire du lynx en Suisse

Le tout premier lynx retrouvé mort en Suisse ayant fait l'objet d'examens anatomopathologiques était un jeune individu qui avait été écrasé dans le canton de Nidwald en novembre 1974 (cf. FIWI Berne, s.d.). D'après ses antécédents et son poids, il devait s'agir d'un orphelin provenant d'une portée de quatre.

Des lynx orphelins décharnés, vivants ou morts, sont encore trouvés aujourd'hui tous les ans en fin d'été ou à l'automne (cf. encadré 5.2). Lorsqu'ils sont malades, il est impossible de déterminer si leurs problèmes de santé sont la cause ou la conséquence de la séparation d'avec leur mère. Cependant, quand, à part un amaigrissement sévère, ils semblent en bonne santé, il est probable que leur mère ait péri, que ce soit suite à un traumatisme ou à cause d'un accident de la route ou d'un braconnage (cf. Borel et al. s.d.) Si la mère souffre d'une pathologie, ses petits seront eux aussi vraisemblablement malades. La gale par exemple, qui est très contagieuse, peut ainsi toucher l'intégralité d'une famille en peu de temps (cf. Ryser-Degiorgis 2001, Ryser-Degiorgis et al. 2002b).

Les examens anatomopathologiques réalisés en 1974 sur le juvénile représentaient un travail de pionnier en la matière et ont été le prélude au suivi sanitaire des lynx en Europe. Ce n'est toutefois que dans les années 1990 qu'un programme de suivi digne de ce nom a été lancé en Suisse. Le Centre de médecine pour poissons et animaux sauvages (FIWI) de l'Université de Berne assure aujourd'hui un suivi approfondi et unique en son genre de l'espèce, associant examens cliniques et anatomopathologiques (cf. Ryser-Degiorgis et al. 2021), avec le soutien de nombreuses institutions spécialisées dans divers domaines comme la radiologie, la bactériologie, la virologie, la parasitologie, la toxicologie et la pathologie clinique.

Fin mai 2021, près de 400 lynx retrouvés morts et plus de 150 individus en vie avaient été examinés par le FIWI (cf. Borel et al. s.d., FIWI Berne s.d., Ryser Degiorgis et al. s.d.). Ces examens ont permis d'obtenir de nombreuses informations sur la réceptivité à certaines maladies et sur les causes de mort de ce félin. Les examens d'imagerie réalisés de façon systématique ont également montré qu'en plus des lynx régulièrement découverts dont on sait qu'ils ont été abattus par des tirs illégaux, près d'un quart des lynx âgés de plus d'un an retrouvés morts entre 2000 et 2005 avaient des grenailles dans le corps provenant de tentatives de tir antérieures et ce, quelle que soit la cause de leur mort (cf. Ryser Degiorgis 2014). Les lynx sont également régulièrement l'objet d'empoisonnements par diverses substances (cf. Wolf 2019, Borel et al. s.d.). Les accidents de la route sont cependant la cause la plus fréquente de mort de lynx. C'est d'ailleurs à un accident de ce type qu'a succombé le juvénile retrouvé en 1974 (cf. Schmidt-Posthaus et al. 2002, Ryser-Degiorgis 2009, Ryser Degiorgis 2014). Reste que les individus découverts à proximité d'infrastructures humaines ont plus de chances d'être

Fig. 6.2.1. (A) La femelle RIKA souffrant de la gale (amaigrie et au pelage hirsute et clairsemé) a pu être capturée à proximité de sa proie pour être traitée contre cette parasitose mortelle. (B) Six mois plus tard, elle a été à nouveau photographiée et il s'est avéré qu'elle s'était complètement rétablie (bon état nutritionnel et beau pelage ; source : photos de pièges photographiques de Pierre Jordan, avec l'autorisation de reproduction de Ryser-Degiorgis, BMC Vet. Res. 2013, 9:223).

retrouvés que ceux qui sont malades et se cachent dans la forêt et qu'ainsi, le nombre réel de morts se produisant dans l'habitat naturel du lynx (et dues p. ex. à des maladies) est probablement élevé.

Dès les premières années de réalisation du suivi, un cas de parvovirose virale a été recensé (cf. Schmidt-Posthaus et al. 2002). Les premiers cas connus de gale chez le lynx suisse sont apparus en 1999 et ils étaient très certainement dus à l'épidémie qui sévissait dans la population de renards (cf. Schmidt-Posthaus et al. 2002, Ryser-Degiorgis et al. 2002b, Pisano et al. 2019). Une situation similaire s'est produite onze ans plus tard lorsque le premier cas de maladie de Carré a été attesté (cf. Origgi et al. 2012). Même si d'autres lynx sont morts de la gale (cf. fig. 6.2.1 ; Borel et al. s.d.), la situation était moins grave que pour le renard puisque les maladies infectieuses se propagent moins dans les populations de lynx du fait de leur mode de vie solitaire. Au fil des ans, de plus en plus d'agents infectieux ont été décelés, notamment ceux qui touchent les chats domestiques et d'autres félidés, comme les mycoplasmes hémotropes félins (cf. Willi et al. 2007) et le parasite sanguin Cytauxzoon sp. (cf. Ryser-Degiorgis et al. 2010), qui n'entraînent cependant pas l'apparition de symptômes chez le lynx eurasien. Des agents potentiellement pathogènes tels que les virus de la leucose féline et de l'immunodéficience féline ont été découverts dans le cadre des mesures de précaution qui ont été prises lors des translocations (cf. Ryser-Degiorgis et al. 2017, 2021 ; Marti et al. 2021). Toutefois, la progression des agents pathogènes détectés n'entraîne pas nécessairement une hausse de la prévalence des maladies dans les populations de lynx et ce, parce que d'une part, le suivi sanitaire de la faune sauvage ne montrant que la partie émergée de l'iceberg (cf. Schmidt-Posthaus et al. 2002, Ryser-Degiorgis 2013), toute croissance de la population de lynx accroît automatiquement le nombre d'observations d'individus touchés, et d'autre part, la probabilité de découvrir d'éventuels agents pathogènes augmente en cas de recherches ciblées et d'utilisation de nouvelles méthodes de laboratoire.

Fig. 6.2.2. Auscultation cardiaque d'un lynx anesthésié sur le terrain. Le cœur est ausculté des deux côtés du corps à l'aide d'un stéthoscope électronique avec fonction d'enregistrement. © FIWI Berne.

Fig. 6.2.3. Les prises de sang permettent d'analyser de très nombreux paramètres de santé. © A. Ryser

On constate toutefois une multiplication inquiétante des anomalies cardiaques. Des souffles au cœur sont documentés depuis 20 ans grâce au suivi vétérinaire réalisé lors des captures (cf. fig. 6.2.2, 6.2.3). En parallèle, l'examen de lynx retrouvés morts a montré la présence de lésions cardiaques microscopiques. Le lien entre ces observations est encore incertain, mais elles concernaient toutes deux des lynx morts d'insuffisance cardiaque (cf. fig. 6.2.4). En outre, la détection dans le sang de substances libérées par des cellules cardiaques endommagées (appelées biomarqueurs cardiaques) suggère la présence de cardiomyopathies chez des lynx présentant un souffle au cœur. Enfin et surtout, ces anomalies découvertes sur des lynx vivants ou morts ont en commun de toucher principalement la population des Alpes (cf. fig. 6.2.5). La comparaison de ces données avec le taux de parenté des individus concernés donne à penser que la fréquence élevée des anomalies pourrait être liée à la consanguinité (cf. chapitre 6 ; Ryser-Degiorgis et al. 2018, 2020).

Les données recueillies au fil des ans sur la santé du lynx constituent une base indispensable à l'élaboration de mesures de prévention en cas de projets de translocation. Les connaissances acquises du fait du suivi des animaux capturés ont également permis d'améliorer les cages pièges et les cages de transport pour tenir compte des aspects relatifs à la protection des animaux (cf. Ryser-Degiorgis et al. 2021). Globalement, les informations recueillies grâce à la collaboration pluridisciplinaire viennent confirmer l'utilité des examens vétérinaires menés dans le cadre des projets de conservation des espèces et la nécessité de poursuivre ce suivi sanitaire.

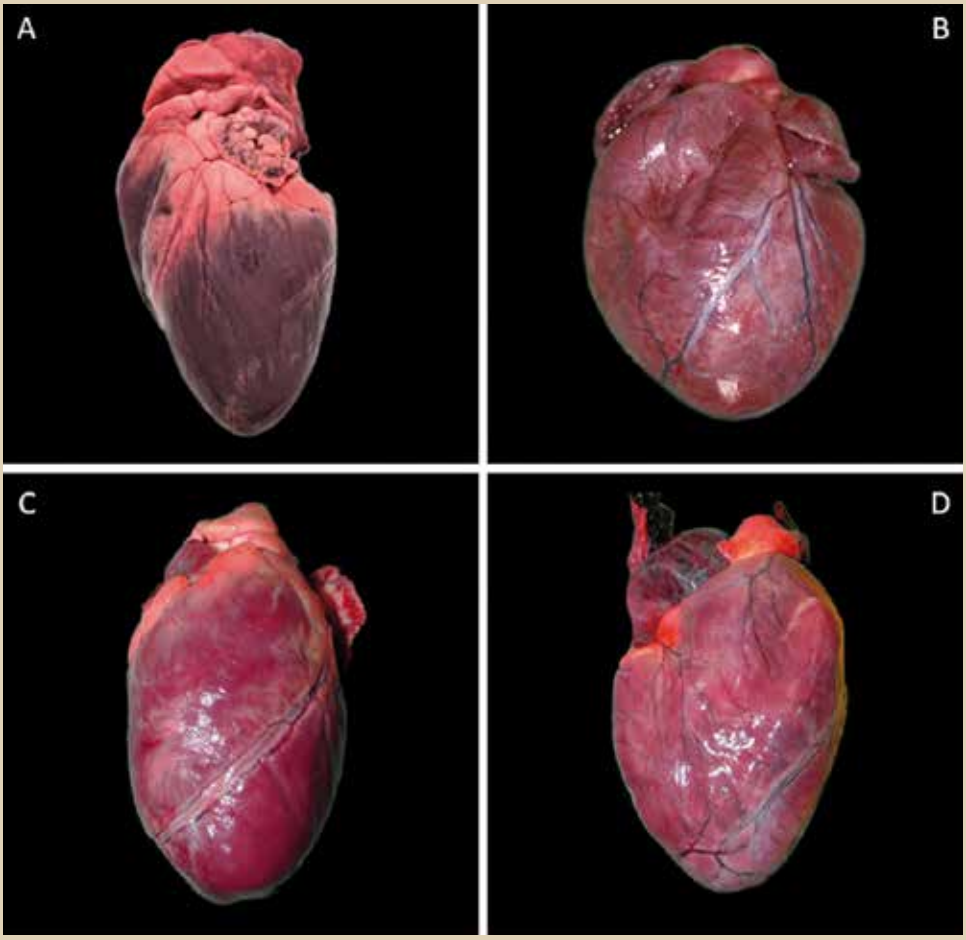


Fig. 6.2.4. (A) Cœur normal d'un lynx en bonne santé. (B)–(D) Cœurs malades (forme et rigidité tissulaire ; les différences de couleur sont des artéfacts) de lynx morts d'insuffisance cardiaque (source : images en coupe du FIWI, avec l'autorisation de reproduction de Ryser-Degiorgis et al. Frontiers Vet. Sci. 2020, 7:594962).

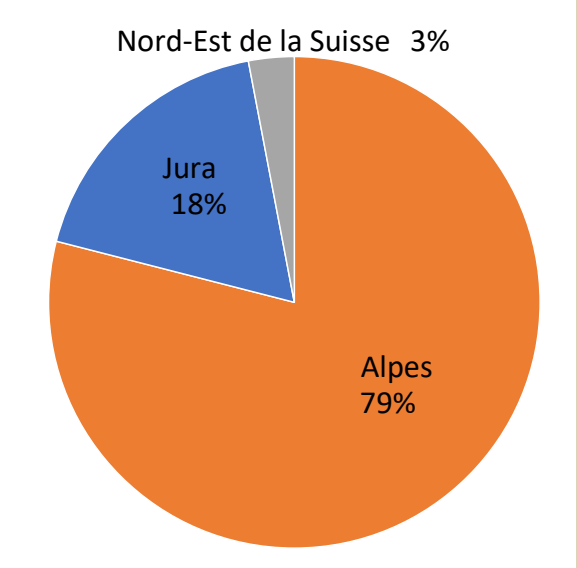


Fig. 6.2.5. Entre 2000 et 2021, 126 lynx vivants au total ont été examinés par des vétérinaires et un quart d'entre eux environ présentaient manifestement un souffle au cœur. Près de 80 % des individus provenaient de la population alpine, où ce sont les mâles adultes qui sont tout particulièrement touchés (source : FIWI).

7. Conservation à long terme du lynx dans les paysages à usages multiples

7.1 Le lynx dans les paysages à usages multiples d'Europe

Dans les années 1970, après l'apparition du premier lynx à Eriz, dans le canton de Berne, Gottlieb Zenger-Jaggi, de Habkern, a publié dans plusieurs magazines suisses, sous le titre « Bären und Wölfe fehlen noch !» (Il ne manque plus que les ours et les loups !), des lettres de lecteurs dans lesquelles il s'insurgeait contre les lâchers de lynx, mais aussi contre « certains de ces messieurs » – biologistes de la faune sauvage, directeurs des services forestiers, services de la chasse et protecteurs de la nature –, qui prônaient cet anachronisme qu'était le retour des grands prédateurs. De vifs débats ont eu lieu à l'époque sur l'utilité et la faisabilité de la réintroduction du lynx, mais personne – pas même « ces messieurs » – n'aurait imaginé il y a 50 ans qu'un ours réapparaîtrait effectivement un jour à Eriz et que des meutes de loups s'établiraient même dans des pays comme le Danemark ou les Pays-Bas.

