



**HAL**  
open science

# La fragmentation des paysages de l'élevage des rennes. Une étude de cas en Laponie suédoise

Romain Courault, Gregory Duval, Marianne Cohen

## ► To cite this version:

Romain Courault, Gregory Duval, Marianne Cohen. La fragmentation des paysages de l'élevage des rennes. Une étude de cas en Laponie suédoise. Géocarrefour - Revue de géographie de Lyon, 2018, L'élevage dans tous ses territoires (dans les pays développés), 92 (3), <http://journals.openedition.org/geocarrefour/11035>. 10.4000/geocarrefour.11035 . hal-02071881

**HAL Id: hal-02071881**

**<https://hal.science/hal-02071881>**

Submitted on 30 Jan 2023

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

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



**Géocarrefour**

92/3 | 2018

L'élevage dans tous ses territoires (dans les pays développés)

---

## La fragmentation des paysages de l'élevage des rennes. Une étude de cas en Laponie suédoise

*The fragmentation of reindeer husbandry landscapes. A case study in Swedish Lapland*

Romain Courault, Gregory Duval et Marianne Cohen

---



### Édition électronique

URL : <https://journals.openedition.org/geocarrefour/11035>

DOI : 10.4000/geocarrefour.11035

ISSN : 1960-601X

### Éditeur

Association des amis de la Revue de géographie de Lyon

Ce document vous est offert par Sorbonne Université



### Référence électronique

Romain Courault, Gregory Duval et Marianne Cohen, « La fragmentation des paysages de l'élevage des rennes. Une étude de cas en Laponie suédoise », *Géocarrefour* [En ligne], 92/3 | 2018, mis en ligne le 15 décembre 2018, consulté le 30 janvier 2023. URL : <http://journals.openedition.org/geocarrefour/11035> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.11035>

---

Ce document a été généré automatiquement le 13 décembre 2022.

Tous droits réservés

---

# La fragmentation des paysages de l'élevage des rennes. Une étude de cas en Laponie suédoise

*The fragmentation of reindeer husbandry landscapes. A case study in Swedish Lapland*

Romain Courault, Gregory Duval et Marianne Cohen

---

*La présente étude fait suite au projet Envexx, Enseignement par l'expérience dans les milieux extrêmes, soutenu par le PIA Sorbonne Université. Nous remercions les étudiants de Licence de Géographie et Aménagement ayant participé aux traitements géomatiques préliminaires qui ont guidé la méthodologie appliquée dans ce travail. Nous sommes également très reconnaissants aux relecteurs pour leur suggestions d'amélioration du manuscrit.*

## Introduction

- 1 Aux hautes-latitudes européennes, le changement global auquel sont soumis les territoires d'élevage des rennes se traduit par une densification et une remontée en latitude et altitude des ligneux dans les paysages subarctiques, et par le développement d'activités économiques nouvelles, les deux conjointement stimulés par l'élévation généralisée des températures (Arnould, 2006 ; UNESCO, 2010 ; Kullman, 2015 ; IPCC, 2013 ; Lewis et Aitken, 2013 ; Gascard *et al*, 2017). Le développement économique est marqué par l'artificialisation des sols (urbanisation, infrastructures de transport, industrielles et minières) et l'intensification de leur utilisation (AEE, 2011). Les travaux traitant de la vulnérabilité et de la résilience de l'élevage des rennes vis-à-vis du changement global sont nombreux (ex. Tyler *et al*, 2007 ; Magga *et al*, 2009 ; Heikkinen *et al*, 2012 ; Carson et Peterson, 2016), Tyler *et al*. (2007) ont notamment proposé un cadre général d'analyse à l'échelle de la Laponie scandinave. Dans le contexte de changement climatique, ils considèrent que la multiplication des infrastructures (urbaines, touristiques, énergétique ou de transport) représente un facteur prépondérant de la

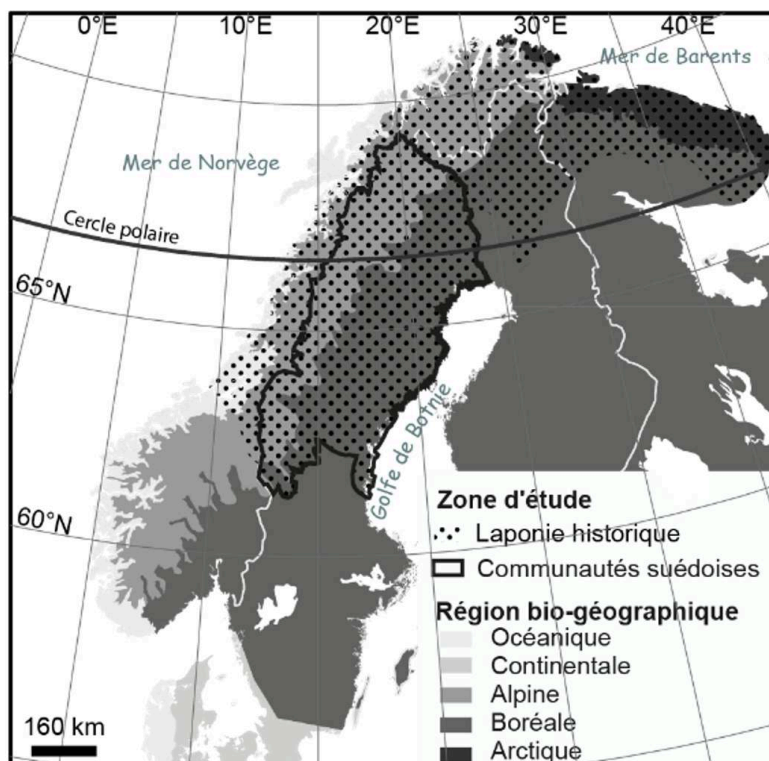
vulnérabilité de l'élevage de rennes, du fait de la fragmentation des paysages. Selon Löff (2013), en Laponie suédoise, ces nouvelles activités et la fragmentation des paysages induite par la reconversion des sols ont davantage d'impact sur l'élevage des rennes que les effets directs du changement climatique.

- 2 Le paysage désigne, d'après la Convention de Florence (2000), « une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations »<sup>1</sup>. Dans cet article, le concept de paysage est compris comme la mosaïque de différentes occupations du sol plus ou moins étendues (composition) et connectées (configuration), en référence au dialogue établi de longue date entre géographie et écologie du paysage (Forman et Godron, 1986 ; Marty *et al*, 2006), notamment dans l'appréhension de la vulnérabilité des activités d'élevage (Cohen *et al*, 2011). La configuration et la composition du paysage permettent, facilitent ou compliquent la présence et la circulation des êtres vivants, humains et non-humains, en fonction de leur perception des obstacles et de zones d'intérêt. Les marqueurs culturels paysagers (toponymes, sites sacrés, etc) et la pérennisation des savoirs locaux constituent le versant immatériel des paysages ; bien que cruciaux dans la compréhension des enjeux territoriaux et socio-politiques de l'élevage de rennes (Cogos *et al.*, 2017), ceux-ci ne sont pas pris en compte dans cette étude sur la fragmentation des paysages matériels de l'élevage de rennes suédois.
- 3 La fragmentation des paysages correspond à la perte en continuité écologique, en surface et en qualité des habitats favorables à une espèce, habitats où elle trouve ressources et abri. Généralement invoquée à propos des déplacements de la faune sauvage (Lord et Norton, 1990), la fragmentation va souvent de pair avec les processus d'artificialisation et d'intensification de l'occupation humaine (Forman et Godron, 1986 ; AEE, 2011 ; Tucker *et al*, 2018). Tout comme pour la mobilité à longue ou moyenne distance des mammifères non domestiques (Tucker *et al*, 2018), la fragmentation des paysages impacte le renne semi-domestique et l'activité d'élevage s'y adossant.
- 4 En effet, le renne est un herbivore dont la migration s'effectue annuellement à l'échelle de centaines de kilomètres (Skarin et Åhman, 2014). C'est parce que les rennes trouvent des ressources alimentaires à chaque saison dans chaque habitat entre lesquels ils se déplacent qu'il est important de quantifier la fragmentation des paysages. Sa progressive semi-domestication par les éleveurs Saamis n'a pas supprimé ce trait adaptatif : il permet à l'ongulé d'exploiter la diversité des ressources alimentaires et leur croissance végétative à l'échelle de l'écotone taïga-toundra durant son cycle biologique annuel (Klein, 1990). Plusieurs études, synthétisées dans une méta-analyse rédigée par Skarin et Åhman (2014), ont ainsi été consacrées à l'impact des infrastructures linéaires ou surfaciques sur les déplacements à longue-distance des populations sauvages et semi-domestiques de *Rangifer tarandus* L. en Scandinavie. Les dérangements dus aux sons, aux obstacles, voire aux collisions, induisent des stratégies d'évitement (Vistnes et Nellesmann, 2008) et ainsi un accès réduit aux ressources alimentaires, avec des effets amplifiés à certains moments clef du cycle biologique de l'espèce. Les éleveurs de Laponie suédoise, dont le cheptel totalisait 254.000 têtes en 2017, sont sensibilisés à ces enjeux paysagers, d'après le site du Parlement Saami<sup>2</sup>. En Suède, si les Saamis ont un droit exclusif à pratiquer l'élevage des rennes (Tunón et Sjaggo, 2012) et sont reconnus en tant que peuple distinct (Constitution suédoise de 2011), leurs pâturages sont en effet soumis à la gestion étatique (*Reindeer Husbandry*

Act). Les terres ancestrales saamies correspondent actuellement à un simple droit d'utilisation (Strömngren, 2011 ; FAO, 2003).

