

Effets des mesures de gestion létales et non létales visant les loups (*Canis lupus*) sur les attaques contre le bétail dans les hauteurs du Golan, en Israël

Received: 3 April 2025 | Accepted: 18 October 2025

DOI: 10.1002/2688-8319.70157

RESEARCH ARTICLE



Ecological Solutions and Evidence

Effects of lethal and non-lethal wolf (*Canis lupus*) management measures on livestock depredation in the Golan Heights, Israel

Rona Nadler Valency^{1,2}  | Guy Shavit² | Shlomo Preiss-Bloom^{1,3}  | Sivan Margalit² | Dror Ben-Ami^{1,3}  | Tamar Dayan¹ 

Résumé

1. La population de loups gris (*Canis lupus*) des Hauts du Golan compte parmi les plus denses au monde, avec 80 à 100 individus répartis sur moins de 1 000 km² d'un territoire à usages multiples comprenant notamment de vastes pâturages pour bovins et ovins. Les attaques contre le bétail et les abattages de loups en représailles sont à l'origine d'un conflit persistant entre les éleveurs, les défenseurs de l'environnement et les autorités chargées de la gestion.
2. À partir de 9 années (2013-2021) de données vérifiées sur les attaques de bovins et les abattages de loups, nous avons évalué les effets des **stratégies de gestion** des loups, létales et non létales, à l'aide d'une analyse du délai avant l'événement (survie), d'évaluations spatiales et saisonnières, ainsi que d'une comparaison de deux exploitations agricoles aux pratiques contrastées.
3. Le contrôle létal n'a pas réduit la prédation récurrente à des échelles de 1 ou 36 km² ; **au contraire**, le mois et l'année se sont révélés être des facteurs prédictifs plus importants, la prédation atteignant son pic en hiver, lorsque la disponibilité des proies sauvages était la plus faible. Sur le **plan spatial**, 83% des événements de prédation ultérieurs se sont produits à plus de 6 km des sites d'abattage, avec un pic entre 6 et 12 km, ce qui indique un **effet de débordement potentiel**. La comparaison entre les exploitations a montré que les tirs intensifs ne réduisaient pas la prédation par rapport à une gestion non létale.
4. **Implication pratique** : les interventions létales ne constituent pas un outil systématiquement efficace pour réduire la prédation du bétail dans les écosystèmes à forte densité de loups. La gestion doit tenir compte des **effets secondaires** écologiques de l'abattage et privilégier des **stratégies adaptatives non létales** telles que les chiens de garde, la mise bas saisonnière ciblée et le pâturage tournant.

MOTS-CLÉS : Hauts du Golan, loup gris, interactions entre l'homme et la faune sauvage, létales, non létales, gestion de la faune sauvage, gestion des loups

1. INTRODUCTION

Le loup gris (*Canis lupus*) est l'un des carnivores les plus répandus ; il joue un rôle écologique essentiel en tant que prédateur au sommet de la chaîne alimentaire dans de nombreux écosystèmes à travers le monde. Autrefois largement répandues en Amérique du Nord, en Europe et en Asie, les populations de loups gris ont été considérablement réduites au cours des XIX^{ème} et XX^{ème} siècles en raison de la destruction de leur habitat, de la chasse et des abattages systématiques (Boitani et al., 2022 ; Mech & Boitani, 2003 ; Ripple et al., 2014). La mise en œuvre de programmes d'éradication des prédateurs, alimentée par les conflits entre l'homme et les carnivores, ainsi que la perception des loups comme une menace pour le bétail et la sécurité humaine, a eu un impact significatif sur leurs populations, en particulier aux États-Unis et en Europe (Chapron et al., 2014 ; Wayne & Hedrick, 2011). Dans de nombreuses régions, des exterminations locales ont été enregistrées, et l'espèce a connu une extinction fonctionnelle dans une grande partie de son ancienne aire de répartition (Musiani & Paquet, 2004). Bien que les loups gris aient connu un rétablissement considérable au cours du siècle dernier, facilité par des protections légales et des efforts de réintroduction dans la nature, l'espèce continue de faire face à des défis liés aux activités humaines et à la fragmentation de l'habitat (Mech & Boitani, 2003 ; Petridou et al., 2023).

Concilier les objectifs de conservation et la réduction des attaques contre le bétail est source de conflits considérables au sein des communautés rurales. Des études montrent que les loups préfèrent s'attaquer à des proies naturelles lorsqu'elles sont disponibles ; **cependant**, les attaques contre le bétail se produisent généralement dans des régions où les populations de proies sont appauvries ou où la densité du bétail est élevée (Meriggi & Lovari, 1996 ; Treves et al., 2004). Pour **atténuer** ces conflits, des stratégies non létales telles que les chiens de garde du bétail (LGD), les clôtures anti-prédateurs et les programmes d'indemnisation communautaire ont été mises en œuvre avec plus ou moins de succès (Eklund et al., 2017 ; van Eeden et al., 2018). **Cependant**, l'abattage sélectif reste largement utilisé pour contrôler les populations de loups et réduire les conflits entre l'homme et la faune sauvage, ce qui suscite des débats éthiques et des inquiétudes quant aux conséquences écologiques de telles mesures (Chapron & Treves, 2016 ; Santiago-Ávila et al., 2018).

L'efficacité des programmes de gestion létale fait l'objet d'inquiétudes croissantes (Elbroch & Treves, 2023 ; Linnell et al., 1999 ; Poudyal et al., 2016 ; Reichmann & Dolev, 2020 ; Reichmann & Saltz, 2005 ; Santiago-Ávila et al., 2018 ; Treves et al., 2009, 2016). Bien que certaines études aient rapporté des résultats en faveur de l'abattage sélectif (Bradley & Pletscher, 2005 ; Harper et al., 2008), d'autres n'ont constaté aucun effet (positif ou négatif) (Kutal et al., 2024 ; Suba et al., 2023) ou ont mis en évidence un effet négatif se traduisant par une augmentation des pertes de bétail (Grente et al., 2024 ; Santiago-Ávila et al., 2018). L'effet de la gestion létale varie généralement selon les zones géographiques, les saisons, la disponibilité des proies naturelles, la densité des animaux domestiques, la taille de la population de loups et les types d'élimination, ce qui souligne l'importance du contexte local (Santiago-Ávila et al., 2018 ; Treves et al., 2016). Cette observation est en outre étayée par les récentes conclusions de Merz et al. (2025), qui mettent en évidence des résultats cohérents entre différents groupes de recherche indépendants.

La gestion létale peut avoir des effets imprévus à l'échelle du paysage. L'effet de débordement spatial se produit lorsque les mesures de contrôle létal augmentent le risque de prédation dans les zones voisines (Santiago-Ávila et al., 2018). Une explication possible est que les meutes de loups qui se divisent en plusieurs meutes plus petites, en raison de la mort d'un membre de la meute, peuvent tuer davantage de proies (en termes de biomasse) que la meute d'origine (Zimmermann et al., 2015). Des preuves circonstanciées proviennent de cas où l'abattage de loups n'a pas permis de réduire les attaques contre le bétail et a exacerbé les conflits (Santiago-Ávila et al., 2018 ; Treves et al., 2016). De plus, dans de nombreuses régions où les zones d'occupation de l'homme et de la faune sauvage se chevauchent fortement, on sait que les tirs perturbent la structure sociale des meutes de loups. L'élimination des adultes dominants peut fragmenter des meutes stables en groupes plus petits, qui perdent alors leur capacité à chasser en coopération de grandes proies sauvages. Ces groupes plus petits peuvent se tourner plus fréquemment vers le bétail, ce qui entraîne une augmentation, plutôt qu'une réduction, du risque de prédation (Bassing et al., 2019 ; Borg et al., 2015 ; Cassidy et al., 2023 ; Eklund et al., 2017 ; Elbroch & Treves, 2023 ; Rutledge et al., 2010). Cependant, il n'est pas certain que ces effets s'appliquent de manière universelle dans différents contextes environnementaux et de gestion.

Dans les hauteurs du Golan, en Israël, où la densité de loups est exceptionnellement élevée au sein d'une mosaïque d'utilisations des sols à la fois agricoles et naturelles, une gestion létale est mise en œuvre depuis plus de deux décennies (Reichmann & Dolev, 2020). Malgré l'efficacité avérée des chiens de garde et d'autres outils non létaux (Gavagnach & Ben-Ami, 2023), l'abattage reste la principale méthode pour atténuer les attaques de loups sur le bétail. Les loups de cette région ont des domaines vitaux inhabituellement petits ($46 \pm 16 \text{ km}^2$) par rapport à ceux des loups d'Europe du Sud ($80\text{-}240 \text{ km}^2$), un phénomène attribué à la forte disponibilité de proies sauvages et de bétail dans une zone qui fournit environ 60% de la viande bovine d'Israël (Reichmann, 2007 ; Dolev et al., 2011).

Le chevauchement qui en résulte entre les territoires des loups et les pâturages a entraîné un conflit persistant entre les éleveurs, les défenseurs de la nature et les autorités (Reichman, 2007). En réponse, l'Autorité Israélienne de la nature et des parcs (INPA), en collaboration avec des partenaires des secteurs agricole et de l'élevage, a lancé en 2003 (et mis à jour en 2020) un plan officiel de gestion des loups, combinant des mesures de dissuasion non létales à un abattage réglementé des loups à la suite d'attaques, sous autorisation (Reichmann & Dolev, 2020). Ce plan part du principe que l'élimination des « loups nuisibles » permettra de réduire les prédictions futures pendant une période pouvant aller jusqu'à un an (Linnell et al., 1999). Cependant, l'efficacité réelle et les conséquences écologiques plus larges de cette stratégie font encore l'objet de débats.