Les raisons de la recrudescence des différents grands prédateurs sont similaires : protection juridique, rétablissement des forêts, augmentation des populations d'ongulés sauvages et, pour le lynx et l'ours, réintroductions actives dans certains pays européens. Mais la dynamique de l'expansion des trois espèces diffère énormément du fait même de leur biologie. Les loups sont les plus adaptatifs : ils se déplacent vite et loin, ne se laissent guère arrêter par des obstacles ou des habitats défavorables et sont capables de créer une meute partout là où un mâle et une femelle se rencontrent. En Suisse, la première meute s'est formée dans la région du Calanda, bien loin de ses congénères (cf. fondation KORA 2020). Les ours ont un système social différent : les femelles investissent l'habitat favorable, où elles élèvent seules leurs petits, et évitent tous les mâles en raison du risque d'infanticide. Les mâles dominants s'efforcent de tenir les autres mâles à distance des femelles et les mâles subadultes dominés se déplacent sur de longues distances. La région dans laquelle se trouvent les femelles reproductrices de la petite population d'ours des Alpes italiennes est entourée d'une zone trente fois plus vaste, où ne vivent que de jeunes mâles (cf. Groff et al. 2021). Ces mâles, qui parcourent aussi régulièrement les Alpes septentrionales, peuvent donc arriver jusqu'à Eriz (Berner Zeit-ung 2017). Mais il faudra encore des décennies avant que la population d'ours comprenant des femelles reproductrices ne s'étende dans les Alpes suisses. Des trois espèces considérées, le lynx est le plus conservateur : chaque lynx chassant seul, la population ne fonctionne que grâce à une structure spatiale très particulière dans laquelle les individus maintiennent la cohésion du groupe par une communication olfactive (cf. chapitre 4.1).

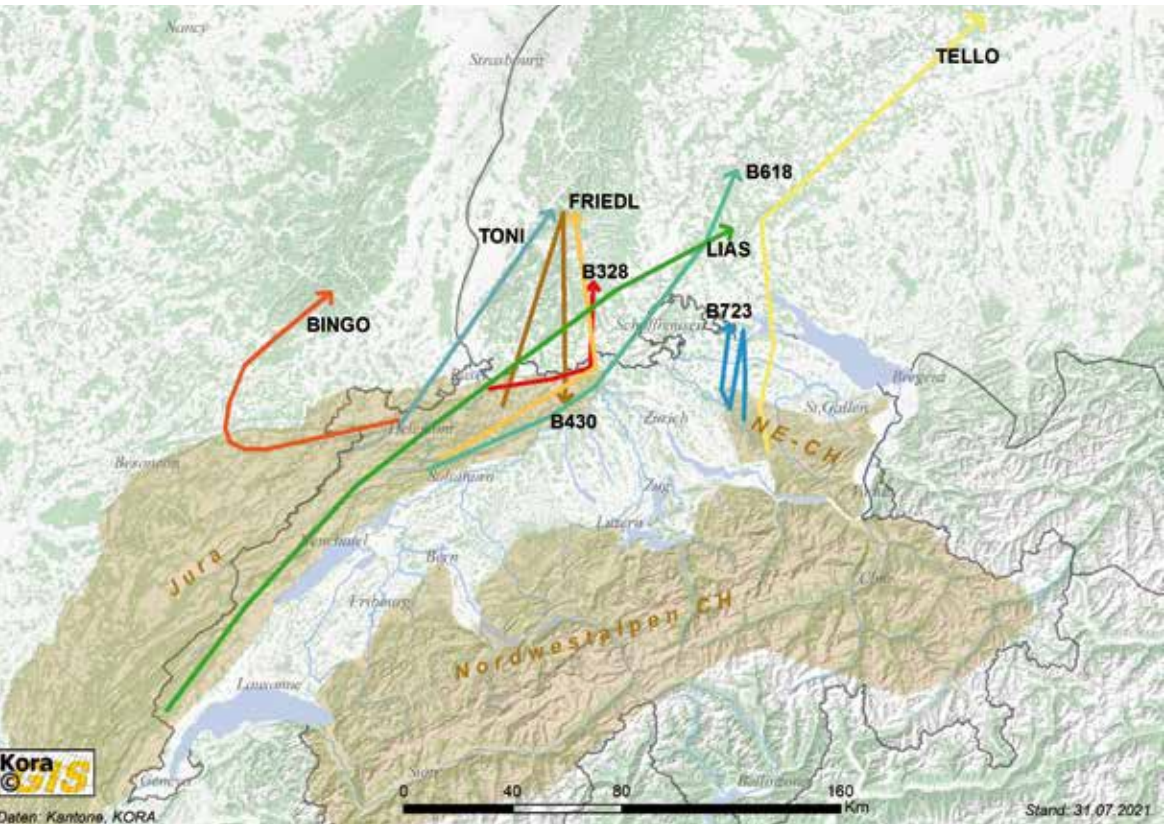


Fig. 7.1. Déplacements de lynx du Jura et du Nord-Est de la Suisse vers la Forêt-Noire, le Jura souabe et les Vosges. Les lynx ont été identifiés grâce à la collaboration en matière de monitoring par pièges photographiques entre l'Institut de recherche et d'expérimentation forestière du Bade-Wurtemberg, l'Office français de la biodiversité (OFB) et la fondation KORA (source : KORA).

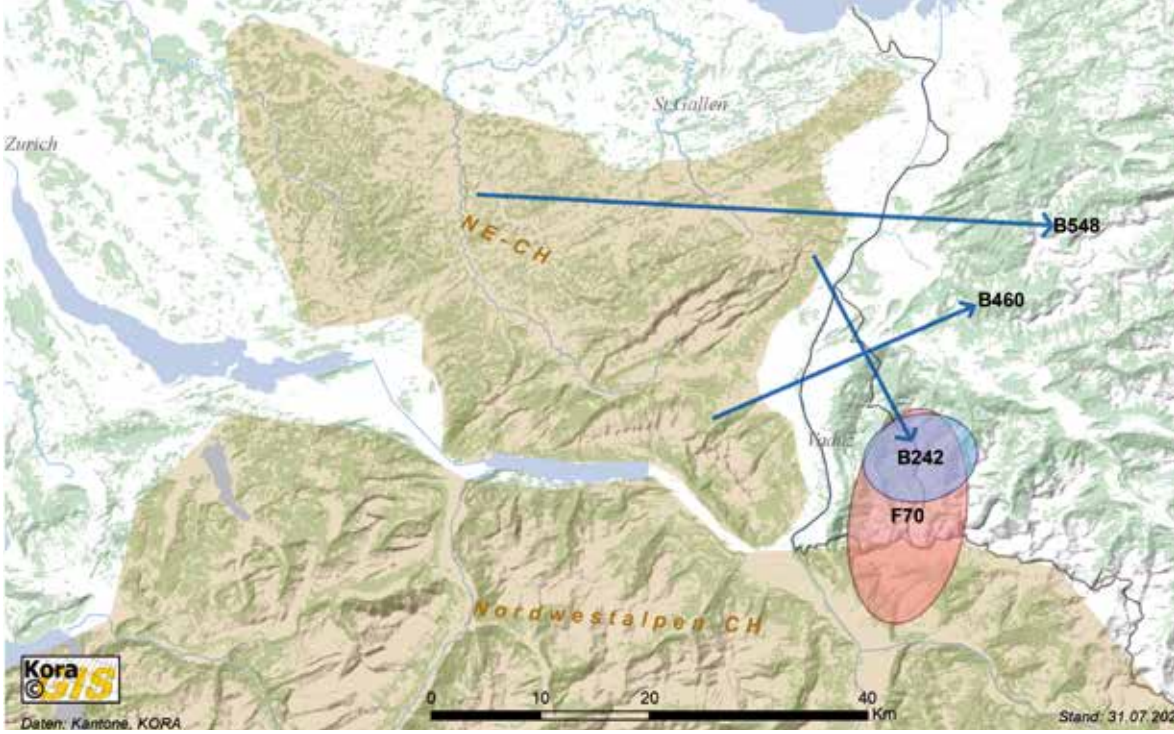


Fig. 7.2. Déplacements de lynx du Nord-Est de la Suisse vers la Principauté de Liechtenstein et le Vorarlberg. À l'exception de la femelle F70 (HEIA), tous les lynx qui ont traversé la vallée du Rhin par la voie ferrée, l'autoroute et le Rhin étaient des mâles (source : adapté de Bonn Lynx Expert Group 2021).

Même les lynx solitaires ne survivent qu'en tant que population et non en tant qu'individus. Comme les territoires des lynx sont vastes (cf. chapitre 4.1), pour être viable, une population a également besoin d'un espace très étendu. Nos forêts, qui sont le principal habitat du lynx, sont dans un bien meilleur état aujourd'hui qu'il y a 100 ans (cf. chapitre 3.1), mais dans le même temps, la fragmentation du paysage (son morcellement) a fortement augmenté. Le réseau urbain se densifie et les infrastructures routières et les zones commerciales qui les accompagnent fragmentent de plus en plus l'habitat des animaux sauvages. Physiquement, le lynx peut aisément surmonter de tels obstacles. Les mâles le font d'ailleurs régulièrement – au contraire des femelles. Plusieurs lynx mâles du Jura ou du Nord-Est de la Suisse ont ainsi migré vers la Forêt-Noire et le Jura souabe du Bade-Wurtemberg (cf. Herdtfelder et al. 2021 ; fig. 7.1). Ils ont parcouru des distances considérables – près de 300 km pour le mâle B600 – et traversé le Rhin quelque part entre le lac de Constance et Bâle. Même la crête principale des Alpes ne les a pas arrêtés. Le mâle B132, né en 2006 dans le Nord-Est de la Suisse, a rejoint en 2007/2008 la province de Trente, en Italie, en passant par le Parc national suisse (cf. Haller 2009). Il y vit seul depuis lors, loin de tous ses congénères (cf. Groff et al. 2021).

Cependant, ce n'est pas parce que certains individus colonisent de nouveaux territoires que la population s'étend. Une structure spatiale typique de l'espèce (cf. chapitre 4.1) avec des voisins durablement établis est une condition essentielle à la reproduction du lynx. Une population de lynx continue donc de se développer en marge de la zone colonisée en permanence. Les obstacles tels que les grandes rivières, les vallées fortement urbanisées ou les crêtes de montagnes au-dessus de la limite des arbres ne sont surmontés par la population qu'à condition que les individus vivant des deux côtés puissent rester régulièrement en contact les uns avec les autres. L'arrivée spontanée de lynx bien avant le « front de population », comme dans le cas du loup, n'a été décrite qu'une seule fois en Europe continentale, et ce dans le nord de la Hesse, où une petite population de six individus s'était établie à 60 km au sud de la population du Harz. Elle n'a cependant probablement pas survécu puisque les deux seules femelles sont mortes de la gale (cf. Port et al. 2020).

En pratique, le lynx a besoin d'une aide au départ pour établir de nouvelles populations dans nos contrées. Depuis 2012, des mâles de la population du Nord-Est de la Suisse ont migré à plusieurs reprises à la fois vers l'ouest (p. ex. jusqu'à la vallée de la Reuss dans le canton d'Uri) et au-delà du Rhin vers l'est et la Principauté de Liechtenstein et le Vorarlberg (cf. fig. 7.2). Cependant, cette progression vers l'est n'aurait pas entraîné une expansion de la population s'il n'y avait pas eu la femelle F70 (HEIA). Elle a été recueillie comme jeune orpheline à Maienfeld en 2011 et a passé l'hiver sous la sauvegarde de l'homme, avant d'être relâchée dans la même région en mai 2012. La femelle F70 avait probablement déjà eu des petits quelque part à l'est du Rhin dès 2015, mais des preuves fiables de sa reproduction n'ont été découvertes qu'en 2017 (cf. fondation KORA 2018). Depuis lors, HEIA a élevé plusieurs fois des petits, apportant ainsi une contribution significative à la formation du cœur de la population de lynx sur la rive droite du Rhin.

L'expansion de populations peut être facilitée par la création de populations-relais (cf. Molinari et al. 2021), qui sont de petites réintroductions de quelques individus seulement qui ne seraient pas suffisantes en tant que projets pour établir une population autonome, mais qui peuvent aider à élargir une population dans une certaine direction et à relier des populations isolées. Les réintroductions comme celle du projet LUNO (cf. encadré 3.1) ont également rempli cette fonction, tout comme la translocation de lynx dans les Kalkalpen (Autriche) ou le Tarvisiano (Italie) (cf. Molinari et al. 2021). Ces trois projets ont pour but de contribuer à relier les populations de lynx dans l'arc alpin ; d'autres sont en cours ou prévus, qui peuvent également servir de lien entre les chaînes européennes de moyenne montagne. Étant donné que seuls quelques individus sont généralement relâchés lors des translocations de populations-relais, ces populations sont très vulnérables, et la perte d'un ou deux individus peut compromettre leur survie. Il est donc important d'assurer un bon suivi démographique et génétique des lynx et d'adopter une approche adaptative, en transférant par exemple d'autres individus au besoin.