- 5 Cet article traite la question de la vulnérabilité de l'activité d'élevage face aux changements environnementaux à travers le prisme de la fragmentation des paysages en Laponie suédoise, en mobilisant des notions et méthodes généralement utilisées pour étudier la faune sauvage. La présente étude se situe à une échelle spatiale régionale, intermédiaire entre les précédents travaux ayant traité de la fragmentation des paysages de *Rangifer tarandus* L. Ceux-ci ont été menés soit à l'échelle de l'aire de répartition du renne par une méta-analyse (Skarin et Åhman, 2014) soit à celle d'une communauté d'éleveurs (cartographie réalisée par Driedger, 2014) voire aux échelons micro-locaux d'installations touristiques, ou énergétiques par le suivi des animaux (Nellemann *et al*, 2010 ; Helle *et al*, 2012 ; Skarin *et al*, 2016). Cependant, une analyse synthétique de la fragmentation des paysages à l'échelle de l'ensemble des communautés suédoises d'éleveurs de rennes ne semble pas avoir été menée jusqu'à présent. Notre objectif est de cartographier la fragmentation des paysages pastoraux de Laponie suédoise et d'en évaluer l'ampleur selon les habitats écologiques parcourus par les rennes semi-domestiques et les territoires des communautés d'éleveurs adossés à l'élevage. La fragmentation des paysages migratoires des troupeaux de rennes est ici traduite méthodologiquement par l'évitement éthologique théorique de l'ongulé aux différents postes d'occupations humains. Dans ce contexte, nous avons pris en compte les effets des infrastructures sur les déplacements saisonniers d'échelle régionale (>2 km, en années, mois ou décades), correspondant à l'échelle de la région étudiée (Skarin et Åhman, 2014). Nous faisons l'hypothèse qu'en prenant en compte l'intégralité de la Laponie suédoise (figure 1), la fragmentation paysagère ne se traduirait pas uniformément, et que cette variabilité de la répartition de la fragmentation dépendrait directement ou indirectement de facteurs géographiques et sociaux.

Figure 1 : Carte de situation de la Laponie suédoise



Sources : E. Charlot, 2015, RenGIS 2.0<sup>3</sup> 2017, EEA, 2017 ; Réalisation : G. Duval, 2017

## Site d'étude, matériel et méthodes

### La Laponie : le territoire d'un élevage socio-écologiquement flexible

- 6 La Laponie suédoise correspond aux territoires des communautés d'éleveurs de rennes, situés dans la moitié septentrionale de la Suède, entre 61° et 69° de latitude Nord, dans 4 comtés (Västernorrland, Jämtland, Västerbotten et Norrbotten). Elle fait partie de la « Laponie historique », dont les contours correspondent à l'aire linguistique et aux zones d'élevage des rennes semi-domestiques des populations saamies d'Europe du Nord (Cabouret, 1986 ; Lundqvist 2003, fig.1), apparus antérieurement à la gestion territoriale étatique (Ojala, 2009). Les paysages de l'élevage des rennes, au sein des régions biogéographiques boréales et alpines (fig.1 et 2), sont marqués par leur forte saisonnalité entre l'été et l'hiver. La réponse adaptative du renne, à ces contrastes bioclimatiques est géographique de par sa migration saisonnière. Le balancement entre pâturages d'hiver et aires de vèlage estivales s'opère des régions les moins froides en hiver vers les plus fraîches en été, du sud-est vers le nord-ouest (Source : RenGis 2.0<sup>3</sup>). L'explication de cette migration à longue distance est biologique : adaptation à la contrainte du froid, et régulation métabolique selon les apports énergétiques disponibles dans les habitats aux différentes saisons (Klein, 1990).
- 7 Ainsi en hiver, le renne réduit son appétit mais sa température corporelle est maintenue par la consommation des macro-lichens terricoles et arboricoles riches en glucides (Klein, 1990), seules ressources alimentaires consommables à cette saison. Ces lichens sont abondants sous les couches neigeuses des forêts boréales acidiphiles, où

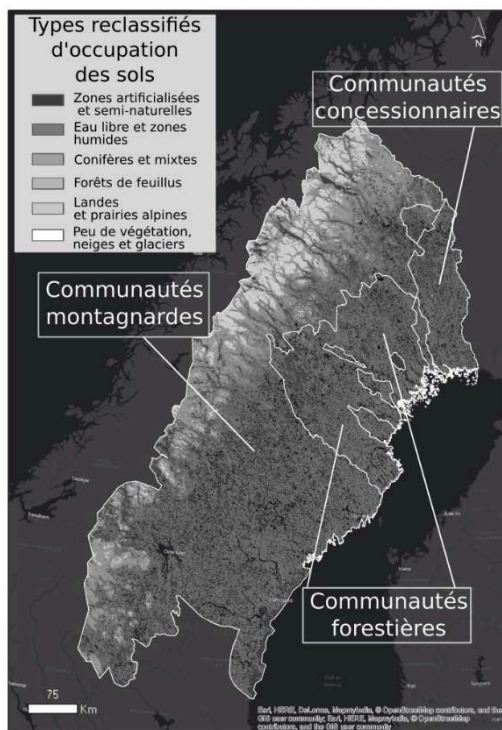
l'herbivore se déplace le moins possible pour économiser son énergie. Le surpâturage et le piétinement des troupeaux confinés dans des pâturages hivernaux peuvent contribuer à la destruction des tapis lichéniques (Suominen et Olofsson, 2000), mais ceci est notamment atténué par le déplacement des troupeaux par les éleveurs, et l'interchangeabilité sociale de certains pâturages (Van der Wal, 2006). La saison estivale, relativement courte, est marquée par différents jalons du cycle biologique et reproductif du renne. A la fin du printemps (mi-mai, début juin), les rennes sont amaigris et moins nombreux. Les femelles gestantes se dirigent instinctivement vers leur lieu de naissance pour y mettre bas fin mai. Avec l'allongement de la durée du jour, l'équilibre hormonal des rennes se modifie, les rendant avides de jeunes pousses d'herbes et de feuillus riches en protéines (Oldeboer et Ophof, 2011). La période estivale permet aux rennes d'accumuler des réserves graisseuses en vue du passage de l'hiver (Danell *et al*, 2006), et pour les mâles de préparer la période du rut (début d'automne). La période chaude se caractérise donc par une balance énergétique excédentaire, au contraire de l'hiver où celle-ci est déficitaire (Oldeboer et Ophof, 2011). Hors de l'hiver, et des périodes de marquage ou d'abattage, les interventions des éleveurs sur les déplacements du troupeau restent restreintes et principalement vouées à la facilitation du rassemblement des troupeaux, via la castration de certains mâles et la régulation du sex-ratio (Delaporte et Roué, 1986). La fragmentation des paysages pose donc problème dans le contexte de la migration annuelle et saisonnière des rennes semi-domestiques, dont les dynamiques s'opèrent à plusieurs échelles d'espace et de temps.