L'objectif de cette étude était d'évaluer les effets des mesures de gestion des loups sur la prédation du bétail. Nous avons émis l'hypothèse que le paysage en mosaïque, combiné à la forte densité de loups, créerait des effets de débordement, les loups déplacés se réinstallant rapidement dans des territoires adjacents. Nous avons également examiné l'impact relatif de la saisonnalité sur les incidents de prédation, en partant du principe qu'en hiver, lorsque les proies naturelles disponibles se font plus rares, la prédation augmente. Enfin, nous avons comparé l'efficacité à long terme des stratégies de gestion létales et non létales entre deux

ranchs. Pour tester ces **hypothèses**, nous avons analysé neuf années de données vérifiées sur la prédation par les loups et les registres d'abattage à l'aide d'une combinaison d'analyses temporelles, spatiales et de survie.

2. MATERIEL et METHODES

2.1. Site d'étude

L'étude a été menée sur les Hauts du Golan, une région du nord d'Israël couvrant environ 1 000 km², bordée par le Liban au nord, la Syrie à l'est et la Jordanie au sud. Le climat y est essentiellement méditerranéen, caractérisé par des étés chauds et secs et des hivers froids et humides, avec des précipitations annuelles moyennes d'environ 700 mm (Gophen, 2021). Le paysage est principalement composé de prairies entrecoupées de sources naturelles et de petites zones arbustives ouvertes dominées par des forêts de chênes clairsemées.

Les Hauts du Golan présentent une densité de population relativement faible, avec environ 52 000 habitants aux 1000 km², vivant principalement dans de petites villes et des agglomérations agricoles (Bureau central des statistiques d'Israël, 2021). L'occupation des sols dans la région est variée : de vastes zones sont réservées au pâturage en liberté des bovins et des ovins, tandis que des réserves naturelles protégées s'étendent sur environ 295 km² et que l'agriculture de culture est dispersée (Reichmann & Dolev, 2020). **De plus**, certaines parties du paysage sont désignées comme zones de tir militaires ou champs de mines clôturés, ce qui restreint l'accès des personnes et l'utilisation des terres.

La dynamique prédateur-proie dans les Hauts du Golan est façonnée par un groupe diversifié d'espèces de mammifères, notamment le loup gris, le chacal doré, le sanglier (*Sus scrofa*) et la gazelle des montagnes (*Gazella gazella*), espèce menacée (Preiss-Bloom et al., 2025b). Ces espèces d'ongulés (sangliers et gazelles) constituent la principale base de proies des loups du Golan (Reichmann & Saltz, 2005). Parmi les autres mésoprédateurs et petits mammifères courants, on trouve le renard roux (*Vulpes vulpes*), le porc-épic à crête Indien (*Hystrix indica*), la mangouste d'Égypte (*Herpestes ichneumon*) et le lièvre du Cap (*Lepus capensis*) (Yom-Tov & Mendelssohn, 1988).

Les hauteurs du Golan connaissent des variations saisonnières marquées, caractérisées par un hiver court (de novembre à février) avec des températures plus fraîches et des précipitations abondantes, atteignant leur pic en janvier (150,9 mm). Cette période se distingue par des journées plus courtes, une disponibilité en eau accrue et une végétation luxuriante. S'ensuit un printemps court (de mars à juin), durant lequel les températures augmentent progressivement tandis que les précipitations diminuent rapidement.

Cette période de transition favorise une croissance végétale maximale, soutenant les populations d'herbivores avant l'arrivée de la saison sèche. La longue période aride de l'été et de l'automne (de juin à octobre) se caractérise par des conditions chaudes et sèches, avec des précipitations minimales et des températures atteignant leur maximum en juillet et août (30°C à 31°C en moyenne) (Time and Date, 2025). Bien que les précipitations recommencent en octobre, les conditions globalement sèches persistent, affectant les sources d'eau, la végétation et la disponibilité des proies.

En Israël, les loups sont classés comme espèce protégée et sont généralement à l'abri de toute atteinte, sauf si un permis spécial d'abattage est délivré, généralement sur la base de rapports vérifiés faisant état de prédateurs dans les zones de pâturage (Becker & Gutman, 2007 ; Becker & Farja, 2017). Ayant été sauvée de la quasi-extinction au cours des dernières décennies grâce à l'amélioration des politiques de protection de la faune sauvage, la population de loups du Golan est aujourd'hui estimée à 80-100 individus, comprenant 9 à 11 meutes reproductrices et des loups solitaires, sur une superficie inférieure à 1 000 km² (Reichmann & Dole, 2023). Pour plus d'informations concernant le site d'étude et le contexte de la gestion des loups en Israël, voir l'annexe S1 (Section 1).

2.2. Collecte des données

Afin d'examiner les effets des mesures de gestion létales et non létales des loups (*C. lupus*) sur les attaques contre le bétail dans les hauteurs du Golan, nous avons réalisé une analyse rétrospective des registres officiels collectés sur une période de 9 ans (2013-2021). Notre analyse s'est appuyée sur quatre ensembles de données clés : les **registres d'abattage** des loups pour évaluer l'ampleur et la répartition spatiale des efforts de chasse ; les **incidents** de prédation sur le bétail signalés afin d'évaluer si les interventions létales ont influencé le risque de prédation ultérieure ; un ensemble de **données géographiques** sur les pâturages par exploitation pour examiner les schémas spatiaux de la prédation et des abattages ; et des registres partiels de la population bovine pour tenir compte des variations de la disponibilité du bétail au fil du temps. Au cours de la dernière décennie, les autorités gouvernementales ont systématiquement collecté des données sur les incidents de prédation par les loups et d'abattage sélectif dans les Hauts du Golan ; ces données sont gérées par l'INPA et le ministère de l'Agriculture. Les éleveurs signalaient les incidents de prédation aux gardes forestiers de l'INPA, qui vérifiaient les faits et délivraient des permis de tir lorsque cela était justifié. Nous avons obtenu les fichiers de données de l'INPA relatifs aux prédateurs et aux tirs, et avons demandé des registres corroborants au ministère de l'Agriculture. Afin de garantir la cohérence et la pertinence des données, nous avons édité et nettoyé l'ensemble de données, en excluant les enregistrements hors des Hauts du Golan et ceux ne comportant pas d'informations clés telles que le lieu, l'heure ou le type de prédateur. En intégrant ces ensembles de données, nous avons évalué si les mesures de contrôle létales réduisaient ou exacerbaient le risque de prédation et avons exploré les tendances spatiales et temporelles plus larges du conflit entre l'homme et les carnivores.

2.2.1. Ensembles de données sur 9 ans et méthodes de recoupement

Les registres d'abattage et de prédation des loups ont été systématiquement documentés sur une période de neuf ans afin de garantir leur exactitude et leur fiabilité. Les données relatives aux tirs ont été compilées à partir des rapports officiels soumis par les éleveurs aux gardes forestiers de l'INPA et consignées dans un ensemble de données officiel. Lorsqu'une prédation par des loups était confirmée, les gardes forestiers délivraient des permis de tir autorisant l'élimination d'un maximum de cinq loups par permis afin d'atténuer les risques de prédation en cours. Le nombre de loups abattus dans le cadre de chaque permis a été déterminé à partir des demandes de remboursement d'abattage soumises au ministère de l'Agriculture, ce qui a permis de constituer un registre croisé des interventions létales. Les incidents de prédation suivaient un processus de signalement structuré : les éleveurs qui constataient des pertes de bétail suspectées d'être liées aux loups contactaient un garde de l'INPA. Le garde forestier procédait à une évaluation sur le terrain pour vérifier la cause du

décès et n'incluait dans l'ensemble de données officiel que les cas confirmés de prédation par des loups. Ces enregistrements étaient essentiels pour évaluer les tendances spatiales et temporelles de la prédation et pour déterminer si l'abattage influençait le risque futur de prédation dans la même zone ou dans les zones voisines.

2.2.2. Calque SIG du paysage

Les analyses spatiales ont été réalisées à l'aide d'un calque SIG délimitant les pâturages par propriété, fourni par l'Institut de recherche Shamir (2022). D'autres calques comprenaient des parcelles de pâturage, des mailles de 1 km² et des segments agrégés de 36 km². Cette structure a permis de comparer les événements de prédation et d'abattage à des échelles spatiales fines (1 km²) et plus grossières (36 km²).

2.3. Analyse temporelle : date et saison des événements représentés sur des cartes thermiques

Afin d'étudier les tendances saisonnières et temporelles des incidents liés aux loups, nous avons analysé à la fois les incidents de chasse et les cas de prédation sur l'ensemble de la période d'étude. Chaque incident enregistré a été associé à une date précise, ce qui nous a permis de générer des cartes thermiques illustrant la répartition mensuelle des événements au fil des années. Deux cartes thermiques distinctes ont été créées : l'une pour les cas de prédation et l'autre pour les incidents de chasse. Ces visualisations ont révélé des tendances saisonnières récurrentes et des périodes d'activité accrue.

Afin de quantifier statistiquement les effets saisonniers, nous avons ajusté un modèle linéaire mixte généralisé (GLMM) avec estimation par maximum de vraisemblance restreinte. Le modèle a été spécifié comme suit :

$$\text{total.event} \sim \text{saison} + (1 \mid \text{bétail.année})$$

où (total.event) correspond au nombre mensuel d'événements (qu'il s'agisse d'incidents de prédation ou d'abattage). L'effet fixe, « saison », a été classé en trois périodes : hiver, printemps et été-automne, afin de saisir les différences biologiquement significatives en termes de disponibilité du bétail, de périodes de mise bas et de conditions environnementales. L'intercepte aléatoire (« cheptel.année ») représente l'année agricole (de mars à février de l'année suivante) et rend compte de la variation interannuelle de l'exposition du bétail et de l'intensité des signalements. Cette structure nous a permis de modéliser les effets saisonniers tout en contrôlant les mesures répétées d'une année à l'autre. Il convient de noter que, pour cette analyse, nous n'avons pas pu utiliser l'ensemble de données 2021/22 car il était incomplet (il manquait les mois de janvier et février 2022).

