



## Projet LEMED-IBEX

# Modèle de répartition spatiale des bouquetins sur l'arc alpin occidental

## Rapport final

Enrico Caprio, Susanne Jähning, Raffaele Uliana, Dan Chamberlain

Le 15 juillet 2020

Projet "LEMED-IBEX" n ° 1644 financé par le Fonds Européen de Développement Régional (FEDER) dans le cadre du programme Interreg V-A France-Italie ALCOTRA 2014-2020 Objectif spécifique 3.2 Biodiversité



## Table des matières

1. Introduction .....	3
2. Modèles de Répartition du Bouquetin .....	3
2.1 Introduction .....	3
2.2 Matériel et méthodes .....	6
2.1.1. Définition et préparation des variables prédictives .....	7
2.1.2. Préparation des données concernant la présence de l'espèce .....	10
2.1.3. Traitement du modèle de répartition.....	12
2.3 Résultats.....	15
2.3.1 Résultats du Modèle de Répartition du Bouquetin à l'échelle de 100x100 m.....	19
2.3.2 Résultats du Modèle de Répartition du Bouquetin à l'échelle de 600 x 600 m .....	39
3. Corridors écologiques .....	62
3.1 Introduction .....	63
3.2 Matériel et méthodes .....	64
3.3 Résultats.....	68
4. Impact des activités touristiques et sportives .....	71
4.1 Modèle d'hiver.....	71
4.2 Modèle de printemps.....	74
4.3 Modèle d'été.....	77
4.3 Modèle d'automne .....	79
4.4 Modèle de la période de confinement .....	81
4.5 Interaction avec les activités de l'Héliski .....	84
4.6 Interaction avec le pâturage .....	85
5. Bibliographie .....	92
6. Matériel supplémentaire .....	99
Annexe III AUC et TSS des modèles climatiques à l'échelle de 600x600.....	128

## 1. Introduction

Le document présent est le rapport final du Département de Sciences de la Vie et Biologie des Systèmes prévu par la Convention Rep 14\_2019 Prot. 500\_2019 avec l'Organisme de Gestion des Aires Protégées des Alpes cottiennes.

Le document présente les résultats des élaborations effectuées dans le cadre du Projet LEMED-IBEX en se référant notamment aux aspects suivants :

- 1 Réalisation d'un modèle de caractéristiques environnementale pour le bouquetin dans les Alpes occidentales, à partir de données de présence occasionnelle et de données de géolocalisation des individus équipés de colliers GPS.
- 2 Identification des zones les plus adéquates pour l'espèce et recouvrement de ces aires par la répartition connue des populations existantes
- 3 Quantification de la connectivité écologique des aires évoquées et identification de corridors écologiques potentiels afin de relier les aires isolées.
- 4 Analyse des typologies environnementales présentes dans les corridors et identification de possibles menaces et vulnérabilités de ces aires (par exemple : nuisance humaine).
- 5 Identification de possibles conflits entre les activités anthropiques et l'espèce reliés, en particulier, au tourisme, à la randonnée, aux sports d'hiver, aux interactions avec le pâturage. Ces analyses seront modulées en fonction des données disponibles et seront ciblées à niveau local, afin d'extrapoler les schémas de réponse généralisables.

## 2. Modèles de Répartition du Bouquetin

### 2.1 Introduction

Les modèles prédictifs de la répartition spatiale des espèces (SDM) sont des techniques amplement utilisées pour décrire ou prévoir la répartition des espèces (Elith & Leathwick, 2009). Ces modèles, également connus comme « modèles de niche écologique », permettent de relier les données de

présence des espèces dans des localités connues et les attributs spatiaux et donc environnementaux de ces points (Franklin & Miller 2010; Elith & Leathwick 2009). Cette approche permet, par exemple, de prédire la répartition actuelle et future d'une espèce afin de comprendre quels habitats ou quelles caractéristiques climatiques lui conviennent, en fournissant dans de nombreux cas des outils importants pour la préserver. En outre, si l'espèce sélectionnée est un indicateur de la biodiversité, ce qui a été modélisé peut également être valable pour d'autres espèces (Lindenmayer et al., 2000). Au début, ces modèles ont été développés principalement pour les données de présence/absence, situation qui prévoit que pour chaque site de l'aire enquêtée, les données soient recueillies de manière systématique, obtenant ainsi des informations complètes concernant la présence, l'absence et l'abondance de l'espèce (Franklin et Miller, 2010). Dans ce cas, de nombreux écologistes utilisent des méthodes de régression (telles que les Modèles Linéaires Généralisés, la Fonction de Sélection des Ressources, les Arbres de Régression Boostés, et d'autres). Toutefois, vu que les données de l'absence sont souvent faibles ou biaisées et presque jamais exactes, des modèles adaptés uniquement à l'utilisation des données de la présence ont été développés (Elith et al. 2011 ; Phillips et al 2006). À ce jour, il existe un grand nombre de telles méthodes, qui diffèrent dans leurs conditions requises en matière de données, dans les modèles statistiques utilisés, dans les formats de production et dans les performances (Elith et al., 2006; Guisan & Zimmermann, 2000). La plupart d'entre elles sont basées sur la théorie de la niche écologique (Hirzel & Le Lay 2008; Phillips et al. 2006), définissant une fonction qui relie l'espèce à l'étude à son environnement (Hirzel & Le Lay 2008). Les analyses préliminaires ont enquêté une série de modèles, tels que GLM (Modèles Linéaires Généralisés), GAM (Modèles Généraux Supplémentaires), Forêts Aléatoires et Modèles d'Entropie Maximale, mais les résultats des performances des modèles mentionnés ci-dessus n'ont jamais été meilleurs que l'algorithme des modèles d'Entropie Maximale.

Par conséquent, pour traiter les modèles de répartition du bouquetin (*Capra ibex*) moyennant seulement les données exactes de présence comme dans ce cas, l'algorithme communément dénommé MaxEnt (Maximum Entropy Modeling) a été choisi ; au cours de ces dernières années, il s'est imposé grâce à son efficacité particulière (Phillips et Dudik 2008; Phillips et al. 2006). Cet outil analyse la relation existant entre les facteurs environnementaux et la présence des espèces et, à présent, il est communément utilisé pour prévoir la répartition potentielle d'une espèce à partir uniquement des données de la présence (Baldwin, 2009). Cet algorithme compare les informations environnementales disponibles pour les points où la présence de l'espèce a été établie (« échantillons ») avec celles de l'ensemble du territoire, à savoir avec les sites dénommés «

échantillons d'arrière-plan », choisis au hasard, où la présence de l'espèce n'a pas été relevée (Phillips et al., 2009), en rétablissant une répartition spatiale de l'aptitude de l'aire à l'étude pour l'espèce elle-même (Raes & Ter Steege 2007). La méthode identifie la répartition à entropie maximale, en vertu des limites imposées par les facteurs environnementaux. Maximiser l'entropie d'une répartition de probabilité signifie minimiser l'incertitude assumée sur les paramètres inconnus du système, en maximisant uniquement la puissance prédictive des données exactes. Cette approche permet d'optimiser l'utilisation des informations disponibles, à savoir les données de présence de l'espèce à l'étude, en évitant de faire des hypothèses sur ce qui n'est pas connu (Phillips et al., 2006), telles que les zones que l'espèce évite. Comparé à d'autres méthodes disponibles, MaxEnt est plus efficace et fiable, surtout dans les cas où on n'a uniquement que les données de présence exactes (Guisan et al., 2007; Peterson et al. 2007; Elith et al 2006). En outre, les résultats obtenus par cette méthode sont moins influencés par des niveaux inégaux d'échantillonnage, caractéristique qui, dans le cas d'une faible homogénéité des données disponibles, peut être très utile à des fins applicatifs tels que l'identification des zones les plus intéressantes pour la préservation (Tsoar et al., 2007). MaxEnt nécessite de l'insertion en entrée de deux catégories d'informations :

- 1 La localisation des présences de l'espèce (données d'échantillons);
- 2 les variables prédictives (ou covariables) qui caractérisent les sites à l'arrière-plan (échantillons de fond) de l'aire à l'étude (Elith et al 2006; Phillips e Dudik 2008; Merow et al. 2013).

Les points utilisés (*données d'échantillons*) se réfèrent aux localisations des individus géo-référencés par l'intermédiaire de corrections GPS. Les variables environnementales (*échantillons d'arrière-plan*) ont été choisies en fonction des informations territoriales disponibles et à leur utilité à représenter autant que possible la niche écologique du bouquetin, tout en prenant en considération la bibliographie existante. La préparation d'un modèle spatial d'aptitude environnementale pour une espèce, requiert, a priori, certaines décisions techniques qui doivent être opportunément effectuées (Guisan & Thuiller, 2005; Ferrier et al. 2002). Parmi ces décisions, la résolution et l'extension de l'aire à l'étude sont des aspects techniques importants, à même d'influencer les prévisions écologiques du modèle (Huettmann et Diamond 2006). Ces choix dépendent de l'échelle des données environnementales disponibles (Graham et al. 2004), des caractéristiques des données concernant l'espèce telles que l'exactitude géographique, la taille de l'échantillon et l'effort

d'échantillonnage (Huetmann et Diamond, 2006), et parfois des performances informatiques (Guisan et al., 2007).

## 2.2 Matériel et méthodes

L'analyse par MaxEnt a été effectuée à l'intérieur de l'aire à l'étude du projet Alcotra LEMED-IBEX (Figure 1) qui a une extension de 38633 km<sup>2</sup>.

Les analyses ont été effectuées à deux échelles spatiales. La première échelle spatiale a modélisé le territoire utilisant des pixels de 100 x 100 m et a utilisé comme covariables des variables prédictives, telles que l'altitude, l'exposition et la pente et d'autres indices topographiques, l'utilisation du sol et la nuisance humaine.

La deuxième échelle spatiale a modélisé le territoire utilisant des pixels de 600 x 600 m et a comme covariables des variables climatiques.

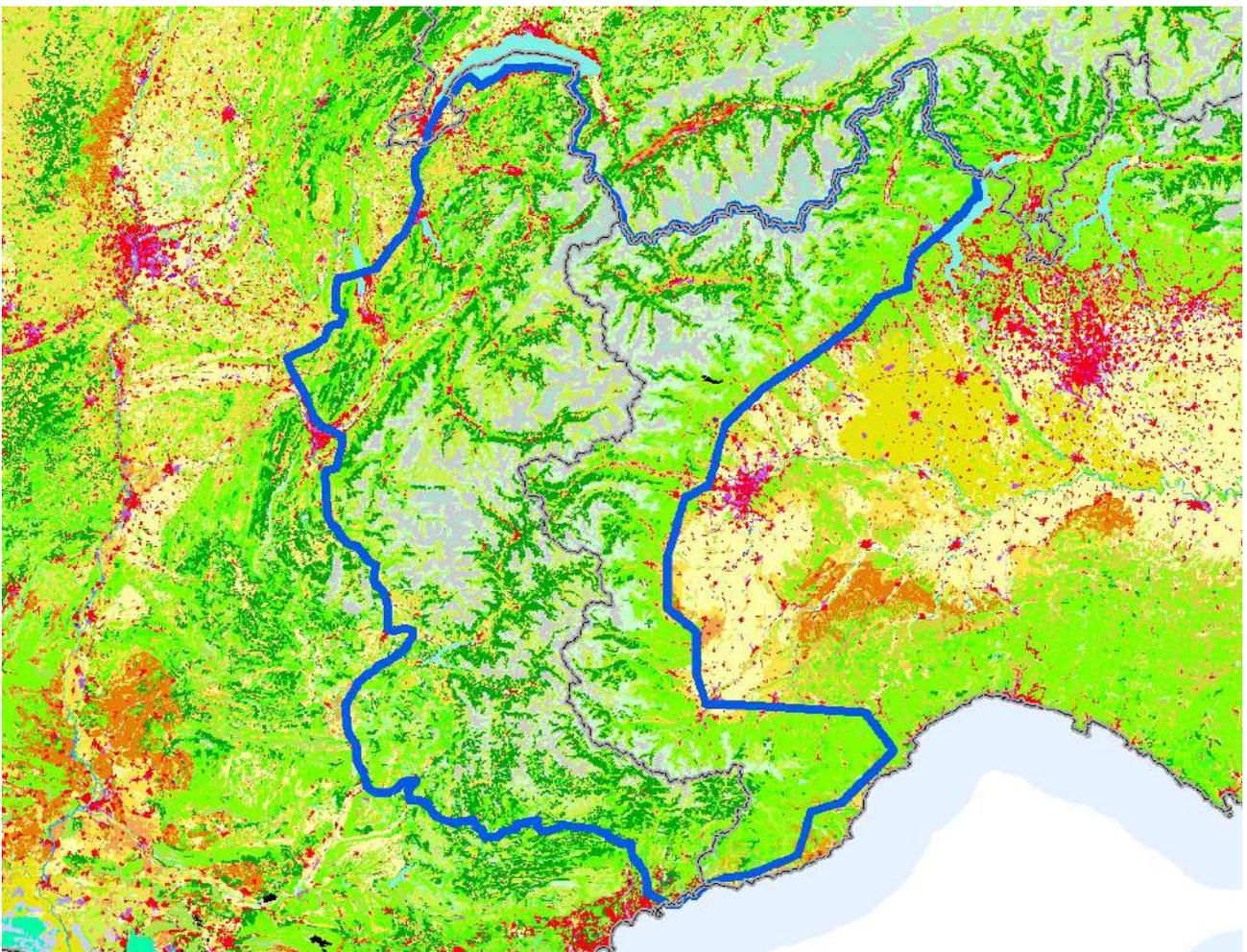


Figure 1– Aire à l'étude (limites en bleu) et carte d'utilisation du sol Corine Land Cover 2018

### 2.1.1. Définition et préparation des variables prédictives

Ayant établi l'aire à l'étude, les couches, qui ont ensuite été utilisées dans les modèles de répartition du bouquetin, ont été relevées et découpées.

Les variables prédictives suivantes résumées au Tableau 1 et à l'Annexe I ont été utilisées pour les modèles à l'échelle de 100 x 100 m :

- Utilisation du sol (Corine Land Cover (CLC) 2018, version 2020\_2021). La cartographie de l'utilisation du sol a été reclassée pour obtenir des cartes binaires, à savoir de présence absence, des macros catégories suivantes :
  - o CLC1 – Surfaces artificielles
  - o CLC21 – Terres arables
  - o CLC22 – Cultures permanentes
  - o CLC23 – Prairies stables
  - o CLC24 – Zones agricoles hétérogènes
  - o CLC31 – Zones forestières
  - o CLC32 – Zones caractérisées par une végétation arbustive et/ou herbacée
  - o CLC33 – Zones ouvertes ayant une végétation clairsemée ou nulle
  - o CLC4\_5 – Zones humides et plans d'eau
  
- Modèle Altimétrique Numérique 25x25m (European Digital Elevation Model (EU-DEM), version 1.1)
  
- Cartes thématiques de l'activité sportive issues de Strava. Strava est un service web très populaire utilisé par les amateurs et les sportifs pour suivre leurs activités de course, de cyclisme et de ski moyennant des appareils qui contiennent un GPS (par exemple smartphones et montres intelligentes). Ensuite, les résultats de la session de formation sont téléchargés sur le site Web de Strava. Les données sont ensuite anonymisées et agrégées pour produire des cartes qui montrent l'intensité de l'activité sportive moyennant une carte thermique. Ce codage ne permet pas d'identifier le nombre d'utilisateurs qui a utilisé une aire donnée, mais il fournit une estimation qualitative qui permet d'identifier les zones où l'activité sportive est effectuée par plusieurs personnes et les zones où le bruit est minime ou nul, sur la base d'un code couleur d'intensité croissante (de 0 à 255). Ce code couleur a été converti en une valeur et utilisé comme index d'intensité. Les cartes de Strava qui font référence aux sports d'hiver, à la course à pied et au vélo ont été utilisées comme indicateur

de la nuisance humaine le long des sentiers, des routes et des zones de montagne. Les thèmes Strava qui ont été utilisés comprennent les sports d'hiver, le trekking, la course à pied et le cyclisme. Les cartes ont été géoréférencées à partir des images présentes sur le site <https://www.strava.com/heatmap>. Les cartes qui ont été utilisées font référence à l'activité sportive effectuée au cours de la période 2015-2017.

Certains dérivés topographiques et d'autres caractéristiques du terrain ont été calculés à partir du Modèle Altimétrique Numérique du terrain, à savoir :

- la pente (exprimée en degrés) ;
- l'exposition Nord, exprimée par des valeurs allant de +1 (Exposition Nord) à -1 (Exposition Sud) calculée en transformant l'exposition en radians, puis par la formule suivante :  $\sin(\text{rad})$ ;
- l'exposition Est, exprimée par des valeurs allant de +1 (Exposition Est) à -1 (Exposition Ouest) calculée en transformant l'exposition en radians, puis par la formule suivante :  $\cos(\text{rad})$ ;
- le TRI (Indice d'aspérité du Terrain qui est la moyenne de la différence absolue entre la valeur d'une cellule et celle des 8 cellules qui l'entourent). Le TRI (Wilson et al. 2007) permet d'exprimer la quantité de différence d'altitude entre les cellules adjacentes d'une grille d'élévation numérique (DEM). Le processus calcule la différence dans les valeurs d'élévation d'une cellule centrale et des huit cellules qui l'entourent immédiatement. Par conséquent, elle place chacune des huit valeurs de la différence d'élévation pour les rendre toutes positives et fait la moyenne des carrés. L'indice d'aspérité du terrain est dérivé donc en prenant la racine carrée de cette moyenne et il correspond à la variation de l'élévation moyenne entre tout point sur une grille et l'aire environnante. En général, le TRI peut être interprété selon les valeurs-seuil suivantes :
  - 0-80 m est réputé représenter une surface plane du terrain;
  - 81-116 m représente une surface presque plane ;
  - 117-161 m une surface légèrement inégale ;
  - 162-239 m une surface irrégulièrement robuste ;
  - 240-497 m une surface modérément dure ;
  - 498-958 m une surface très rugueuse ;
  - 959-4367 m une surface extrêmement rugueuse.