## L'élevage des rennes et son évolution récente

- 8 Le mode d'organisation socio-économique communautaire des éleveurs correspond au « *Sameby* », entité économique et sociale rassemblant plusieurs éleveurs de rennes saamis, dont les frontières géographiques sont variables dans l'espace et dans le temps<sup>4</sup>. Au cours du XX<sup>e</sup> siècle, l'ethnologue E. Manker (1953) définit trois modèles de « nomadisme lapon », selon la forme des trajectoires de migration saisonnière des rennes : réticulaire dans les régions où la pêche en eau douce était pratiquée en complément, en fuseau le long de vallées glaciaires, ou cyclique dans les grandes étendues forestières. Le nomadisme des éleveurs a ensuite évolué vers un statut de semi-sédentarité (Delaporte et Roué, 1986), pouvant varier selon les écotypes de rennes que chaque communauté a historiquement apprivoisés : faible mobilité annuelle pour les rennes forestiers, grande aire de répartition pour les rennes montagnards (Kuntz, 2011).
- 9 Actuellement, les contours des communautés d'éleveurs sont formalisés dans une base de données géographique en accès libre (RenGis 2.0<sup>3</sup>) initiée par les universitaires suédois, les représentants politiques des éleveurs de rennes (Parlement Saami), les forestiers nationaux et privés, ainsi que les compagnies minières de la région (fig. 2). Outre la délimitation figée des territoires, qui semble éloignée de la culture saamie (c.o. éleveurs du Parlement Saami), chaque communauté est catégorisée selon trois modalités. Les communautés peuvent ainsi être montagnardes, forestières ou concessionnaires. Dans les *sameby* montagnardes (N=33 ; 81 % de la superficie totale ; source RenGis 2.0<sup>3</sup>), les rennes se déplacent entre la forêt boréale (dans certains cas jusqu'au littoral) pendant l'hiver, et les landes et pelouses de la chaîne fennoscandienne au cours de l'été (fig.2). Dans les *sameby* forestières (N=10 ; 12 % de la superficie totale), les rennes se déplacent dans la forêt boréale, entre le littoral en hiver et la limite nord-

ouest du domaine en été (fig. 2). Le troisième type de communauté est représenté par les éleveurs concessionnaires (8 *Koncession*, 7 % des surfaces), situé dans la forêt boréale jouxtant la frontière finlandaise. Ces concessions sont régies par un statut juridique particulier négocié pour les éleveurs de rennes non-saamis. Les éleveurs ont un nombre limité de rennes et de pâtures clôturées, dont ils sont propriétaires fonciers (Tunón et Sjaggo, 2012).

Figure 2 : Types de communautés pastorales et grandes catégories d'utilisation des sols



Sources : Corine Land Cover 2012, EEA, RenGIS 2.0<sup>3</sup>, Réalisation : R. Courault 2017

- 10 Les entités spatiales de la base de données géographique Rengis 2.0<sup>3</sup> nous semblent être une simplification des modes traditionnels du « nomadisme lapon » décrits par l'anthropologue Manker (1953). Alors que le système d'élevage semi-nomade de rennes et les territoires associés font figure d'emblèmes culturels et politiques marquant les paysages (Korsmo, 1987 ; Hoffmann-Schickel, 2010 ; Cogos *et al.*, 2017), dans un contexte de diminution voire de perte de pâtures (Magga *et al.*, 2009 ; Heikkinen *et al.*, 2012 ; Löf 2013 ; Carson et Peterson, 2016), le mode actuel de pastoralisme tend à ressembler de plus en plus à de la renniculture. Certains éleveurs sont réticents à évoquer leurs pratiques actuelles (géographiques, agronomiques, technologiques, politiques) qu'ils perçoivent comme éloignées de la culture saamie (c.o. éleveurs du Parlement Saami).
- 11 Les effectifs de rennes semi-domestiques en Suède auraient augmenté de 180 000 en 1950 à 275 000 têtes en 2010 (Uboni *et al.*, 2016 ; 254.000 en 2017 selon le Parlement Saami<sup>9</sup>). En 1986, l'accident de Tchernobyl a entraîné la contamination et l'abattage de rennes, l'apport de foin et de fourrage d'hiver s'étant accru depuis (Labba, 2004 ; Tunón et Sjaggo, 2012), une autre cause pouvant être la régression du lichen depuis les années 90 (Sandström *et al.*, 2016). Plus récemment, les effectifs de rennes du comté de Norrbotten ont augmenté entre 1999 et 2005, puis se sont stabilisés jusqu'en 2013



(cheptel des *sameby*), voire ont diminué dans les concessions (Courault et Cohen, 2015). Le nombre maximum de rennes autorisés par communauté est fixé par le conseil administratif du comté de Nord-Botnie (en concertation avec le Parlement Saami et les exploitations d'élevage). Le plafond (141 000 têtes à l'échelle du comté) a toutefois été dépassé 8 années sur 15 entre 1999 et 2013 (Courault et Cohen, 2015). Dans les concessions, le nombre de rennes est également juridiquement limité. Les restrictions spatiales liées à la fragmentation du paysage entraînent des coûts accrus de transport des rennes pour contourner les obstacles (Tunón et Sjaggo, 2012) et une moindre prise de poids chez les animaux. La viande est estimée de moindre qualité, tirant les prix de vente vers le bas (Tyler *et al*, 2007). Cette moindre qualité est peut-être liée à la distribution compensatoire de foin (Skarin *et al*, 2016), mal toléré par les rennes (c.o. vétérinaires et représentant du Parlement Saami, *Nordic Conference on Reindeer Husbandry*, Jukkasjärvi, Sweden, 29-31 May 2017).

## Un territoire pastoral fragmenté par de multiples activités

- 12 Les territoires de l'élevage de rennes suédois concentrent un certain nombre d'activités économiques, qui en fonction de la saison pastorale, fragmentent les paysages parcourus par les rennes. L'obstruction des paysages de l'élevage due à la construction, l'exploitation des infrastructures humaines et les activités associées affecte les choix migratoires des rennes. La sylviculture moderne, qui couvre 80 % des surfaces forestières suédoises (Swedish Forest Agency<sup>6</sup>) se traduit par la scarification des sols, une homogénéisation et un rajeunissement des peuplements, néfastes à la croissance des lichens terricoles et arboricoles (Östlund *et al.*, 1997 ; Widmark, 2006 ; Roturier, 2007 ; Roturier, 2011 ; Kivinen et Kumpula, 2014 ; Sandström *et al*, 2016). Elle a des effets directs sur les déplacements des rennes, qui évitent les coupes à blanc et les infrastructures associées (Wolfe *et al*, 2000). La production d'énergie, notamment renouvelable<sup>7</sup>, entraîne des pertes territoriales pour les cheptels de rennes et les éleveurs, les infrastructures représentant un obstacle matériel et sensoriel (Labba, 2004 ; Svantesson, 2017). Sous la pression du débat public, les grands ouvrages hydrauliques ont laissé place à de plus petits mais plus nombreux édifices<sup>8</sup> (Anshelm, 2013). Le pâturage est autorisé dans les parcs nationaux et les zones protégées, alors que d'autres activités y sont limitées réglementairement (exploitation forestière, énergétique et minière<sup>9</sup>). Toutefois la fréquentation touristique des aires protégées génère des effets de dérangement des rennes (Nellemann *et al*, 2010). Ces nouvelles activités, tourisme compris, sont associées au développement d'infrastructures de transport et à l'urbanisation, contribuant à la fragmentation des paysages (Skarin et Åhman, 2014). Certains auteurs ont préconisé une démarche de cartographie participative pour concilier les usages pastoraux et les autres utilisations des sols en Laponie suédoise (Sandström *et al*, 2003). Toutefois, la cartographie telle qu'elle existe actuellement (RenGis 2.0<sup>3</sup>) tend à figer le partage de l'espace entre parties prenantes, négligeant les dynamiques bioclimatiques inter-saisonnières et interannuelles régionales, et la flexibilité pastorale associées à celles-ci (c.o. éleveur du Parlement Saami, c.o. NOVA/IRSAE PhD Course « *Connecting science and local communities in Rangifer research* », 10-15 August 2015, Enafors, Sweden).

## Matériel et méthodes

- 13 Pour étudier la fragmentation des paysages, différents jeux de données ont été utilisés, se référant à l'occupation des sols, aux voies de communication et aux contours des zones protégées et des territoires des communautés d'éleveurs. Ces informations ont été intégrées dans une base de données géographique et traitées par des méthodes géostatistiques en vue de calculer le taux de fragmentation des paysages, et d'évaluer le rôle des différents facteurs potentiellement explicatifs.
- 14 Le programme européen Corine Land Cover<sup>10</sup> est une base de données sur l'occupation du sol. Le millésime 2012 en format vectoriel est utilisé pour déterminer l'occupation du sol dans les entités spatiales testées ici. La géométrie des vecteurs des millésimes 2000, 2006 et 2012 n'étant pas comparable, la fragmentation des paysages en tant que processus temporel n'a pas été abordée dans cette étude. Différentes catégories d'occupation du sol sont distinguées par Corine Land Cover, dont certaines correspondent aux habitats du renne (forêts de résineux, mixtes et de feuillus, landes et bruyères, pelouses). La carte Corine Land Cover a aussi été utilisée pour identifier des surfaces exploitées pour la sylviculture, à défaut de disposer d'une carte des coupes à blanc. La catégorie « forêts et végétation arbustive en mutation », localisée dans le domaine de la forêt boréale, hors des zones protégées (elle n'y représente que 0,8 % des surfaces d'après des calculs réalisés avec le SIG en croisant la carte CLC et les cartes des aires protégées, notes 13 et 14) a été interprétée comme des plantations de résineux en croissance ou des coupes à blanc en cours de repousse. La carte des changements 2006-2012 a conforté cette interprétation, 99 % des changements se produisant à partir de cette catégorie vers les forêts de résineux (plantations en croissance) ou inversement (coupes à blanc, Source CLC 2006-2012). Cette catégorie de forêts de résineux représente en 2012 près de 82 % des surfaces semi-naturelles exploitées et artificialisées de la région d'études (forestières, agricoles, urbaines et industrielles, en noir sur la figure 2), ainsi que 98 % des surfaces semi-naturelles exploitées (forestières et agricoles, CLC 2012). La carte Corine Land Cover 2012 a également été utilisée pour sélectionner les surfaces artificialisées provoquant un dérangement potentiel pour les rennes, bien que la taille de l'unité minimale cartographiée (25 ha) exclue les petites surfaces artificialisées. Ces dernières correspondent notamment à des chalets dispersés, déconnectés des surfaces urbaines et à de petites structures énergétiques isolées, omises dans les millésimes et dans les cartes de changement Corine Land Cover (Robert, 2016), bien que leur effet de dérangement sur les rennes soit notable (Nellemann *et al*, 2010).
- 15 La base DIVA-GIS<sup>11</sup> met à disposition les réseaux routier et ferré. Les cartes des zones protégées et du site Unesco sont disponibles respectivement sur le site de l'Agence Européenne de l'Environnement<sup>12</sup> et sur le portail de données européennes<sup>13</sup>. Les contours des communautés d'éleveurs et leurs attributs (noms, type) sont téléchargeables sur le site du Parlement Saami suédois (base RenGis 2.0<sup>3</sup>). Nous avons évoqué plus haut les limites de ces informations géographiques, liées notamment aux conditions de leur réalisation. Une fois ces données intégrées dans un SIG, nous avons calculé la composition paysagère au sein des territoires des communautés d'éleveurs (*Sameby* montagnardes, forestières et *Koncession*). La typologie de la composition paysagère (tab. 1) permet de vérifier par la suite les liens entre composition et fragmentation des paysages (Forman et Godron, 1986 ; AEE, 2011 ; Tucker *et al*, 2018).