7.2 Conservation à long terme du lynx en Europe : perspectives

Les 50 dernières années ont montré que le lynx pouvait vivre dans les paysages à usages multiples typiques de notre époque. Ces animaux discrets s'accommodent en fait beaucoup mieux de la proximité de l'homme et des « perturbations » qu'il engendre que ce que l'on pensait au départ. Si le lynx n'a pas besoin d'une nature sauvage et intacte, il lui faut cependant des habitats interconnectés, qui lui permettent de former des populations suffisamment importantes pour être et rester viables à long terme autant du point de vue démographique que génétique. Cette exigence représente un véritable défi dans cette « anthroposphère » morcelée qu'est l'Europe occidentale et centrale. Bien qu'il soit généralement admis aujourd'hui que la préservation de la biodiversité nécessite de l'espace et que l'on tente, par des concepts de zones protégées comme le réseau Natura 2000 de l'Union européenne ou le réseau Émeraude du Conseil de l'Europe, de conférer à la nature l'espace dont elle a besoin, un problème subsiste : celui de l'interconnexion. Le risque latent que constitue la fragmentation de l'habitat touche tous les animaux et toutes les plantes qui ne peuvent pas se propager et échanger par voie aérienne ; et si le lynx n'est pas un cas isolé, il en est un parfait exemple.

En juin 2019, des experts se sont retrouvés à Bonn pour une conférence sur la conservation du lynx en Europe occidentale et centrale. L'inquiétude croissante pour l'état des populations existantes, mais aussi l'intérêt accru pour de nouvelles réintroductions avaient rendu nécessaires des échanges et une coordination en Europe continentale. Les spécialistes se sont penchés sur la situation des populations autochtones et réintroduites et sur des solutions possibles, ce qui a débouché sur une série de recommandations (cf. encadré 7.1). Ces recommandations ont ensuite été discutées et adoptées par le Comité permanent de la Convention de Berne du Conseil de l'Europe (recommandation n° 204 [2019]) du Comité permanent, adoptée le 6 décembre 2019, https://rm.coe.int/2019-rec-204e-lynx/1680993e0b).

Ces recommandations comportent deux volets, qui portent sur des thèmes d'actualité : elles proposent d'une part des protocoles et des standardisations concernant le monitoring, le suivi génétique ou vétérinaire des populations ou l'origine appropriée des lynx (quels animaux pourraient être transférés d'où et vers où et dans quelles conditions l'élevage de lynx est acceptable), mais aussi concernant les captures, la quarantaine et le transport de lynx – des points qui doivent être réglementés en vue de la collaboration internationale. D'autre part, le conférence propose un concept spatial pour la conservation du lynx en Europe continentale.

À l'exception du lynx pardelle *Lynx pardinus* qui ne se trouve que dans la péninsule Ibérique, trois sous-espèces de lynx eurasiens vivent actuellement en Europe : le lynx nordique *Lynx Lynx lynx*, en Scandinavie et dans le Nord-Est de l'Europe, le lynx des Carpates *Lynx l. carpathicus* dans les montagnes dont il tire son nom, et le lynx des Balkans *Lynx l. balcanicus*, qui est fortement menacé, dans le Sud-Ouest des Balkans. On ignore encore aujourd'hui quelle espèce de lynx vivait auparavant dans les pays d'Europe occidentale et centrale où elle s'est éteinte. Par contre, il est important de déterminer quelle est la meilleure population d'origine pour les réintroductions. La conservation des espèces tente aujourd'hui de préserver des « unités d'importance sur le plan évolutionnaire » (dans le cas du lynx, elles correspondent aux sous-espèces) présentant une diversité génétique maximale. Il y a cinquante ans, on ne s'est pas posé ce genre de questions lors des premières réintroductions. Les lynx destinés aux lâchers, que ce soit en Suisse ou ailleurs, provenaient des Carpates slovaques (cf. chapitre 3), l'aire de répartition la plus proche géographiquement. Lors d'un séminaire sur la génétique organisé à Gessenay en 2010 avec le soutien du Fonds national suisse, les experts participants ont recommandé de conserver les Carpates comme source pour les réintroductions en Europe occidentale et centrale, mais d'améliorer la structure génétique des populations réintroduites.

Encadré 7.1. Recommandations pour la conservation du lynx en Europe centrale et occidentale

Les recommandations qui suivent ont été élaborées par le groupe d'experts « Bonn Lynx Expert Group » (2021) et ratifiées par le Comité permanent de la Convention de Berne du Conseil de l'Europe. Elles ont pour objet de faciliter la coordination de la collaboration technique et stratégique en matière de conservation du lynx en Europe continentale. Les recommandations comportent neuf points :

1. Intensification de la conservation des populations indigènes menacées comme celles du lynx des Balkans

2. Suivi et amélioration de la diversité génétique des populations réintroduites afin d'écarter toute menace de dépression de consanguinité

3. Monitoring conjoint et gestion des populations transfrontalières et élaboration des stratégies de conservation correspondantes

4. Amélioration des interconnexions entre les différentes sous-populations et mise en œuvre des mesures requises pour y parvenir, comme le rétablissement de corridors, la création de passages à faune, l'atténuation de la mortalité imputable à l'homme (accidents de la route), l'amélioration de l'habitat et, si nécessaire, la réalisation de transferts

5. Mise en place d'un suivi génétique de toutes les populations de lynx en Europe permettant une évaluation de la diversité génétique, de la consanguinité, de la taille effective des populations et du flux génétique (échanges entre les populations)

6. Création d'un groupe de travail sur la génétique, chargé de préparer les protocoles d'évaluation et, le cas échéant, d'échanges entre individus pour faciliter la gestion assistée des métapopulations (cf. ce présent document)

7. Recours, en cas de réintroductions ou de renforcements d'effectifs, à des individus adaptés (génétique, santé, comportement) provenant de populations sauvages ou de populations d'élevage[1] en tenant compte des lignes directrices pertinentes de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature)

8. Élaboration, avec la participation des organes d'experts correspondants, de protocoles contraignants (1) pour l'élevage, la détention, la formation et l'évaluation de lynx destinés à être relâchés et (2) pour la réhabilitation de lynx orphelins détenus temporairement en enclos

9. Création d'un groupe de travail chargé de rédiger des protocoles et recommandations techniquement corrects pour (1) la capture, l'examen et le transport de lynx, (2) la conservation et la gestion pratiques du lynx et (3) l'organisation de discussions sur la thématique dans un contexte plus large et avec d'autres milieux concernés

[1] La Pologne et l'Allemagne ont utilisé des lynx provenant de zoos pour des réintroductions. Cette procédure est possible mais elle suppose que l'on tienne compte de protocoles stricts en matière de génétique, d'élevage et de préparation des lynx.

La conférence de Bonn a été l'occasion d'affiner le concept spatial de gestion du lynx en Europe continentale (cf. fig. 7.3) : les populations autochtones d'Europe continentale doivent être préservées, mais une zone d'expansion possible doit être attribuée à chaque sous-espèce. Dans le Sud des Balkans, le lynx des Balkans, gravement menacé d'extinction et qui ne se trouve plus actuellement qu'en Albanie et dans le Nord de la Macédoine, doit être sauvegardé. Les populations de lynx nordiques issues de la population de la Baltique doivent pouvoir se rétablir dans les plaines du Nord de l'Europe continentale. La vaste zone des chaînes de moyennes montagnes d'Europe occidentale et centrale, des Ardennes aux Beskides, mais aussi les Alpes et le Nord du massif dinarique, pourraient constituer un habitat pour le lynx des Carpates. Contrairement au lynx nordique, qui est encore présent en très grand nombre en Fennoscandie, mais aussi et surtout en Russie, le lynx des Carpates ne bénéficie pas de populations de taille importante et une augmentation de son aire de répartition est également essentielle du point de vue de la conservation des espèces. En outre, les Carpates sont similaires aux chaînes de moyennes montagnes eu-

ropéennes et aux Alpes en termes d'habitats et de disponibilité de proies. La forte fragmentation des habitats nous contraint à considérer et à gérer les grands mammifères comme des « métapopulations ». Une métapopulation est une population divisée en plusieurs sous-populations, dans laquelle le flux génétique – c'est-à-dire l'échange d'individus – est possible mais plus ou moins limité entre les sous-populations. Le flux génétique dépend du statut (p. ex. de la densité) des populations voisines, tout comme de la distance qui sépare deux sous-populations, mais aussi de la qualité des corridors biologiques qui relient les habitats et de l'effet barrière des obstacles à franchir ; pour un lynx, le Rhin p. ex. est certainement plus difficile à traverser que la Thur. Si le flux génétique entre deux sous-populations ne suffit pas pour préserver la santé génétique (et que le rétablissement de corridors biologiques n'est pas envisageable ou suffisant), il faut parfois transférer un animal ; on parle alors de « métapopulation assistée » (assisted metapopulation). La préservation de la variabilité génétique exige en réalité beaucoup moins d'individus que la création d'une population (cf. chapitre 6) et il est probable qu'il suffirait de transférer des lynx orphelins soignés (cf. encadré 5.2) dans une population voisine. De telles mesures peuvent sembler utopiques et manipulatrices, mais elles sont indispensables pour assurer un avenir réaliste à de nombreux grands mammifères de notre planète. Nous sommes habitués aujourd'hui à intervenir pour assurer la régulation d'animaux sauvages dans les paysages à usages multiples, lorsque nous pensons qu'ils sont trop nombreux ; nous devons maintenant nous habituer à intervenir aussi lorsqu'ils sont trop peu ou qu'ils sont menacés par un risque d'appauvrissement génétique. C'est d'ailleurs ce que prévoit la Stratégie Biodiversité Suisse. Les populations de tigres d'Asie, de girafes d'Afrique ou de bisons d'Amérique sont aujourd'hui tellement fragmentées qu'elles ne survivront qu'en tant que métapopulations assistées. Dans le cas du lynx en Europe occidentale et centrale, les migrations d'individus subadultes observées à ce jour (cf. p. ex. fig. 7.1) suggèrent qu'il pourrait y avoir un jour un flux génétique naturel suffisant entre les sous-populations.

Il faudrait bien sûr pour cela qu'existent, dans les habitats choisis, par exemple des moyennes montagnes bien boisées, des sous-populations présentant une bonne vitalité démographique et génétique. Tel n'est pas encore le cas aujourd'hui, puisque d'importantes régions relais n'ont pas encore été colonisées et que les populations réintroduites les plus anciennes ont un besoin urgent de sang neuf. En Allemagne, la réintroduction de lynx dans divers massifs de moyennes montagnes fait actuellement l'objet de discussions, par exemple dans la Forêt-Noire, la forêt de Thuringe ou les monts Métallifères. En Suisse, nous disposons de trois bonnes sous-populations, mais leur restauration génétique, notamment celle de la population du Nord-Ouest des Alpes, devient de plus en plus urgente et doit être réalisée avant qu'une dépression de consanguinité ne se manifeste (cf. chapitre 6).

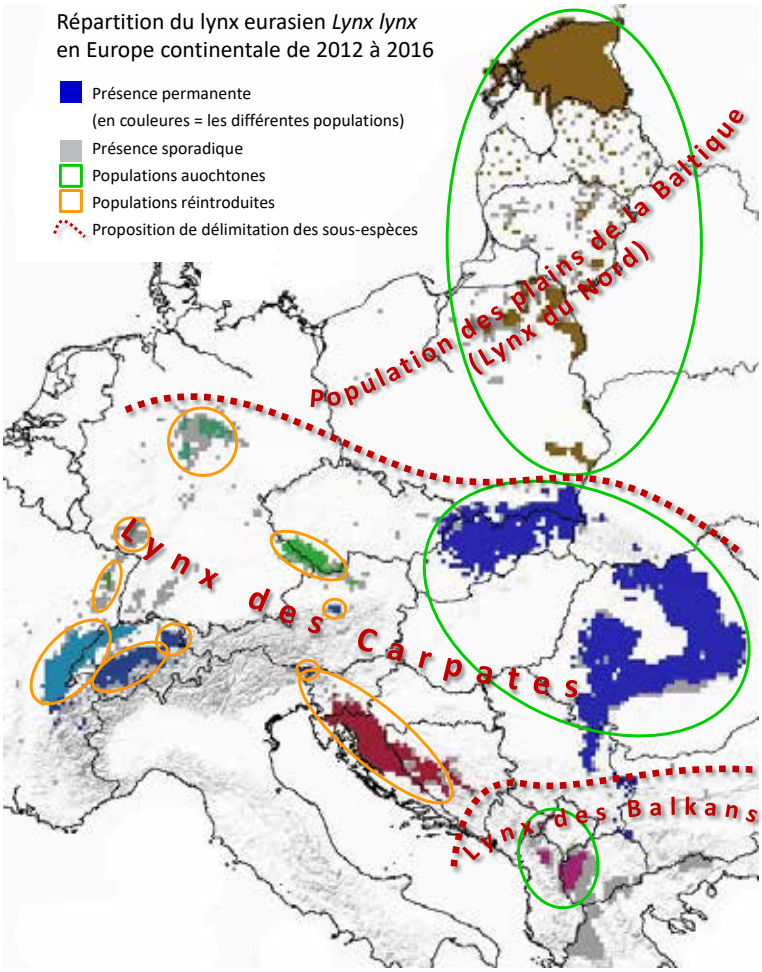


Fig. 7.3. Concept spatial pour la conservation du lynx en Europe continentale. Les plaines du Nord constituent une zone d'expansion possible du lynx nordique, de préférence à partir de la population de la Baltique, la zone des chaînes de moyennes montagnes, des Alpes et du massif dinarique pourrait être l'aire de répartition du lynx des Carpates, tandis que dans le Sud des Balkans, le lynx des Balkans, qui y est indigène mais fortement menacé, doit être préservé (source : Bonn Lynx Expert Group 2021).

7.3 Vivre avec le lynx – bilan des 50 dernières années

Une autre question cruciale, qui n'a pas encore été abordée lors de la conférence de Bonn (cf. encadré 7.1), est celle de la coexistence du lynx et de l'homme. Bien que les conditions écologiques soient favorables au lynx dans tous les pays d'Europe occidentale et centrale, l'élément décisif qui conditionne le retour et la survie de cette espèce est la disposition de l'être humain à le tolérer ou non. Le cadre socioculturel, politique, juridique et économique (p. ex. le droit foncier et la législation sur la chasse ou la sylviculture) diffère considérablement d'un État à un autre et si les enseignements tirés par un pays (cf. chapitre 5) offrent des pistes de réflexion intéressantes, ce sont rarement des solutions clés en main.