Le modèle a été ajusté dans R, un langage de programmation statistique, à l'aide du package lmerTest (Kuznetsova et al., 2017) sans paramètres d'optimisation.

2.4. Analyse du délai avant l'événement (survie)

Nous avons adapté les méthodes de Santiago-Ávila et al. (2018) pour évaluer le moment où se produisaient les événements de prédation récurrents après les incidents initiaux au sein d'une même cellule de grille (à l'échelle de 1 ou 36 km²). Dans ce cadre, l'événement A correspondait soit à une « réaction létale » (prédation suivie de l'abattage du loup), soit à une

« réaction non létale » (prédation sans abattage ultérieur). L'événement **B** correspondait à la prédation suivante enregistrée dans la même zone. Si un événement perturbateur survenait avant la prochaine prédation enregistrée, l'intervalle de temps était censuré. La censure intervenait lorsque : un tir perturbateur avait lieu avant la prédation suivante (la période de risque prenait fin prématurément), ou qu'aucune prédation ultérieure ne se produisait dans les 60 jours (l'effet comportemental supposé n'étant plus actif). Cette approche standard dans les analyses du délai jusqu'à l'événement permet d'inclure des intervalles incomplets sans biaiser les estimations de survie.

Nous avons utilisé des courbes de Kaplan-Meier, des tests du log-rank et des modèles de risques proportionnels de Cox pour évaluer l'influence du traitement, de l'année, du mois (variable dans le temps) et de la saison. La fréquence de la prédation variant considérablement selon les sites, des modèles stratifiés et de fragilité ont été testés afin de tenir compte de l'hétérogénéité au niveau des sites. La sélection des modèles s'est appuyée sur la concordance, le pseudo- R^2 , le critère d'information d'Akaike (AIC) et la significativité des covariables.

2.4.1. Organisation des données pour l'analyse de survie

Nous avons adapté les méthodes de Santiago-Ávila et al. (2018) pour évaluer le moment où se produisaient les événements de prédation récurrents après les incidents initiaux (Figure 1). Les événements ont été classés comme suit :

Type : (a) « Isolé » : prédation ou tir unique sans récurrence dans la même zone et au même moment. (b) « Récurrent » : plusieurs événements de prédation ou d'abattage survenus au cours d'une période définie dans la même zone.

Traitement : dans ce cadre, l'événement **A** correspondait à (a) une « réponse létale » : prédation suivie d'un abattage. Plus précisément, il était défini comme l'abattage sélectif de loups à proximité du site où le bétail avait été victime de prédation (événements de prédation survenus au cours d'une certaine période et d'une certaine année, accompagnés d'un abattage ultérieur) ou (b) une « réponse non létale » à la prédation, sans abattage. Cette mesure a été décrite comme une approche non létale dans laquelle le garde forestier a communiqué avec l'éleveur et a choisi de ne pas abattre de loups dans une zone et une période définies. L'événement **B** correspondait à la prédation suivante enregistrée dans la même zone. Échelles spatiales : (a) des unités de 1 km², composées de 1 600 carrés, couvrant chacun 1 km². Cette échelle a été choisie comme échelle spatiale de base compte tenu de la superficie relativement réduite des Hauts du Golan (environ 1 000 km²). (b) Segments de 36 km², composés de 44 carrés, correspondant approximativement au domaine vital moyen d'un loup dans le Golan (46 ± 16 km²). Pour plus de détails, veuillez vous reporter à l'Annexe S1 (Section 1).

Unités d'analyse (« sujets ») : chaque emplacement-période où plusieurs événements se sont produits dans un délai de 60 jours (voir Section 3.3) a été considéré comme une **unité d'analyse**, subdivisée en strates (séquences chronologiques d'événements). Chaque strate commençait par un événement formateur (prédation ou tir) et se terminait soit par une prédation récurrente, soit par une censure.

La censure survenait lorsqu'un tir perturbateur avait lieu avant la prédation suivante (la période de risque prenait fin prématurément) ou lorsqu'aucune prédation ultérieure ne se produisait dans les 60 jours (ce qui supposait que l'effet comportemental n'était plus actif). Cette approche permet d'inclure des intervalles incomplets sans biaiser les estimations de survie.

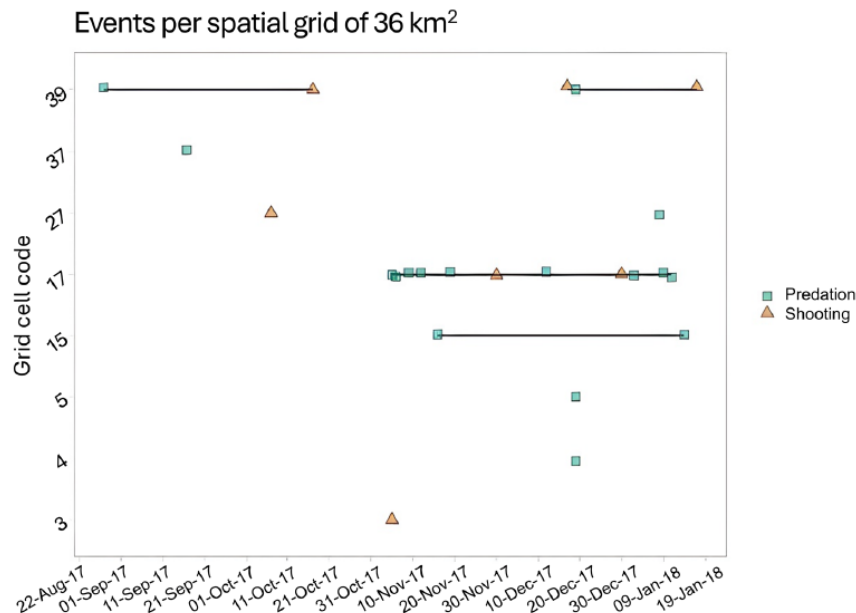


FIG. 1. Exemple illustrant l'organisation des événements au sein d'une cellule de grille de 36 km² (SEGMENT) entre août 2017 et janvier 2018. Les triangles rouges représentent les incidents de tir, tandis que les carrés verts représentent les incidents de prédation. Les lignes indiquent le délai de récurrence des incidents après les premiers cas de prédation, dans un délai de 60 jours au sein de chaque cellule de la grille. Les points sont légèrement décalés (jitter) afin de distinguer les incidents survenus à proximité les uns des autres au sein d'une même cellule de la grille. Cette figure est destinée à illustrer la structure des délais de survenue des événements, plutôt qu'à représenter l'ensemble des données

2.4.2. Période d'analyse de survie et adaptation aux hauteurs du Golan

Contrairement aux systèmes connaissant des hivers rigoureux (où la mise à l'abri annuelle du bétail crée une réinitialisation naturelle), le pâturage sur les Hauts du Golan se pratique toute l'année. Nous avons donc défini les unités d'analyse par groupes d'événements plutôt que par cycles annuels, en utilisant un seuil de 60 jours basé sur la médiane des intervalles observés (≈ 30 jours) et les écarts moyens (70 à 90 jours) (Figure 6).

2.5. Analyse spatio-temporelle

Afin d'évaluer la répartition spatiale des événements de prédation à la suite d'abattages de loups, nous avons construit une matrice spatio-temporelle reliant chaque abattage (défini par son lieu et son heure) aux événements de prédation qui ont suivi. L'analyse s'est limitée aux événements de prédation survenus dans les 60 jours suivant un abattage, en partant du principe que toute réaction comportementale des loups – qu'il s'agisse de déplacement, de réorganisation ou de compensation – serait la plus évidente au cours de cette courte période. Ce seuil a été choisi afin d'augmenter la probabilité d'identifier des schémas liés de manière causale tout en minimisant l'influence du bruit écologique, tel que les changements saisonniers dans la dynamique des meutes, la mortalité naturelle ou la dispersion à longue distance. Notre approche s'aligne sur les conclusions de Grente et al. (2024), qui ont souligné l'importance de limiter les échelles temporelles et spatiales pour améliorer la détection des

effets à petite échelle de la gestion létale. Elle est également cohérente avec une littérature plus large suggérant que les **réponses** comportementales des prédateurs face au contrôle létal sont généralement de courte durée et localisées dans l'espace (Treves et al., 2016).

Pour chaque tir, nous avons identifié l'événement de prédation unique qui était à la fois le plus proche dans le temps et le plus proche dans l'espace. Les distances entre les tirs et les événements de prédation ont été regroupées par intervalles de 6 km (par exemple 0-6 km, 6-12 km, etc.) et leurs fréquences ont été représentées à l'aide d'un histogramme. Le choix d'intervalles de 6 km reflète la résolution spatiale intermédiaire utilisée dans des études récentes telles que celle de Grente et al. (2024), qui mettent en garde contre l'analyse d'échelles spatiales trop larges ou trop grossières susceptibles de masquer des effets localisés.

Afin d'améliorer la précision spatiale, nous avons intégré une couche administrative SIG représentant les limites des parcelles de pâturage à travers les Hauts du Golan (Figure 2), ce qui nous a permis d'aligner les événements d'abattage et de prédation au sein d'unités au niveau des ranchs. Seuls les événements de prédation survenus après un abattage ont été pris en compte, garantissant ainsi une directionnalité temporelle. Cette approche a permis une évaluation ciblée de la dynamique de prédation à court terme et spatialement explicite, potentiellement associée à la gestion létale (voir également la Section 3.3).