**Tableau 1 : Types de composition paysagère dans les territoires des communautés d'éleveurs d'après la classification ascendante hiérarchique (CAH)**

Composition paysagère en %	Types de composition paysagère dans les territoires des communautés d'éleveurs				
	Forestier humide très exploité	Forestier humide exploité	Forestier sec exploité	Montagnard forestier exploité	Alpin-forestier peu exploité
Forêts de conifères et mixtes	17,2	48,1	62,8	31,5	22,6
Surfaces exploitées par la foresterie et l'agriculture	31,8	15,5	13,3	12,7	4,5
Habitats de piedmont et d'altitude	2,5	2,6	5,6	32	54,4
Zones humides	29,3	27,5	9,7	14,5	10,3
Eau libre	15,4	5,0	6,6	8,3	6,4

Les pourcentages correspondent aux barycentres des classes de la CAH

Sources : CLC 2012, RenGIS 2.0<sup>3</sup>, réalisation M. Cohen 2017

- 16 Une étape préalable au calcul du taux de fragmentation des paysages consiste à déterminer l'étendue de la zone perturbée par les infrastructures linéaires ou surfaciques gênant les déplacements des rennes semi-domestiques. Nous avons pour cela utilisé l'état de l'art de Skarin et Åhman (2014) et retenu les valeurs de distance de zones perturbées indiquées dans des travaux récents concernant les rennes semi-domestiques, selon la généralisation de leurs résultats du suivi des déplacements de populations. D'après ces auteurs, ces valeurs sont inférieures à celles affectant les rennes sauvages ou les caribous canadiens utilisées dans l'étude de Driedger (2014). Les infrastructures routières génèrent des zones perturbant le comportement de 0 à 1 km de large (Lundqvist, 2007), jusqu'à 1,5 km pour les routes principales (Anttonen *et al*, 2011). Les surfaces bâties et habitées, les chalets dispersés et les lignes à haute tension génèrent à la fois des obstacles et des dérangements portant à 4 km de distance (Helle *et al*, 2012 ; Vistnes et Nellemann, 2001). Nous avons estimé que le dérangement engendré par les autres surfaces artificialisées (industrielles, énergétiques, minières, aéroports) était comparable à celui des surfaces habitées, des lignes à haute tension et des quartiers de chalets, et celui des voies ferrées aux routes principales, compte tenu du type de train et de la morphologie des voies.
- 17 Une première étape consiste à cartographier les éléments fragmentant les paysages, puis à déterminer les habitats des rennes les plus affectés par ce processus. Pour cela, avec le logiciel Arcgis 10.4, chaque objet (linéaire ou surfacique) est sélectionné et une zone tampon lui est appliquée. L'intersection avec la carte Corine Land Cover 2012 permet de déterminer les habitats les plus et les moins fragmentés. L'occupation du sol

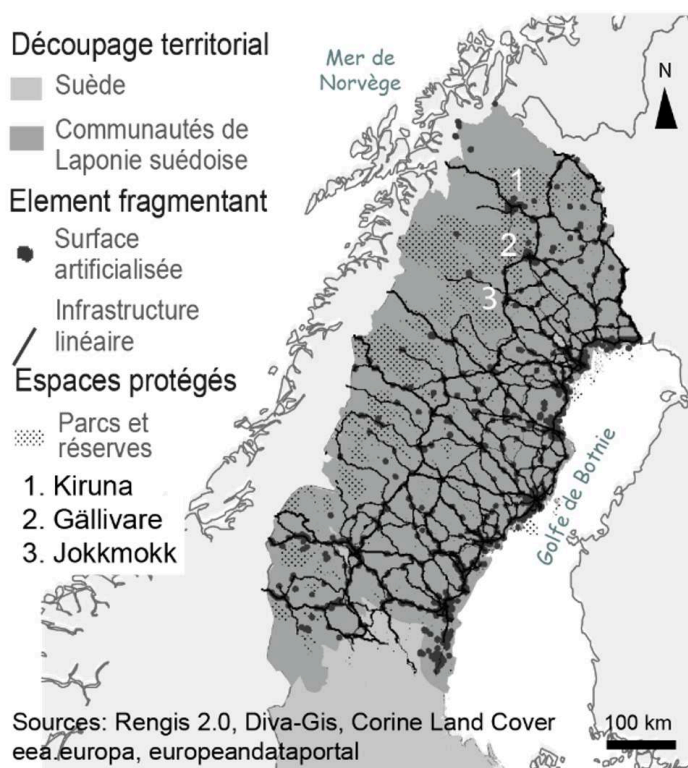
dans le quart des polygones les plus petits (les plus fragmentés) et dans le quart des polygones les plus grands (les moins fragmentés) permet d'établir une table de contingence afin de vérifier par le test du  $\chi^2$  les relations d'indépendance entre habitats et intensité de la fragmentation. Une deuxième étape vise à affiner le diagnostic de la fragmentation des paysages au niveau des communautés d'éleveurs, afin d'identifier leurs facteurs de vulnérabilité en fonction de leur localisation. Le pourcentage de surface non fragmentée est calculé pour les territoires des différentes communautés d'éleveurs saamies et concessionnaires. Différents descripteurs sont par la suite sélectionnés en fonction de l'état de l'art, de la disponibilité des données et de nos premiers résultats (tab.1, fig.3). Les différentes hypothèses testées concernant les facteurs de la fragmentation sont les suivantes : le type de communauté d'éleveurs, la composition du paysage, la densité d'infrastructures et les nœuds routiers, la proximité au littoral, le pourcentage de zones protégées. Les relations des descripteurs avec le pourcentage de surface non fragmentée sont finalement testées statistiquement (tests de corrélation pour les variables quantitatives et tests non-paramétriques pour les variables qualitatives).

## Résultats

### La fragmentation des paysages suédois de l'élevage de rennes

- 18 Les éléments fragmentant les paysages de l'élevage de Laponie suédoise sont i) les surfaces artificialisées, urbaines ou industrielles, particulièrement concentrées sur le littoral du Golfe de Botnie, ii) les infrastructures linéaires de transport terrestre, iii) les nœuds associant surfaces urbaines, minières et éléments linéaires (ex. Gällivare, Kiruna et Jokkmokk, fig. 3). En revanche, les espaces protégés, qui représentent 15 % de la surface, ont probablement contribué à modérer cette fragmentation, compte-tenu de leur date de création au début du 20<sup>ème</sup> siècle. Toutefois, certaines zones protégées sont cernées de zones artificialisées et d'infrastructures de transport, suggérant une fragmentation importante à leur périphérie (fig.3).

Figure 3 : Eléments fragmentant les territoires de Laponie suédoise



Réalisation : G. Duval, 2017

- 19 La relation de dépendance entre l'occupation du sol et les situations de très forte ou très faible fragmentation a été testée par le  $\chi^2$ , hautement significatif ( $p < 0,0001$ ). Les habitats plus affectés qu'attendu par la fragmentation sont les forêts de conifères et les moins touchés sont les habitats de piedmont et d'altitude : forêts de feuillus, landes et broussailles, pelouses naturelles et végétation clairsemée (tableau 3). Ce constat est affiné ci-dessous par l'analyse prenant en compte la fragmentation des territoires des différentes communautés d'éleveurs.