Après un demi-siècle d'expérience de la réintroduction du lynx en Suisse, un bilan peut être dressé, mais qui ne sera que provisoire. Compte tenu du petit nombre d'individus relâchés et du manque d'organisation des premiers lâchers, il est étonnant que les réintroductions dans les Alpes et dans le Jura aient réussi. Mais il s'agit de projets à très long terme, et certains problèmes, comme la consanguinité, ne se manifestent qu'au bout de plusieurs générations. Si de nombreuses questions considérées il y a 50 ans comme importantes ont été résolues, dans l'intervalle, de nouvelles problématiques se sont fait jour. À l'époque, trois thèses faisaient surtout l'objet de vifs débats : la dangerosité du lynx pour l'homme, l'adéquation générale de l'habitat et l'influence du lynx sur ses proies.

La question de la dangerosité du lynx pour l'homme est la plus facile à résoudre : il n'y a pas eu un seul incident notable en 50 ans (cf. chapitre 5.3). Même acculé, un lynx n'a jamais spontanément attaqué un être humain. Les quelques rares cas d'agression concernaient des chiens qui s'étaient approchés – probablement par hasard – de jeunes lynx. Un incident spectaculaire s'est ainsi produit dans le Jura français en 1995, lorsqu'un chasseur est intervenu pour défendre son chien qui se battait avec une femelle lynx. Il a été mordu et le lynx a été abattu.

Dans les années 1970, beaucoup pensaient que du fait de la surpopulation humaine, les animaux sauvages comme le lynx ne disposaient plus d'un habitat suffisant en Suisse. Les lynx eux-mêmes nous ont prouvé que nous avions tort. En fait, si le lynx s'est tout d'abord cantonné aux vastes ceintures forestières du Nord-Ouest des Préalpes – les paysages qui ressemblaient probablement le plus aux Carpates –, il s'est ensuite adapté sur plusieurs générations à l'habitat semi-ouvert des Alpes (cf. Nagl 2018) et progresse de plus en plus sur le Plateau (cf. Zimmermann & von Arx 2021). En tant qu'individus, les lynx se comportent d'une manière remarquablement détendue en présence de l'homme. Ils semblent même parfois si impassibles que leur comportement – que nous avons observé à plusieurs reprises chez des lynx suivis par radiotracking – est décrit comme « anormal ». Il est vrai que le lynx est un animal discret, ayant un mode de chasse (à l'affût) qui l'oblige à rester autant que possible caché de ses proies. Il n'est cependant en aucun cas farouche. L'habitat du lynx est non seulement suffisant aujourd'hui, mais il s'est aussi considérablement amélioré par rapport à l'époque du déclin de ses populations (cf. chapitre 3), sauf pour ce qui est du morcellement intense et à grande échelle des régions semi-naturelles d'Europe. La fragmentation est un problème pour toutes les espèces terrestres qui ont besoin de vastes territoires pour maintenir des populations viables. Pour le lynx, qui n'est pas un bon colonisateur de nouveaux espaces, la fragmentation constitue une difficulté de taille – mais il existe des solutions, comme indiqué au chapitre 7.2.

La question la plus controversée était et est encore celle de l'importance du lynx en tant que prédateur. Au bout d'un demi-siècle, on sait maintenant que les craintes que le lynx décime des espèces rares comme le grand tétras sont infondées. Il est vrai que les lynx prédatent occasionnellement des animaux de rente, mais ce type d'attaque est « en principe » rare et concerne alors uniquement un animal ou quelques animaux (cf. chapitre 5.2). Malgré la colère des éleveurs, ces attaques donnent généralement lieu à des indemnisations. Reste que plusieurs prédations sur des animaux de rente se sont également produites de façon répétée dans des régions en particulier ces 50 dernières années, et que chacune d'entre elles a donné lieu à de vives controverses. Ce sont ces événements qui ont conduit à l'élaboration du Plan Lynx et à la réglementation qui y figure (OFEV 2016), qui prévoit que les lynx causant des dommages particulièrement importants peuvent être abattus par les autorités cantonales (cf. chapitres 4 et 5).

La gestion du lynx en tant que concurrent du chasseur humain est et reste le nœud gordien de la conservation de cet animal dans les paysages à usages multiples d'Europe. Les tirs illégaux, qui, du fait même de leur caractère clandestin, sont sous-représentés dans les statistiques (cf. encadré 5.2), peuvent entraver le succès d'une réintroduction ou mettre gravement en danger une population existante, comme ce fut le cas par exemple en Valais au sud du Rhône (cf. Haller 2016).

Contrairement à ce qui s'est produit durant les premières années qui ont suivi la réintroduction du lynx, les chasseurs ne s'opposent plus par principe à la présence de l'espèce, mais ils réclament à grands cris sa régulation, lorsque sa population devient « trop importante » (cf. chapitres 5.2 et 5.3).

On sait aujourd'hui, au bout de 50 ans, que le lynx n'extermine pas les chevreuils. D'un autre côté, plusieurs incidents s'étant produits au plan local ou régional ont montré que le lynx pouvait avoir une influence considérable sur ses principales proies que sont le chevreuil et le chamois (cf. chapitre 4), ce qui déclenche systématiquement des controverses (cf. chapitre 5). Ajoutons également qu'au cours du demi-siècle qui s'est écoulé depuis que les premiers lynx ont été relâchés dans le Melchtal, les populations d'animaux sauvages, la chasse et la conservation de la faune sauvage ont elles aussi évolué. Il y a 50 ans, dans de nombreuses régions de Suisse, le chevreuil était la proie principale, voire pratiquement la seule proie digne d'intérêt pour la chasse, et dans les régions de montagne en particulier, il était dorloté, recevant même un affouragement d'hiver. Les chasseurs, habitués à des « conditions paradisiaques » sans grands prédateurs, se considéraient comme des gardiens d'animaux et des régulateurs. Les populations de chevreuils ont augmenté partout et sont de plus en plus entrées en conflit avec la sylviculture et l'agriculture. Les chasseurs d'aujourd'hui ont grandi avec le lynx et ont une relation différente avec le chevreuil. Des espèces telles que le cerf et le sanglier ont gagné en importance et sont de plus en plus chassées.

Néanmoins, l'influence (variable) du lynx sur les populations locales de chevreuils et de chamois doit être prise en compte dans la gestion de la faune sauvage. Lorsqu'elles vivent dans des conditions naturelles, les populations d'animaux sauvages se maintiennent dans un « équilibre dynamique », c'est-à-dire qu'elles fluctuent plus ou moins intensément et rapidement, la « stabilité » n'étant pas un état naturel. Dans les paysages à usages multiples, il y a un consensus tacite entre les différents groupes d'intérêts sur le fait que les populations d'animaux sauvages doivent être stabilisées, ce qui exige des mesures de gestion adaptées. L'intégration des grands prédateurs dans les paysages à usages multiples dans lesquels autant d'utilisateurs ont des exigences si différentes, suppose des compromis et donc aussi de la compréhension pour les souhaits et les difficultés « des autres » (cf. p. ex. LCIE 2013).

Le Plan Lynx (OFEV 2019) prévoit d'ailleurs également la possibilité d'intervenir sur des populations locales de lynx, si les prédations empêchent une exploitation cynégétique appropriée des principales proies du lynx (cf. chapitres 4 et 5). De telles approches prospectives ne sont pas critiquables sur le principe, mais le problème, c'est que les critères d'intervention sont difficiles à remplir et à prouver et que, dans l'hypothèse où ils seraient effectivement satisfaits, ils arriveraient de toute façon trop tard pour anticiper un pic de population de lynx en raison du délai nécessaire pour collecter les données. L'intégration de ce nouveau chasseur si efficace qu'est le lynx dans notre gestion de la faune sauvage – ce qui est déjà un exercice de haute voltige pour arriver à concilier les exigences et les souhaits des chasseurs, des gardes-forestiers, des agriculteurs et des protecteurs de la nature – reste un enjeu de taille, que la diversité des systèmes de chasse ne rend pas facile à maîtriser et qui devient encore plus compliqué si nous voulons aussi collaborer avec les pays voisins dans nos activités de gestion du lynx.

Une coopération internationale à grande échelle est toutefois indispensable pour assurer une conservation à long terme du lynx dans les paysages à usages multiples d'Europe. Cette collaboration est nécessaire pour permettre l'interconnexion des sous-populations (cf. chapitre 6) mais aussi pour assurer cette viabilité génétique et démographique des populations qui n'est possible que sur de grandes surfaces. Si l'expansion de la population est suffisante, la taille nécessaire à sa survie peut être garantie sans que des densités locales élevées de lynx entraînant des conflits n'aient à être tolérées. En d'autres termes, il serait nécessaire de parvenir à un compromis au sens d'une « plus faible densité locale avec une extension de la population sur une plus grande superficie ». Cette approche suppose toutefois à la fois une coopération et une solidarité de la part de toutes les unités de gestion concernées, par exemple de tous les pays alpins accueillant une population de lynx. De telles considérations ont été discutées et conceptualisées pour les Alpes dans le cadre de la plateforme WISO (Wildlife and Society) de la Convention alpine (cf. Schnidrig et al. 2016). Si la coopération dans les Alpes fonctionne bien depuis des décennies pour le monitoring (cf. encadré 3.3), tel n'est pas le cas de la coopération en matière de gestion, car chaque pays se penche exclusivement sur ses propres problèmes liés aux grands prédateurs et s'efforce toujours de trouver des solutions nationales, régionales, voire locales, plutôt que de se tourner vers une collaboration à grande échelle.

Reste donc maintenant la question clé : pourquoi diable aurions-nous besoin du lynx... ? Comme l'a dit dit un jour avec malice un chasseur du canton d'Obwald au cours d'un débat animé : « Bien sûr que j'aime le lynx, c'est un animal magnifique. Mais je ne suis pas de ceux qui veulent à tout prix avoir tout ce qui leur plaît. » Cette remarque amusante a nettement détendu l'atmosphère pendant la réunion et est tombée à pic. Mais elle révèle aussi le dilemme de fond du débat : d'un point de vue anthropocentrique (« Pourquoi avons-nous besoin du lynx ? »), la réintroduction du lynx peut difficilement se justifier. Les gardes-forestiers voient peut-être d'un bon œil la présence de ce grand félin parce qu'il régule les populations d'ongulés dans la forêt et l'industrie du tourisme parce que les amateurs de nature l'apprécient « sauvage », même s'ils n'ont presque jamais l'occasion de voir un lynx. Mais les véritables arguments se trouvent dans une vision plus large, qui considère la protection de la nature et la préservation de la biodiversité comme un objectif social. Si l'espèce n'est pas menacée partout dans le monde, nous devons préserver le lynx eurasien car il fait partie de notre faune indigène (ce qui est d'ailleurs ancré dans notre législation) et qu'il ne vit pas seulement dans la taïga sibérienne. En tant que superprédateur, il joue un rôle important dans la préservation de l'environnement et du potentiel évolutif (cf. chapitre 6). Mais les espèces vont et viennent et près des trois quarts de toutes celles qui appartiennent à l'ordre des carnivores (Carnivora) identifiées à ce jour ne l'ont été que par la découverte de fossiles. Ce sont les témoins des évolutions qui ont eu lieu sur des millions d'années. Aujourd'hui, nous modifions l'environnement à une vitesse telle qu'elle ne laisse pratiquement aucune chance aux processus d'adaptation biologiques d'intervenir. Nous nous sommes appropriés le pouvoir et sommes par là même coresponsables du devenir de la nature. Dans ce contexte, la renaissance de notre grande faune sauvage au cours des cent dernières années constitue pour le moins une lueur d'espoir. Le retour du lynx est donc – entre autres choses – une sorte d'acte de rédemption pour les dommages que nous avons causés à la nature.

Sources

Administration de la chasse et de la pêche du canton de Zurich 2009. « Konzept Luchsmonitoring Kanton Zurich. Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich », Zurich, Suisse. 29 pp.

AGRIDEA 2020. « Grands prédateurs et systèmes de clôtures. Mesures techniques de protection des troupeaux clôtures – Version septembre 2020 », 2 pages. http://www.protectiondestroupeaux.ch/fileadmin/doc/Herdenschutzmassnahmen/Z%C3%A4une/2138___2b___F_20_WEB_Feuille_jointe_206x293_01.pdf (consulté le 13.05.2021).

AGRIDEA 2021a. « Lynx ». http://www.protectiondestroupeaux.ch/fr/predateurs-et-animaux-de-rente/predateurs/lynx/ (consulté le 13.05.2021).

AGRIDEA 2021b. « Autres mesures de protection des troupeaux ». http://www.protectiondestroupeaux.ch/fr/clotures-et-autres-mesures-de-protection/weitere-schutzmassnahmen/ (consulté le 13.05.2021).

Allen B. L., Allen L. R., Andrén H., Ballard G., Boitani L., Engeman R. M., […] & Parker D. M. 2017. « Can we save large carnivores without losing large carnivore science? » Food Webs 12, 64–75.

Allendorf F. W. & Luikart G. 2007. « Conservation and the genetics of populations ». Blackwell Publishing Ltd. 642 pp.

Alston J. M., Abernethy I. M., Keinath D. A. & Goheend J. R. 2019. « Roost selection by male northern long-eared bats (*Myotis septentrionalis*) in a managed fire-adapted forest ». Forest Ecology and Management 446, 251–256.

Andersen R., Karlsen J., Austmo L. B., Odden J., Linnell J. D. C. & Gaillard J.-M. 2007. « Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and body condition in roe deer *Capreolus capreolus* ». Wildlife Biology 13, 467–474.