- Le TPI (Indice de position topographique est la différence entre la valeur d'une cellule et la valeur moyenne des 8 cellules environnantes). Le TPI prend des valeurs positives lorsque le point central tend vers les crêtes, prend des valeurs négatives vers la vallée et des valeurs proches de zéro dans les zones plates ou dans les zones à pente constante.

Tableau 1- Liste des variables prédictives utilisées pour effectuer des Modèles de Répartition du Bouquetin à l'échelle de 100x100m

Corine Land Cover 2018
EU-DEM version 1.1
Pente en degrés
Exposition Nord
Exposition Est
TRI (Indice d'aspérité du Terrain)
TPI (Indice de position topographique)
Rayonnement solaire (calculé saisonnièrement et annuellement)
Perturbation hivernale (tirée de Strava)
Trouble estival (tiré de Strava)

Les modèles à l'échelle de 600 x 600 m ont été effectués pour utiliser des variables climatiques qui ne sont pas disponibles pour l'aire à l'étude à définition inférieure. Les variables climatiques utilisées ont été téléchargées des archives CHELSA Version 1.2 (Climatologie à haute résolution de la surface terrestre). Il s'agit d'une base de données à haute résolution (30 secondes d'arc) qui reporte les données climatiques concernant la surface terrestre. Les données de la température et des précipitations sont corrigées moyennant des prédicteurs orographiques qui tiennent compte des vents et des expositions des vallées (Karger et al., 2017, 2018). Les données qui ont été utilisées concernent la température moyenne annuelle, la saisonnalité de la température, la température la plus élevée du mois le plus chaud, la température la plus basse du mois le plus froid, la plage des températures annuelles, la précipitation annuelle et la précipitation du mois le plus sec se référant à la période 1979-2013. En outre, les données mensuelles ont été agrégées afin d'obtenir les précipitations cumulées et les températures moyennes pour chaque trimestre utilisé de manière à regrouper les données de la présence des bouquetins. Parallèlement aux données sur la température, nous avons calculé à l'échelle kilométrique le Modèle Altimétrique Numérique (DEM)

et les indices d'aspérité du terrain (TRI) et de la position topographique décrits précédemment (TPI) (Tableau 2 et Annexe II).

Tableau 2- Liste des variables prédictives utilisées pour effectuer des Modèles de Répartition du Bouquetin à l'échelle de 600 x 600 m

BIO10_01 – Température moyenne annuelle (°C*10)
BIO10_04 – Saisonnalité de la température (écart type)
BIO10_05 – Température maximale du mois le plus chaud (°C*10)
BIO10_06 – Température minimale du mois le plus froid (°C*10)
BIO10_07 – Plage des températures annuelles (maximales – minimales) (°C*10)
BIO10_12 – Précipitation annuelle (mm/an)
BIO10_17 – Précipitation de la saison la plus sèche (mm/an)
PPTWIN – Précipitation cumulée hivernale (mm/an)
PPTSPR – Précipitation cumulée printanière (mm/an)
PPTSUM – Précipitation cumulée estivale (mm/an)
PPTAUT – Précipitation cumulée automnale (mm/an)
TMEDWIN – Température moyenne hivernale (°C*10)
TMEDSPR – Température moyenne printanière (°C*10)
TMEDSUM – Température moyenne estivale (°C*10)
TMEDAUT – Température moyenne automnale (°C*10)
TRI (Indice d'aspérité du terrain)
TPI (Indice de position topographique)
DEM (Modèle Altimétrique Numérique)

### 2.1.2. Préparation des données concernant la présence de l'espèce

Les modèles de répartition du Bouquetin ont été réalisés en associant deux sources de données.

La première (plus consistante) correspond aux données de géolocalisation des bouquetins équipés d'un collier GPS. Les données ont été fournies par le Parc National des Ecrins, par l'Organisme de Gestion des Alpes cottiennes, par le Parc National du Mercantour, par le Parc Naturel des Alpes-Maritimes, par le Parc National de la Vanoise, par la Région de la Vallée d'Aoste et par Asters. Ces

données font référence à 184 animaux, dont 60 femelles et 124 mâles (Tableau 3), marqués de 2010 à 2020.

Les données reçues ont été examinées afin d'éliminer les données inexactes ; on n'a gardé que les données classées 3D par le système GPS ; en outre, un seuil de HDOP<5 a été utilisé afin de garantir la moindre erreur lors du relevé de position. L'HDOP (Horizontal Dilution Of Precision) est un paramètre qui indique à quel point la géométrie des satellites (à savoir leur position par rapport à l'horizon) utilisés par le collier pour calculer les coordonnées est exacte. Il n'y a pas de valeur seuil, mais la règle générale est que plus l'HDOP est bas, meilleure est la précision de localisation du collier GPS.

En outre, les localisations « suspectes » ont également été vérifiées, en identifiant, par exemple, les relevés de position à des altitudes inhabituellement élevées ou exceptionnellement basses et en adoptant les solutions les plus appropriées (enlèvement en cas de donnée suspecte ou maintien si la localisation était plausible).

Une fois nettoyé, le jeu de données contenait 356252 données.

Tableau 3- Répartition des animaux marqués par sexe et aire à l'étude

	F	M	Total
Alpes cottiennes	5	11	<b>16</b>
Alpes-Maritimes	5	11	<b>16</b>
Vallée d'Aoste	0	3	<b>3</b>
Asters	0	12	<b>12</b>
Parc National des Ecrins	36	56	<b>92</b>
Parc National du Mercantour	7	13	<b>20</b>
Vanoise	7	18	<b>25</b>
<b>Total</b>	<b>60</b>	<b>124</b>	<b>184</b>

La deuxième source de données correspond aux données recueillies des projets de sciences grand public. Certains partenaires du projet (notamment Les Alpes cottiennes et les Alpes Maritimes) ont mis en œuvre des projets de collecte de données sur iNaturalist. En outre, les données des Archives des vertébrés subalpins de la région Piémont « Aves.Piemonte » ont été fournies.

Les archives de données des projets de sciences grand public contiennent 1736 données recueillies de 2005 à 2019. Ces données ont également été examinées pour en évaluer la qualité et éliminer les erreurs possibles. Les données qui n'avaient pas de date précise ont été supprimées, celles ayant une localisation inexacte >100m et celles qui ne permettaient pas de discriminer le sexe du

bouquetin observé. Le nettoyage a réduit le jeu de données à 1627 données dont 822 font référence aux mâles et 805 aux femelles (Tableau 4).

Tableau 4- Répartition des observations, par sexe, provenant de projets de science grand public.

Provenance	Mâles	Femelles	Total
Aves.Piémont	136	74	<b>210</b>
i-Naturalist Alpes cottiennes	245	248	<b>493</b>
PNAM	441	483	<b>924</b>
<b>Total</b>	<b>822</b>	<b>805</b>	<b>1627</b>

Les deux sources de données (données de colliers GPS et obtenues à partir de projets de science grand public) ont été fusionnées pour produire un seul jeu de données. Par la suite, les données ont été fractionnées pour créer des jeux de données ad hoc pour chaque modèle de répartition.

Étant donné que le Bouquetin est une espèce qui montre une variation nette de l'utilisation de l'habitat selon la saison et le sexe de l'individu (Villaret et al., 1997, Parrini et al. 2003, Grignolio et al. 2004), nous avons choisi d'effectuer une série de modèles de répartition en divisant les individus sur la base du sexe et en divisant l'année en saisons selon Grignolio et al. 2004. Par conséquent, 4 modèles de répartition ont été réalisés pour les mâles et 4 pour les femelles : un pour l'hiver (décembre, janvier et février), un pour le printemps (mars, avril et mai), un pour l'été (juin, juillet et août) et un pour l'automne (septembre, octobre et novembre). Pour les femelles un modèle supplémentaire a été effectué afin d'évaluer les préférences quant à la période de la mise bas et les semaines successives en utilisant la période allant de la mi-mai à la fin juin.

### 2.1.3. Traitement du modèle de répartition

Les traitements des modèles de répartition ont été effectués utilisant le logiciel R (R Core Team 2018) et le paquet biomod2 (Tuiller et al. 2020). Avant d'effectuer les modèles de répartition, il a été nécessaire d'évaluer la corrélation entre les variables prédictives. En effet, les variables aux Tableaux 3 et 4 ont été sélectionnées, moyennant une évaluation fondée non seulement sur leur importance écologique pour l'espèce, mais aussi sur la base d'une évaluation technique visant à ne pas utiliser des variables prédictives fortement apparentées entre elles, afin d'obtenir des modèles économes et plus faciles à interpréter (Merrow et al., 2013). Les variables non apparentées sélectionnées ont été utilisées ensuite dans un modèle exploratoire initial et le modèle final a été

produit ensuite en utilisant uniquement des variables basées sur le test des permutations ayant importance  $> 0$ .

Les modèles qui génèrent des prédictions présence-absence sont généralement évalués en comparant la prédiction à un ensemble de sites de validation qui, par la construction d'une matrice de confusion, enregistrent le nombre de cas de vrais positifs, de faux positifs, de faux négatifs et de vrais négatifs prédits par le modèle. Deux mesures alternatives qui découlent de la matrice de confusion sont la sensibilité et la spécificité. La sensibilité est la proportion des présences observées qui sont prédites correctement, et quantifie donc l'erreur d'omission. Par contre, la spécificité est la proportion de l'absence observée qui est correctement prédite, quantifiant ainsi l'erreur d'attribution (Allouche et al., 2006).

Une méthode alternative pour évaluer l'exactitude des modèles est la courbe de l'opérateur ROC (Receiver Operating Characteristic ; Fielding & Bell, 1997). Les courbes ROC sont construites utilisant tous les seuils possibles pour classer les scores en matrices de confusion, obtenant sensibilité et spécificité pour chaque matrice, traçant donc la sensibilité par rapport à la proportion correspondante de faux positifs (égal à  $1 - \text{spécificité}$ ). La zone située au-dessous de la courbe ROC (AUC) est souvent utilisée comme mesure unique indépendante du seuil pour la performance du modèle (Manel, et al., 2001; Brotons et al. 2004; McPherson, Jetz & Rogers 2004).

Une autre mesure de la qualité des modèles est le TSS (True Skill Statistics ; Allouche et al., 2006). Le TSS est une mesure indépendante de la prévalence et est calculée comme Spécificité + Sensibilité - 1.

Le TSS est une méthode intuitive de la mesure de la performance des modèles de répartition des espèces dans laquelle les prédictions sont exprimées sous forme de cartes de présence et d'absence (Shabani et al., 2018).

L'efficacité du modèle de répartition a été évaluée moyennant la valeur de l'aire au-dessous de la courbe ROC (*Receiver Operating Characteristic*), définie AUC (*Area Under the Curve*), qui dans la production de MaxEnt peut prendre des valeurs comprises entre 0,5 et 1. Les modèles dont la valeur d'AUC dépasse 0,8 (Manel et al., 2001) sont considérés comme efficaces. Les modèles ayant une excellente capacité prédictive ont des valeurs d'AUC  $> 0,90$  (Philips et al., 2006; Araujo et al. 2005).

Pour ce qui concerne le TSS, les modèles avec des valeurs de TSS > 0,7 sont considérés comme efficaces.

Les données de présence ont été divisées en mâles et en femelles, par la suite elles ont été divisées par saison, obtenant ainsi 9 jeux de données (4 par saison par sexe plus le jeu concernant la mise bas et les semaines suivantes pour la femelle). Le modèle supplémentaire pour la mise bas a été effectué pour évaluer si les besoins physiologiques particuliers liés à la grossesse et au sevrage, associés à une stratégie anti-prédateur directe visant à défendre la progéniture, incitent les femelles à choisir des environnements particuliers, à réduire les mouvements et à fidéliser le site (Grignolio et al 2004).

Chaque jeu de données de présence a ensuite été fusionné à un jeu de données *en arrière-plan* ou de pseudo-absence, spécialement généré en nombre égal aux données de présence.

Par la suite, chaque jeu de données a été utilisé pour effectuer 10 évaluations, chaque évaluation utilisant 80% des données pour calibrer les modèles et 20% pour tester les modèles. L'importance des variables a été calculée avec dix permutations. Le résultat final a été de 10 modèles pour chaque jeu de données.

Les 10 modèles obtenus ont été associés pour effectuer une évaluation globale. Cette évaluation a permis d'obtenir un modèle de consensus total, associant les prédictions des dix itérations en un modèle unique. Chaque modèle individuel et le modèle total ont été sauvegardés ensuite dans un fichier ASCII (.asc) qui permet d'indiquer l'indice d'aptitude environnementale de l'espèce (Phillips et al., 2006) sur une carte dans un environnement GIS pour chaque pixel de l'aire à l'étude, suite à l'extrapolation du modèle. Les pixels proches de la valeur de 1 ont une grande aptitude environnementale, tandis que ceux dont la valeur est proche de 0 n'ont aucune aptitude environnementale (Phillips et al., 2006). En outre, en utilisant une valeur de seuil déduite du TSS pour chaque modèle, une carte binaire de présence absence a été produite.

Quant aux modèles à l'échelle de 100x100m, les cartes résultantes ont été associées pour obtenir un modèle global qui restitue la valeur moyenne d'aptitude de chaque pixel.

Quant aux modèles à l'échelle de 600 x 600m, les modèles obtenus ont été utilisés pour prédire l'aptitude environnementale du bouquetin selon les scénarios CMIP5 - RCP45 qui prévoient une augmentation du rayonnement solaire de 4,5 W/m<sup>2</sup> dans un scénario de stabilisation des émissions de gaz à effet de serre d'ici 2100. Le scénario prévoit que les profils de concentration de CO<sub>2</sub>

atteignent 538 ppm d'ici 2100 ayant une prévision d'augmentation de la température moyenne mondiale égale à 1,8 degré Celsius. Des scénarios futurs ont été téléchargés à partir du portail <https://chelsea-climate.org/downloads/> (Karger et al., 2017 a, b) et se réfèrent aux prévisions 2041-2060 du modèle ACCESS1-0. (Bi et al. 2006).

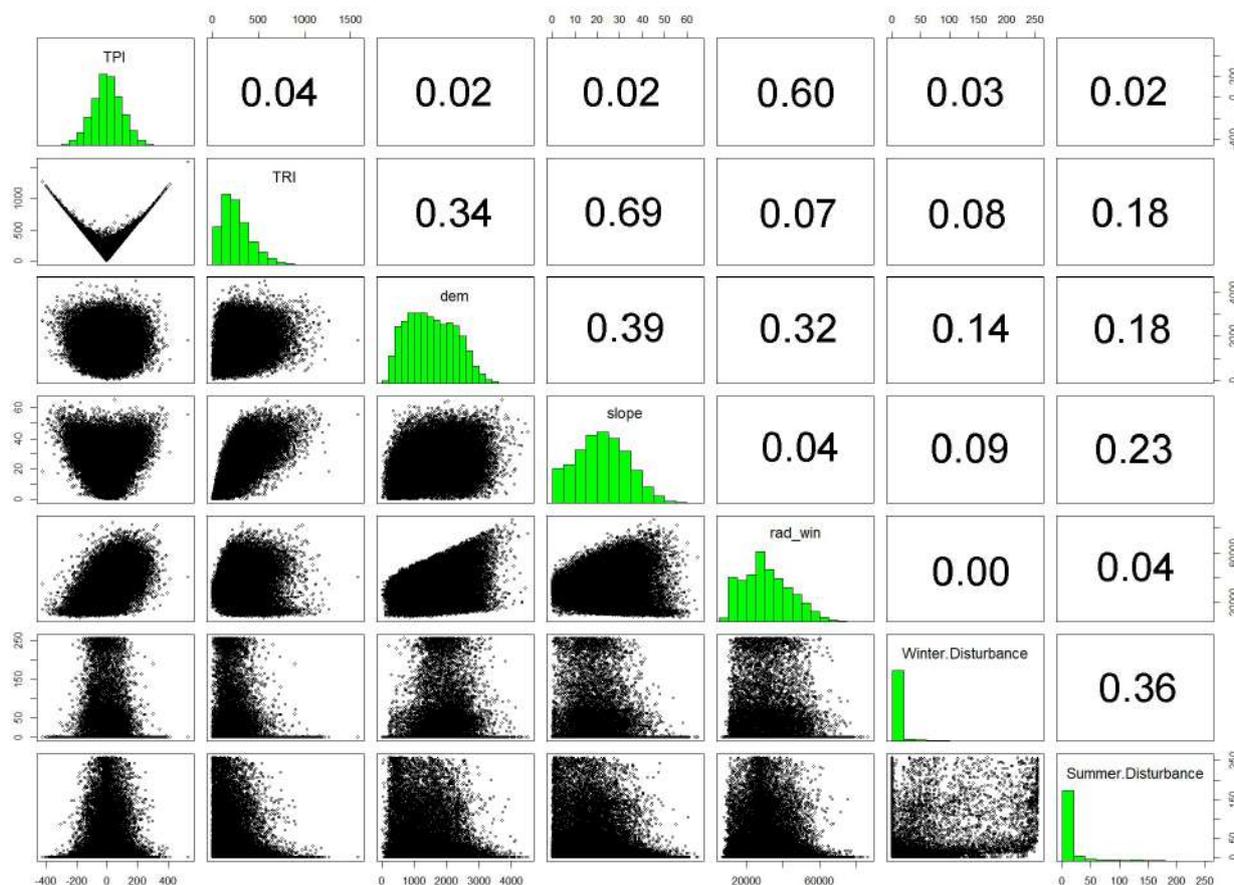
### 2.3 Résultats

La corrélation entre les variables sélectionnées pour les modèles d'aptitude environnementale à l'échelle 100 x 100m n'a relevé aucun problème particulier dû à la corrélation. La seule paire de variables ayant un coefficient de corrélation égal à 0,69 a été le TRI et la pente (Figure 2). De toute manière, on a décidé de n'éliminer que les éventuelles corrélations > 0,7, par conséquent la pente et le TRI ont été insérés dans les modèles.