Tableau 2 : Occupation du sol en % dans les polygones les plus et les moins fragmentés du territoire de Laponie suédoise

Occupation du sol en 2012 selon Corine Land Cover	25 % des polygones	
	les plus fragmentés	les moins fragmentés
Forêt de conifères	70	38
Forêt mixte	6	5
Forêt de feuillus	3	9
Forêt et végétation arbustive en mutation	9	8
Surface agricole hétérogène	1	0
Surface agricole	2	2

Tourbières	7	11
Landes et bruyères	2	17
Végétation clairsemée	0	6
Rochers	0	3
Pelouses naturelles	0	1
Total	100	100

En gris clair, combinaison surreprésentée, en gris foncé combinaison sous-représentée, d'après le test du  $\chi^2$ ,  $p < 0,0001$ )

Sources : CLC 2012, DIVA-GIS, Skarin et Åhman, 2014, Réalisation G. Duval, 2017

## Les communautés saamies face à l'enjeu de la fragmentation de leurs paysages

- 20 La part des paysages des territoires d'élevage sans zone de perturbation varie très fortement, entre 58 et 94,5 %, selon les communautés d'éleveurs. Le pourcentage d'aires protégées contribue à expliquer le taux de surfaces non fragmentées ( $r = 0,430$ ,  $p = 0,002$ ) mais l'influence favorable de ce facteur est moindre qu'attendue d'après nos hypothèses. En revanche, l'intensité de l'exploitation forestière et agricole, évaluée par le pourcentage de surfaces de forêts et végétation arbustive en mutation et de surfaces agricoles, est négativement et très significativement liée avec le taux de territoires non fragmentés ( $r = -0,609$ ,  $p < 0,0001$ ). Ces résultats montrent donc une nette hiérarchisation de l'influence de ces deux variables (foresterie, agriculture) sur la fragmentation des paysages.
- 21 Lorsque les descripteurs sont qualitatifs, on calcule les pourcentages moyens de surfaces non fragmentées selon les différentes modalités et l'on vérifie par un test statistique si ces moyennes sont significativement différentes (tab. 3). Le taux moyen d'espaces non fragmentés est ainsi de 65,8 % dans les paysages forestiers humides très exploités (tab. 3, fig. 4 : *sameby* forestières de Mausjaur et Östra Kikkejaure), et de 86,9 % dans les paysages peu exploités étendus sur l'ensemble de l'écotone boréal-alpin. L'écart, de près de 18 points entre ces deux types de compositions de paysages, est très significatif ( $p = 0,0005$ , tab.3). La présence d'infrastructures de transport ou de littoral joue un rôle encore plus significatif, alors que l'influence du type de communautés, de l'urbanisation ou des surfaces industrielles est moindre qu'attendue d'après nos hypothèses. La présence de nœuds routiers autour des zones urbaines et minières (fig. 3) a un effet notable dans le *sameby* de Gabna. Le taux de surfaces non fragmentées (75 %) y est bien moindre que le taux attendu selon la composition de ses paysages (86,9 %, fig.4). En revanche, cet effet est beaucoup moins net dans le cas de Gällivare (*sameby* de Cearru) et de Jokkmokk (*sameby* de Sirges).

Figure 4 : Pourcentages de superficies non fragmentées par communauté d'éleveurs

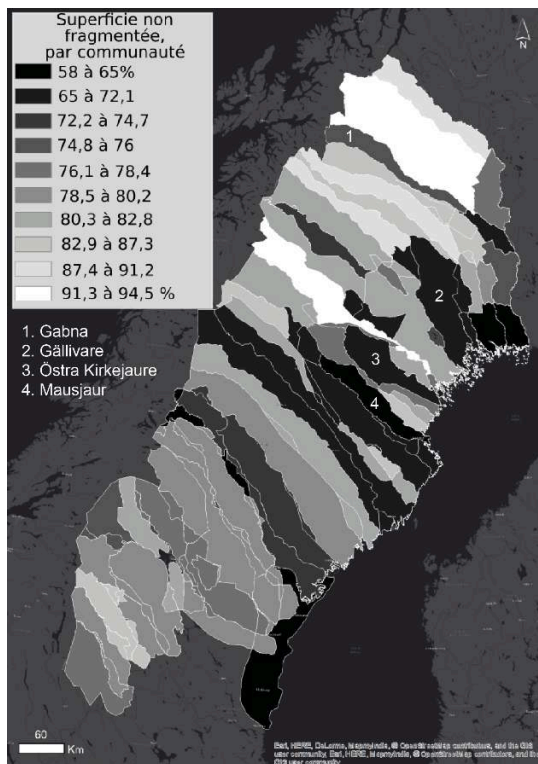
Sources : RenGIS 2.0<sup>3</sup>, Réalisation : R.Courault 2017

Tableau 3 : Taux moyen d'espaces non fragmentés, par ordre croissant et selon les modalités de variables sociales, géographiques et paysagères, tests non paramétriques utilisés et leur significativité.

Modalités de variables	Moyenne	p-value	Test
Paysage forestier très exploité	65,8	0,0005	Kruskall-Wallis
Présence_tissu urbain continu	71,6	0,001	Mann-Whitney
Concessionnaire, Sameby forestière	74,2	0,001	
Présence_Littoral	74,5	0,0005	
Présence_Grandes routes, aéroport	75,2	0,0003	
Paysages forestiers exploités	77,2	0,0005	Kruskall-Wallis
Présence_Industries	77,5	0,01	Mann-Whitney
Absence_tissu urbain continu	80,7	0,001	
Sameby Montagnarde	81,7	0,001	
Absence_Littoral	83,1	0,0005	

Absence_Gdes routes, aéroport	83,4	0,0003	
Absence_Industries	85,3	0,01	
Paysage alpin-forestier peu exploité	86,9	0,0005	Kruskall-Wallis

Sources CAH, Corine Land Cover 2012, RenGis 2.0<sup>3</sup>) ; réalisation M. Cohen, 2017). La p-value est un taux indiquant le risque d'erreur des résultats, plus il est faible, plus le test est significatif

## Interprétation et discussion

- 22 Alors que leur apport est d'avantage documenté pour la faune sauvage, les concepts et méthodes de l'écologie du paysage se sont avérés judicieux pour l'étude de la fragmentation des paysages suédois de l'élevage de rennes semi-domestiques. Notre étude apporte des éléments nouveaux sur la géographie de la fragmentation des paysages à l'échelle régionale et la hiérarchisation des facteurs pouvant l'expliquer directement ou indirectement. Elle ouvre quelques pistes de réflexion sur ses conséquences socio-économiques pour l'activité d'élevage.
- 23 Si la fragmentation des paysages est considérée comme l'un des facteurs de vulnérabilité de l'élevage des rennes (Tyler *et al.*, 2007), notre étude a montré qu'elle affecte très inégalement les habitats écologiques (tab.2) et les différentes communautés d'éleveurs de rennes en Laponie suédoise (fig.4). Ce premier constat n'est pas neutre dans le contexte de revendications territoriales portées par les Saamis (Magga *et al.*, 2009 ; Heikkinen *et al.*, 2012 ; Löf 2013 ; Carson et Peterson, 2016) et de l'importance de l'activité d'élevage comme marqueur culturel (Korsmo, 1987 ; Hoffmann-Schickel, 2010 ; Cogos *et al.* 2017).
- 24 La fragmentation préférentielle des forêts de résineux démontrée par notre étude (tab. 2) affecte l'ensemble du territoire et du calendrier pastoral des sameby forestières Dans les communautés concessionnaires, cette contrainte est probablement moindre, les rennes étant parqués et pouvant plus aisément être nourris avec des compléments alimentaires, ces pratiques de complémentation ayant notamment été signalées par Tunón et Sjaggo (2012). D'après nos résultats (tab.2), les sameby montagnardes bénéficieront, au moins pendant la belle saison dédiée à la reproduction d'espaces montagnards peu fragmentés, contrairement aux pâturages hivernaux situés dans les forêts de résineux.
- 25 La présente étude montre également que les infrastructures de transport, la sylviculture et la présence d'habitats littoraux contribuent le plus à la fragmentation paysagère des territoires communautaires de l'élevage (§ 3.2, tab.3). Les infrastructures de transport et l'exploitation forestière étaient certes mentionnées dans la littérature (Skarin et Åhman, 2014 ; Bechet *et al.*, 2017 ; Wolfe *et al.*, 2000), mais notre étude a démontré que ces facteurs directs sont les plus significatifs statistiquement dans le jeu de variables testées ici. La présence ou l'absence d'habitats littoraux n'est qu'indirectement mentionnée dans la littérature (le littoral est anciennement urbanisé d'après Cabouret, 1986), et malgré cela, nos résultats la désignent comme un facteur significatif de fragmentation (tab.3). C'est à la fois un facteur indirect, de par la



concentration de zones bâties et d'infrastructures de transport sur le littoral et direct du fait du dessin complexe du trait de côte et des nombreuses îles du Golfe de Botnie.