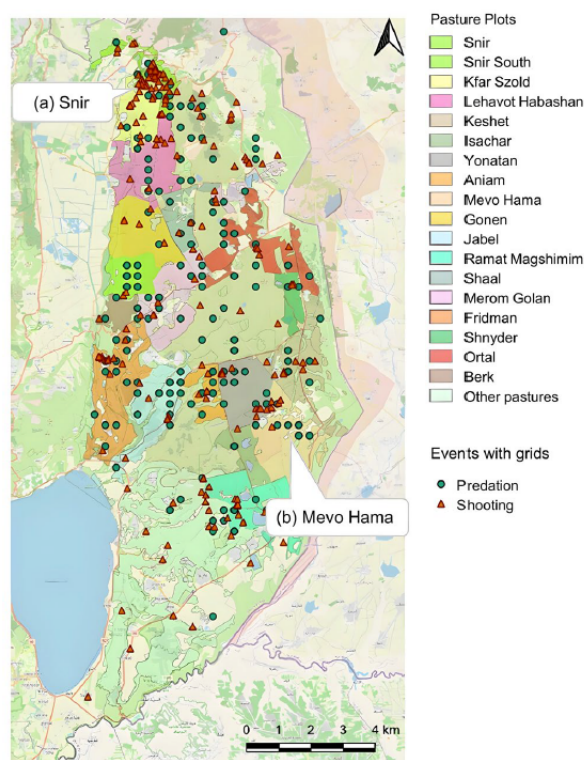


FIG. 2. Analyse spatiale des abattages de loups et des attaques de bétail sur des parcelles de pâturage dans les Hauts du Golan au cours des neuf années d'étude (2013-2021). Deux ranchs (évoqués à la section 2.6), « Snir » (a) et « Mevo Hama » (b), sont mis en évidence

2.6. Étude de cas : comparaison entre stratégies de gestion létales et non létales

Afin d'examiner l'impact de différentes stratégies de gestion des loups sur la prédation du bétail dans les Hauts du Golan, nous avons comparé deux ranchs aux pratiques contrastées : (A) le ranch Sir (contrôle principalement létal, 50 tirs au cours de l'étude) et (B) le ranch

Mevo Hama (méthodes non létales : clôtures, animaux de garde, pâturage tournant ; 8 tirs). Les incidents de prédation ont été normalisés par 10 km² et répartis en deux périodes (avant 2017 et après 2017) afin de refléter le changement de stratégie de gestion du ranch Sir (A) vers un recours accru aux tirs. Les données ont été représentées graphiquement sur une base mensuelle (voir Section 3.6 ; Figure 8).

Au ranch Snir (A), un changement notable de gestion s'est produit en 2017, lorsque des réorganisations ont entraîné une augmentation des abattages de prédateurs. Au cours de la période d'étude, ce ranch a signalé 50 abattages. Pour l'analyse, les événements de prédation ont été répartis en deux périodes, avant et après 2017, et normalisés par superficie afin d'évaluer les évolutions au fil du temps.

En revanche, le ranch Mevo Hama (B) a toujours appliqué la méthode d'élevage d'Alan Savory (également connue sous le nom de « gestion holistique » ou « pâturage holistique planifié »), un système de pâturage régénérateur conçu pour améliorer la santé des sols et la résilience écologique (Savory, 2013). Ce ranch n'a signalé que huit cas d'abattage au cours de la même période et a maintenu un engagement fort en faveur d'une gestion non létale des prédateurs.

En comparant ces deux cas, nous avons cherché à évaluer comment des philosophies différentes — létale contre non létale — influencent les résultats locaux en matière de prédation dans des conditions d'élevage réelles.

2.6.1. Outils informatiques

Les analyses spatiales ont été réalisées dans QGIS.org (2024) à l'aide de couches cartographiques représentant les pâturages et une grille (1 et 36 km²). Les analyses statistiques, notamment les modèles GLMM et les modèles de survie, ont été effectuées dans R (R Core Team, 2021) à l'aide des packages lme4 et survival (Bates et al., 2015 ; Therneau, 2001).

Cette étude n'a pas nécessité de travail de terrain direct, ni de capture ou de manipulation d'animaux. Les données ont été obtenues grâce à une autorisation officielle délivrée par l'INPA et le ministère de l'Agriculture pour l'utilisation de registres vérifiés relatifs aux attaques de loups et aux tirs (référence n°339544 et accord du département des données scientifiques de l'INPA, donné par le Dr Ofer Steinitz par e-mail).

3. RESULTATS

3.1. Aperçu des données

Entre 2013 et 2021, nous avons recensé 237 cas confirmés de prédation de bétail par des loups et 217 abattages de loups. Afin de replacer ces tendances dans leur contexte, la Figure 3 présente les totaux annuels de prédateurs et d'abattages, ainsi que des estimations du nombre de meutes de loups et du nombre total de bovins dans la région, fournissant ainsi une référence sur le cheptel disponible et l'abondance des prédateurs.

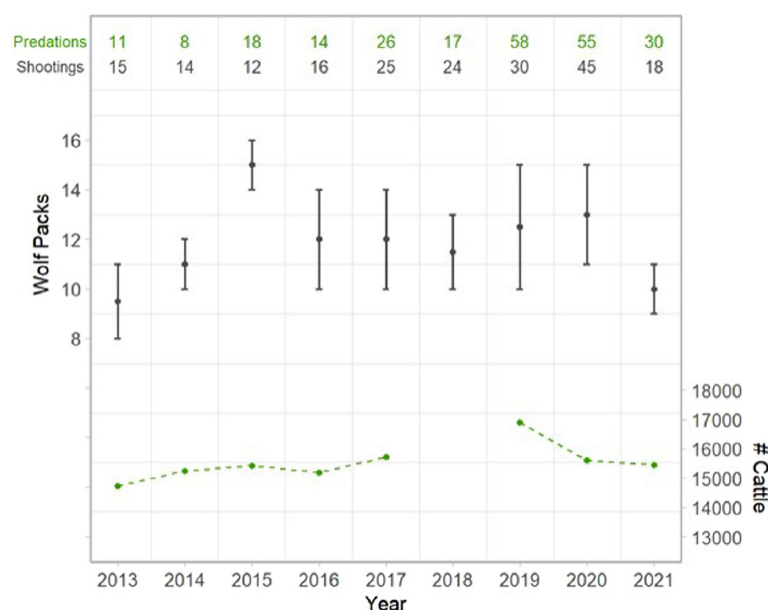


FIGURE 3. Aperçu des cas de prédation et de tirs en fonction du nombre de meutes de loups et de têtes de bétail (en milliers). Les barbes indiquent le nombre minimal et maximal de meutes observées. À noter que les données relatives au bétail étaient incomplètes en 2018

3.2. Analyse temporelle

Les cartes thermiques représentant le nombre mensuel d'événements ont révélé des variations saisonnières et annuelles nettes tant pour les cas de prédation que pour les abattages (Figures 4a et 4b). Les incidents de prédation étaient les plus faibles au printemps (avril-mai), augmentaient tout au long de l'été (juin-août) et atteignaient leur pic pendant les mois d'hiver. Les abattages suivaient une tendance saisonnière similaire.

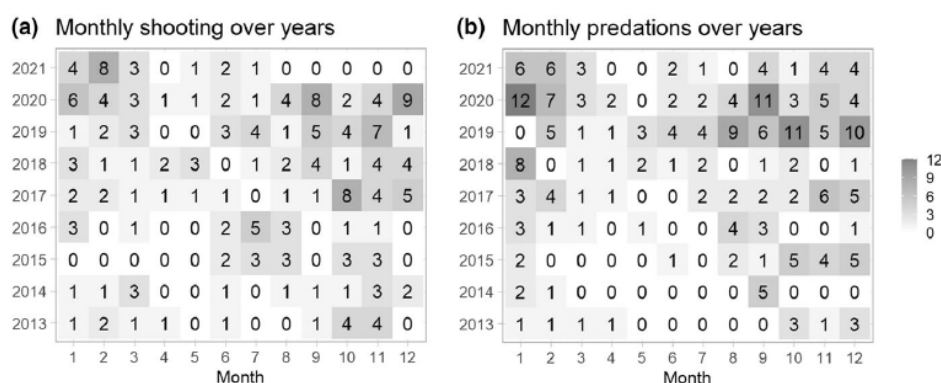


FIG. 4. Variation mensuelle des tirs (a) et de la prédation (b) représentée sous forme de carte thermique. L'axe des x correspond aux mois de janvier à décembre, tandis que l'axe des y correspond aux années de 2013 à 2021. Les chiffres figurant dans les cellules de la carte thermique indiquent le nombre de tirs pour chaque combinaison mois-année. La carte thermique utilise l'intensité des couleurs pour indiquer la fréquence des tirs, les couleurs plus foncées représentant des nombres plus élevés. (a) Nombre de tirs au cours des années étudiées, ventilé par mois. (b) Nombre de tirs au cours des années étudiées, réparti par mois

Afin d'analyser plus en détail ces tendances d'un point de vue statistique, nous avons utilisé un modèle linéaire mixte général (LMM) pour estimer l'effet saisonnier sur les incidents de prédation et d'abattage. Le nombre total d'incidents était significativement plus faible au printemps qu'en hiver et en été-automne ($p < 0,05$, ajusté selon le taux de fausses découvertes), tandis qu'aucune différence n'a été détectée entre l'hiver et l'été-automne

(Figures 5a, b). Une grande partie de la variance était expliquée par les différences annuelles, reflétant la variabilité interannuelle de l'exposition du bétail ou de l'intensité des signalements. Les diagnostics complets du modèle et les détails sont fournis dans l'annexe S1 (Section 2.e) : modèles à effets mixtes.