La corrélation entre les variables sélectionnées pour les modèles d'aptitude environnementale à l'échelle de 600 x 600m a relevé un certain nombre de variables reliées les unes aux autres parmi les variables sélectionnées pour les modèles. Un premier criblage a montré des corrélations très élevées (au-dessus de 0,85) entre la Température moyenne annuelle (BIO10\_01), la Température maximale du mois le plus chaud (BIO10\_05) et la Température minimale du mois le plus froid (BIO10\_06), entre la Saisonnalité de la température (BIO10\_04) et la Plage des températures annuelles (BIO10\_07) et entre la Précipitation annuelle (BIO10\_12) et la Précipitation de la saison la plus sèche (BIO\_17) (Figure 3). La Température moyenne annuelle (BIO10\_01), la Plage des températures annuelles (BIO10\_07) et la Précipitation annuelle (BIO10\_12) ont été sélectionnées à partir de cet ensemble de variables.

*Figure 2– Graphique de la corrélation entre les variables à l'échelle de 100 m. Les variables représentées sont le TPI Indice de position topographique, le TRI Indice d'aspérité du terrain, le DEM Modèle Altimétrique numérique, la Slope pente, le Rad\_win Rayonnement*

solaire pour les mois d'hiver, la Winter.Disturbance aires concernées par l'activité sportive en hiver, la Summer.Disturbance aires concernées par l'activité sportive en été. L'indice de corrélation est indiqué dans le panneau au-dessus.



Les trois variables climatiques sélectionnées ont été testées avec les moyennes saisonnières de Température et les Précipitations cumulées (Figure 4). Comme on s’y attendait, même parmi ces variables, des corrélations très élevées existent entre les températures et entre les diverses mesures de précipitation. Au contraire, la plage des températures n’a montré aucune corrélation. Par conséquent, pour les modèles climatiques, nous avons décidé de garder les données saisonnières, ainsi que la plage des températures, la pente, le TRI et le TPI, qui se sont avérés être des variables non reliées les unes aux autres au cours des 4 saisons, comme l’indique le graphique d’exemple du printemps (Figure 5).

Figure 3- Graphique de la corrélation entre les variables à l'échelle de 1000m. Les variables représentées sont BIO10\_01 – Température moyenne annuelle, BIO10\_04 – Saisonnalité de la température, BIO10\_05 – Température maximale du mois le plus chaud, BIO10\_06

– Température minimale du mois le plus froid, BIO10\_07 – Plage des températures annuelles (maximale – minimale), BIO10\_12 – Précipitation annuelle, BIO10\_17 – Précipitation de la saison la plus sèche. L'index de corrélation est indiqué dans le panneau au-dessus, le caractère de la corrélation est proportionnel à l'index lui-même (plus le texte est grand, plus la corrélation est grande).

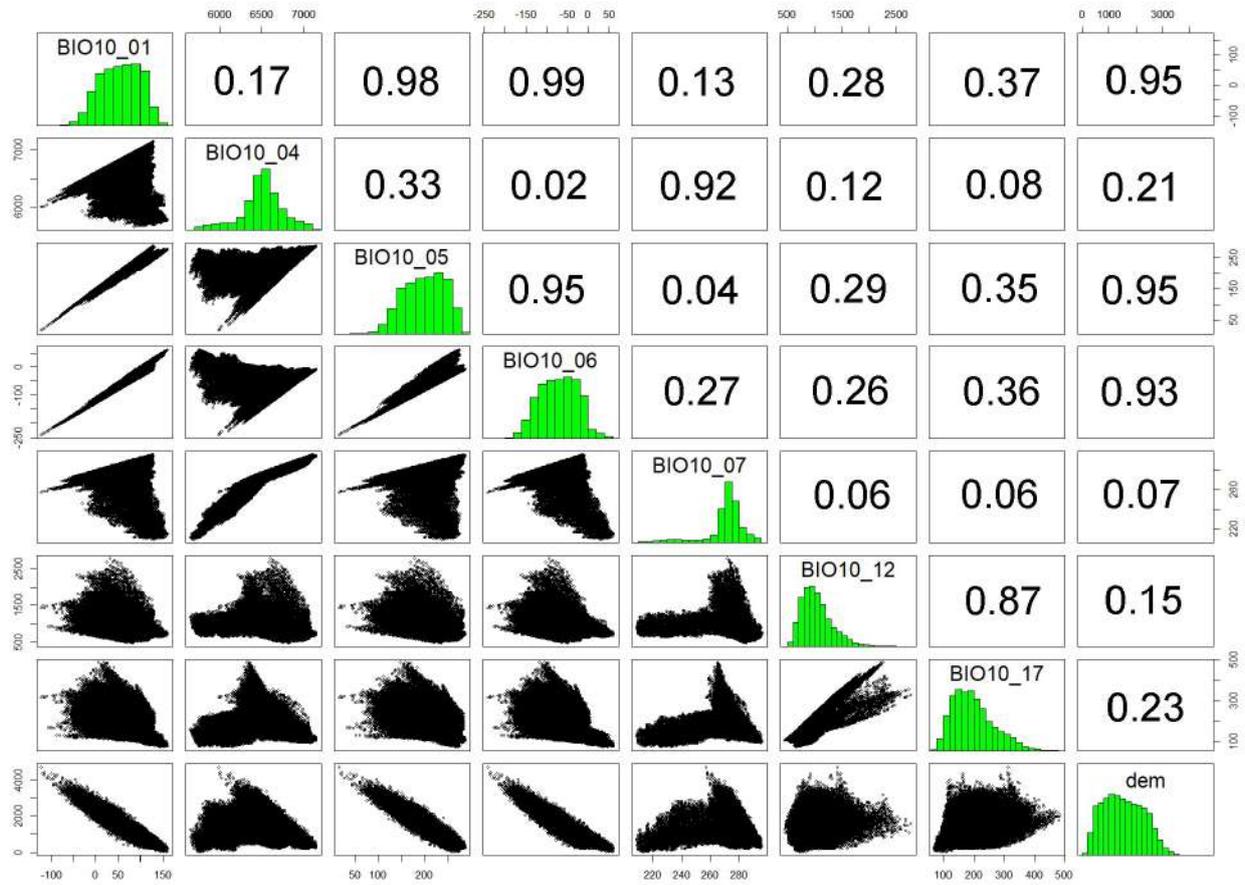


Figure 4- Graphique de la corrélation entre les variables à l'échelle de 1000m. Les variables représentées sont BIO10\_01 – Température moyenne annuelle, BIO10\_07 – Plage des températures annuelles (maximale – minimale), BIO10\_12 – Précipitation annuelle, PPTWIN Précipitations cumulées des mois d'hiver, PPTSPR Précipitations cumulées des mois de printemps, PPTSUM précipitations cumulées

des mois d'été, PPTAUT Précipitations cumulées des mois d'automne, TMEDWIN Température moyenne des mois d'hiver, TMEDSPR Température moyenne des mois de printemps, TMEDSUM Température moyenne des mois d'été, TMEDAUT Température moyenne des mois d'automne. L'indice de la corrélation est indiqué dans le panneau au-dessus, le caractère de la corrélation est proportionnel à l'indice lui-même (plus le texte est grand, plus la corrélation est grande).

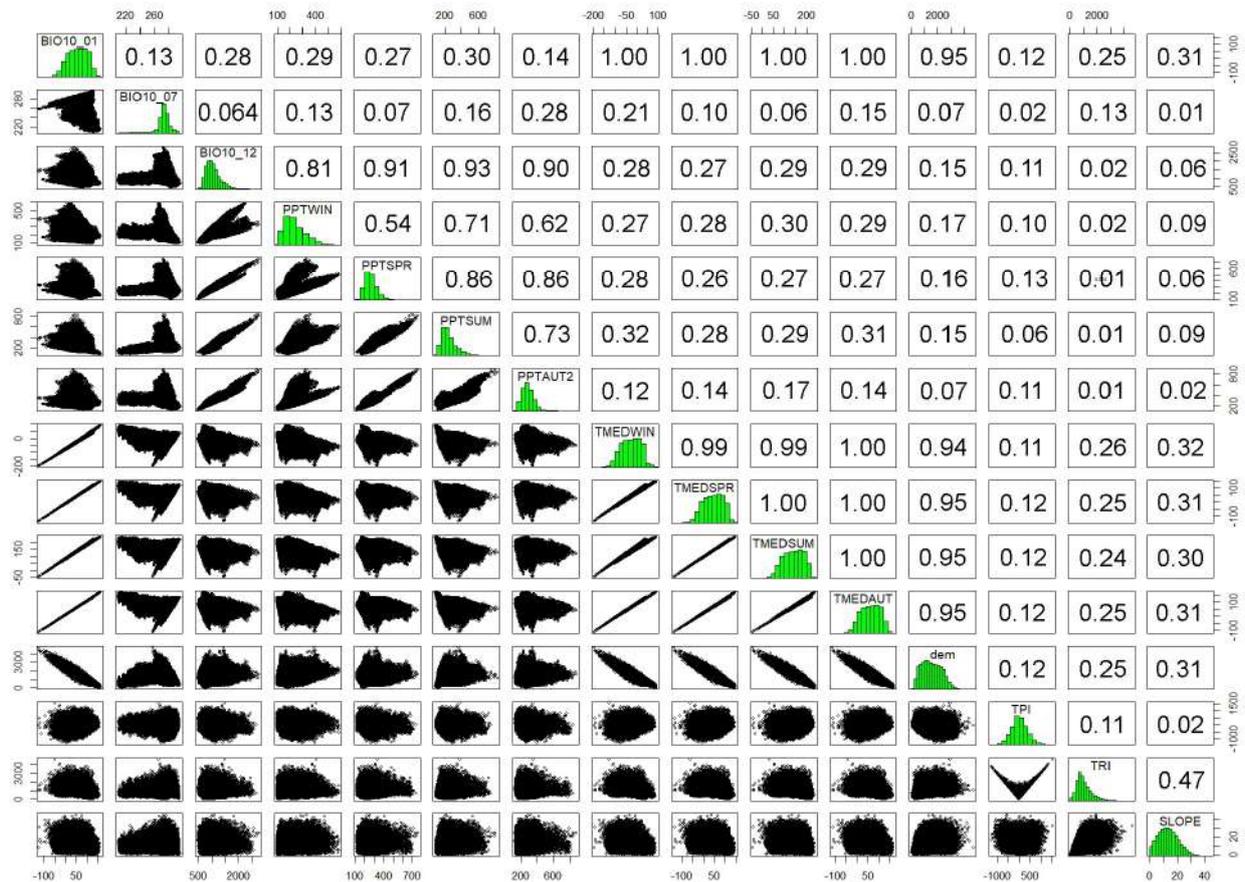
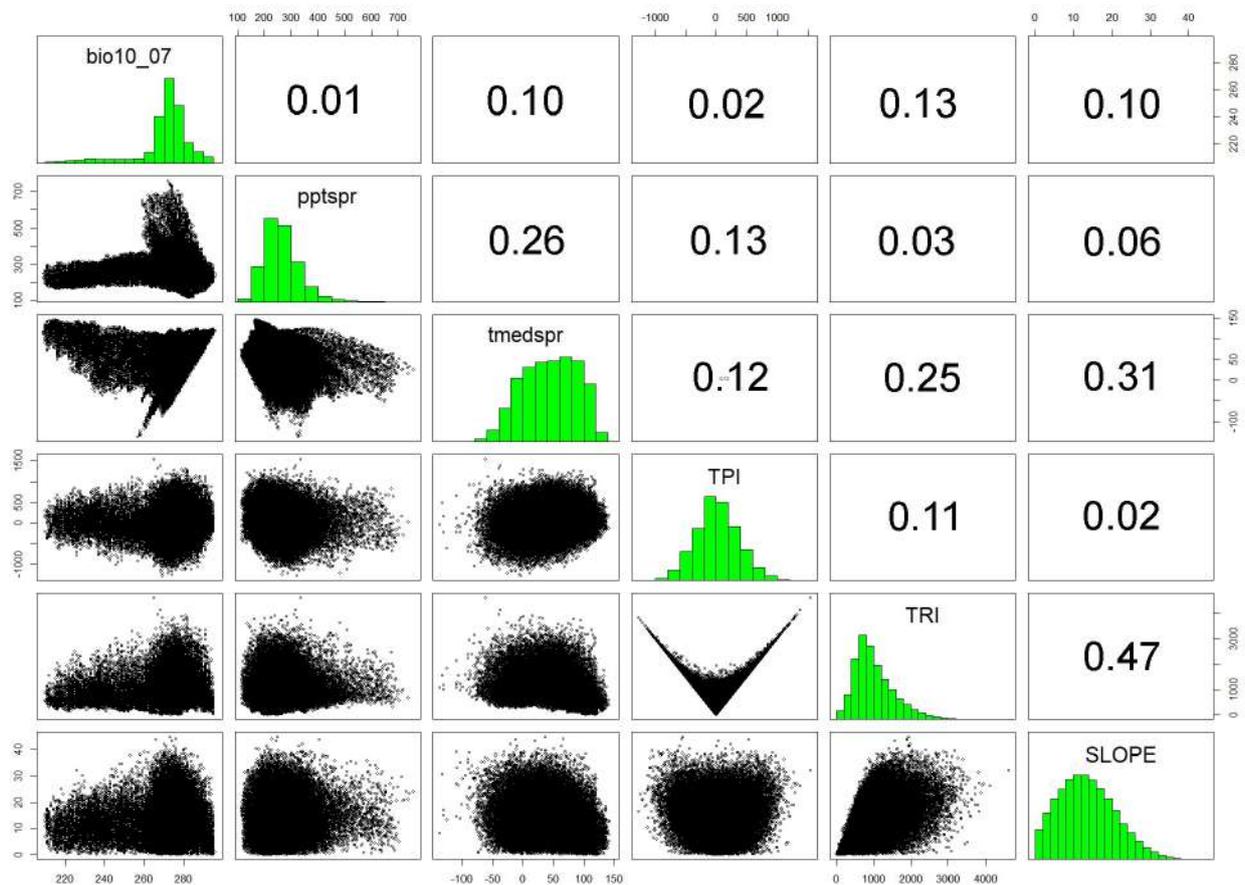


Figure 5- Graphique de la corrélation entre les variables sélectionnées pour les modèles de répartition à l'échelle de 1000 m. Les variables représentées sont BIO10\_07 – Plage des températures annuelles, PPTSPR Précipitations cumulées des mois de printemps, TMEDSPR Température moyenne des mois de printemps, TPI (Indice de position topographique), TRI (Indice d'aspérité du terrain) et

SLOPE (Pente) L'indice de la corrélation est indiqué dans le panneau au-dessus, le caractère de la corrélation est proportionnel à l'index lui-même (plus le texte est grand, plus la corrélation est grande).



### 2.3.1 Résultats du Modèle de Répartition du Bouquetin à l'échelle de 100x100 m

Les modèles de répartition qui ont été réalisés ont montré une excellente capacité prédictive (Annexe II), mettant en évidence les relations entre les mâles et les femelles, les caractéristiques topographiques et l'utilisation du sol de l'aire à l'étude. Les modèles individuels d'aptitude saisonnière et par sexe (Annexe IV) ont été associés afin d'obtenir des estimations d'aptitude maximale, minimale et moyenne. Le résultat a permis d'identifier une aptitude maximale de 37,81 % du territoire, avec une moyenne de 29,80% et une estimation minimale de 27,38 % (Tableau 5).

Tableau 5- Tableau récapitulatif des résultats des modèles d'aptitude divisés par saison et sexe des individus. MAX indique le nombre maximal de pixels éligibles dans les 10 résultats, MED indique le nombre moyen de pixels éligibles, MIN est le nombre minimal, à savoir le pixel devait être éligible pour tous les 10 résultats. Les relatives valeurs en pourcentage sont calculées par

rapport au total de l'aire à l'étude. Les valeurs sur le fond gris se réfèrent à la situation actuelle, celles sur le fond blanc se réfèrent à la projection future. WM mâles en hiver, WF femelles en hiver, SPM mâles au printemps, SPF femelles au printemps, SUM mâles en été, SUF femelles en été, AUM mâles en automne, AUF femelles en automne.

	MAX	MOYEN	MIN	NOMBRE CARRES DE L'AIRES A L'ETUDE	AIRE A L'ETUDE KM2	MAX %	MOYEN %	MIN %
MICRO WM	611130	502628	418707	3691429	26046.72302	16.56	13.62	11.34
MICRO WF	577812	445185	344644	3691429	26046.72302	15.65	12.06	9.34
MICRO SPM	732418	631483	493935	3691429	26046.72302	19.84	17.11	13.38
MICRO SPF	773990	610220	550616	3691429	26046.72302	20.97	16.53	14.92
MICRO SUM	1001591	916410	850217	3691429	26046.72302	27.13	24.83	23.03
MICRO SUF	810250	710028	618794	3691429	26046.72302	21.95	19.23	16.76
MICRO AUM	937301	875049	809462	3691429	26046.72302	25.39	23.70	21.93
MICRO AUF	892418	788361	697099	3691429	26046.72302	24.18	21.36	18.88
IBEX	1395732	1099965	394869	3691429	26046.72302	37.81	29.80	10.7

### Mâles en hiver

Le modèle de répartition concernant les mâles en hiver à l'échelle de 100x100m a montré des performances excellentes, avec des valeurs de l' AUC de l'opérateur ROC allant de 0.949 à 0.951, et des valeurs TSS allant de 0.762 à 0.771.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), l'exposition au Nord (Northing), l'indice d'aspérité du terrain (TRI) et la pente (Figure 6).