- 26 Nos résultats montrent que d'autres facteurs ont en revanche un rôle moindre qu'attendu d'après la littérature : l'organisation sociale en types de communauté, le taux de zones protégées, l'urbanisation, les installations industrielles et les nœuds routiers (§3.2, tab.3). L'hypothèse d'un effet direct de la gestion pastorale en parcelles clôturées sur la fragmentation du paysage dans les communautés concessionnaires est invalidée, le taux moyen de surface non fragmentée y étant analogue à celui des sameby forestières (tab.3). Ceci suggère en retour que les sameby forestières subissent la même fragmentation obligeant les rennes forestiers (moins mobiles selon Klein, 1990), à contourner des obstacles, sans que les éleveurs bénéficient des mêmes facilités de gestion que les concessionnaires régime de propriété et complémentation alimentaire décrits par Tunón et Sjaggo, 2012). En revanche, la fragmentation varie assez significativement entre les sameby forestières et les sameby montagnardes (tab. 3). Ces dernières, étendues sur les quatre cinquièmes des surfaces de Laponie suédoise, bénéficient de pâturages d'intersaisons et d'été peu fragmentés (tab.3) et stratégiques pour le cycle biologique du renne, avantages majorés par la mobilité supérieure des rennes montagnards.
- 27 Concernant l'urbanisation et les installations énergétiques, nos résultats indiquent qu'il s'agit de facteurs assez voire peu significatifs (tab.3) contrairement à la littérature (Nellemann *et al*, 2010 ; Helle *et al*, 2012 ; Skarin *et al*, 2016 ; Skarin et Åhman, 2014). Il en est de même pour l'effet des zones protégées, moins favorable qu'attendu (§3.2), du fait des infrastructures importantes générées en périphérie, comme l'a montré la carte des éléments fragmentant (fig.3). Ces résultats mitigés peuvent s'expliquer par le caractère indirect de certains facteurs, par des effets de compensation (favorable dans les aires protégées, défavorable à leur périphérie), et par la qualité insuffisante des données pour prendre en compte l'urbanisation diffuse et les petites installations énergétiques.
- 28 Enfin, la présence de nœuds routiers autour des zones urbaines et minières est un facteur péjorant la fragmentation dans un cas sur trois, celui du sameby de Gabna (§3.2). Alors que Driedger (2014) avait évalué le niveau de fragmentation du territoire de cette communauté comme important, notre étude comparative montre que cette situation est atypique (fig.4). La fragmentation paysagère plus importante qu'attendue s'explique par la coprésence de la ville de Kiruna (18.000 habitants en 2017<sup>14</sup>), d'un aéroport international et de la plus grande mine de fer souterraine du monde<sup>15</sup>. Ces infrastructures sont concentrées dans les territoires forestiers d'hiver (Source : RenGis 2.0<sup>3</sup>), période pendant laquelle les rennes peu mobiles d'après Klein (1990) sont perturbés par la présence d'obstacles et de bruit d'après Nellemann *et al* (2000). La double voie (route E10 et chemin de fer), construite le long du thalweg et se poursuivant jusqu'en Norvège<sup>13</sup>, constitue également une barrière potentielle pour les déplacements des rennes, qui empruntent également les vallées glaciaires pour monter jusqu'à leurs habitats estivaux ou les redescendre à l'automne (Source : RenGis 2.0<sup>3</sup>). Le déplacement de la ville de Kiruna, à 5 km en direction du nord-ouest (pour éviter un effondrement dû à l'extraction minière) va encore étendre la zone perturbée. Le sameby de Gabna constitue donc un contre-exemple de territoire s'étendant sur l'ensemble de l'écotone forêt boréale-landes et pelouses d'altitude, et malgré tout fragmenté car cumulant divers désavantages : parc naturel restreint (17 % de la

surface), présence de grandes infrastructures de transport et d'une zone d'extraction minière.

- 29 Quelques données complémentaires apportent un éclairage sur les conséquences socio-économiques de la fragmentation des paysages. Ainsi, la stabilisation des cheptels observée entre 2005 et 2013 dans les *sameby* du comté de Norrbotten, et leur diminution dans les *Koncession* (d'après Courault et Cohen, 2015) pourraient constituer des réponses indirectes à la fragmentation des paysages qui se répercute sur l'économie de l'élevage (coûts de transport pour contourner les obstacles et d'apport de foin, signalés par Tunón et Sjaggo, 2012; Löf, 2013 et Skarin *et al*, 2016), d'autant plus que le prix de la viande était à la baisse pendant cette période<sup>16</sup>. L'augmentation du taux de femelles des troupeaux des *sameby* de Norrbotten (d'après Courault et Cohen, 2015) permettrait de concentrer et donc de déplacer plus facilement le troupeau.

## Conclusion et perspectives

- 30 Notre étude, en s'appuyant sur les notions de l'écologie du paysage et sur une méthodologie adaptée à la qualité des données disponibles, a montré que la fragmentation des paysages variait selon les habitats et les communautés d'éleveurs de rennes, tout en hiérarchisant le rôle direct et indirect d'un certain nombre de facteurs explicatifs. La variabilité spatiale de la fragmentation et la hiérarchisation de ses causes constituent des résultats nouveaux apportés par notre étude.
- 31 Les perspectives d'amélioration de ce travail sont nombreuses, via l'intégration d'autres facteurs dans l'analyse géographique. Cette intégration passe par l'acquisition et le traitement de jeux de données supplémentaires, notamment la couverture en lichens pâturables (Sandström *et al.*, 2016) qui constitue un autre paramètre de la vulnérabilité de l'élevage de rennes aux effets locaux du changement global. D'autres améliorations supposeraient de disposer de nouvelles données afin d'améliorer la résolution spatiale de Corine Land Cover, insuffisante pour appréhender les composantes locales des paysages. Nous pouvons en particulier citer le bâti dispersé et les clôtures des parcelles forestières qui ont un effet direct sur les déplacements, et qui pourraient être détectés par une analyse orientée-objet, sur des images haute-résolution (missions SPOT 6-7). Une exploitation plus poussée de la base RenGis 2.0<sup>3</sup> est également envisageable (prise en compte des trajectoires des rennes, des pâturages saisonniers pour intégrer l'impact des promeneurs selon la saison dans les aires protégées, en croisant les bases RenGis et DivaGis), malgré le caractère non dynamique de ces informations. Des données temporelles détaillées par communautés sur les effectifs et l'abattage des rennes nous permettraient de préciser les éventuelles conséquences économiques de la fragmentation inégale des paysages.
- 32 A l'heure où des interrogations émergent sur l'impact écologique et éthique de l'élevage (Ayats *et al*, 2018), cette analyse géographique de la fragmentation des paysages de l'élevage semi-domestique des rennes en Laponie suédoise montre la vulnérabilité mais aussi la résilience d'un système d'élevage valorisant les ressources naturelles d'un paysage diversifié et porteur d'identité culturelle face au changement global (Tyler *et al*, 2007; Lewis et Aitken, 2013). Outre les perspectives d'approfondissement, la diffusion de nos résultats et leur discussion au Parlement Saami affinaient nos interprétations quant à l'impact de cette fragmentation sur l'économie de l'élevage et le mode de vie des éleveurs. La forme retenue serait celle

d'un dialogue réflexif, déjà expérimenté lors de précédentes sessions de diffusion de nos résultats (Chenorkian et Roberts eds, 2014 ; Mitchell *et al*, 2015). La discussion pourrait notamment porter sur les possibilités de coopération au projet d'infrastructure verte auquel participe le Parlement Saami<sup>17</sup> afin de prendre en compte les besoins spécifiques actuels des éleveurs, ainsi que des autres acteurs (humains, non-humains, immatériels et matériels). L'important travail de conciliation entre forestiers et éleveurs entamé depuis les années 2000 (Widmark, 2006 ; Roturier, 2011 ; Cannobio, 2014) pourrait constituer une source d'inspiration.

---

## BIBLIOGRAPHIE

Sitographie :

<http://extra.lansstyrelsen.se/gis/Sv/Pages/default.aspx>

<http://whc.unesco.org/en/list/774>

<http://www.diva-gis.org/gdata>

<http://www.nationalparkssofsweden.se/national-park-facts/protected-nature-in-sweden/>

<https://skogskartan.skogsstyrelsen.se/Skogskartan/Default.aspx?startapp=skogligagrunddata>

<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/nationally-designated-areas-national-cdda-12#tab-gis-data>

<https://www.europeandataportal.eu/data/fr/dataset/bc2ce857-fa87-42f6-8870-fbdc3a9b113e>

<https://www.europeandataportal.eu/data/fr/dataset/f57de73f-0ce0-4be0-a638-5778bec38cde>

<https://www.geodata.se/geodataportalen/srv/swe>

<https://www.hydropower.org/2016-hydropower-status-report>

<https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/key-world-energy-statistics.html>

<https://www.sametinget.se/underlag>

[www.samer.se](http://www.samer.se)

<https://www.sgu.se/en/mining-inspectorate/>

AGENCE EUROPEENE DE L'ENVIRONNEMENT, 2011, *Landscape fragmentation in Europe*. Rapport conjoint AAE-OFEV, 87 p.