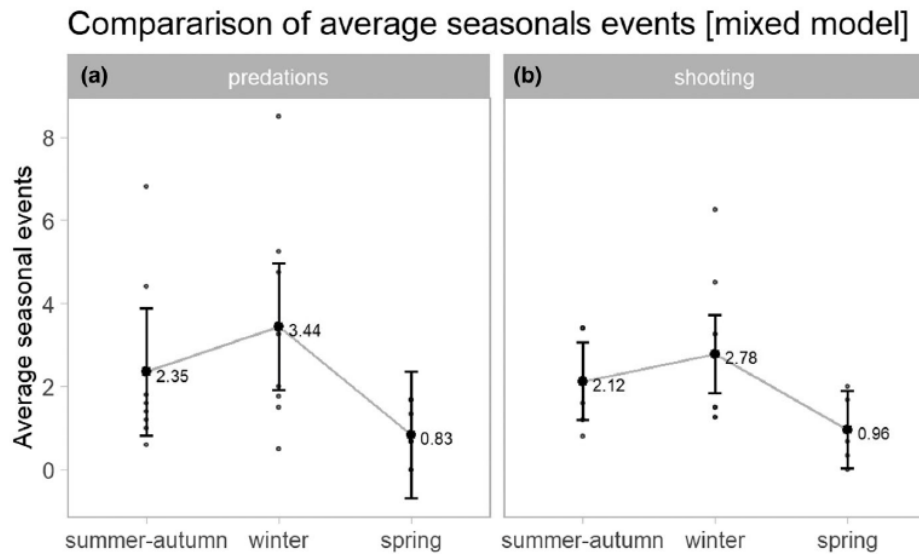


FIG. 5. Variation saisonnière des événements de prédation (a) et de chasse (b) selon des modèles linéaires mixtes généraux (LMM). Les petits points représentent les valeurs mensuelles individuelles, les grands points noirs indiquent les moyennes saisonnières estimées par le modèle et les barres d'erreur verticales indiquent les intervalles de confiance à 95%. Les résultats montrent que la fréquence des événements était significativement plus faible au printemps qu'en hiver et en été-automne, tandis qu'aucune différence significative n'a été observée entre l'hiver et l'été-automne

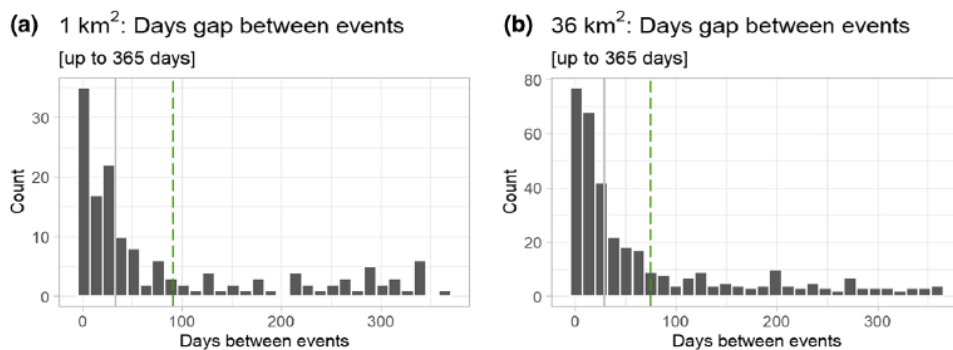


FIGURE 6. Ces histogrammes illustrent la répartition des intervalles de temps (en jours) entre deux événements consécutifs (prédation/chasse) pour (a) les unités (1 km²) et (b) les segments (36 km²). L'axe des x représente l'intervalle de temps (en jours entre les événements) (jusqu'à 365 jours), tandis que l'axe des y indique le nombre ou la fréquence des intervalles de temps se situant dans des intervalles spécifiques. Les lignes verticales grises permettent de visualiser la médiane, tandis que la ligne verte asymétrique vers la droite représente les distributions moyennes, qui montrent moins de grands intervalles de temps entre les événements

3.3. Analyse du délai avant l'événement (survie)

3.3.1. Distributions des intervalles de temps et fenêtre de survie

L'analyse des intervalles de temps entre des événements consécutifs a montré que plus de la moitié des grappes d'événements (prédation, abattage ou les deux) se produisaient dans un délai de 26 à 29 jours, avec des intervalles médians de 30 jours (1 km²) et de 28 jours (36 km²) (Figures 6a et 6b). L'intervalle moyen sur les deux échelles était compris entre 70 et 90 jours.

Sur cette base, nous avons défini une fenêtre d'analyse de survie de 60 jours, un point médian permettant de capturer la plupart des événements récurrents tout en excluant les longs intervalles sans rapport.

Données censurées

La censure était principalement due à deux facteurs : (i) des événements de tir ultérieurs qui ont interrompu l'observation avant la prédation suivante et (ii) l'absence de prédation récurrente dans les 60 jours. À l'échelle de 1 km², seuls 13% des tirs ont suivi un événement de prédation dans les 60 jours (28 événements), tandis qu'à l'échelle de 36 km², cette proportion était de 39% (84 événements) (Tableau 1). Une grande partie de l'ensemble de données a donc été censurée en raison de tirs récurrents ou de l'absence de prédictions répétées au cours de la période définie.

TABLEAU 1 : Traitement des données censurées à l'aide de tests du log-rank

	Unit scale		Segment scale	
	Lethal treatment (shooting)	Non-lethal treatment	Lethal treatment (shooting)	Non-lethal treatment
Strata	196	211	204	226
Recurrent predation	7 (3.6%)	40 (18.9%)	37 (18.1%)	94 (41.6%)
Censored by shooting interfering	35 (17.9%)	10 (4.7%)	63 (30.9%)	37 (16.4%)
Censored after 60 days	154 (78.6%)	161 (76%)	104 (51%)	96 (42.5%)

Remarque : Données censurées utilisées dans les tests du log-rank comparant les traitements létaux (tir) et non létaux à deux échelles spatiales (unité et segment). Le tableau résume le nombre total de strates, les événements de prédation récurrents et les données censurées en raison soit de tirs ultérieurs, soit de la période limite de 60 jours, constituant ainsi la base des analyses de survie relatives à la prédation et aux réponses de gestion

3.4. Comparaisons et sélection des modèles

Nous avons comparé cinq structures de modèles de risques proportionnels de Cox (Tableau 2). Si certains modèles généraux et de fragilité ont donné des rapports de risque (HR) élevés, ils présentaient des signes de surajustement ou un mauvais équilibre du modèle. Le **modèle stratifié** incluant l'année et le mois comme covariables variant dans le temps (Modèle 5) a obtenu les performances les plus équilibrées à la fois à l'échelle unitaire et à l'échelle segmentaire, avec des effets temporels significatifs mais aucun effet cohérent de la réponse de gestion. Tous les détails concernant l'ensemble complet des modèles sont fournis dans l'Annexe S1 (Section 2 ; Tableaux 1 et 2).

3.4.1. Rapports de risque (HR) et significativité

Les HR et les valeurs *p* détaillées pour tous les modèles sont présentés dans le tableau 2, les détails complets figurant dans le Tableau 2 de l'Annexe S1. Certains modèles généraux et de fragilité ont donné des HR élevés, mais ont également présenté des intervalles de confiance larges, de faibles valeurs de pseudo-R² et une concordance réduite, ce qui suggère un surajustement à des données clairsemées plutôt que des tendances significatives. Ce phénomène était probablement dû au taux élevé de censure (Tableau 1), qui a limité le nombre d'événements de prédation récurrents disponibles pour l'estimation. **En revanche**, le modèle stratifié incluant l'année et le mois comme covariables variant dans le temps (Modèle 5) a démontré les performances les plus robustes et les plus équilibrées à ces deux échelles. Il a mis en évidence des effets temporels significatifs (année et mois), mais aucun effet cohérent du traitement létaux. Dans l'ensemble, les analyses de survie ont mis en évidence

un faible pouvoir explicatif des effets du traitement, ce qui suggère que la lutte létale ne permettait pas de prédire de manière fiable le risque de prédation récurrente aux échelles examinées.

TABLEAU 2. Résultats des modèles de Cox à risques proportionnels à l'échelle de l'unité (1 km²) et du segment (36 km²)

Model ID	Covariates included	Unit scale (1 km ²) HR (95% CI)	p-value	Segment scale (36 km ²) HR (95% CI)	p-value	Notes
1	Management response only	5.41 (2.45–12.07)	<0.001**	2.40 (1.64–3.52)	<0.001**	High HR but poor fit
2	Management response + year + month (time-varying)	5.12 (2.29–11.46); Year 1.15 (0.99–1.34); Month 0.99 (0.93–1.05)	<0.001**; 0.07; 0.68	2.20 (1.50–3.23); Year 1.13 (1.04–1.22); Month 1.04 (1.01–1.06)	<0.001**; 0.004**; 0.009	Balanced model, best fit
3	Management response + season	5.30 (2.37–11.84); Season 0.73 (0.37–1.44)	<0.001**; 0.37	2.40 (1.64–3.51); Season 0.94 (0.66–1.34)	<0.001**; 0.732	Low explanatory power
4	Year only	0.63 (0.17–2.31)	0.48	0.73 (0.45–1.19)	0.212	Weak model
5	Year + month (time-varying)	0.57 (0.11–3.02); Year 0.02 (0.00–0.48); Month 0.38 (0.22–0.65)	0.508; 0.015*; 0.001**	0.77 (0.47–1.28); Year 0.14 (0.06–0.31); Month 0.69 (0.59–0.82)	0.320; <0.001**; <0.001**	Most balanced performance

Remarque : les rapports de risque (HR) avec leurs intervalles de confiance (IC) à 95% et leurs valeurs p sont indiqués pour chaque covariable. Les astérisques indiquent les niveaux de signification : $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**). Les performances des modèles variaient selon leur structure : les modèles 1 à 3 présentaient des valeurs de HR élevées, mais un mauvais équilibre ; le modèle 4 affichait un faible pouvoir explicatif, et le modèle 5 présentait les performances les plus équilibrées à toutes les échelles, avec des effets temporels significatifs (année et mois) mais aucun effet cohérent de la réponse de gestion. Les versions complètes de la comparaison initiale des modèles et des tableaux de résultats représentatifs sont fournies dans les tableaux 1 et 2 de l'Annexe S1

3.5. Tendances spatio-temporelles

L'analyse spatiale a révélé que 83,9% des événements de prédation se sont produits à plus de 6 km du lieu de tir (Figure 7). La fréquence de la prédation diminuait fortement à mesure que la distance par rapport au lieu d'abattage augmentait, avec une forte corrélation négative (coefficient de Pearson $r(5) = -0,99$, $p < 0,01$). Cette tendance indique que la plupart des prédateurs ultérieures se sont produites en dehors de la zone immédiate de l'intervention létale, ce qui soulève la possibilité d'un déplacement du risque (effet de débordement) vers les zones de pâturage voisines, en particulier celles situées entre 6 et 12 km.