L'altimétrie (DEM) montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, ayant une probabilité croissante à des altitudes comprises entre 1500 et 2500 m, l'exposition au Nord a une relation négative avec la probabilité de présence se dégradant de manière significative du versant Sud où la probabilité de contact est maximale et le versant Nord où la probabilité est minime. Le TRI, montre des valeurs de probabilité croissant au fur et à mesure de l'augmentation de la valeur de la variable, à savoir dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente a une relation positive, avec des valeurs de probabilité croissantes à partir de 20 degrés Celsius. Parmi les variables d'utilisation du sol, les zones ouvertes où la végétation est clairsemée ou nulle (CLC33) ont un effet positif sur la probabilité de trouver des

individus et la présence de zones forestières (CLC31) est négative, même si cette dernière variable, est peu importante lors de la définition du modèle. Les perturbations hivernales sont négatives, mais ont une importance minimale lors de la définition du modèle (Figure 7).

Figure 6– Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'hiver. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

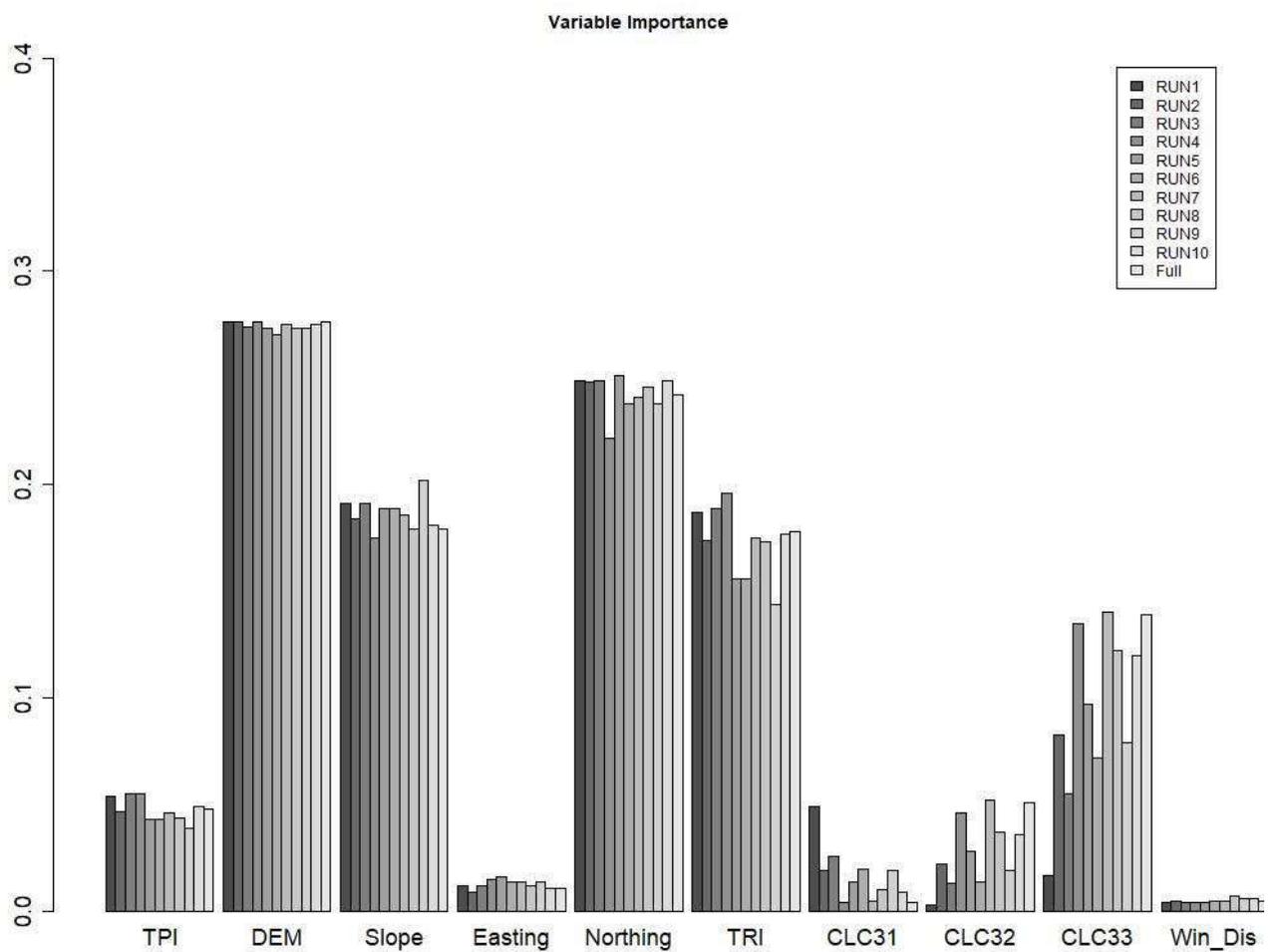
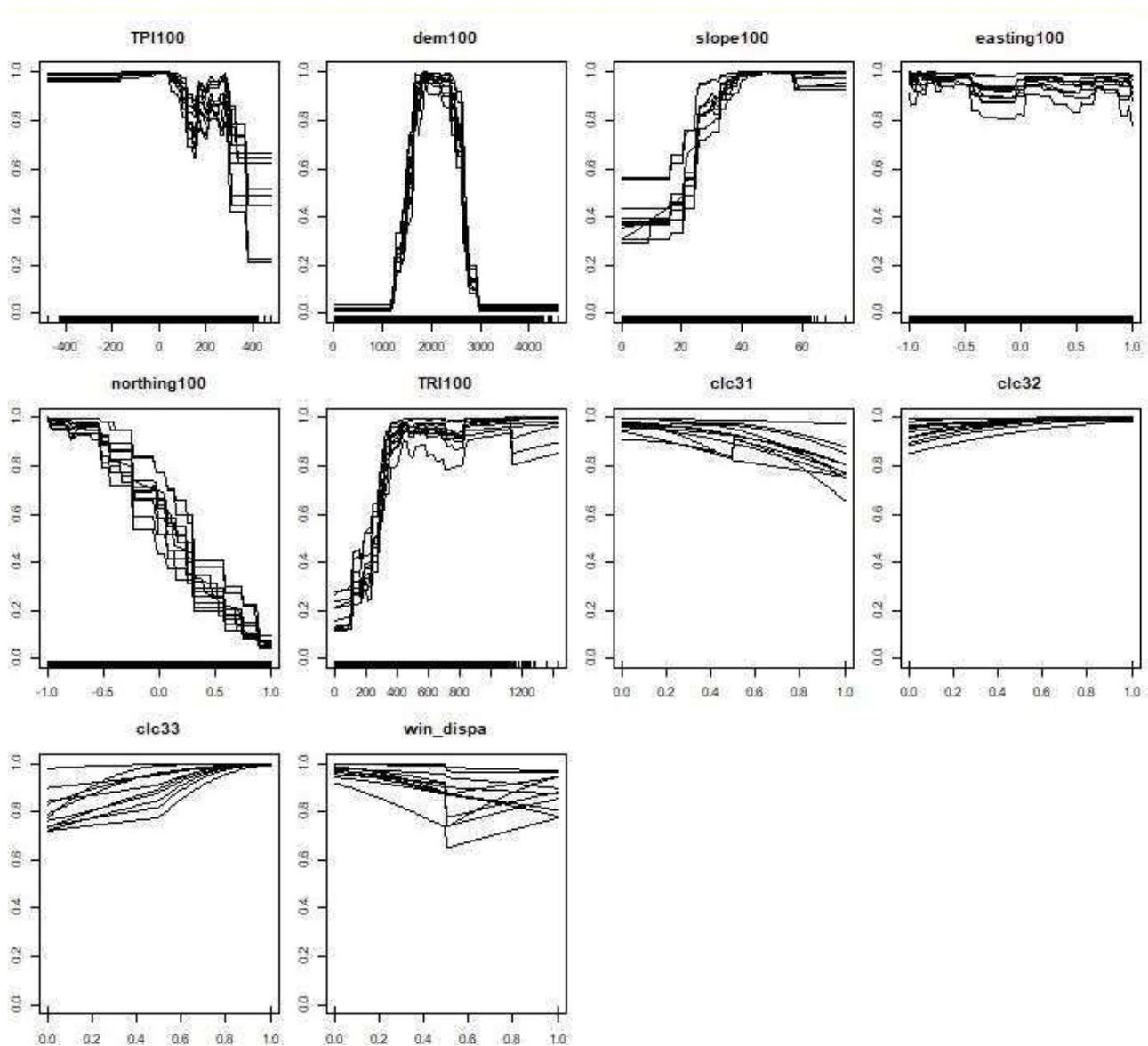


Figure 7– Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'hiver.



### **Femelles en hiver**

Le modèle de répartition concernant les femelles en hiver à l'échelle de 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,951 à 0,955, et des valeurs TSS allant de 0,768 à 0,78.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), l'exposition au Nord (Northing), l'indice d'aspérité du terrain (TRI) et la pente (Figure 8).

L'altimétrie (DEM) a une relation quadratique avec la présence des individus femelles de l'espèce, ayant une probabilité croissante à des altitudes comprises entre 1300 et 2800 m, montrant une probabilité de présence plus élevée pour une bande altitudinale plus large par rapport à celle des mâles. L'exposition au Nord a une relation négative avec la probabilité de présence qui se dégrade

considérablement du côté Sud où la probabilité de contact est maximale et le versant Nord où la probabilité est minime. Le TRI, montre des valeurs croissantes de probabilité au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente, à savoir dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente a une relation positive, avec des valeurs de probabilité croissantes à partir de 20 degrés Celsius. Parmi les variables d'utilisation du sol, les zones ouvertes où la végétation est clairsemée ou nulle (CLC33) ont un effet positif sur la probabilité de trouver des individus et la présence de zones forestières (CLC31) est négative, même si cette dernière variable, est peu importante lors de la définition du modèle. Les perturbations hivernales sont négatives, mais ont une importance minimale lors de la définition du modèle (Figure 9).

Figure 8- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'hiver. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

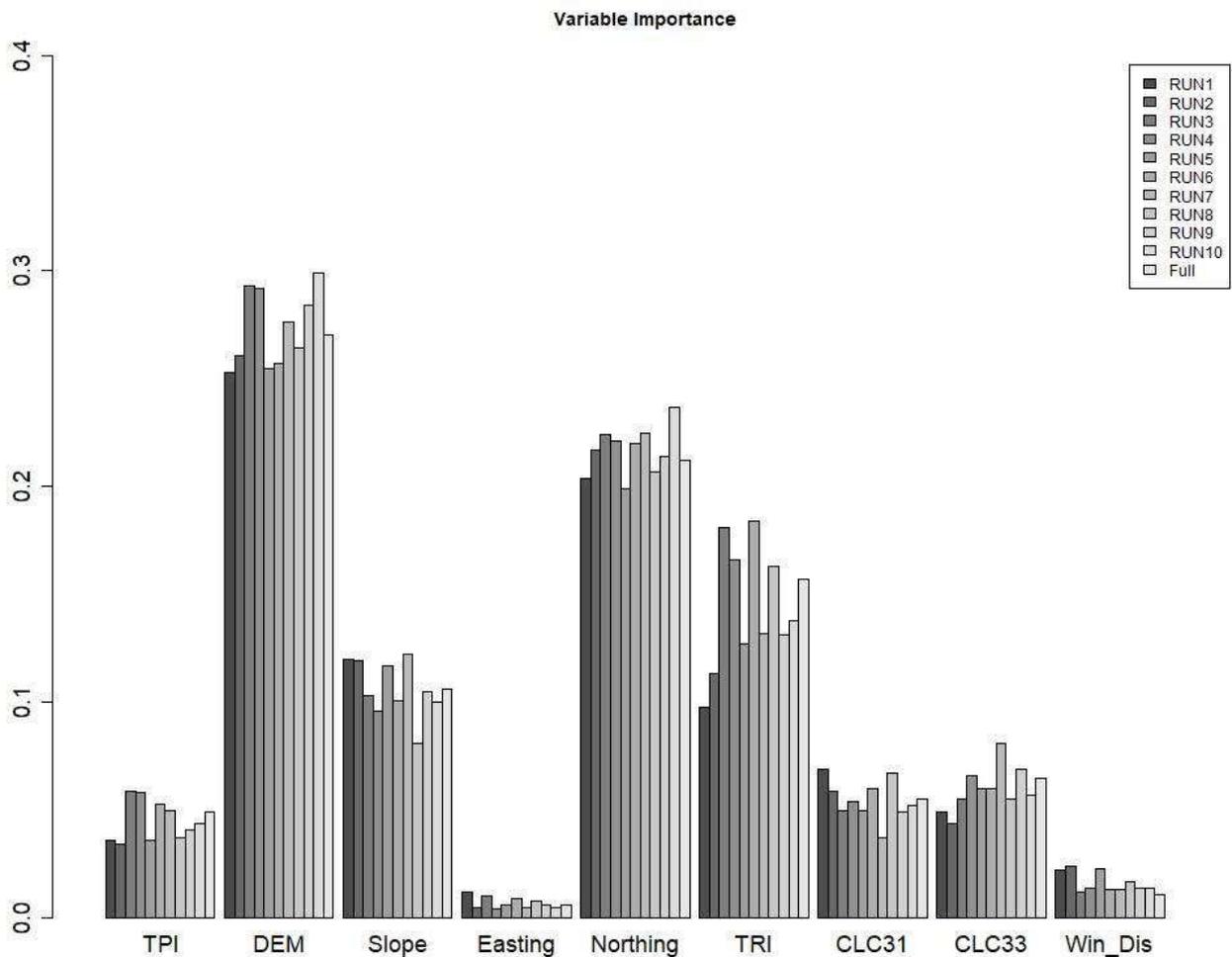
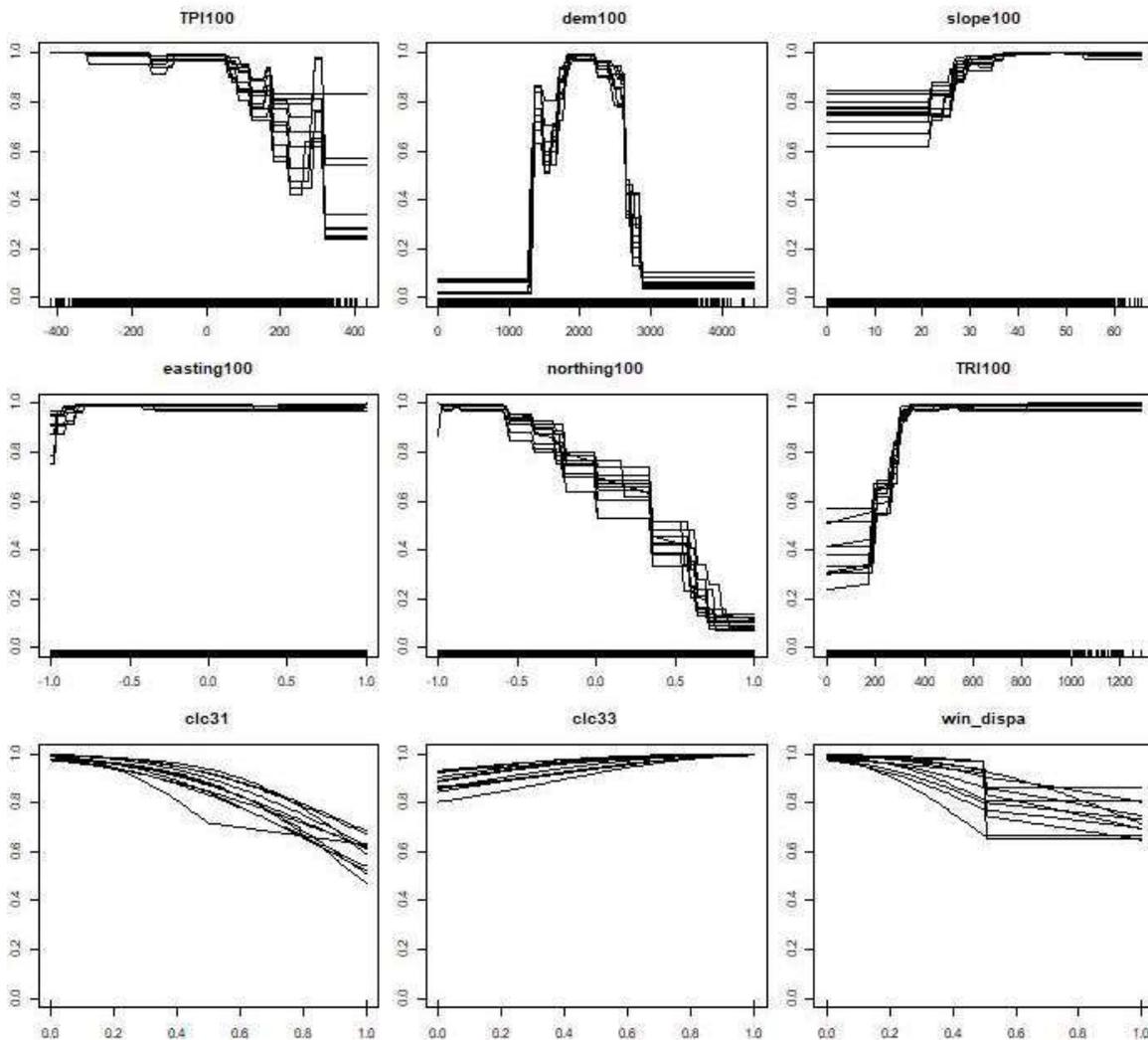


Figure 9- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'hiver.