ANSHELM J., 2013, *Kraftproduktion och miljöopinion : Kritiken av vindkraftens miljöpåverkan och den som riktats mot övriga kraftslag*. Rapport 6571, Projet Vindval, Stockholm, Naturvårdsverket, 77 p.

ANTTONEN M., KUMPULA J., COLPAERT A., 2011, Range selection by semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in relation to infrastructure and human activity in the boreal forest environment, Northern Finland, *Arctic*, vol. 64, n° 1, p. 1-14.

- ARNOULD P., 2006, Biogéographie et changement global : la valse des biomes, *Historiens et géographes*, n° 395, p. 95-109.
- AYATS J.F., DELFOSSE C., PLUVINAGE J., PORCHER J. (Eds), 2018, *Eloge de l'élevage...Mais quel élevage ?* N° spécial de la revue *Pour*
- BECHET B., LE BISSONNAIS Y., RUAS A. (Eds), 2017, *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols, Déterminants, impacts et leviers d'action*, INRA (France), 609 p.
- CABOURET M., 1986, La délimitation des frontières terrestres dans le nord de la Scandinavie et en Finlande, *Norvège*, n° 130, p. 137-150.
- CANNOBIO E., 2014, De l'Alpe en Laponie : regards croisés sur l'espace pastoral, in GUICHARD-ANGUIS S., FREROT A.M. et DA LAGE A. (Eds), *Natures, miroirs des hommes ?* Paris, Harmattan, Collection Géographie et Culture, p. 127-144.
- CARSON M., PETERSON G. (Eds), 2016, *Arctic Resilience Report*. Arctic Council, Stockholm Environment Institute and Stockholm Resilience Centre, Stockholm, 240 p. <http://www.arctic-council.org/arr>.
- CHARLOT E., 2016, *L'élevage de rennes face aux changements d'occupation du sol en Laponie*, mémoire de M1, EDTS-Geodep, Université Paris Sorbonne, 76 p.
- CHERNOKIAN R., ROBERT S., 2014, *Les interactions homme-milieu : questions et pratiques de la recherche en environnement*, Paris, Editions Quae, 180 p.
- COGOS S., ROUE M.M., ROTURIER S., 2017, Saami place names and maps: transmitting knowledge of a cultural landscape in contemporary contexts, *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 49(1), 43-51
- COHEN M., VARGA D., VILA J., BARRUSSAUD E., 2011, A multi-scale and multi-disciplinary approach to monitor landscape dynamics: A study case in the Catalan pre-Pyrenees (Spain), *Geographical Journal*, Vol 177 (1), p. 79-91.
- COURAULT R., COHEN M., 2015, *Variabilité climatique, résolution temporelle et démographie des rennes semi-domestiques de Laponie suédoise*, Journée AGF Climats, territoires, environnement, 21 novembre 2015 (à paraître dans Giusti Ch. [Ed.], Paris, SUP).
- DANELL K., BERGSTRÖM R., DUNCAN P., PASTOR J. (Eds), 2006, *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*, vol. 11, Cambridge, Cambridge University Press, 506 p.
- DELAPORTE Y., ROUE M.-M., 1986, *Une communauté d'éleveurs de rennes. Vie sociale des Lapons de Kautokeino*, Paris, Institut d'ethnologie, 200 p.
- DRIEDGER E., 2014, *Analyzing cumulative effects from human development on reindeer habitat in Sweden. An approach from Canadian Caribou Recovery Planning*, Mémoire de fin d'étude SLU, UMEÅ, 45 p.
- FAO, 2003, *Le régime foncier et le développement rural*, *Fao Etudes sur les régimes fonciers* n° 3.
- FORMAN R.T.T., GODRON M., 1986, *Landscape Ecology*, New York, Wiley, 619 p.
- GALLARDO G., SAUNDERS F., SOKOLOVA T., BÖREBÄCK K., VAN LAERHOVEN F. S. J., KOKKO S., TUVENDAL M., 2017, We adapt... but is it good or bad? Locating the political ecology and social-ecological systems debate in reindeer herding in the Swedish Sub-Arctic, *Journal of political ecology*, vol. 24, p. 667-670.
- GASCARD J.C., CREPIN A.S., KARCHER M. (Ed.), 2017, *Arctic Climate change, Economy and Society*, numéro spécial *Ambio*, vol. 46, n° 3.

HEIKKINEN H. I., KASANEN M., LÉPY É., 2012, Resilience, vulnerability and adaptation in reindeer herding communities in the Finnish-Swedish border area, *Nordia Geographical Publications*, vol. 41, n° 5, p. 107-121.

HELLE T., HALLIKAINEN V., SÄRKELÄ M., HAAPALEHTO M., NIVA A., PUOSKARI J., 2012, Effects of a holiday resort on the distribution of semi-domesticated reindeer, *Annales Zoologici Fennici*, vol. 49, n° 1/2, p. 23-35.

HOFFMANN-SCHICKEL K., 2010, *Un Peuple du renne entre hier et demain : les Sâmes de Kautokeino dans le Finnmark norvégien*, thèse dirigée par Eric Navet, Université de Strasbourg, 627 p.

IPCC 2013, *Climate Change: Fifth Assessment Report - The Physical Science Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC*. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (Eds.)], Cambridge et New York, Cambridge University Press, 1535 p.

KIVINEN S., KUMPULA T., 2014, Detecting land cover disturbances in the Lappi reindeer herding district using multi-source remote sensing and GIS data, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, n° 27, p. 13-19.

KLEIN D. R., 1990, Variation in quality of caribou and reindeer forage plants associated with season, plant part, and phenology, *Rangifer*, vol. 10, n° 3, p. 123-130.

KORSMO F. L., 1987, Nordic security and the Saami minority: territorial rights in Northern Fennoscandia, *Human Rights Quarterly*, vol. 10, p. 509.

KULLMAN L., 2015, Recent and past trees and climates at the Arctic/Alpine margin in Swedish Lapland: an Abisko case study review, *Journal of Biodiversity Management and Forestry*, vol. 4, n° 4, 12 p.

KUNTZ D., 2011, *Ostéométrie et migration(s) du renne (Rangifer tarandus) dans le Sud-Ouest de la France au cours du dernier Pléni-glaciaire et du Tardiglaciaire (21 500-13 000 cal. BP)*, Doctoral dissertation, Université Toulouse le Mirail-Toulouse II, 497 p.

LABBA N., 2004, *Vindkraft i renkötselområdet [Wind power in the reindeer herding district], examensuppsats inlämnad till företagsekonomiska institutionen Handelshögskolan vid Umeå universitet 2002*, Diedut 2004 :1. Kautokeino: Sámi Instituhtta.

LEWIS G., AITKEN S. (Ed.), 2013, Monitoring Arctic biodiversity in a warming world, *Biodiversity*, Vol. 14, special issue 1.

LÖF A., 2013, Examining limits and barriers to climate change adaptation in an Indigenous reindeer herding community, *Climate and Development*, vol. 5, n° 4, p. 328-339.

LORD J. M., NORTON D. A., 1990, Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, vol. 4, n° 2, p. 197-202.

LUNDQVIST H., 2003, *Review of factors affecting productivity of reindeer husbandry, Introductory research essay*, SLU, Uppsala, 43 p.

LUNDQVIST H., 2007, Ecological Cost-Benefit Modelling of Herbivore Habitat Quality Degradation due to Range Fragmentation, *Transactions in GIS*, vol. 11, n° 5, p. 745-763.

MAGGA O.H., MATHIESEN S. D., CORELL R. W., OSKAL A., 2009, *Reindeer herding, traditional knowledge and adaptation to climate change and loss of grazing land*, Ealat project, Association of World Reindeer Herders in Arctic Council and Sustainable Development Working Group, 76 p.