Andrén H. & Liberg O. 2015. « Large impact of Eurasian lynx predation on roe deer population dynamics ». PLoS ONE 10, e0120570.

Angst Ch., Olsson P. & Breitenmoser U. 2000. « Übergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz. Teil I: Entwicklung und Verteilung der Schäden ». KORA Bericht Nr. 5d. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 58 pp.

Angst Ch., Hagen S. & Breitenmoser U. 2002. « Übergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil II: Massnahmen zum Schutz von Nutztieren ». KORA Bericht Nr. 10 d. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 65 pp.

Apollonio M., Andersen R. & Putman R. 2010. « Present status and future challenges for European ungulates ». *In* European ungulates and their management in the 21st century. Apollonio M., Andersen R. & Putman R. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, pp. 578–604.

Arlettaz R., Chapron G., Kery 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.

Aschwanden R. 2013. « Kanton soll gegen Luchse vorgehen ». Urner Wochenblatt, 22.05.2013, https://www.urnerwochenblatt.ch/artikel/kanton-sollgegen-luchse-vorgehen (consulté le 01.06.2021).

Asselain M. 2015. « Etude de la plasticité des rythmes d'activités et du recouvrement temporel au sein d'une communauté de carnivores en Suisse: comparaison entre le Jura et les Préalpes ». Mémoire de master. Université de Perpignan Via Domitia, Perpignan, France. 36 pp.

Bath A., Olszanska A. & Okarma H. 2008. « From a Human Dimensions Perspective, the Unknown Large Carnivore: Public attitudes Toward Eurasian Lynx in Poland ». Human Dimensions of Wildlife 13, 31–46.

Baumann M., Muggli J., Thiel D., Thiel-Egenter C., Thürig M., Volery P., Widmer P.A., Wirthner S. & Zimmermann U. 2019. « Jagen in der Schweiz. Auf dem Weg zur Jagdprüfung ». Jagd- und Fischereiverwalterkonferenz der Schweiz JFK-CSF-CCP (Hrsg.). 3e édition remaniée, hep Verlag, Berne, Suisse. 368 pp.

Baur H. & Hunziker M. 2001. « Luchse & Luchsgegner aus der Sicht der Luchsadvokaten– Ergebnisse einer sozialwissenschaftlichen Pilotstudie ». Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaft 50, 4–6.

Belotti E., Kreisinger J., Romportl D., Heurich M. & Bufka L. 2014. « Eurasian lynx hunting red deer: is there an influence of a winter enclosure system? ». European Journal of Wildlife Research 60, 441–457.

Berner Zeitung. 2017. « Im Eriz ist ein Bär unterwegs ». Article en ligne du 29.05.2017 : https://www.bernerzeitung.ch/region/emmental/im-eriz-istein-baer-unterwegs/story/17983771 (consulté le 22.07.2021).

Biber-Klemm S., non daté. « Die Rechtmässigkeit des Schadensbegriffs in den Konzepten Wolf und Luchs des Bundesamtes fur Umwelt, Wald und Landschaft », avis de droit sur mandat de Pro Natura – Ligue suisse pour la protection de la nature, Bâle.

Biebach I. & Keller L. 2009. « A strong genetic footprint of the re-introduction history of Alpine ibex (*Capra ibex ibex*) ». Molecular Ecology 18, 5046–5058.

Bonn Lynx Expert Group. 2021. « Recommendations for the conservation of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in Western and Central Europe. Conclusions from the workshop of the ‹ Bonn Lynx Expert Group › in Bonn, Germany, 16–19 June ». Cat News Special Issue 14, sous presse.

Borel S., et al., « Causes of mortality and morbidity in free-ranging Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland, 2000–2020 ». En préparation.

Borel S., Ryser A., Batista Linhares M., Molinari-Jobin A., Ryser-Degiorgis M.-P. « Management of lynx orphans in Switzerland, 1981–2019: A case study ». Journal of Wildlife Rehabilitation, soumis.

Boutros D. & Baumgartner H. J. 2004. « Erfahrungen der Kontaktgruppe Luchs Simmental und Saanenland: Auswertung einer Umfrage unter den Mitgliedern ». KORA Bericht Nr. 20. KORA, Muri bei Bern, Suisse. 23 pp.

Breitenmoser U. 2002. « Warum Luchse in der Nordostschweiz? Ein erster Schritt zur Umsetzung des Konzepts Luchs Schweiz ». Info LUNO 1/02, 7–8.

Breitenmoser U. & Baettig M. 1992. « Wiederansiedlung und Ausbreitung des Luchses *Lynx lynx* im Schweizer Jura ». Revue suisse de Zoologie 99, 163–176.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 2008. « Der Luchs – ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft ». Salm Verlag, Wohlen/Berne, Suisse. 537 pp.

Breitenmoser U., Zimmermann F., Olsson P., Ryser A., Angst Ch., Jobin A. & Breitenmoser-Würsten Ch. 1999. « Beurteilung des Kantons St. Gallen als Habitat für den Luchs. Expertise des Programms KORA », 17 pp.

Breitenmoser U., Zimmermann F., Angst C., Ryser-Degiorgis M.-P. 2001. « Bericht zur Umsiedlung von Luchsen im Winter 2001 ». KORA, Muri b. Bern, Suisse. 23 pp.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., von Arx M., Zimmermann F., Ryser A., Angst C.,… & Weber J.-M. 2006. « Guidelines for the Monitoring of Lynx ». KORA Bericht Nr. 33e. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 31 pp.

Breitenmoser U., Ryser A., Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Haller H., Molinari P. & Breitenmoser-Würsten Ch. 2010. « The changing impact of predation as a source of conflict between hunters and reintroduced lynx in Switzerland ». *In* Biology and Conservation of Wild Felids. Macdonald D. W. & Loveridge A. J. (Eds.). Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 493–505.

Breitenmoser U., Vogt K., Ryser A., Hofer E., Vimercati E., von Arx M., […] & Breitenmoser-Würsten Ch. 2016. « Grundlagen für die Erhaltung und das Management der Luchspopulation in den Schweizer Nordwestalpen. Schlussbericht – Juni 2016 ». KORA, Muri b. Bern, Suisse. 32 pp.

Breitenmoser-Würsten Ch., 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 Nr. 9. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 88 pp.

Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F., Stahl P., Vandel J.-M., Molinari-Jobin A., Molinari P., Capt S. & Breitenmoser U. 2007a. « 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, 365–380.

Breitenmoser-Würsten Ch., Vandel J.-M., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2007b. « Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains ». Wildlife Biology 13, 381–392.

Brockmann-Jerosch H. (Hrsg). 1928. « Schweizer Volksleben. Sitten, Bräuche, Wohnstatten ». Eugen Rentsch Verlag, Erlenbach-Zurich, Suisse. 139 pp.

Brulisauer M. & Thiel D. 2014. « Leistungsorientierte Abgeltung fur Luchs- bzw. Wolfsmonitoring ». Service de la nature, de la chasse et de la pêche, canton de St-Gall, St-Gall, Suisse. 3 pp.

Buchli C. 2002. « Das Modul ‹ Wildwiederkäuer › ». Info LUNO 1/02, 22. Buchli C. & Abderhalden W. 2002. « Modul Ungulaten 2002. Bericht zuhanden des Bundesamtes fur Umwelt, Wald und Landschaft ». FORNAT AG, Zurich et Büro ARINAS, Zernez, Suisse. 27 pp.

Burckhardt D. 1959. « Der Luchs wieder in der Schweiz? ». Protection De La Nature 25, 41–48.

Burgi M. 1999. « A case study of forest change in the Swiss lowlands ». Landscape ecology 14, 567–575.

Busser P. 2021. « Der Luchs ist gekommen, um zu bleiben ». Linth-Zeitung, 13.03.2021, pp. 2–3.

Bütler M. 2008. « Praxis und Möglichkeiten der Revision des schweizerischen Jagdrechts (unter besonderer Berücksichtigung des Wildschadenbegriffs) ». Avis de droit, Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne, Suisse. 91 pp.

Canton d'Uri 2019. Texte soumis à votation dans la cadre de l'initiative population cantonale « Zur Regulierung von Grossraubtieren im Kanton Uri. », 16 pp, https://www.ur.ch/_docn/154051/Abstimmungsbotschaft_kantonal_10-02-2019.pdf.

Červený J., Koubek P. & Bufka L. 2002. Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) and its chance for survival in Central Europe: The case of the Czech Republic. Acta Zoologica Lituanica 12, 362–366.

Ceza B., Rochat N., Tester U., Kessler R. & Marti K. 2001. « Wer tötet den Luchs? - Tatsachen, Hintergründe und Indizien zu illegalen Luchstötungen in der Schweiz ». Pro Natura, Bâle, Suisse. 33 pp.

Commission européenne. 2021. « Directive 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 ». https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20130701&from=FR (consultée le 25.05.2021).

Commission intercantonale IV 2018. « Régulation des populations de lynx ». Commission intercantonale IC du 03.09.2018, 38 pp.

Confédération suisse (éditeur). 2012. « Stratégie Biodiversité Suisse ». OFEV, Berne, Suisse. 89 pp.

Conseil de l'Europe. 2021. « Détails du traité n°104 – Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe ». https://www.coe.int/fr/web/conventions/full-list?module=treaty-detail&treatynum=104 (consultée le 25.05.2021)

Conseil d'État du canton d'Uri 2013. Extrait du procès-verbal du 15 octobre 2013. N° 2013-612 R-360-12 Interpellation de Max Baumann, Spiringen, sur la population de lynx dans le canton d'Uri ; réponse du Conseil d'État, 4 pp.

Dickinson J. L., Shirk J., Bonter D., Bonney R., Crain R. L., Martin J., Phillips T. & Purcell K. 2012. « The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement ». Frontiers in Ecology and the Environment 10, 291–297.

Drouilly M. & O'Riain M. J. 2021. « Rewilding the world's large carnivores without neglecting the human dimension. A response to reintroducing the Eurasian lynx to southern Scotland, England and Wales ». Biodiversity and Conservation 30, 917–923.

Dulex N. 2016. « Natal dispersal of Eurasian lynx in Switzerland: comparing camera trapping with telemetry ». Mémoire de master. Département d'écologie et évolution, Université de Lausanne, Lausanne, Suisse. 50 pp.

Eiberle K. 1972. « Lebensweise und Bedeutung des Luchses in der Kulturlandschaft ». Mammalia depicta 8, Beiheft zur Zeitschrift fur Saugetierkunde. Paul Parey Verlag, Hambourg, Allemagne. 65 pp.

Ehrbar R. 2015. « Analyse der Verjüngung der Weisstanne im Schafbergperimeter Amden. Rieden: Waldregion 4. Projektbericht ». 3 pp.

Egli E., Lüthi B. & Hunziker M. 1998. « Die Akzeptanz des Luchses im Simmental – Ergebnisse einer Fallstudie ». Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaftsökologie 39, 2–4.

Egli E., Luthi B. & Hunziker M. 2001. « Die Akzeptanz des Luchses – Ergebnisse einer Fallstudie im Berner Oberland ». Forest Snow and Landscape Research 76, 213–228.

Elbroch L. M., Lowrey B., Wittmer H. U. 2018. « The importance of field work over predictive modelling in quantifying predation events of carnivores marked with GPS technology ». Journal of Mammalogy 99, 223–232.

Filla M., Premier J., Magg N., Dupke C., Khorozyan I., Waltert M., Bufka L. & Heurich M. 2017. « Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night ». Ecology and Evolution 7, 6367–6381.

FIWI Berne. 2021. « Necropsy report archive ». Non publié.

Fležar U., Pičulin A., Bartol M., Stergar M., Sindičić M., Gomerčić T., … & S. Černe R. 2021. Eurasian lynx in the Dinaric Mountains and the South- eastern Alps and the need for population reinforcement. Cat News Special Issue 14, 21–24.

Fondation KORA. 2018. Rapport annuel 2017. KORA Bericht Nr. 79. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 24 pp.

Fondation KORA. 2020. « Vingt-cinq ans de présence du loup en Suisse : bilan intermédiaire ». KORA Bericht Nr. 91. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 80 pp.

Frankham R. 1995. « Effective population size/adult population size ratios in wildlife: A review ». Genetical Research 66, 95–107.

Frankham R. 2009. « Genetic considerations in reintroduction programmes for top-order, terrestrial predators ». *In* Reintroduction of top-order predators. Hayward M. W. & Somers M. J. (Eds). Blackwell, Hoboken, New Jersey, États-Unis, pp. 371–387.

Frankham R., Ballou J. D., Ralls K., Eldridge M. D. B., Dudash M. R., Fenster C. B., Lacy R. C. & Sunnucks P. 2017. « Genetic management of fragmented animal and plant populations ». Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni. 401 pp.

Frankham R., Ballou J. D., Ralls K., Eldridge M. D. B., Dudash, M. R., Fenster C. B., Lacy R. C. & Sunnucks P. 2019. « A practical guide for genetic management of fragmented animal and plant populations ». Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni. 174 pp.

Gaillard J.-M., Festa-Bianchet M. & Yoccoz N. G. 1998. « Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival ». Trends in Ecology and Evolution 13, 58–63.

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, 1389–1399.

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, 724–735.

Gehr B., Bonnot N. C., Heurich M., Cagnacci F., Ciuti S., Hewison A. J. M., […] & Keller L. 2020. « Stay home, stay safe – Site familiarity reduces predation risk in a large herbivore in two contrasting study sites». Journal of Animal Ecology 89, 1329–1339.

Germain E. & Schwoerer M.-L. 2021. « Situation of the Eurasian Lynx in the Vosges Mountains ». Cat News Special Issue 14, sous presse.