### **Mâles au printemps**

Le modèle de répartition concernant les mâles à l'échelle de 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,935 à 0,94, et des valeurs TSS allant de 0,731 à 0,746.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), l'indice d'aspérité du terrain (TRI), l'exposition au Nord (Northing), et l'indice topographique du terrain (TPI) (Figure 10).

L'altimétrie (DEM) montre une relation quadratique avec la présence d'individus mâles de l'espèce, avec une probabilité croissante à des altitudes comprises entre 1500 et 2800 m, l'exposition au Nord a une relation négative avec la probabilité de présence qui se dégrade considérablement du versant Sud où la probabilité de contact est maximale et demeure constante jusqu'à ce qu'elle diminue rapidement pour les versants exposés au Nord. Le TRI, montre des valeurs de probabilité croissantes

au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente, atteignant un plateau dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente dans ce modèle n'est pas particulièrement importante. La relation avec l'indice topographique du terrain (TPI) n'est pas facile à décrire. La probabilité de contact des individus au printemps atteint le minimum des valeurs -150 environ, dans les zones représentant des cuvettes, entourées par des zones plus élevées. Au contraire, les valeurs les plus négatives qui indiquent que les zones en aval sont plus adaptées, tout comme les zones plates (valeurs proches de zéro) et les arêtes (valeurs positives) (Figure 11). Parmi les variables d'utilisation du sol, les zones ouvertes où la végétation est clairsemée ou nulle (CLC33) et les zones caractérisées par une végétation arbustive et/ou herbacée (CLC32) ont un effet positif sur la probabilité de trouver des individus, tandis que la présence de zones forestières (CLC31) est négative. Le trouble relié aux activités anthropiques hivernales a peu d'importance dans la définition du modèle (Figure 11).

Figure 10- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois de printemps. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

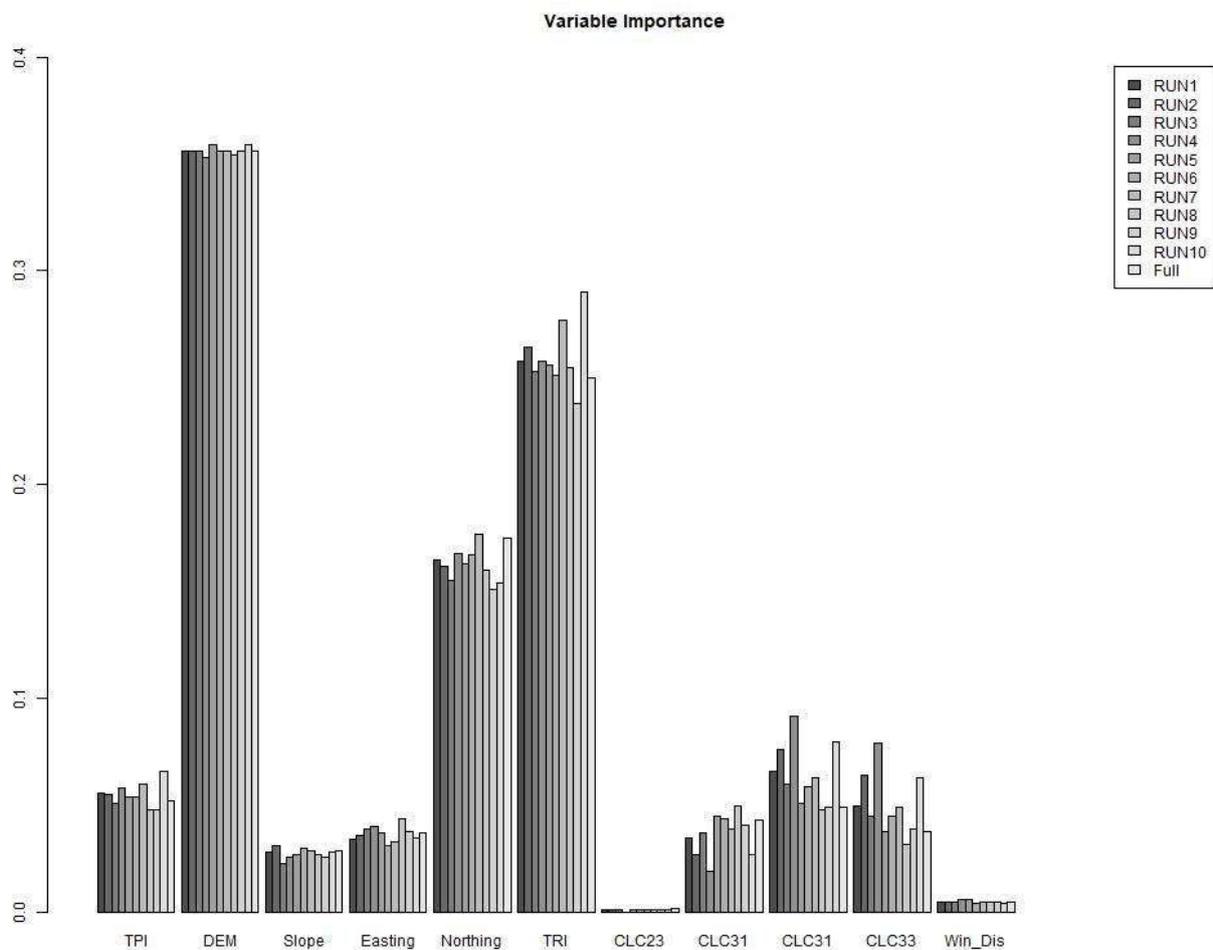
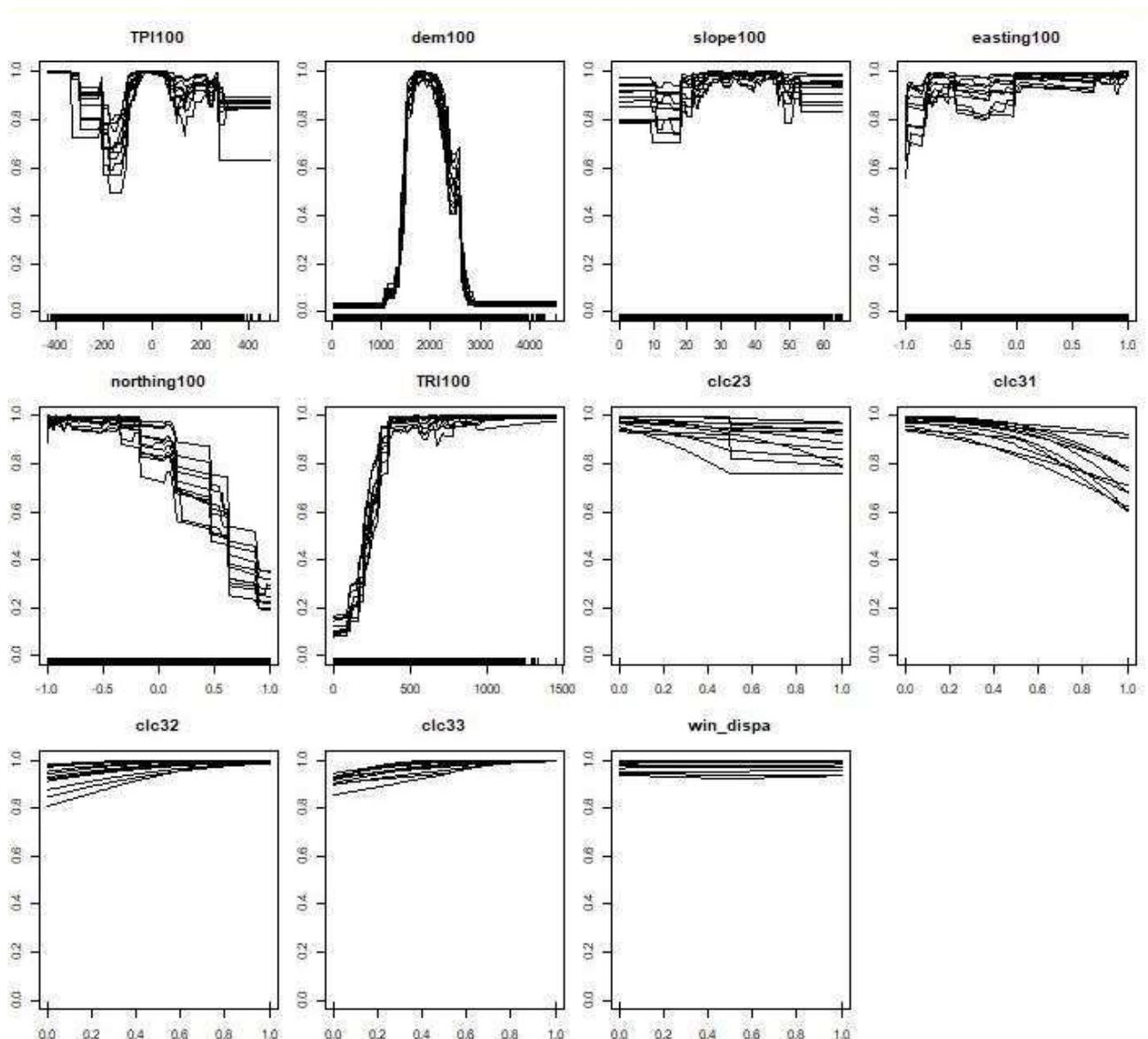


Figure 11- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois de printemps.



### **Femelles au printemps**

Le modèle de répartition concernant les femelles au printemps à l'échelle de 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0.936 à 0.943, et des valeurs TSS allant de 0.735 à 0.751.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), l'indice d'aspérité du terrain (TRI), l'exposition au Nord (Northing) et l'indice topographique du terrain (TPI) (Figure 12).

L'altimétrie (DEM) montre une relation quadratique avec la présence des individus femelles de l'espèce, avec une probabilité croissante à des altitudes comprises entre 1500 et 2800 m,

l'exposition au Nord a une relation négative avec la probabilité de présence qui dégrade considérablement à partir des versants exposés au Sud où la probabilité de contact est maximale et demeure constante jusqu'à diminuer rapidement pour les versants exposés au Nord. Le TRI montre des valeurs croissantes de probabilité au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente, atteignant un plateau dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente dans ce modèle n'est pas particulièrement importante. La relation avec l'indice topographique du terrain (TPI) atteint le maximum des valeurs de -100 à +100 environ, à savoir dans les zones qui représentent des zones déprimées ou élevées ou plates. Par contre, les valeurs les plus négatives, indiquant les zones en aval sont moins adaptées tout comme les crêtes (valeurs positives plus grandes). Parmi les variables d'utilisation du sol, la présence de zones forestières (CLC31) est négative. Le trouble relié aux activités anthropiques hivernales a peu d'importance dans la définition du modèle (Figure 13).

Figure 12- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois de printemps. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

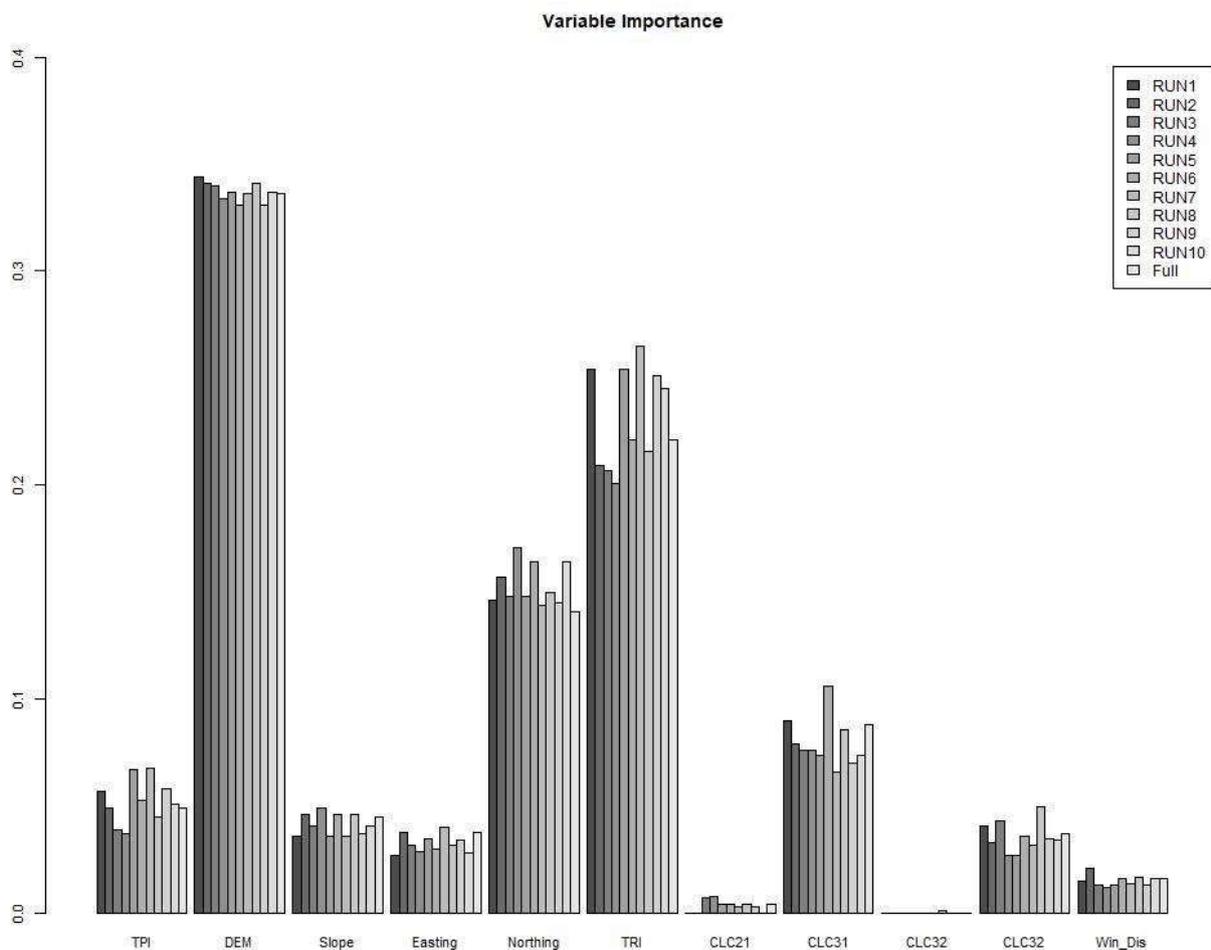
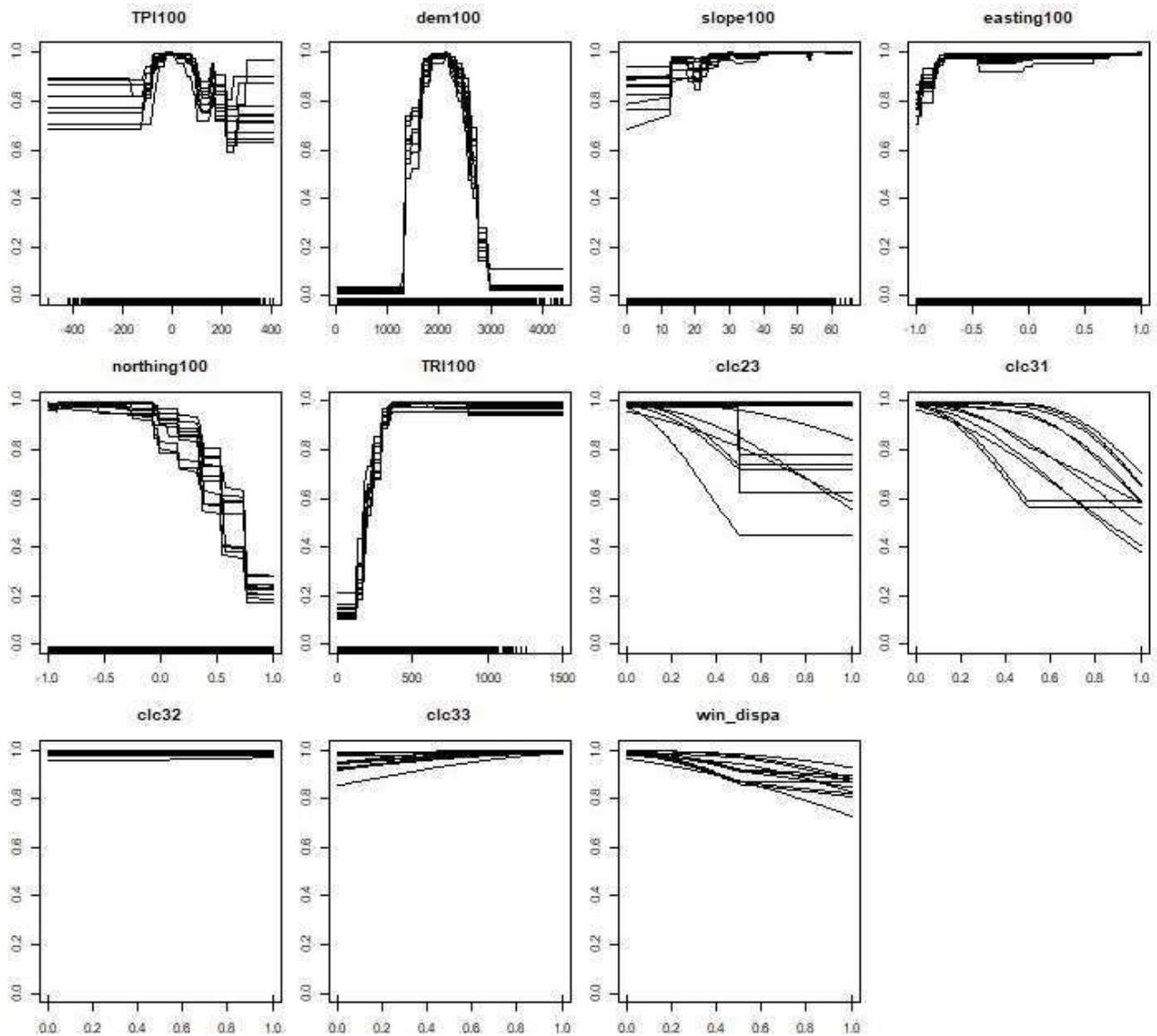


Figure 13- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois de printemps.