Cette tendance reflète probablement une redistribution des prédateurs ou une perturbation territoriale plutôt qu'une réduction nette du risque de prédation, ce qui concorde avec les observations issues d'autres systèmes de conflits entre l'homme et les carnivores (Grente et al., 2024 ; Santiago-Ávila et al., 2018).

3.6. Étude de cas : stratégies de gestion des ranchs

Si ces schémas spatiaux décrivent la dynamique à grande échelle sur l'ensemble du plateau du Golan, les pratiques de gestion peuvent varier considérablement d'un ranch à l'autre, influençant ainsi le risque local de prédation. Pour explorer cette question, nous avons comparé deux études de cas présentant des stratégies de gestion contrastées.

La comparaison a révélé de faibles taux de prédation mensuels (0 à 1 événement par mois) sur les deux périodes analysées (2014-2017 et 2018-2021). Le ranch Sir (A), qui a intensifié les mesures de contrôle létales en 2017, a enregistré 50 tirs, tandis que le ranch Mevo Hama (B), pratiquant une gestion holistique et non létale, n'a signalé que 8 tirs au cours de la période d'étude. Lorsque les incidents de prédation ont été normalisés par 10 km², les deux ranchs

ont présenté des taux d'incidence variables mais généralement faibles au fil des saisons (Figure 8). Aucune réduction nette de la prédation n'a été associée à l'augmentation des tirs au ranch Sir (A).

Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent que les **facteurs saisonniers** et le déplacement spatial jouent un rôle plus important dans la détermination du risque de prédation que le type d'intervention de gestion appliqué, ce qui ouvre la voie à un examen plus approfondi de leurs implications écologiques et de gestion.

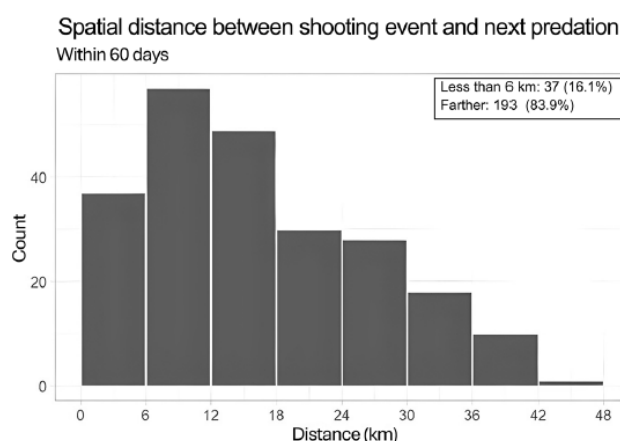


FIG. 7. Distance spatiale entre les tirs et la prédation suivante dans un délai de 60 jours. Cet histogramme présente la répartition des distances (en km) entre la prédation et le tir précédent. Il illustre la répartition des distances de prédation sur une période de 60 jours. L'axe des x représente la distance (en kilomètres) entre un tir et l'attaque suivante, tandis que l'axe des y (fréquence) indique le nombre d'attaques survenues à chaque intervalle de distance

4. DISCUSSION

Nos résultats mettent en évidence plusieurs tendances claires qui éclairent à la fois la compréhension écologique des interactions entre les loups et le bétail, et les implications pratiques pour la gestion des territoires à forte densité de loups. **L'absence d'effet constant des mesures de contrôle létales, combinée au rôle marqué de la saisonnalité et au déplacement spatial du risque de prédation, remet en question le recours actuel à l'abattage comme principale mesure d'intervention.**

Nous avons évalué l'efficacité des stratégies de gestion des loups létales par rapport aux stratégies non létales dans les Hauts du Golan en Israël, une région caractérisée par une densité de loups exceptionnellement élevée et un pâturage intensif du bétail. Nous avons émis l'hypothèse que le contrôle létales dans ce paysage en mosaïque déclencherait des **effets de débordement**, les loups déplacés recolonisant les zones adjacentes, et que la prédation augmenterait en hiver en raison de la diminution des proies sauvages. Nous avons également comparé deux élevages adoptant des approches de gestion contrastées.

Le type de traitement n'a pas influencé de manière significative le risque de prédation récurrent, que ce soit à l'échelle de 1 km² ou de 36 km². En revanche, les facteurs temporels (mois et année) se sont révélés plus prédictifs : les événements de prédation et les tirs ont augmenté au cours de la période de neuf ans et ont atteint leur pic en hiver (novembre-février), ce qui coïncide avec la faible disponibilité des proies sauvages. Cela contraste avec les résultats de Santiago-Ávila et al. (2018), qui ont constaté un risque de prédation élevé

après un contrôle létal dans le nord des États-Unis, probablement en raison d'hivers plus rigoureux, de l'enfermement saisonnier du bétail, de territoires de loups plus vastes et d'une densité de loups plus faible, par rapport au pâturage tout au long de l'année, à la forte densité de loups et aux territoires plus restreints des hauteurs du Golan. Dans notre système, ces différences ont nécessité de définir des événements indépendants avec un seuil de 60 jours, ce qui a pu contribuer à la censure des données.

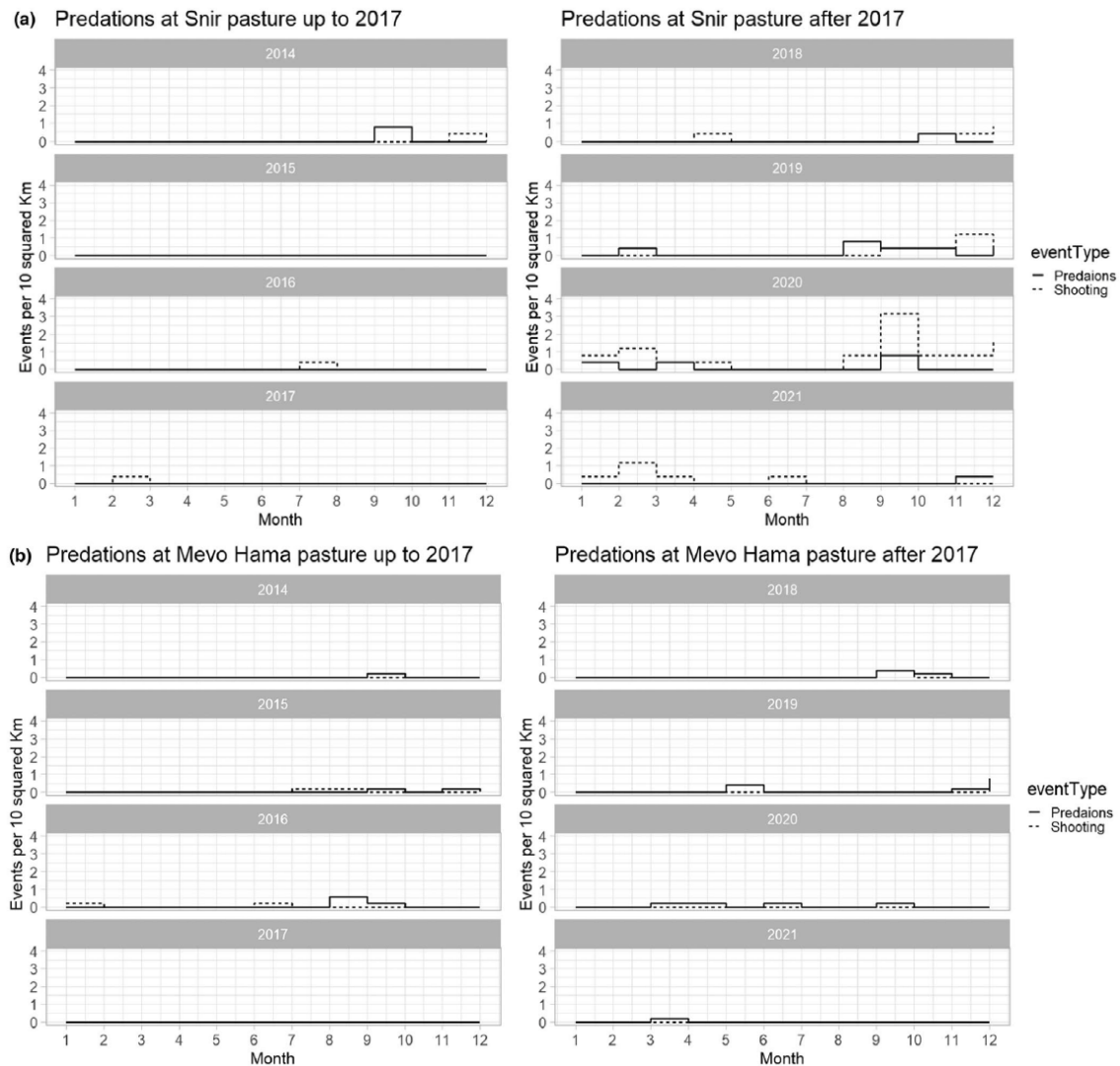


FIG. 8. Nombre d'incidents de tir et de prédation pour 10 km², avant et après 2017, dans deux zones de pâturage : (a) Snir et (b) Mevo Hama. L'axe des x représente les mois de l'année, tandis que l'axe des y indique le nombre d'incidents de prédation pour 10 km². Chaque année des deux périodes est représentée par une ligne distincte sur le graphique

L'analyse spatiale a montré que 83% des événements de prédation ultérieurs se sont produits à plus de 6 km des lieux d'abattage, avec un pic entre 6 et 12 km avant de diminuer. Ce schéma correspond à l'effet de débordement décrit dans d'autres études (Grente et al., 2024 ; Santiago-Ávila et al., 2018), dans lesquelles l'abattage perturbe la structure de la meute et déplace le risque de prédation. Des résultats similaires ont été rapportés en France et en Europe de l'Est (Grente et al., 2024 ; Suba et al., 2023). Le mécanisme le plus plausible expliquant ce débordement est la déstabilisation de la meute.