- MANKER E.M., 1953, The nomadism of the Swedish mountain Lapps, The Siidas and their migratory routes in 1945, *Nordiska Museet: Acta Lapponica VII*, Stockholm, Hugo Gelbers Förlag, 262 p.
- MANKER E.M., 1954, Les Lapons de montagnes suédoises. Paris, NRF Gallimard, 288 p.
- MARTY P., LEPART J., CAPLAT P., 2006, Géographie et écologie des paysages : quelles relations ?, *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 3, p. 355-367.
- MITCHELL T. D., RICHARD F. D., BATTISTONI R. M., et al., 2015, Reflective Practice That Persists: Connections between Reflection in Service-Learning Programs and in Current Life, *Michigan Journal of Community Service Learning*, vol. 21, n° 2, p. 49-63.
- NELLEMANN C., VISTNES I., JORDHØY P., STØEN O. G., KALTENBORN B. P., HANSSSEN F., HELGESEN R., 2010, Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges, *Restoration Ecology*, vol. 18, n° 6, p. 873-881.
- NELLEMANN C., JORDHØY P., STØEN O. G., STRAND O., 2000, Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter, *Arctic*, vol. 53, n° 1, p. 9-17.
- OJALA C-G., 2009, *Sámi prehistories: the politics of archaeology and identity in northernmost Europe*, Department of Archaeology and Ancient History, Uppsala. Occasional papers in archaeology, n° 47, 353 p.
- OLDEBOER K., OPHOF A., 2011, *Nutritional composition of Finnish semi-domestic reindeer (Rangifer tarandus tarandus) spring forage intake*, Thesis research report, Van Hall Larenstein University of Applied Science, 50 p.
- ÖSTLUND L., ZACKRISSON O., AXELSSON A. L., 1997, The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century, *Canadian journal of forest research*, vol. 27, n° 8, p. 1198-1206.
- ROBERT C., 2016, *Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre. De l'observation à la modélisation*, Doctorat de géographie, Université Paris Diderot, 532 p
- ROTURIER S., 2007, *Integrating Artificial Dispersion of Reindeer Lichen in Forest Regeneration Procedures*, Licenciate Dissertation, sous la direction d'ENANDER, K.G., Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Ecology and Management, Umea, 31 p.
- ROTURIER S., 2011. Sami herders' classification system of reindeer pastures – A contribution of adapt forest management to reindeer herding in northern Sweden, *Rangifer*, vol. 31, n° 1, p. 61-69.
- SANDSTRÖM P., CORY N., SVENSSON J., HEDENÅS H., JOUGDA L., BOCHERT N., 2016, On the decline of ground lichen forests in the Swedish boreal landscape: Implications for reindeer husbandry and sustainable forest management, *Ambio*, vol. 45, n° 4, p. 415-429
- SANDSTRÖM P., GRANQVIST PAHLÉN T., EDENIUS L., TØMMERVIK H., HAGNER O., HEMBERG L., OLSSON H., BAER K., STENLUND T., GÖRAN BRANDT L., EGBERTH M., 2003, Conflict resolution by participatory management: remote sensing and GIS as tools for communicating land-use needs for reindeer herding in northern Sweden, *Ambio*, vol. 32, n° 8, p. 557-567.
- SKARIN A., ÅHMAN B., 2014, Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective, *Polar Biology*, vol. 37, n° 7, p. 1041-1054.
- SKARIN A., SANDSTRÖM P., ALAM M., BUHOT Y., NELLEMANN C., 2016, *Renar och vindkraft II - Vindkraft i drift och effekter på renar och renskötsel*, Uppsala, Department of Animal Nutrition and Management Swedish University of Agricultural Sciences, 74 p.

- STRÖMGREN J., 2011, *Sápmi*, in *The IndigenousWorld 2011*, Copenhagen, IWGIA, p. 29-37.
- SUOMINEN O., OLOFSSON J., 2000, Impacts of semi-domesticated reindeer on structure of tundra and forest communities in Fennoscandia: a review, *Annales Zoologici Fennici*, vol. 37, n° 4, Facing North: Investigating the Northern Dimension to Biodiversity, p. 233-249.
- SVANTESSON C., 2017, *Analyse multi-scalaire de l'impact de l'éolien sur le pâturage des grands ongulés*, Mémoire de M1 EDTS-Géodep, MNHN-Université Paris Sorbonne, 73p.
- TUCKER M. A., BÖHNING-GAESE K., FAGAN W. F., FRYXELL J. M., VAN MOORTER B., ALBERTS S. C., ALI A. H., ALLEN A. M., ATTIAS N., AVGAR T., BARTLAM-BROOKS H., 2018, Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements, *Science*, vol. 359, n° 6374, 466-469.
- TUNÓN H., SJAGGO S. B., 2012, *Ajddo - reflektioner kring biologisk mångfald i renarnas spår, skriftserie n° 68*, Uppsala, Sametinget Kiruna & Centrum för biologisk mångfald, 84 p.
- TYLER N. J. C., TURI J. M., SUNDSET M. A., BULL K. S., SARA M. N., REINERT E., OSKAL N., NELLEMANN C., MCCARTHY J. J., MATHIESEN S. D., MARTELLO M. L., 2007, Saami reindeer pastoralism under climate change : applying a generalized framework for vulnerability studies to a sub-arctic social-ecological system, *Global Environmental Change*, vol. 17, n° 2, p. 191-206.
- UBONI A., HORSTKOTTE T., KAARLEJÄRVI E., SÉVÊQUE A., STAMMLER F., OLOFSSON J., FORBES B. C., MOEN J., 2016, Long-term trends and role of climate in the population dynamics of Eurasian reindeer, *Plos One*, vol. 11, n° 6.
- UNESCO, 2010, *Développement durable de la région arctique face au changement climatique : défis scientifiques, sociaux, culturels et éducatifs*, Paris, UNESCO, 420 p.
- VAN DER WAL R., 2006, Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transition ? Evidence from the tundra, *OIKOS*, vol. 114, n° 1, p. 177-186.
- VISTNES I., NELLEMANN C., 2001, Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving, *The Journal of wildlife management*, vol. 65, n° 4, p. 915-925.
- VISTNES I., NELLEMANN C., 2008, The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity, *Polar Biology*, vol. 31, n° 4, p. 399-407
- WIDMARK C., 2006, Forestry and reindeer husbandry in Sweden – the development of a land use conflict, *Rangifer*, vol. 26, n° 2, p. 43-54.
- WOLFE S. A., GRIFFITH B., GRAY WOLFE C. A., 2000, Response of reindeer and caribou to human activities, *Polar Research*, vol. 19, n° 1, p. 63-73.

## NOTES

1. Article 1, <https://rm.coe.int/168008062a>
2. [www.sametinget.se](http://www.sametinget.se)
3. <https://www.sametinget.se/111684>
4. <http://www.samer.se/4555>
5. <https://www.sametinget.se/statistik/renhjorden>
6. [www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se)
7. [www.iea.org](http://www.iea.org)
8. <https://www.hydropower.org/publications/2018-hydropower-status-report>
9. <http://www.nationalparksofsweden.se>

10. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>
  11. [www.diva-gis.org](http://www.diva-gis.org)
  12. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps>
  13. <https://www.europeandataportal.eu>
  14. <http://www.kiruna.se/Kommun/Kommun-politik/Kommunfakta/>
  15. [www.sgu.se](http://www.sgu.se)
  16. [www.samer.se](http://www.samer.se)
  17. <https://www.sametinget.se/gron-infrastruktur>
- 

## RÉSUMÉS

En Laponie suédoise, le changement global soumet l'activité l'élevage de rennes semi-domestiques à des enjeux de territorialisation inédits. Une analyse cartographique et statistique menée à l'échelle régionale montre que les communautés saamies sont inégalement affectées par ce processus selon (i) leur répartition le long de l'écotone forêt boréale-toundra, (ii) leur taux d'exploitation forestière, (iii) la présence de nœuds routiers et d'infrastructures de transport, (iv) la proximité au littoral, (v) les aires protégées jouant un rôle secondaire pour limiter cette fragmentation. Ces tendances, dont l'intensification est attendue à l'avenir, questionnent le couple adaptabilité/résilience de ces systèmes pastoraux extensifs face au changement global.

In Swedish Lapland, increasing global changes challenge territories dedicated to reindeer pastoralism and Saami herders. A spatial and statistical analysis, conducted on a regional scale, shows that Saami' communities face unequal fragmentation depending on (i)- their situation along the boreal – alpine ecotone, (ii)- the intensity of forest exploration, (iii)- the presence of traffic nodes and transport infrastructures, (iv)- proximity to the coastline, (v)- protected areas which weakly mitigate the landscape fragmentation. These trends might intensify in the future, questioning the adaptability and resilience of such extensive pastoralism to global change and its local effects.

## INDEX

**Keywords :** Swedish Lapland, reindeer herding, fragmentation, infrastructure, landscape, adaptability/resilience

**Mots-clés :** Laponie suédoise, élevage de rennes, fragmentation, infrastructures, paysage, adaptabilité/résilience

## AUTEURS

**ROMAIN COURAULT**

Université Paris Sorbonne, UMR 8185 ENeC, 28 rue Serpente, 75005 Paris  
[courault.romain@gmail.com](mailto:courault.romain@gmail.com)



**GREGORY DUVAL**

SNCF Réseau, 15-17 Rue Jean-Philippe Rameau 93418 La Plaine Saint Denis,  
gregory.duval@reseau.sncf.fr

**MARIANNE COHEN**

Université Paris Sorbonne, UMR 8185 ENeC, 28 rue Serpente, 75005 Paris marianne.cohen@paris-sorbonne.fr