### Mâles en été

Le modèle de répartition concernant les mâles en été à l'échelle de 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0.900 à 0.909, et des valeurs TSS allant de 0.681 à 0.695.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), qui à elle seule a plus de 50 % du poids dans la définition du modèle, suivie de la catégorie d'utilisation du sol des zones ouvertes à végétation clairsemée ou nulle (CLC33). Toutes les autres variables ont une contribution réduite (Figure 14).

L'altimétrie (DEM) montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, ayant une forte probabilité à des altitudes comprises entre 2100 et 3100 m. Les autres variables ont une très faible contribution, à l'exception de l'utilisation du sol. Le TRI montre des valeurs de probabilité croissantes au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente, atteignant un plateau dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente dans ce modèle n'est pas particulièrement importante. Parmi les variables d'utilisation du sol, la présence de zones forestières (CLC31) est négative. Le trouble relié aux activités anthropiques estivales (trekking, course à pied et vélo) a une contribution marginale dans la définition du modèle (Figure 15).

Figure 14- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'été. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

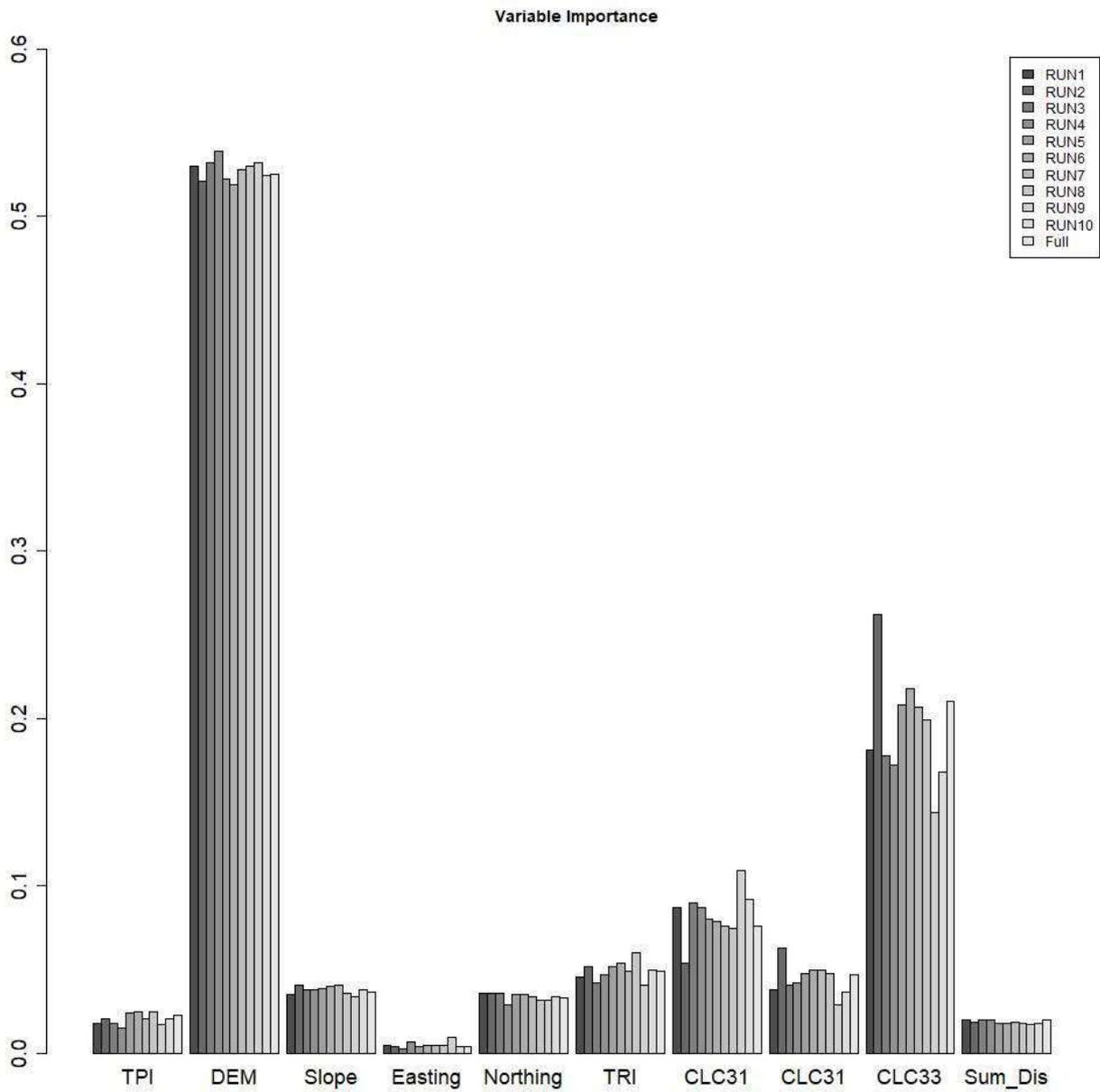
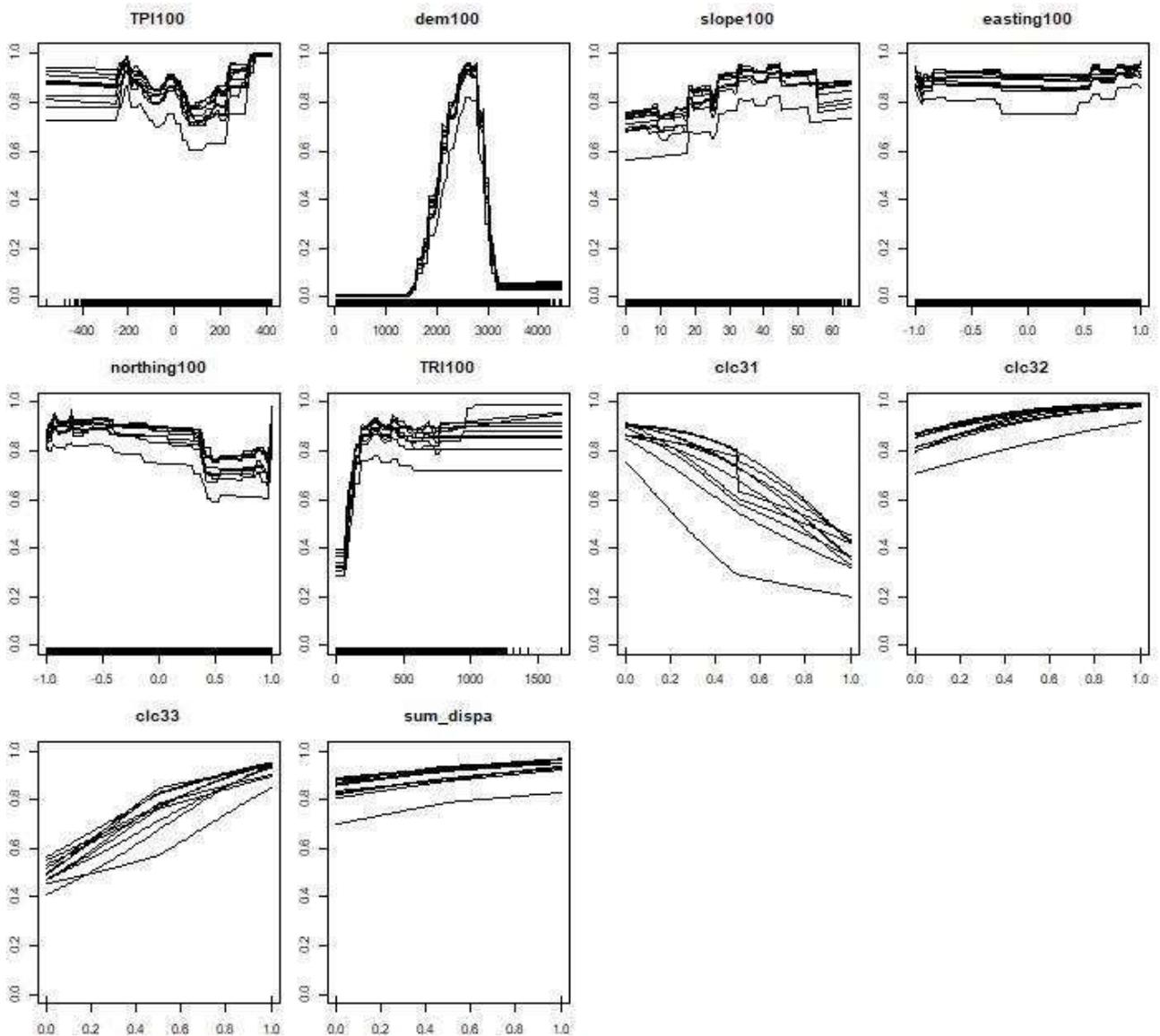


Figure 15- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'été.



## Femelles en été

Le modèle de répartition concernant les femelles de bouquetin en été à l'échelle de 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,93 à 0,935, et des valeurs TSS allant de 0,718 à 0,734.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), qui à elle seule frôle 50% du poids dans la définition du modèle, suivie par la catégorie d'utilisation du sol des zones ouvertes à végétation clairsemée ou nulle (CLC33) et la pente. Toutes les autres variables ont une contribution réduite (Figure 16).

L'altimétrie (DEM) montre une relation quadratique avec la présence d'individus femelles de l'espèce, ayant une forte probabilité à des altitudes comprises entre 2100 et 3100 m. Les autres variables ont une très faible contribution, à l'exception de l'utilisation du sol. Le TRI montre des valeurs de probabilité croissantes au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente, atteignant un plateau dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente dans ce modèle n'est pas particulièrement importante. Parmi les variables d'utilisation du sol, la présence de zones forestières (CLC31) est négative. Le trouble relié aux activités anthropiques estivales (trekking, course à pied et vélo) a une contribution marginale dans la définition du modèle (Figure 17).

Figure 16- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'été. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

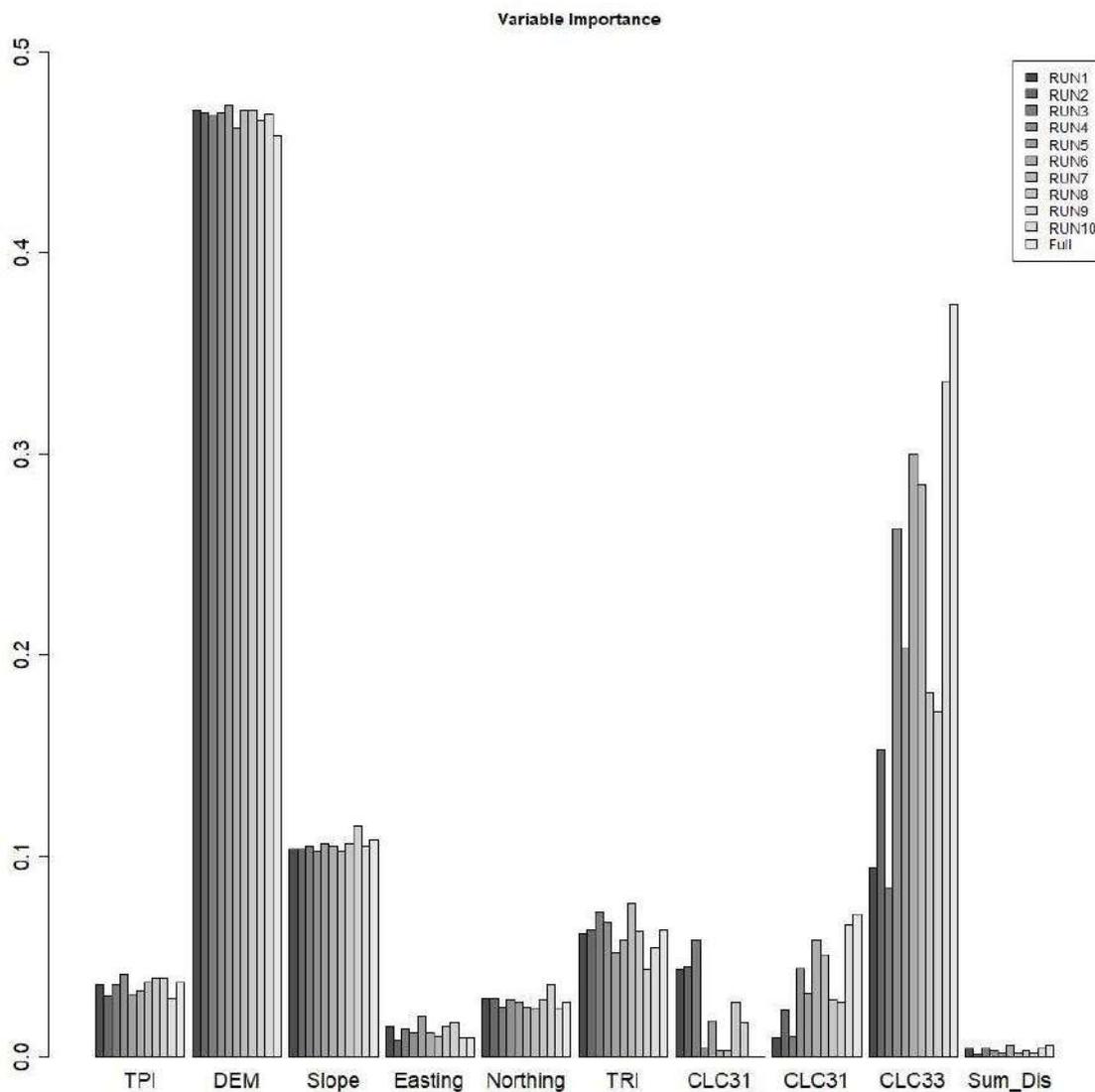
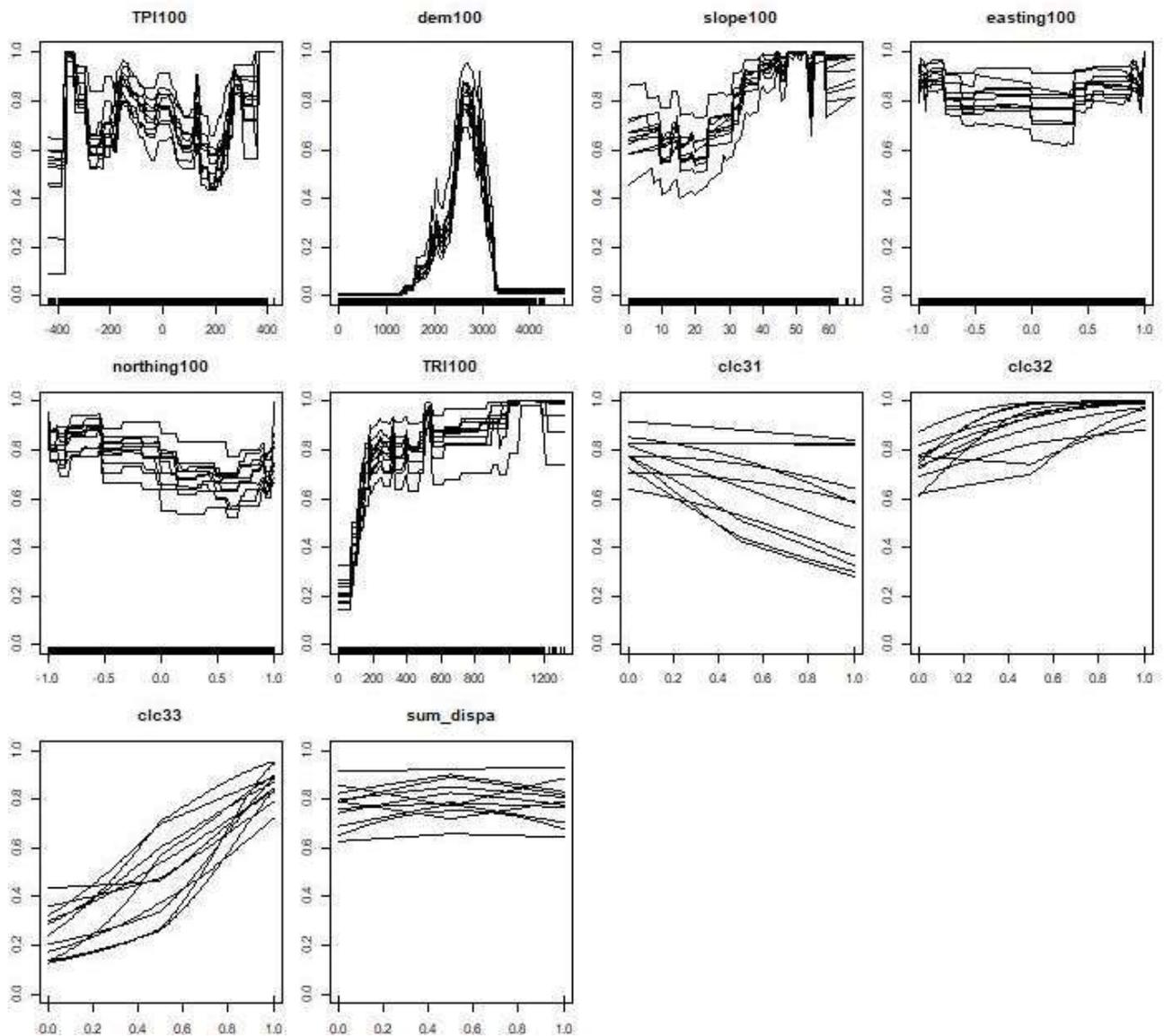


Figure 17 - Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'été.