L'élimination des individus dominants peut fragmenter les meutes, accroître la dispersion des juvéniles et créer de multiples couples reproducteurs, autant de facteurs connus pour augmenter le risque de prédation (Wielgus & Peebles, 2014 ; Mech & Boitani, 2003). Sur les hauteurs du Golan, l'élimination aveugle des loups crée des territoires vacants qui sont rapidement recolonisés (Preiss-Bloom et al., 2025a). **En revanche**, les études montrant une réduction des prédictions après un contrôle légal (Harper et al., 2008 ; Bradley et al., 2015) portaient sur l'élimination ciblée d'individus spécifiques, en particulier des mâles adultes, plutôt que sur un abattage à grande échelle.

Notre analyse temporelle a confirmé la forte influence de la saisonnalité sur les prédictions. L'activité des loups semble liée à la disponibilité des proies naturelles (Metz et al., 2012), des densités plus élevées de proies sauvages (par exemple, le cerf élaphe) étant associées à une réduction des prédictions dans d'autres systèmes (Kutal et al., 2024 ; Suba et al., 2023). Dans notre zone d'étude, l'abondance de jeunes sangliers au printemps pourrait réduire les attaques contre le bétail, tandis que leur rareté en hiver est susceptible de les accroître. Une forte corrélation entre la prédation et les tirs reflète le fait que les permis de chasse ne sont généralement délivrés qu'après confirmation des attaques.

La comparaison entre les ranchs a confirmé ces tendances (c'est-à-dire la saisonnalité). Le ranch Snir (A), recourant principalement à des mesures de contrôle létales, n'a pas constaté de réduction de la prédation, tandis que le ranch Mevo Hama (B), utilisant des stratégies non létales (vêlage ciblé, pâturage planifié, restauration de l'habitat), a enregistré des taux de prédation équivalents ou inférieurs malgré un abattage minimal. Les schémas de prédation sont fortement saisonniers (Musiani et al., 2005). Des données indiquent en outre que les interventions létales réactives ne parviennent souvent pas à réduire les pertes de bétail et peuvent parfois les aggraver (Eklund et al., 2017 ; Kompaniyets & Evans, 2017 ; Santiago-Ávila et al., 2018). **En revanche**, il a été démontré que les pratiques d'élevage proactives et non létales réduisent le risque ou permettent d'obtenir des niveaux de prédation équivalents ou inférieurs à ceux observés avec les pratiques létales (Louchouart & Treves, 2023 ; Stone et al., 2017). **Enfin**, les facteurs spatiaux et paysagers tels que l'occupation des sols, la densité du bétail et la connectivité des habitats expliquent systématiquement le risque de prédation de manière plus efficace que l'abattage réactif (Treves & Rabenhorst, 2017 ; Clark et al., 2020 ; Hawkinson et al., 2025).

Parmi les limites, on peut citer les taux élevés de données censurées en raison du chevauchement d'événements ou de l'absence de prédation récurrente dans un délai de 60 jours, le caractère incomplet des signalements (par exemple, les abattages illégaux) et la nature rétrospective de l'ensemble de données. Nous reconnaissons également l'absence d'informations sur l'identité des loups individuels ou des meutes responsables de chaque événement de prédation, ce qui limite la précision de l'inférence causale, en particulier lors de l'interprétation des effets de débordement potentiels. Les études futures devraient intégrer des méthodes telles que le collier GPS ou l'échantillonnage génétique afin d'établir un lien entre des loups individuels et des incidents de prédation spécifiques ainsi que des troupeaux d'élevage, permettant ainsi une modélisation plus robuste et à plus petite échelle de la dynamique prédateur-bétail (Preiss-Bloom et al., 2025a ; Treves et al., 2016). Des rapports standardisés et systématiques, en particulier dans les zones reculées ou moins surveillées, amélioreraient encore la capacité à établir un lien entre les mesures de gestion et les résultats

écologiques, et à évaluer comment les effets de débordement peuvent varier selon les paysages, en fonction de la disponibilité du bétail et du comportement des loups.

5. CONCLUSIONS

Le contrôle légal aveugle ne réduit pas de manière fiable les attaques contre le bétail dans les Hauts du Golan et peut déplacer la pression de prédation vers les zones environnantes via des effets de débordement. Les dynamiques saisonnières et interannuelles semblent jouer un rôle plus important dans la détermination du risque de prédation que le type d'intervention. Des stratégies adaptatives et fondées sur la science devraient privilégier les moyens de dissuasion non létaux, tels que les clôtures anti-prédateurs, les chiens de garde, la mise bas saisonnière ciblée et le pâturage tournant, associés à la conservation des habitats et au suivi des proies sauvages. L'intégration du contexte écologique et des tendances à long terme dans la prise de décision permettra d'améliorer l'atténuation des conflits et de favoriser la coexistence dans des paysages agro-pastoraux similaires.

REFERENCES

- Bassing, S. B., Ausband, D. E., Mitchell, M. S., Lukacs, P., Keever, A., Hale, G., & Waits, L. (2019). Stable pack abundance and distribution in a harvested wolf population. *Journal of Wildlife Management*, 83(3), 577–590. <https://doi.org/10.1002/JWMG.21616>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Becker, N., & Farja, Y. (2017). The cattle-Wolf dilemma: interactions among three protected species. *Environmental Management*, 59(2), 175–188. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0784-1>
- Becker, N., & Gutman, M. (2007). Assessing compensation costs for wolf predation on cattle vs. preventive fencing in the Golan, Upper and Lower Galilee, and Jezreel Valley: Final report. Submitted to the Israel Nature and Parks Authority [In Hebrew].
- Boitani, L., Kaczensky, P., Alvares, F., Andrén, H., Balys, V., Blanco, J. C., Chapron, G., Chiriac, S., Cirovic, D., Drouet-Houguet, N., Groff, C., Huber, D., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Kojola, I., Krofel, M., Kutal, M., Linnell, J., Majic, A., ... Patkó, L. (2022). Assessment of the conservation status of the wolf (*Canis lupus*) in Europe (p. 25). Council of Europe, Bern Convention Standing Committee, T-PVS/Inf(2022)45.
- Borg, B. L., Brainerd, S. M., Meier, T. J., & Prugh, L. R. (2015). Impacts of breeder loss on social structure, reproduction and population growth in a social canid. *Journal of Animal Ecology*, 84(1), 177–187. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12256>
- Bradley, E. H., & Pletscher, D. H. (2005). Assessing factors related to wolf depredation of cattle in fenced pastures in Montana and Idaho. *Wildlife Society Bulletin*, 33(4), 1256–1265. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2005\)33\[1256:AFRTWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2005)33[1256:AFRTWD]2.0.CO;2)
- Bradley, E. H., Robinson, H. S., Bangs, E. E., Kunkel, K., Jimenez, M. D., Gude, J. A., & Grimm, T. (2015). Effects of wolf removal on livestock depredation recurrence and wolf recovery in Montana, Idaho, and Wyoming. *The Journal of Wildlife Management*, 79(8), 1337–1346. <https://doi.org/10.1002/jwmg.948>
- Cassidy, K. A., Borg, B. L., Klauder, K. J., Sorum, M. S., Thomas-Kuzilik, R., Dewey, S. R., Stephenson, J. A., Stahler, D. R., Gable, T. D., Bump, J. K., Homkes, A. T., Windels, S. K., & Smith, D. W. (2023). Human-caused mortality triggers pack instability in gray wolves. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 21(8), 356–362. <https://doi.org/10.1002/FEE.2597>
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J. V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedő, P., Bego, F., Blanco, J. C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., ... Boitani, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern

- human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517–1519. <https://doi.org/10.1126/science.1257553>
- Chapron, G., & Treves, A. (2016). Blood does not buy goodwill: Allowing culling increases poaching of a large carnivore. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283, 20152939. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2939>
- Clark, P. E., Chigbrow, J., Johnson, D. E., Larson, L. L., Nielson, R. M., Louhaichi, M., Roland, T., & Williams, J. (2020). Predicting spatial risk of wolf-cattle encounters and depredation. *Rangeland Ecology & Management*, 73(1), 30–52. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.08.012>
- Dolev, A., Kapota, D., Saltz, D., Reichman, A., & King, R. (2011). *Decreasing cattle predation risk in pastures: Final research report submitted to the Israel Cattle Grazing Administration*. Northern R&D and Israel Nature and Parks Authority (In Hebrew).
- Eklund, A., López-Bao, J. V., Tourani, M., Chapron, G., & Frank, J. (2017). Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock predation by large carnivores. *Scientific Reports*, 7, 2097. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-02323-w>
- Elbroch, L. M., & Treves, A. (2023). Why might removing carnivores maintain or increase risks for domestic animals? *Biological Conservation*, 283, 110106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110106>
- Gavagnach, C., & Ben-Ami, D. (2023). Management and behavior of livestock guarding dogs in a multiuse rural landscape in northern Israel. *Rangeland Ecology & Management*, 88, 85–99. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2023.02.008>
- Gophen, M. (2021). Hydrology and cranes (*Grus grus*) attraction partnership in the management of the Hula Valley–Lake Kinneret landscape. *Hydrology*, 8(3), 114. <https://doi.org/10.3390/hydrology8030114>
- Grente, O., Opitz, T., Duchamp, C., Drouet-Hoguet, N., Chamaillé-Jammes, S., & Gimenez, O. (2024). Spatio-temporal dynamics of attacks around deaths of wolves: A statistical assessment of lethal control efficiency in France. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2024.07.18.604079>
- Harper, E. K., Paul, W. J., Mech, L. D., & Weisberg, S. (2008). Effectiveness of lethal, directed wolf-depredation control in Minnesota. *Journal of Wildlife Management*, 72(3), 778–784. <https://doi.org/10.2193/2007-273>
- Hawkinson, V. F., Schmitz, O. J., & Ferraro, K. M. (2025). Understanding contingency in wolf-mediated livestock predation across a mosaic of land uses: An agent-based modelling approach. *People and Nature*, 1–13. <https://doi.org/10.1002/pan3.70002>
- Israel Central Bureau of Statistics. (2021). *Population*. Israel Central Bureau of Statistics.
- Kompaniyets, L., & Evans, M. A. (2017). Modeling the relationship between wolf control and cattle depredation. *PLoS One*, 12(10), e0187264. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187264>
- Kutal, M., Dufa, M., Selivanova, A. R., & López-Bao, J. V. (2024). Testing a conservation compromise: No evidence that public wolf hunting in Slovakia reduced livestock losses. *Conservation Letters*, 17(1), e12994. <https://doi.org/10.1111/conl.12994>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest package: Tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R., & Swenson, J. E. (1999). Large carnivores that kill livestock: Do 'problem animals' really exist? *Wildlife Society Bulletin*, 27, 698–705.
- Louchouart, N. X., & Treves, A. (2023). Low-stress livestock handling protects cattle in a five-predator habitat. *PeerJ*, 11, e14788. <https://doi.org/10.7717/peerj.14788>
- Mech, L. D., & Boitani, L. (2003). *Wolves: Behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press.
- Meriggi, A., & Lovari, S. (1996). A review of wolf predation in southern Europe: Does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology*, 33(6), 1561–1571. <https://doi.org/10.2307/2404794>
- Merz, L. M., von Hohenberg, B. C., Bergmann, N. T., Bruskotter, J. T., & Carter, N. H. (2025). Elusive effects of legalized wolf hunting on human-wolf interactions. *Science Advances*, 11(34), eadu8945. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adu8945>
- Metz, M. C., Smith, D. W., Vucetich, J. A., Stahler, D. R., & Peterson, R. O. (2012). Seasonal patterns of predation for gray wolves in the multi-prey system of Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology*, 81(3), 553–563. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01945.x>
- Musiani, M., Muhly, T., Gates, C. C., Callaghan, C., Smith, M. E., & Tosoni, E. (2005). Seasonality and reoccurrence of depredation and wolf control in western North America. *Wildlife Society Bulletin*, 33(3), 876–887. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2005\)33\[876-saroda\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2005)33[876-saroda]2.0.co;2)
- Musiani, M., & Paquet, P. C. (2004). The practices of wolf persecution, protection, and restoration in Canada and the United States. *BioScience*, 54(1), 50. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0050:tpowpp\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0050:tpowpp]2.0.co;2)
- Petridou, M., Benson, J. F., Gimenez, O., Iliopoulos, Y., & Kati, V. (2023). Do husbandry practices reduce depredation of free-ranging livestock? A case study with wolves in Greece. *Biological Conservation*, 283, 110097. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110097>
- Poudyal, N., Baral, N., & Asah, S. T. (2016). Wolf lethal control and livestock depredations: Counter-evidence from respecified models. *PLoS One*, 11(2), e0148743. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148743>
- Preiss-Bloom, S., Shamon, H., Ben-Ami, D., & Dayan, T. (2025a). Landscape of risk: Responses of grey wolves to lethal control in a mosaic landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 71, 19. <https://doi.org/10.1007/s10344-025-01910-x>
- Preiss-Bloom, S., Shamon, H., Amir, Z., Ben-Ami, D., & Dayan, T. (2025b). Human disturbance thresholds determine the ecological role of an apex predator. *Scientific Reports*, 15(1), 37604. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-21402-x>
- QGIS.org. (2024). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reichmann, A. (2007). *The wolves in Northern Israel*. Israel Nature and Parks Authority (in Hebrew).
- Reichmann, A., & Dolev, A. (2020). *Wolf management in northern Israel*. INPA.
- Reichmann, A., & Dolev, A. (2023). *Wolf monitoring and management in northern Israel* [Report].
- Reichmann, A., & Saltz, D. (2005). The Golan wolves: The dynamics, behavioral ecology, and management of an endangered pest. *Israel Journal of Zoology*, 51(2), 87–133. <https://doi.org/10.1560/1BLK-B1RT-XB11-BWJH>
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Rutledge, L. Y., Patterson, B. R., Mills, K. J., Loveless, K. M., Murray, D. L., & White, B. N. (2010). Protection from harvesting restores the natural social structure of eastern wolf packs. *Biological Conservation*, 143(2), 332–339. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.017>
- Santiago-Ávila, F. J., Cornman, A. M., & Treves, A. (2018). Killing wolves to prevent predation on livestock may protect one farm but harm neighbors. *PLoS One*, 13(1), e0189729. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189729>

- Savory, A. (2013). *Response to request for information on the "science" and "methodology" underpinning Holistic Management and holistic planned grazing*. Savory Institute. <http://www.savoryinstitute.com>
- Stone, S. A., Breck, S. W., Timberlake, J., Haswell, P. M., Najera, F., Bean, B. S., & Thornhill, D. J. (2017). Adaptive use of nonlethal strategies for minimizing wolf-sheep conflict in Idaho. *Journal of Mammalogy*, 98(1), 33–44. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw188>
- Šuba, J., Žunna, A., Bagrade, G., Done, G., Ornicāns, A., Pilāte, D., Stepanova, A., & Ozoliņš, J. (2023). Does wolf management in Latvia decrease livestock depredation? An analysis of available data. *Sustainability*, 15(11), 8509. <https://doi.org/10.3390/su15118509>
- Therneau, T. M. (2001). survival: Survival Analysis [dataset]. In CRAN: Contributed Packages. The R Foundation. <https://doi.org/10.32614/cran.package.survival>
- Time and Date. (2025). *Annual weather averages near Golan Heights, Israel*. <https://www.timeanddate.com/weather/@173708/climate>
- Treves, A., Krofel, M., & McManus, J. (2016). Predator control should not be a shot in the dark. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(7), 380–388. <https://doi.org/10.1002/fee.1312>
- Treves, A., & Rabenhorst, M. F. (2017). Risk maps for wolf attacks on livestock: Testing accuracy and precision of a statistical model. *PLoS One*, 12(5), e0177475. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177475>
- Treves, A., Wallace, R. B., & White, S. (2009). Participatory planning of interventions to mitigate human-wildlife conflicts. *Conservation Biology*, 23(6), 1577–1587. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01242.x>
- Treves, A., Naughton-Treves, L., Harper, E. K., Mladenoff, D. J., Rose, R. A., Sickley, T. A., & Wydeven, A. P. (2004). Predicting human-carnivore conflict: A spatial model derived from 25 years of data on wolf predation on livestock. *Conservation Biology*, 18(1), 114–125. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00189.x>
- van Eeden, L. M., Crowther, M. S., Dickman, C. R., Macdonald, D. W., Ripple, W. J., Ritchie, E. G., & Newsome, T. M. (2018). Managing conflict between large carnivores and livestock. *Conservation Biology*, 32(1), 26–34. <https://doi.org/10.1111/cobi.12959>
- Wayne, R. K., & Hedrick, P. (2011). Genetics and wolf conservation in the American west: Lessons and challenges. *Heredity*, 107(1), 16–19. <https://doi.org/10.1038/hdy.2010.147>
- Wielgus, R. B., & Peebles, K. A. (2014). Effects of wolf mortality on livestock depredations. *PLoS ONE*, 9(12), e113505. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113505>
- Yom-Tov, Y., & Mendelssohn, H. (1988). Changes in the distribution and abundance of vertebrates in Israel during the 20th century. *Monographiae Biologicae*, 62, 515–547.
- Zimmermann, B., Sand, H., Wabakken, P., Liberg, O., & Andreassen, H. P. (2015). Predator-dependent functional response in wolves: From food limitation to surplus killing. *Journal of Animal Ecology*, 84(1), 102–112. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12280>

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information can be found online in the Supporting Information section at the end of this article.

Appendix S1.

How to cite this article: Nadler Valency, R., Shavit, G., Preiss-Bloom, S., Margalit, S., Ben-Ami, D., & Dayan, T. (2025). Effects of lethal and non-lethal wolf (*Canis lupus*) management measures on livestock depredation in the Golan Heights, Israel. *Ecological Solutions and Evidence*, 6, e70157. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.70157>