Gerner T. 2018. « Capture, marquage et prélèvement d'échantillons sur des animaux sauvages. Aide à l'exécution pour la surveillance des populations et le contrôle d'efficacité ». L'environnement pratique n° 1829. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne, Suisse. 52 pp.

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, 11707–11715.

Ginzler C., Brändli U.-B. & Hägeli M. 2011. « Waldflachenentwicklung der letzten 120 Jahre in der Schweiz ». Journal forestier suisse 162, 337–343.

Göldi E. A. 1914. « Die Tierwelt der Schweiz ». Verlag A. Franke, Berne, Suisse. 654 pp.

Grandchamp A.-C. 2000. « Argumentation für und gegen den Luchs im Wandel der Zeit. Praktikumsbericht ». Pro Natura, Bâle, Suisse. 20 pp.

Groff C., Angeli F., Bragalanti N., Pedrotti L., Zanghellini P. & Zeni M. (Eds) 2021. « 2020 Large Carnivores Report. Autonomous Province of Trento's Forestry and Wildlife Department », Trente, Italie. 63 pp.

Haller H. 1992. « Zur Ökologie des Luchses *Lynx lynx* im Verlauf seiner Wiederansiedlung in den Walliser Alpen ». Mammalia depicta 15, Beiheft zur Zeitschrift fur Säugetierkunde. Paul Parey Verlag, Hambourg, Allemagne. 60 pp.

Haller H. 2009. « Ein Jungluchs auf Reisen ». Cratschla 9, 4–13.

Haller H. 2016. « Wilderei im rätischen Dreiländereck. Grenzüberschreitende Recherchen mit einer Spurensuche bis nach Tibet ». Nat.park-Forsch. Schweiz 105/1. Haupt Verlag, Berne, 304 pages.

Herdtfelder M., Schraml U. & Suchant R. 2021. « Steps towards a lynx population in the Black Forest? ». Cat News Special Issue 14, sous presse.

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, 63–71.

Hernández L. & Laundré J. W. 2005. « Foraging in the ‹ landscape of fear › and its implications for habitat use and diet quality of elk Cervus elaphus and bison Bison bison ». Wildlife Biology 11, 215–220.

Heurich M., Möst L., Schauberger G., Reulen H., Sustr P. & Hothorn T. 2012. « Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park ». European Journal of Wildlife Research 58, 567–578.

Heurich M., Schultze-Naumburg J., Piacenza N., Magg N., Cerveny 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.

Hofman M. P. G., Hayward M. W., Heim M., Marchand P., Rolandsen C. M., Mattisson J., […] & Balkenhol N. 2019. « Right on track? Performance of satellite telemetry in terrestrial wildlife research ». PLoS ONE 14, e0216223.

Hunziker M., Hoffmann C. W. & Wild-Eck S. 2001. « Die Akzeptanz von Wolf, Luchs und .Stadtfuchs. – Ergebnisse einer gesamtschweizerisch-repräsentativen Umfrage ». Forest Snow and Landscape Research 76, 301–326.

Hunziker M., von Lindern E., Bauer N. & Frick J. 2012. « Das Verhältnis der Schweizer Bevölkerung zum Wald. Waldmonitoring soziokulturell: Weiterentwicklung und zweite Erhebung – WaMos 2 ». Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf, Suisse. 180 pp.

Hurstel A. & Laurent A. 2016. « Première preuve de dispersion du Lynx d'Eurasie (*Lynx lynx*) du Jura vers les Vosges ». Ciconia 40, 1–6.

Idelberger S., Back M., Ohm J., Prüssing A., Sandrini J., Huckschlag D. & Krebühl K. 2021. « Reintroduction of Eurasian lynx (*Lynx lynx carpathicus*) in the Palatinate Forest, Germany ». Cat News Special Issue 14, sous presse.

Jobin A., Molinari P. & Breitenmoser U. 2000. « Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains ». Acta Theriologica 45, 243–252.

Jones N. 2017. « Luchse mögen das Berner Oberland ». Der Bund, 17.07.2017, https://www.derbund.ch/bern/kanton/luchse-moegen-das-berner-oberland/story/26979921 (consulté le 01.06.2021).

Jones J. P. G., Collen B., Atkinson G., Baxter P. W. J., Bubb P., Illian J. B., […] & Milner-Gulland E. J. 2011. « The why, what and how of global biodiversity indicators beyond the 2010 target ». Conservation Biology 25, 450–457.

Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (Eds) 2013. « Status, management and distribution of large carnivores bear, lynx, wolf & wolverine in Europe. Part I. Europe summaries. A Large Carnivore Initiative for Europe Report prepared for the European Commission (contract N°070307/2012/ 629085/SER/B3) ». 72 pp.

Keller L. F., Biebach I., Ewing S. R. & Hoeck P. E. A. 2012. « The genetics of reintroductions: inbreeding and genetic drift ». In : Reintroduction Biology: Integrating science and management. Ewen J. G., Armstrong D. P., Parker K. A.& Seddon P. J. (Eds). Wiley-Blackwell, Oxford, Royaume-Uni, pp. 360–394.

Koubek P. & Červený J. 1996. Lynx in the Czech and Slovak Republics (Appendix). Acta Sc. Nat. Brno 3, 42–43.

Krofel M., Huber D. & Kos I. 2011. « Diet of Eurasian lynx Lynx lynx in the northern Dinaric Mountains (Slovenia and Croatia). Importance of edible dormouse Glis glis as alternative prey ». Acta Theriologica 56, 315–322.

Krofel M., Jerina K., Kljun F., Kos I., Potocnik H., Razen N., Zor P. & Zagar A. 2014. « Comparing patterns of human harvest and predation by Eurasian lynx *Lynx lynx* on European roe deer *Capreolus capreolus* in a temperate forest ». European Journal of Wildlife Research 60, 11–21.

Krofel M., Fležar U., Hočevar L., Sindičić M., Gomerčić T., Konec M., … & Černe R. 2021. Surveillance of the reinforcement process of the Dinaric-SE Alpine lynx population in the lynx-monitoring year 2019–2020. Progress report Action C5, Life Lynx project, 45 pp.

Küchli C. & Stuber M. 2001. « Wald und gesellschaftlicher Wandel – Erfahrungen aus den Schweizer Alpen und aus Bergregionen in Ländern des Südens ». CD-ROM. DDC & OFEFP, Berne, Suisse.

Kuijper D. P. J., Sahlén E., Elmhagen B., Chamaillé-Jammes S., Sand H., Lone K. & Cromsigt J. P. G. M. 2016. « Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes ». Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 283, 20161625

Kunz F., Singer L., Frey O., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U. & Zimmermann F. 2018. « Abundanz und Dichte des Luchses in der Nordostschweiz: Fang-Wiederfang-Schatzung mittels Fotofallen im Kompartiment II im Winter 2017/18 ». KORA Bericht Nr. 81. KORA, Muri b. Berne, Suisse. 20 pp.

Kurt F. 1977. « Wildtiere in der Kulturlandschaft ». Eugen Rentsch Verlag, Erlenbach-Zurich, Suisse. 175 pp.

Kvaalen I. 1998. « Acceptance of lynx by sheep farmers - a sociological comparison ». *In* The reintroduction of the lynx into the Alps. Breitenmoser-Würsten Ch., Rohner C. & Breitenmoser U. (Eds.). Éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg, France, pp. 59–64.

La Liberté 2015. « Un petit ‹ oui › à une régulation de la population de lynx », 07.01.2015, https://www.laliberte.ch/info-regionale/vaud/un-petit-oui-aune-regulation-de-la-population-de-lynx-269782 (consulté le 01.06.2021).

LCIE. 2013. « A manifesto for large carnivore conservation in Europe. Statement of the IUCN SSC Large Carnivore Initiative for Europe », 20.06.2013 : https://lcie.org/About-LCIE/Vision (consulté le 22.07.2021).

Lehmann P. & Rehazek A. 2015. « Chèvre ». Dictionnaire historique de la Suisse DHS. Version du 25.01.2015. https://hls-dhs-dss.ch/fr/articles/013948/2015-01-25/ (consulté le 14.03.2021).

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, 600–607.

Lima S. L. & Bednekoff P. A. 1999. « Temporal variation in danger drives anti-predator behaviour: the predation risk allocation hypothesis ». American Naturalist 153, 649–659.

Linnell J. D. C. & Zachos F. E. 2011. « Status and distribution patterns of European ungulates: genetics, population history and conservation ». *In* Ungulate management in Europe: Problems and practices. Putman R., Apollonio M. & Andersen R. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, pp. 12–53.

Linnell J. D. C., Breitenmoser U., Breitenmoser Ch., Odden J. & von Arx M. 2009. « Recovery of the Eurasian Lynx in Europe: what part has reintroduction played? ». *In* Reintroduction of top-order predators. Hayward M. & Somers M. (Eds.). Wiley-Blackwell, Oxford, Royaume-Uni, pp. 72–91.

Loe J. & Roskaft E. 2004. « Large Carnivores and Human Safety: A Review ». Ambio 33, 283–288.

Marti I., Pisano S. R. R., Signer S., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U., Anders O., […] & Ryser-Degiorgis M.-P. 2021. « Feline Leukaemia Virus in free-ranging Eurasian lynx (*Lynx lynx*) - a pathogen to keep an eye on ». *In* Proceedings of the 69th WDA / 14th EWDA Joint Virtual Conference, August 31-September 2, 2021. Cuenca, Espagne. Abstract #137, sous presse.

Mattisson J., Arntsen G. B., Nilsen E. B., Loe L. E., Linnell J. D. C., Odden J., Persson J. & Andren H. 2013. « Lynx predation on semi-domestic reindeer: do age and sex matter? ». Journal of Zoology 292, 56–63.

Meier R. 2001. « Luchsumsiedlung in die Nordostschweiz (Luno) ». Journal forestier suisse 152, 289–292.

Meile P., Giacometti M., Ratti P. 2003. « Der Steinbock – Biologie und Jagd ». Salm Verlag, Berne. 269 pp.

Melis C., Jędrzejewska B., Apollonio M., Bartoń K. A., Jędrzejewski W., Linnell J. D. C., … & Zhyla S. 2009. Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. Global Ecology and Biogeography 18, 724–734.

Molinari P., Breitenmoser U., Molinari-Jobin A. & Giacometti M. 2000. « Raubtiere am Werk – Handbuch zur Bestimmung von Grossraubtierrissen und anderen Nachweisen ». ISBN 88-900527-1-6.

Molinari P., Breitenmoser U., Černe R., Fuxjäger C., Weingarth K., Ryser A. & Molinari-Jobin A. 2021. « The contribution of stepping-stone releases for enhancing lynx distribution ». Cat News Special Issue 14, sous presse.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. 2002. « Significance of lynx *Lynx lynx* predation on roe deer Capreolus capreolus and chamois Rupicapra rupicapra mortality in the Swiss Jura Mountains ». Wildlife Biology 8, 109–115.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten Ch., Wölfl M., Stanisa C., Fasel M., […] & Breitenmoser U. 2003. « Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx ». Nature and environment No. 130. Éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg, France. 25 pp.

Molinari-Jobin A., Marboutin E., Wölfl S., Wölfl M., Molinari P., Fasel M., […] & Breitenmoser U. 2010. « Recovery of the Alpine lynx *Lynx lynx* metapopulation ». Oryx 44, 267–75.

Molinari-Jobin A., Woelfl S., Marboutin E., Molinari P., Woelfl M., Kos I., […] & Breitenmoser U. 2012a. « Monitoring the Lynx in the Alps ». Hystrix 23, 49–53.

Molinari-Jobin A., Kery M., Marboutin E., Molinari P., Koren I., Fuxjäger C., […] & Breitenmoser U. 2012b. « Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps ». Animal Conservation 15, 266–273.

Molinari-Jobin A., Kery M., Marboutin E., Marucco F., Zimmermann F., Molinari P., […] & Breitenmoser U. 2017. « Mapping range dynamics from opportunistic data: spatiotemporal modelling of the lynx distribution in the Alps over 21 years ». Animal Conservation 21, 168–180.

Muller T. M. 2008. « Der Umgang mit geschutzten Tieren, insbesondere die Regulierung von Grossraubtieren », avis de droit sur mandat de Chasse-Suisse.

Nagl D. 2018. « Changes in habitat use and prey spectrum by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) during the past 30 years – an adaptation to alpine habitat? ». Mémoire de master. Institute of Wildlife Biology and Game Management (IJW), Department for Integrative Biology and Biodiversity Research, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU), Vienne, Autriche. 52 pp.

Nigg H. 2002. « Die Sachbereiche von LUNO ». Info LUNO 1/02, 16 pp.

Odden J., Nilsen E. B. & Linnell J. D. C. 2013. « Density of Wild Prey Modulates Lynx Kill Rates on Free-Ranging Domestic Sheep ». PLoS ONE 8, e79261.

Origgi F. C., Plattet P., Sattler U., Robert N., Casaubon J., Mavrot F., […] & Ryser-Degiorgis M.-P. 2012. « Emergence of canine distemper virus strains with modified molecular signature and enhanced neuronal tropism leading to high mortality in wild carnivores ». Veterinary Pathology 49, 913–929.

OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage) 1997. « Première autorisation de tirer accordée par l'OFEFP: Un lynx abattu dans le canton de Fribourg ». Communiqué du 30.07.1997, https://www.admin.ch/gov/fr/accueil/documentation/communiques.msg-id-3075.html (consulté le 01.06.2021).

OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage) 1998. « La nature se charge de réguler la population de lynx: Seuls des cas extrêmes peuvent justifier l'abattage de lynx ». Communiqué du 13.03.1998, https://www.admin.ch/gov/fr/accueil/documentation/communiques.msg-id-3026.html (consulté le 01.06.2021).

OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage) 1999. « Les attentes de la société envers la forêt suisse : enquête d'opinion ». Cahier de l'environnement 309. OFEFP, Berne, Suisse. 151 pp.

OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage) 2000. « Plan Lynx ». OFEFP, Berne, Suisse. 8 pp.

OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage) 2004. « Plan Lynx ». OFEFP, Berne, Suisse. 8 pp.

OFEV (Office fédéral de l'environnement) 2008a. « Luchs im Kanton St.Gallen freigelassen ». Communiqué aux médias du 03.04.2008, https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/dokumentation/medienmitteilungen/anzeige-nsb-unter-medienmitteilungen.msg-id-18098.html (consulté le 01.06.2021).

OFEV (Office fédéral de l'environnement) 2008b. « Ordonnance sur la chasse: actualisation nécessaire ». Communiqué aux médias du 09.12.2008, https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/documentation/communique/anzeige-nsb-unter-medienmitteilungen.msg-id-23808.html (consulté le 01.07.2021).

OFEV (Office fédéral de l'environnement). « 2016 (Révision des annexes 2019). Plan Lynx. Aide à l'exécution de l'OFEV relative à la gestion du lynx en Suisse ». OFEV, Berne, Suisse. 23 pp.

OFEV (Office fédéral de l'environnement) (éditeur). 2017. « Plan d'action Stratégie Biodiversité Suisse ». OFEV, Berne, Suisse. 50 pp.

OFEV (Office fédéral de l'environnement) (éditeur) 2019. « Aide à l'exécution sur la protection des troupeaux. Aide à l'exécution sur l'organisation et l'encouragement de la protection des troupeaux et sur l'élevage, l'éducation et l'emploi des chiens de protection des troupeaux officiels ». L'environnement pratique n° 1902. Office fédéral de l'environnement, Berne, Suisse. 100 pp.

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, 203–211.

Penteriani V., del Mar Delgado M., Pinchera F., Naves J., Fernandez-Gil A., Kojola I., […] & Lopez-Bao J. V. 2016. « Human behaviour can trigger large carnivore attacks in developed countries ». Scientific Reports 6, 20552.

Pisano S. R. R., Zimmermann F., Rossi L., Capt S., Akdesir E., Bürki R., Kunz F., Origgi F. C., Ryser-Degiorgis M.-P. 2019. « Spatiotemporal spread of sarcoptic mange in the red fox (*Vulpes vulpes*) in Switzerland over more than 60 years: lessons learnt from comparative analysis of multiple surveillance tools ». Parasites & Vectors 12, 521.

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, 45–55.

Reimoser F. & Reimoser S. 2010. « Ungulates and their management in Austria ». In : European ungulates and their management in the 21st century. Apollonio M., Andersen R. & Putman R. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, pp. 338–356.

Ripple W. J. & Beschta R. L. 2007. « Restoring Yellowstone's aspen with wolves ». Biological Conservation 138, 514–519.

Robin K. 2002a. « Die Projektstruktur von LUNO ». Info LUNO 1/02, 15.

Robin K. 2002b. « Öffentlichkeitsarbeit im Projekt LUNO ». Info LUNO 1/02, 25–26.

Robin K. 2003. « Offentlichkeitsarbeit im Projekt LUNO. Projektbericht zuhanden des Bundesamtes fur Umwelt, Wald und Landschaft ». ROBIN HABITAT AG, Lucerne, Suisse. 10 pp.

Robin K. & Köchli D. 2006. « Entwicklung der Wildwiederkäuer im Luchsverbreitungsgebiet Nordostschweiz. Bericht zuhanden der Operativen Leitung des Projektes Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO; im Auftrag des Bundesamtes fur Umwelt BAFU, Sektion Jagd, Wildtiere und Waldbiodiversitat ». Haute école de Wädenswil HSW, département Naturmanagement, unités Wildtier und Landschaftsmanagement & Geoinformatik, Wädenswil, Suisse. 48 pp.

Robin K. & Nigg H. 2005. « Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO. Bericht über die Periode 2001 bis 2003 ». Cahier de l'environnement 377. OFEFP, Berne, Suisse. 53 pp.

Robin K. & Ryser A. 2007. « Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO. Projektbericht 2004 bis 2006. Projektbericht im Auftrag des Bundesamtes fur Umwelt, Abteilung Artenmanagement, Sektion Jagd, Wildtiere und Waldbiodiversitat ». ROBIN HABITAT AG, Lucerne et KORA, Muri b. Bern, Suisse. 8 pp.

Robin K., Nigg H., Ryser A., von Wattenwyl K., Willisch C., Durand P., […] & Breitenmoser U. 2004. « Das Projekt Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO ». Schweizer Jäger 6, 7–15.

Rovero F. & Zimmermann F. 2016. « Camera Trapping for Wildlife Research ». Pelagic Publishing, Exeter, Royaume-Uni. 483 pp.

Rüegg D. 2002a. « Das Modul Wald ». Info LUNO 1/02, 23–24.

Rüegg D. 2002b. « Projektskizze. Arbeiten im Modul Wald des Sachbereiches Landnutzung im Projekt LUNO. Phase 2002 bis 2004. Im Auftrag des BUWAL », Berne. 4 pp.

Rüegg D. 2004. « Erhebungen uber die Verjüngung und den Einfluss von freilebenden Paarhufern im Berner Oberland. Bericht an die Eidgenossische Forstdirektion ». 16 pages.

Rüegg D., Baumann M., Struch M. & Capt S. 1999. « Wald, Wild und Luchs – gemeinsam in die Zukunft! Ein Beispiel aus dem Berner Oberland ». Journal forestier suisse 150, 342–346.

Ruhlé Ch. 2002. « Die politische Meinungsbildung in den Kantonen im Vorfeld der Luchs-Wiederansiedlung – St. Gallen ». Info LUNO 1/02, 11–13.

Ryser A. 2015. « Schlussbericht 2004 bis 2009 zum Modul Luchs im Projekt Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO ». Rapport non publié du KORA pour les cantons d'Appenzell Rhodes-Intérieures, Appenzell Rhodes-Extérieures, Saint-Gall, Thurgovie et Zurich et l'Office fédéral de l'environnement OFEV. 33 pp. avec annexe d'illustrations.

Ryser A. & von Wattenwyl K. 2001. « Das Modul Luchs-Monitoring ». Info LUNO 1/02, 17–20.

Ryser A., von Wattenwyl K., Ryser-Degiorgis M.-P., Willisch C., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2004. « Luchsumsiedlung Nordostschweiz 2001–2003, Schlussbericht Modul Luchs des Projekts LUNO ». KORA-Bericht Nr. 22. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 60 pp.

Ryser A., von Wattenwyl K., Willisch C., Leathwood I., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2005. « 1. Monitoringbericht LUNO2. Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2004/2005 ». KORA Bericht Nr. 31. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 29 pp.

Ryser A., von Wattenwyl K., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2006. « 2. Monitoringbericht LUNO2. Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2005/2006 ». KORA Bericht Nr. 34. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 23 pp.

Ryser A., Theus M., Haag S., Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. 2009. « Resultate des 3. intensiven Fotofallen-Durchgangs im Winter 2008/2009 im Projekt LUNO. Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2008/2009 ». KORA Bericht Nr. 49. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 18 pp.

Ryser A., Greter H., Zimmermann F., Britt R., Breitenmoser Ch. & Breitenmoser U. 2012. « Abundanz und Dichte des Luchses in der Nordostschweiz: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im K-II im Winter 2011/12 ». KORA Bericht Nr. 56. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 18 pp.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2001. « Todesursachen und Krankheiten beim Luchs – eine Übersicht ». KORA Bericht Nr. 8. KORA, Muri b. Berne, Suisse. 19 pp.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2009. « Causes of mortality and diseases of Eurasian lynx ». *In* Iberian lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach. Vargas A., Breitenmoser Ch. & Breitenmoser U. (Eds). Fondacion Biodiversidad, Madrid, Espagne, pp. 274–289.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2013. « Wildlife health investigations: needs, challenges and recommendations ». BMC Veterinary Research 9, 223.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2014. « Causes de mortalité du lynx en Suisse (short section on causes of mortality in lynx in Switzerland) ». *In* LYNX Regards Croisés. Geslin L. Editions Slatkine, Genève, Suisse, p. 67.

Ryser-Degiorgis M.-P., Lutz H., Bauer K., Sager H., Ryser A., Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. 2002a. « Veterinary supervision of Lynx translocation within the swiss alps ». Proceedings of the European Association of Zoo- and Wildlife Veterinarians (EAZWV) 4th scientific meeting, joint with the annual meeting of the European Disease Association (EWDA). May 8–12, Heidelberg, Allemagne, pp. 147–153.

Ryser-Degiorgis M.-P., Ryser A., Bacciarini L. N., Angst C., Gottstein B., Janovsky M. & Breitenmoser U. 2002b. « Notoedric and sarcoptic mange in free-ranging lynx from Switzerland ». Journal of Wildlife Diseases 38, 228–232.

Ryser-Degiorgis M.-P., Meli M. L., Zimmermann F. & Lutz H. 2010. « First evidence of Cytauxzoon sp. Infection in Eurasian lynx ». *In* Abstract book of the European Wildlife Disease Association (EWDA) conference – Healthy wildlife, healthy people. 13–16 September 2010, Vlieland, Pays-Bas, p. 35.

Ryser-Degiorgis M.-P., Marti I., Pisano S. R. R., Wehrle M., Hofmann-Lehmann R., Breitenmoser U., Origgi F. C., Kübber-Heiss A., Knauer F., Meli M. L. 2017. « Suspected feline immunodeficiency virus infection in Eurasian lynx during a translocation program – a veterinary challenge at the interface among health risks, species conservation, animal welfare and politics ». *In* Proceedings of the 66th International Conference of the Wildlife Disease Association. San Cristobal de la Casas, Chiapas, Mexique, p. 27.

Ryser-Degiorgis M.-P, Breitenmoser-Würsten Ch., Marti I., Pisano S. R. R., Pewsner M., Breitenmoser U. & Kovacevic A. 2018. « High prevalence of heart anomalies of suspected genetic origin in a reintroduced Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population, Switzerland ». *In* Proceedings of the 13th Conference of the European Wildlife Disease Association. Larissa, Grèce, p. 27.

Ryser-Degiorgis M.-P., Robert N., Meier R. K., Zürcher-Giovannini S., Pewsner M., Ryser A., Breitenmoser U., Kovacevic A. & Origgi F. C. 2020. « Cardiomyopathy Associated With Coronary Arteriosclerosis in Free-Ranging Eurasian Lynx (*Lynx lynx carpathicus*) ». Frontiers in Veterinary Science 7, 594952.

Ryser-Degiorgis M.-P., Meli M. L., Breitenmoser Ch., Hofmann-Lehmann R., Marti I., Pisano S. R. R. & Breitenmoser U. 2021. « Health surveillance as an important tool in wild felid conservation: experiences with the Eurasian lynx in Switzerland ». Cat News Special Issue 14, sous presse.

Ryser-Degiorgis M.-P., Marti I., Pisano S. R. R., Wehrle M., Breitenmoser Ch., Origgi F. C., […] & Meli M. L. « Management of suspected cases of feline immunodeficiency virus infection in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) during an international translocation program ». Frontiers in Veterinary Science, soumis.

Schaufelberger L. 2018. « Vigilance behaviour of chamois: The influence of predation risk ». Mémoire de master. Department of Evolutionary Biology and Environmental Studies, Université de Zurich (UZH), Zurich, Suisse. 37 pp.

Schifferli L., Rohner J. 2011. « In Erinnerung an Dieter Burckhardt ». Ornithologischer Beobachter 108, 269–273.

Schmid F. S. 2002. « Die Not ist gross – grösser ist die Bruderliebe. – Die Bewältigung der Hochwasser von 1886 im Alpenraum ». In : Am Tag danach. Zur Bewaltigung von Naturkatastrophen in der Schweiz 1500–2000. Pfister C. (Hrsg.). Paul Haupt, Berne, Suisse, pp. 87-99.

Schmidt P. 1976. « Das Wild der Schweiz ». Hallwag Verlag, Berne, Suisse. 708 pp.

Schmidt-Posthaus H., Breitenmoser-Würsten Ch., Posthaus H., Bacciarini L. N. & Breitenmoser U. 2002. « Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland ». Journal of Wildlife Diseases 38, 84–92.

Schnidrig R., Nienhuis C., Imhof R., Bürki R. & Breitenmoser U. (Eds) 2016. « Lynx in the Alps: Recommendations for an internationally coordinated management. RowAlps Report Objective 3 ». KORA Bericht Nr. 71. KORA, Muri bei Bern, Suisse, et OFEV, Ittigen, Suisse. 70 pp.

Schnidrig-Petrig R. & Salm U.P. 2009. « Die Gemse – Biologie und Jagd ». Deuxième édition. Salm Verlag, Berne, Suisse. 207 pp.

Schnyder J. 2014. « Auswirkungen der Wiederansiedlung des Luchses in der Nordostschweiz auf die Reh- und Gamsbestände sowie auf den Wildverbiss im Kanton St. Gallen ». Mémoire de master. Institut Wildbiologie Jagdwirtschaft, Universität fur Bodenkultur Wien (BOKU), Vienne, Autriche. 54 pp.

Schnyder J., Ehrbar R., Reimoser F. & Robin K. 2016. « Huftierbestände und Verbissintensitäten nach der Luchswiederansiedlung im Kanton St. Gallen ». Journal forestier suisse 167, 13–20.

Segelbacher G. & Holderegger R. 2016. « Genetische Vielfalt. In Naturschutzgenetik – Ein Handbuch fur die Praxis ». Holderegger R. & Segelbacher G. (Hrsg.). Haupt Verlag, Berne, Suisse, pp. 25–42.