### Les femelles pendant la période de la mise bas et au cours des semaines suivantes

Le modèle de répartition concernant les femelles de bouquetin pendant la période de la mise bas et au cours des semaines suivantes (mi-mai-fin juin) et à l'échelle de 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,908 à 0,916, et des valeurs TSS allant de 0,669 à 0,691.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), suivie de la pente, de l'exposition au Nord et de la catégorie d'utilisation du sol des zones ouvertes à végétation clairsemée ou nulle (CLC33) (Figure 18).

L'altimétrie (DEM) montre une relation bimodale avec la présence des individus femelles de l'espèce, ayant un premier pic d'aptitude autour de 2000 m et un autre à 2800m. L'aptitude est plus élevée pour les versants exposés au Sud et elle diminue au Nord. Le TRI montre des valeurs de probabilité croissantes au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente, atteignant un plateau dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du sol, la pente a une relation positive. Parmi les variables d'utilisation du sol la présence de zones forestières (CLC31) est négative. Le trouble relié aux activités anthropiques estivales (trekking, course à pied et vélo) a une contribution marginale dans la définition du modèle (Figure 19).

Figure 18- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'été.

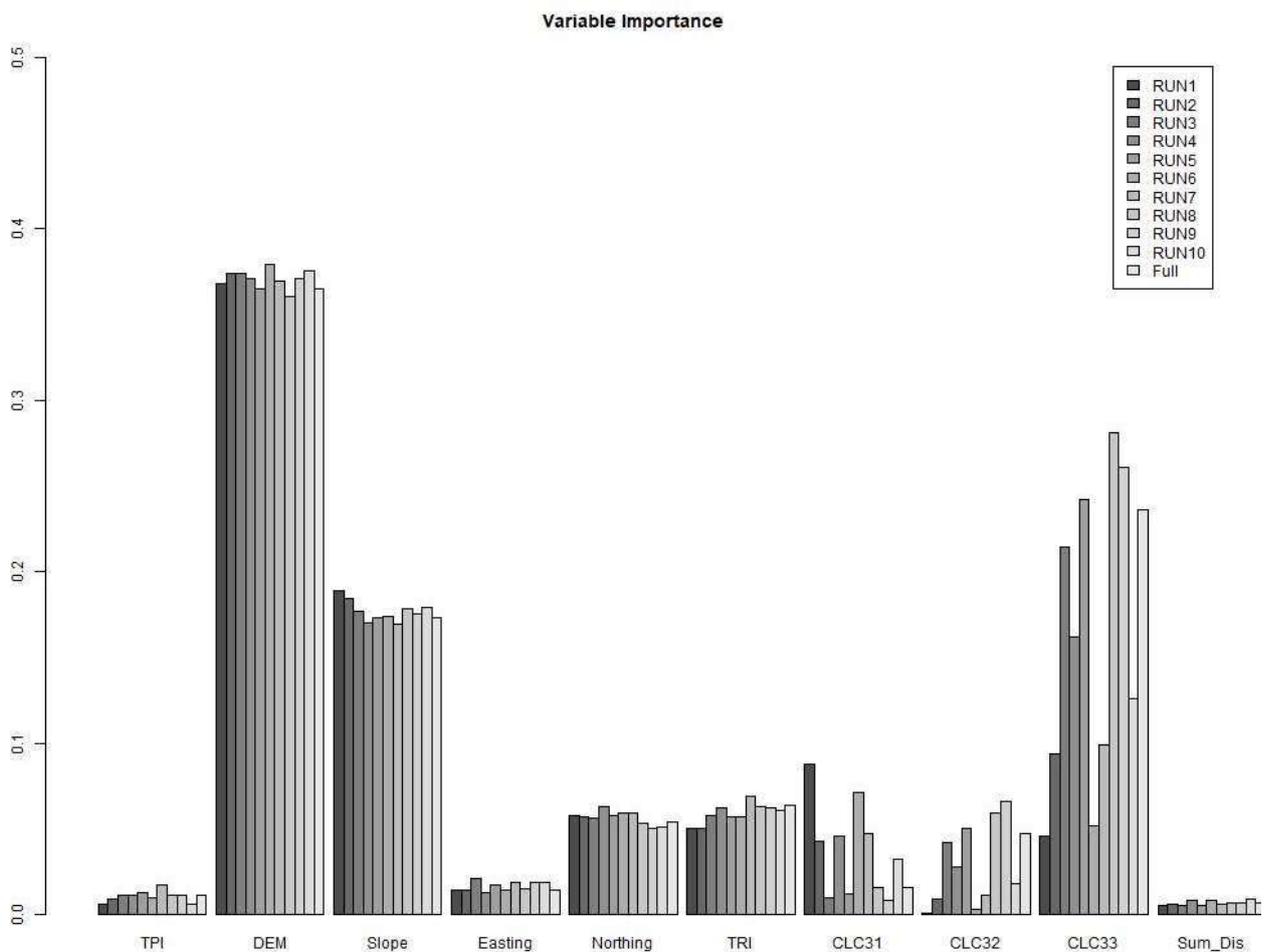
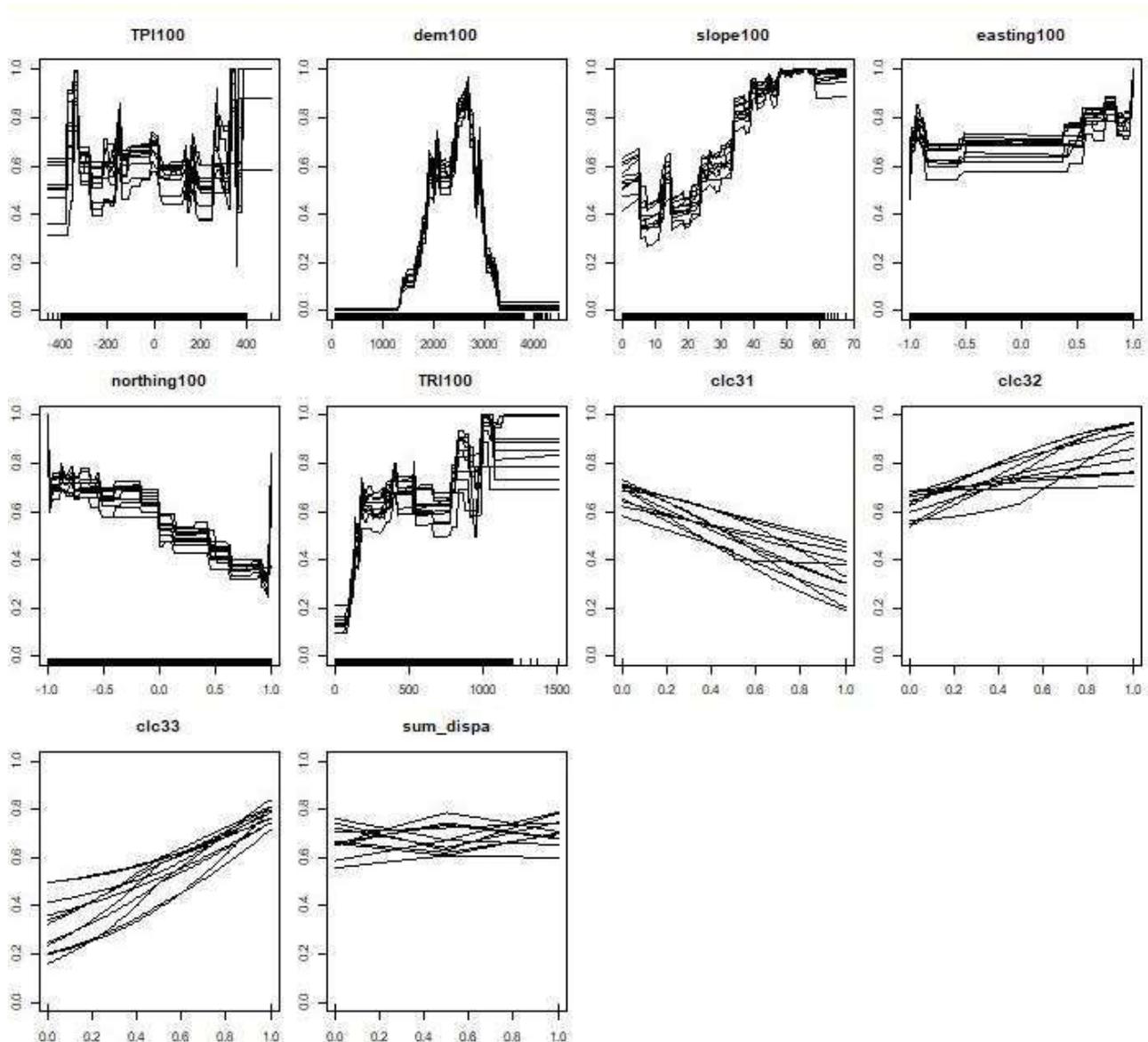


Figure 19- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'été. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.



### Mâles en automne

Le modèle de répartition concernant les mâles de bouquetin en automne 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,914 à 0,92, et des valeurs TSS allant de 0,691 à 0,708.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), suivie de l'indice d'aspérité du terrain (TRI), de la pente et des catégories d'utilisation du sol (Figure 20).

L'altimétrie (DEM) montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, ayant une forte probabilité à des altitudes comprises entre 2000 et 3000 m. Le TRI montre des valeurs de probabilité croissantes au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente,

atteignant un plateau dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente dans ce modèle n'est pas particulièrement importante. Parmi les variables d'utilisation du sol, la présence de zones forestières (CLC31) est négative ; la présence de zones caractérisées par une végétation arbustive et/ou herbacée (CLC32) et des zones ouvertes à végétation clairsemée ou nulle (CLC33) est positive. Le trouble relié aux activités anthropiques estivales (trekking, course à pied et vélo) a une contribution marginale dans la définition du modèle (Figure 21).

Figure 20- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'automne. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

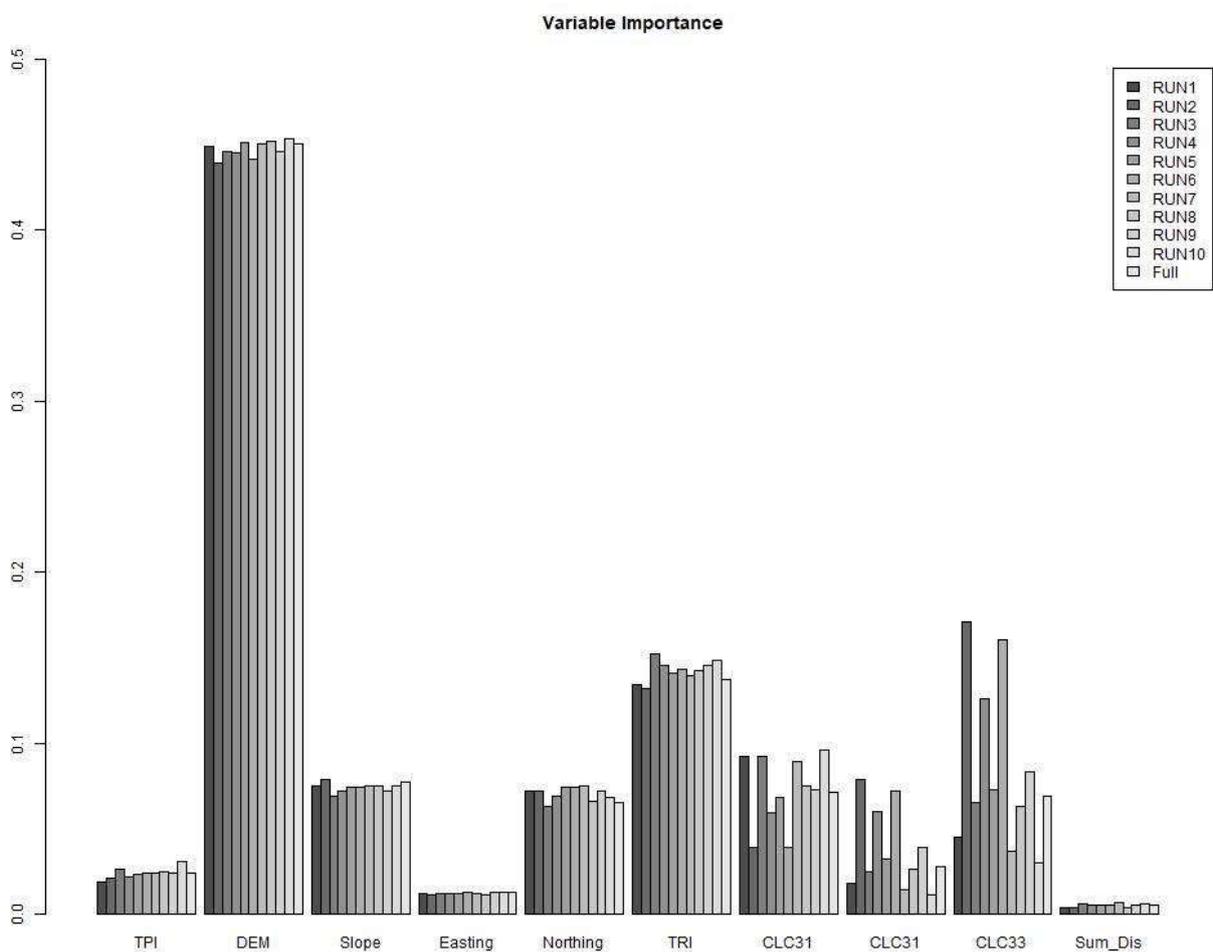
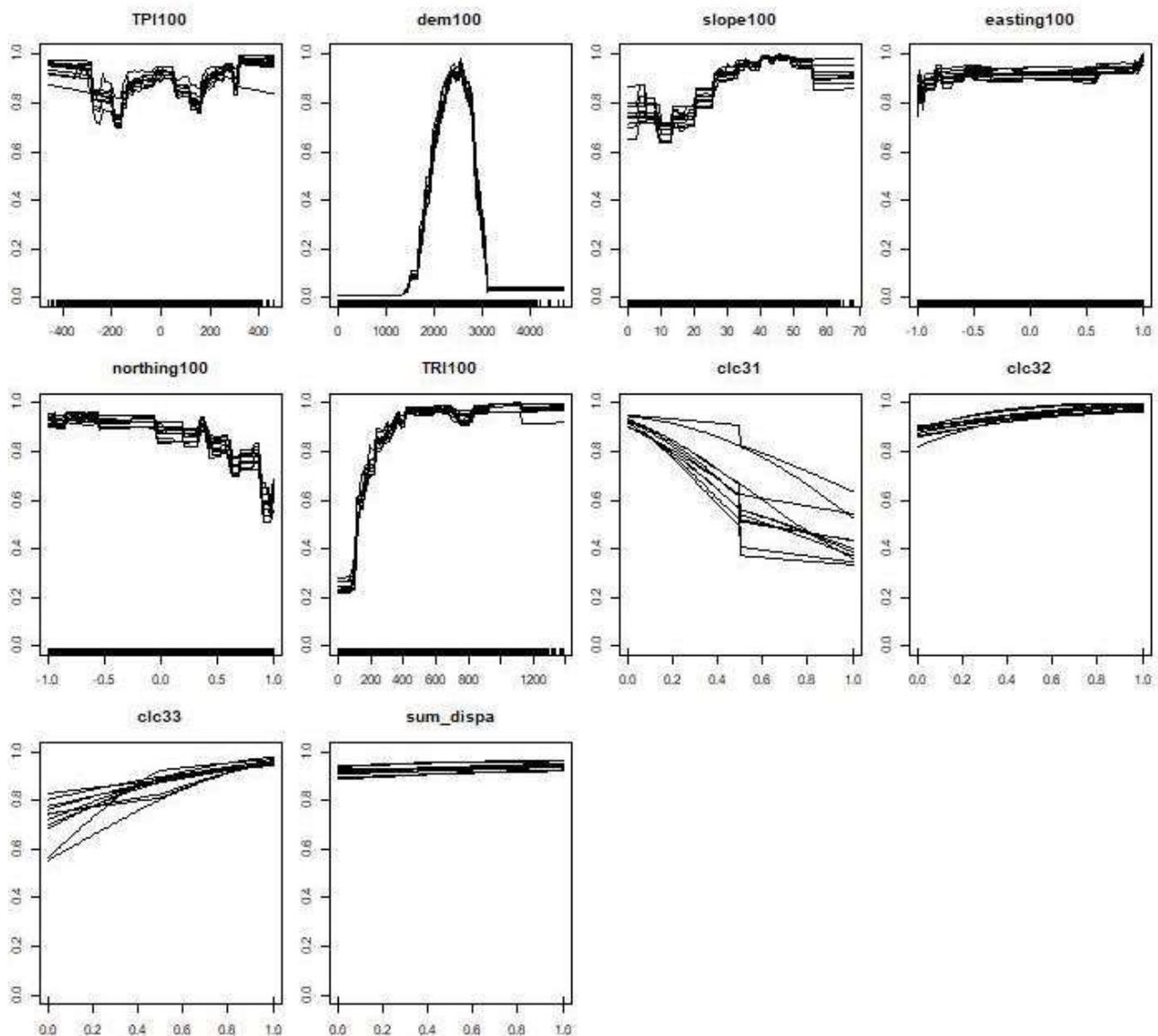


Figure 21- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'automne.



### **Femelles en automne**

Le modèle de répartition concernant les femelles de bouquetin en automne à l'échelle de 100x100m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,925 à 0,929, et les valeurs TSS allant de 0,705 à 0,723.