Service des forêts, de la chasse et de la pêche du canton de Soleure. 2020. « 2020 / MODELL: Luchsstreifgebiete mit Abrechnung pro Luchsindividuum ». https://so.ch/fileadmin/internet/vwd/vwd-awjf-jagd/pdf/Luchs/01_Entschaedigung-2020_Info_DEF.pdf (consulté le 30.07.2021).

Sibly R. M., Collett D., Promislow D. E. L., Peacock D. J., & Harvey P. H. 1997. « Mortality rates of mammals ». Journal of Zoology 243, 1–12.

Sindičić M., Polanc P., Gomerčić T., Jelenčič M., Huber D., Trontelj P. & Skrbinšek T. 2013. Genetic data confirm critical status of the reintroduced Dinaric population of Eurasian lynx. Conservation Genetics 14, 1009–1018.

Sindičić M., Skrbinšek T., Kusak J., Slijepčević V., Huber Đ. & Frković A. 2016. Mortality in the Eurasian lynx population in Croatia during the 40 years. Mammalian Biology 81, 290–294.

Skrbinšek T., Boljte B., Jelenčič M., Sindičić M., Paule L., Promberger B., … & Konec M. 2019. Baseline (pre-reinforcement) genetic status of SE Alpine and Dinaric lynx population. Technical report for A3 action of LIFE Lynx project, 24 pp.

Sommerhalder R. & Ettlinger R. 2001. « Das Effor2-Pilotprogramm Wald und Wild der Kantone Appenzell Ausserrhoden, Appenzell Innerrhoden und St. Gallen ». Journal forestier suisse 152, 282–288.

Spielman D., Brook B. W., Frankham R. 2004. « Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them ». Proceedings of the National Academy of Sciences 101, 15261–15264.

SRF, journal régional Berne-Fribourg-Valais 2017. « Fur die Jäger hat es zu viele Luchse », 9.2.2017, https://www.srf.ch/news/regional/bern-freiburg-wallis/fuer-die-jaeger-hat-es-zu-viele-luchse (consulté le 01.06.2021).

SRF, journal régional Berne-Fribourg-Valais 2018. « Luchse machen der Berner Regierung Beine », 07.06.2018, https://www.srf.ch/news/regional/bern-freiburg-wallis/luchs-im-berner-oberland-luchse-machen-der-berner-regierung-beine (consulté le 01.06.2021).

Stahl P., Vandel J.-M., Ruette S., Coat L., Coat Y. & Balestra L. 2002. « Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura ». Journal of Applied Ecology 39, 204–216.

Straub M. 2002. « Die politische Meinungsbildung in den Kantonen im Vorfeld der Luchs-Wiederansiedlung – Zürich ». Info LUNO 1/02, 14.

Struch M. 2017. « Das Management des Luchses im Kanton Solothurn ». Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft des Kantons Solothurn, volume 43, 214–218.

Struch M. 2020. « Das Luchsmanagement im Kanton Solothurn. Leistungsauftrag Luchsmonitoring 2020. Amt fur Wald, Jagd und Fischerei, Kanton Solothurn », Soleure, Suisse. 10 pp.

Stubbe C. 1997. « Rehwild: Biologie, Okologie, Bewirtschaftung ». Parey Buchverlag, Berlin, Allemagne. 400 pp.

Teurlings I. J. M., Odden J., Linnell J. D. C. & Melis C. 2020. « Caching Behavior of Large Prey by Eurasian Lynx: Quantifying the Anti-Scavenging Benefits ». Diversity 12, 350.

UICN/SSC 2013. « Lignes directrices de l'UICN sur les réintroductions et les autres transferts aux fins de la sauvegarde ». Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Suisse. 57 pp.

Vimercati E. 2014. « Predation of Eurasian lynx on roe deer fawns and chamois kids in the Northwestern Swiss Alps ». Mémoire de master. ZHAW, Wädenswil, Suisse. 25 pp.

Vogt K. & Ryser A. 2017. « Prädation und Interaktion mit anderen Arten ». Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft des Kantons Solothurn, volume 43, 205–213.

Vogt K., Zimmermann F., Kölliker M. & Breitenmoser U. 2014. « Scent-marking behaviour and social dynamics in a wild population of Eurasian lynx *Lynx lynx* ». Behavioural Processes 106, 98–106.

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, 1225–1227.

Vogt K., Signer S., Ryser A., Schaufelberger L., Nagl D., Breitenmoser U. & Willisch C. 2019. « Einfluss von Luchspradation und Jagd auf die Gemse – Teil 1 und 2. Bericht in Zusammenarbeit mit dem Jagdinspektorat des Kantons Berne ». KORA Bericht Nr. 84. KORA, Muri bei Bern, Suisse. 161 pp.

von Arx M. 2013. « Kommunikation und Beziehung zweier Interessensgruppen – Jäger und Naturschützer – am Beispiel Grossraubtiermanagement in der Schweiz ». MAS Transcultural Communication & Management, Institut für Kommunikation und Führung IKF, Lucerne, Suisse, 144 pp.

von Arx M. 2020. « *Lynx lynx* » (version modifiée de l'évaluation de 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T12519A177350310. https://www.iucnredlist.org/fr/species/12519/177350310. Consulté le 27 janvier 2021.

Von Tschudi F. 1868. « Das Thierleben der Alpenwelt ». 8e édition. Weber, Leipzig, Allemagne. 528 pp.

Wild-Eck S. & Zimmerman W. 2001. « Raubtierakzeptanz in der Schweiz: Erkenntnisse aus einer Meinungsumfrage zu Wald und Natur ». Forest Snow and Landscape Research 76, 285–300.

Willi B., Filoni C., Catao-Dias J. L., Cattori V., Meli M. L., Vargas A., […] & Hofmann-Lehmann R. 2007. « Worldwide occurrence of feline hemoplasma infections in wild felid species ». Journal of Clinical Microbiology 45, 1159–1166.

Winter C. 2004. « LUNO – Luchsumsiedlung Nordostschweiz. Modul Ungulaten. Abschlussbericht ». Ecotec SA, Genève, Suisse. 34 pp.

Wolf N. 2019. « Wildlife poisoning in Switzerland, years 2000–2016 ». Mémoire de master, Université de Berne, Berne, Suisse. 48 pp.

Wölfl M., Bufka L., Červený J., Koubek P., Heurich M., Habel H., Hubert T. & Poost W. 2001. Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. Acta Theriologica 46, 181–194.

Wölfl S., Mináriková T., Belotti E., Engleder T., Schwaiger M., Gahbauer M., … & Zápotočný Š. 2020. Lynx Monitoring Report for the Bohemian-Bavarian-Austrian Lynx Population in 2018/2019. Report prepared within the 3Lynx project, 27 pp.

Wullschleger E. 1985. « 100 Jahre Eidgenössische Anstalt fur das forstliche Versuchswesen 1885–1985, Teil 1 : Die Geschichte der EAFV ». Mitteilungen der Eidgenossische Anstalt fur das Forstliche Versuchswesen, vol. 61/1. Institut fédéral de recherches forestières, Birmensdorf, Suisse. 630 pp.

Wullschleger E. 1974. « 100 Jahre Eidgenossische Anstalt fur das forstliche Versuchswesen 1885–1985 – Teil 1: Die Geschichte der EAFV ». Mitt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. 630 pp.

WWF Suisse, ChasseSuisse, Pro Natura & Fédération suisse d'élevage ovin. 2012. « Gemeinsame Grundsätze der Verbände zur Grossraubtierpolitik ». Communiqué de presse du 08.05.2012, 4 pp.

Yoccoz N. G., Nichols J. D. & Boulinier T. 2001. « Monitoring of biological diversity in space and time ». Trends in Ecology & Evolution 16, 446–453.

Zahner und Partner AG & ARNAL AG. 2001. « Kommunikationskonzept Luchsumsiedelung Nordostschweiz LUNO. Projektbericht », 50 pp.

Zimmermann F. 2019. « Monitoring von grossen Beutegreifern ». *In* Wolf, Luchs und Bär in der Kulturlandschaft. Konflikte, Chancen, Lösungen im Umgang mit grossen Beutegreifern. Heurich M. (Hrsg.). Eugen Ulmer KG, Stuttgart, Allemagne, pp. 165–200.

Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2007. « Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges ». Wildlife Biology 13, 406–416.

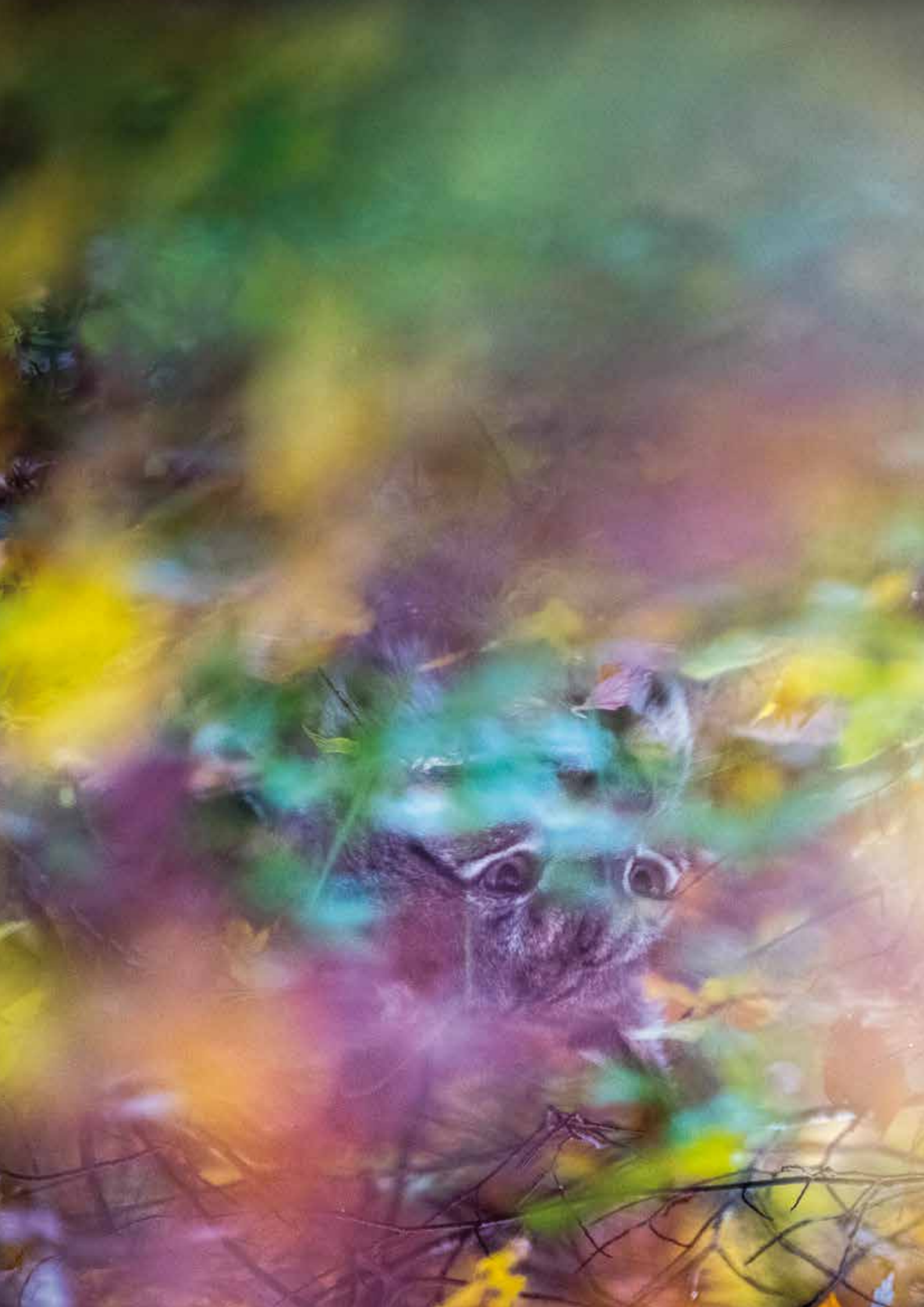
Zimmermann F., von Wattenwyl K., Ryser A., Molinari-Jobin A., Capt S., Burri A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch. & Angst Ch. 2003. « Monitoring Luchs Schweiz 2002 ». KORA Bericht Nr. 16. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 38 pp.

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. 2005. « Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland ». Journal of Zoology 267, 381–395.

Zimmermann F., Weber J.-M., Dirac C., Ryser A., Breitenmoser-Würsten Ch., Capt S. & Breitenmoser U. 2010. « Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2009 ». KORA Bericht Nr. 53. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 51 pp.

Zimmermann F., Greter H., Fuchs S., Foresti D., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. 2015. « Abundanz und Dichte des Luchses in der Nordostschweiz: Fang-Wiederfang-Schatzung mittels Fotofallen im K-II im Winter 2014/15 ». KORA Bericht Nr. 67. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 15 pp.

Zimmermann F. & Foresti D. 2016. « Capture-recapture methods for density estimations ». *In* Camera trapping for wildlife research. Rovero F. & Zimmermann F. (Eds.). Pelagic Publishing, Exeter, Royaume-Uni, pp. 95–141.

Zimmermann F., Foresti D. & Rovero F. 2016. « Behavioural studies ». In : Camera trapping for wildlife research. Rovero F. & Zimmermann F. (Eds). Pelagic Publishing, Exeter, Royaume-Uni, pp. 142–167.

Zimmermann F., Zoss R., Ryser J., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U. & Kunz F. 2018. « Abundanz und Dichte des Luchses in den Westschweizer Alpen: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen in den Referenzgebieten Simme-Saane (IVa) und teilweise Rhone-Nord (IVc) im Winter 2017/18 ». KORA Bericht Nr. 82d. KORA, Muri b. Bern, Suisse. 25 pp.