Les variables les plus importantes sont l'altimétrie (DEM), suivie de l'exposition au Nord, de la pente, des catégories d'utilisation du sol et de l'indice d'aspérité du terrain (TRI) (Figure 22).

L'altimétrie (DEM) montre une relation quadratique avec la présence des individus femelles de l'espèce, ayant une forte probabilité à des altitudes comprises entre 1800 et 3000 m. En automne, les femelles montrent une préférence pour les versants exposés au Sud, beaucoup plus que les

mâles dans la même saison. Le TRI, montre des valeurs de probabilité croissantes au fur et à mesure que la valeur de la variable augmente, atteignant le pic maximal dans les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain, la pente dans ce modèle n'est pas particulièrement importante. Parmi les variables d'utilisation du sol, la présence de zones forestières (CLC31) est négative ; la présence de zones caractérisées par une végétation arbustive et/ou herbacée (CLC32) et des zones ouvertes à végétation clairsemée ou nulle (CLC33) est positive. Le trouble relié aux activités anthropiques estivales (trekking, course à pied et vélo) a une contribution marginale dans la définition du modèle (Figure 23).

Figure 22- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'automne. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

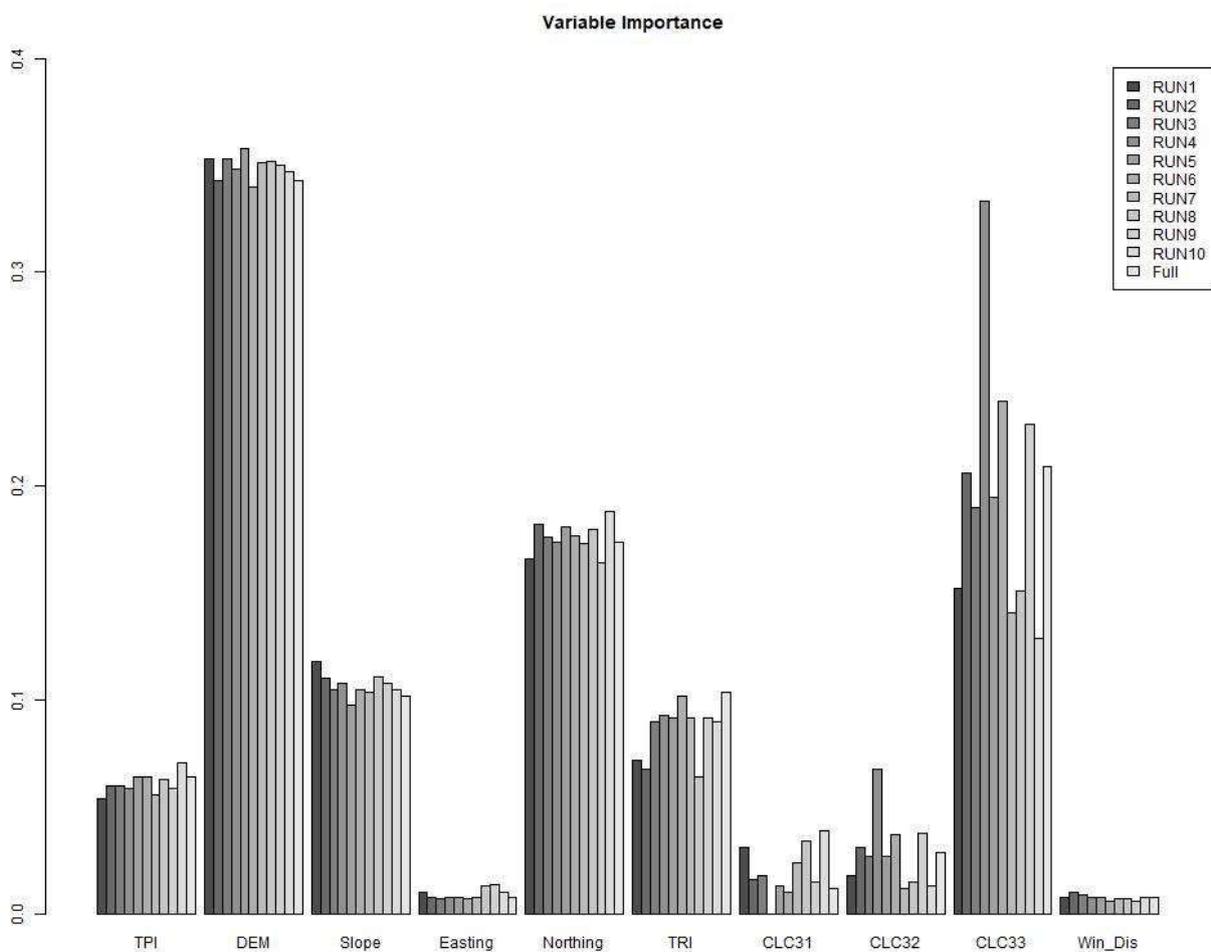
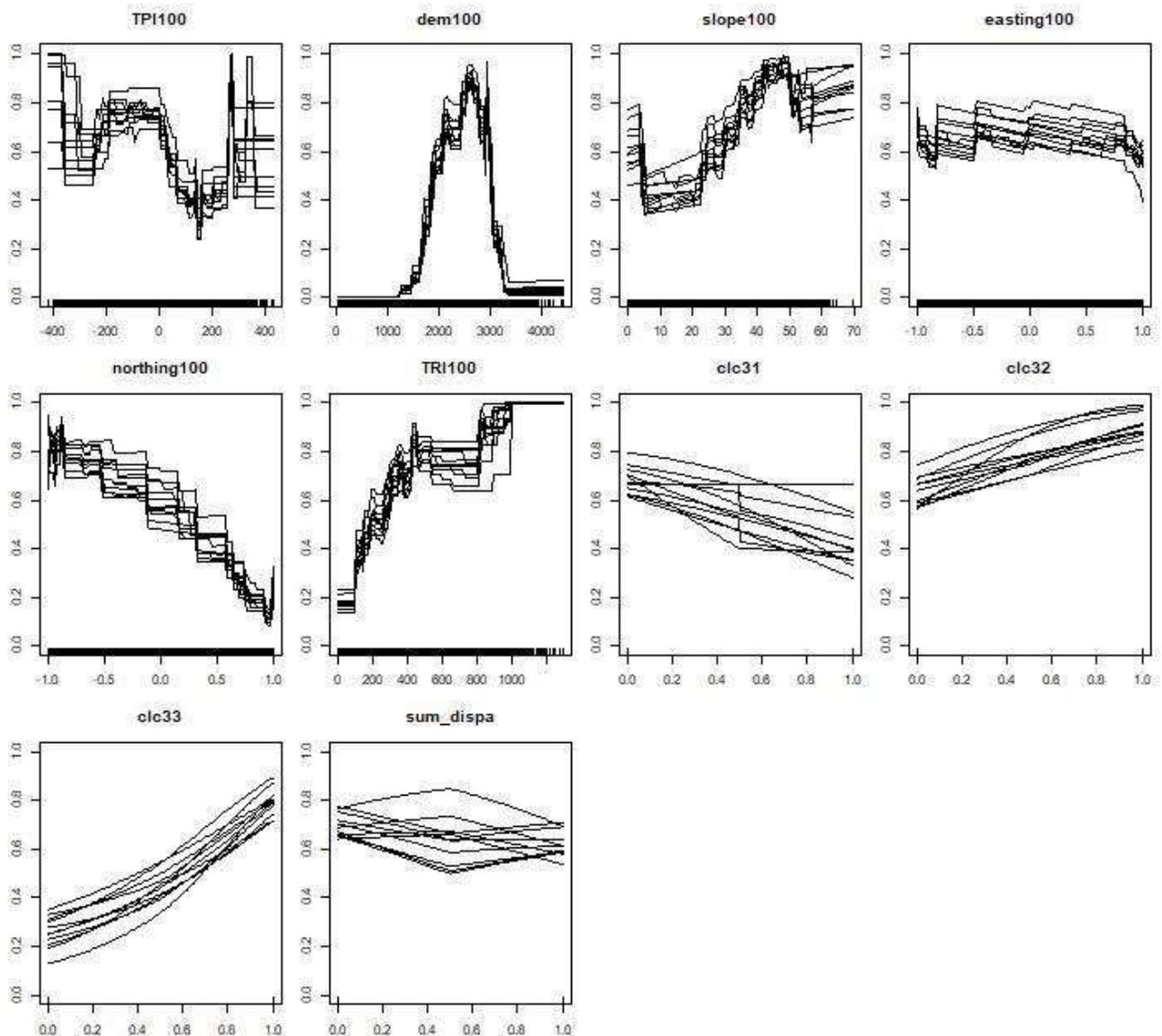


Figure 23- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'automne.



### 2.3.2 Résultats du Modèle de Répartition du Bouquetin à l'échelle de 600 x 600 m

#### Mâles en hiver

Le modèle de répartition concernant les mâles en hiver à l'échelle de 600x600m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,907 à 0,917, et des valeurs TSS allant de 0,631 à 0,658.

Les variables les plus importantes sont la Température moyenne hivernale (TMEDWIN), suivie de la plage de la température annuelle (BIO10\_07) et des variables topographiques (Figure 24).

La température moyenne hivernale montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, ayant une probabilité de relever l'espèce entre -10 et 0 degrés Celsius. La plage de la température annuelle montre un rapport bimodal, avec deux pics, un pour les pixels qui ont une plage de température annuelle allant de 24 à 26 degrés Celsius et un deuxième pic allant de 27 à 28 degrés Celsius. L'aptitude environnementale est élevée dans les zones où la précipitation cumulée hivernale varie de 190 à 410 mm. Les variables topographiques montrent une relation positive avec la pente, tandis que la relation avec les indices topographiques est complexe et difficile à synthétiser. (Figure 25).

Figure 24- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'hiver. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

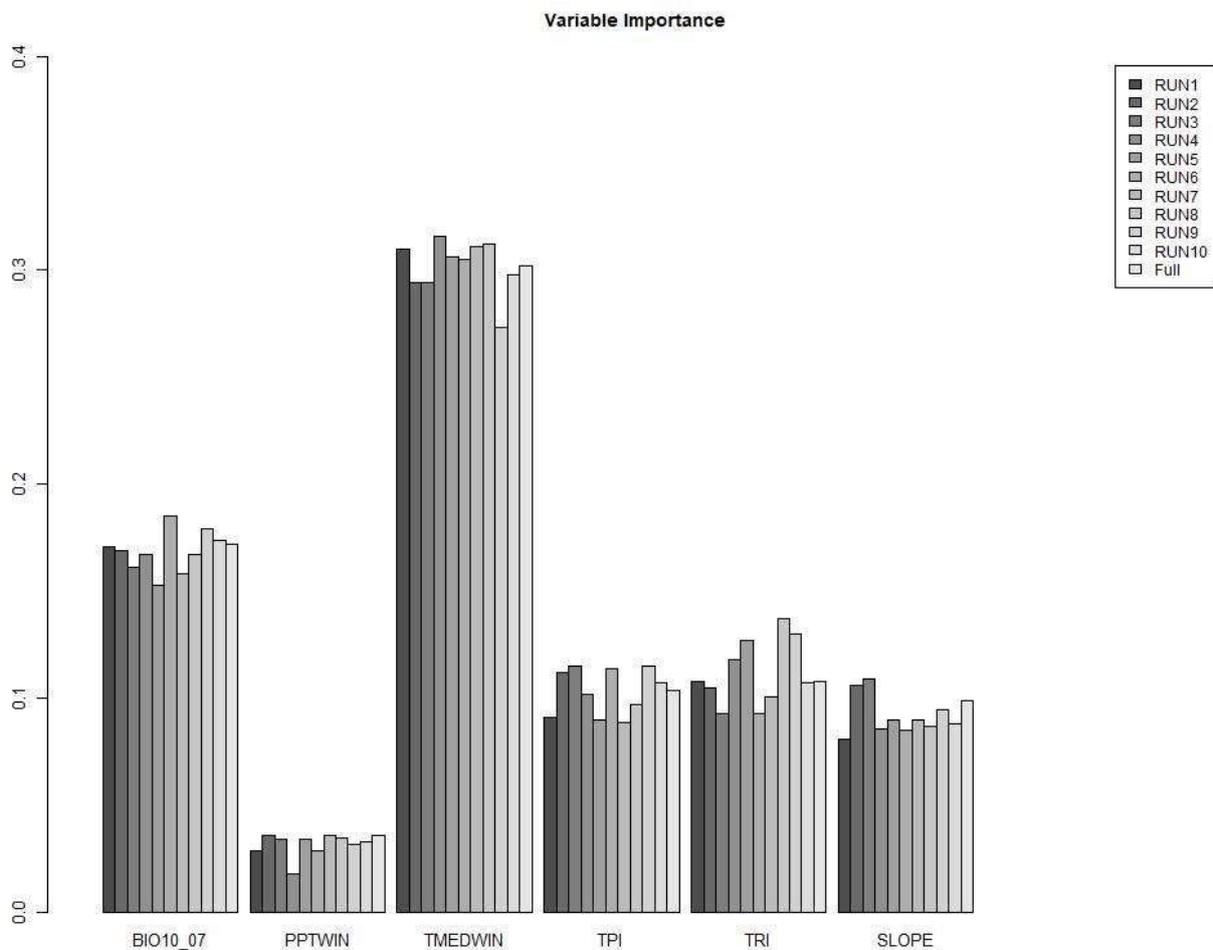
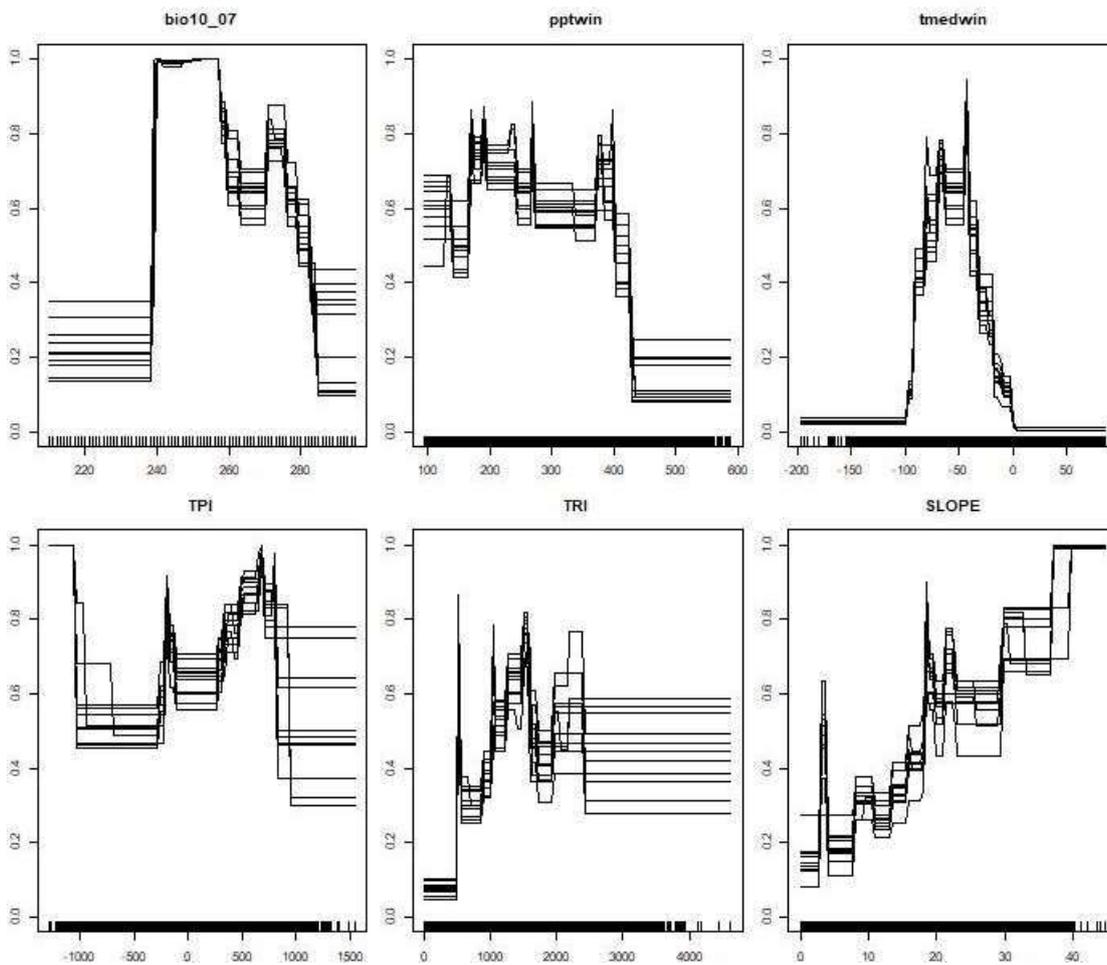


Figure 25- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'hiver.



## Femelles en hiver

Le modèle de répartition concernant les femelles en hiver à l'échelle de 600x600m a des performances excellentes, ayant des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,916 à 0,929, et les valeurs TSS allant de 0,646 à 0,693.

Les variables les plus importantes sont la Température moyenne hivernale (TMEDWIN), suivie de la pente (SLOPE) (Figure 26).

La température moyenne hivernale montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, avec une probabilité maximale de relever l'espèce allant de -10 à 0 degrés Celsius. La pente montre une relation avec une probabilité maximale allant de 18 à 30 degrés Celsius. La plage de la température annuelle montre une relation négative pour les valeurs de température

supérieures à 26 degrés Celsius. L'aptitude environnementale diminue dans les zones où la précipitation cumulée hivernale est plus élevée de 290 mm.

Le TRI montre une forte probabilité entre les valeurs de TRI allant de 1500 à 2500, à savoir les zones caractérisées par une aspérité marquée du terrain (Figure 27).

Figure 26- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'hiver. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

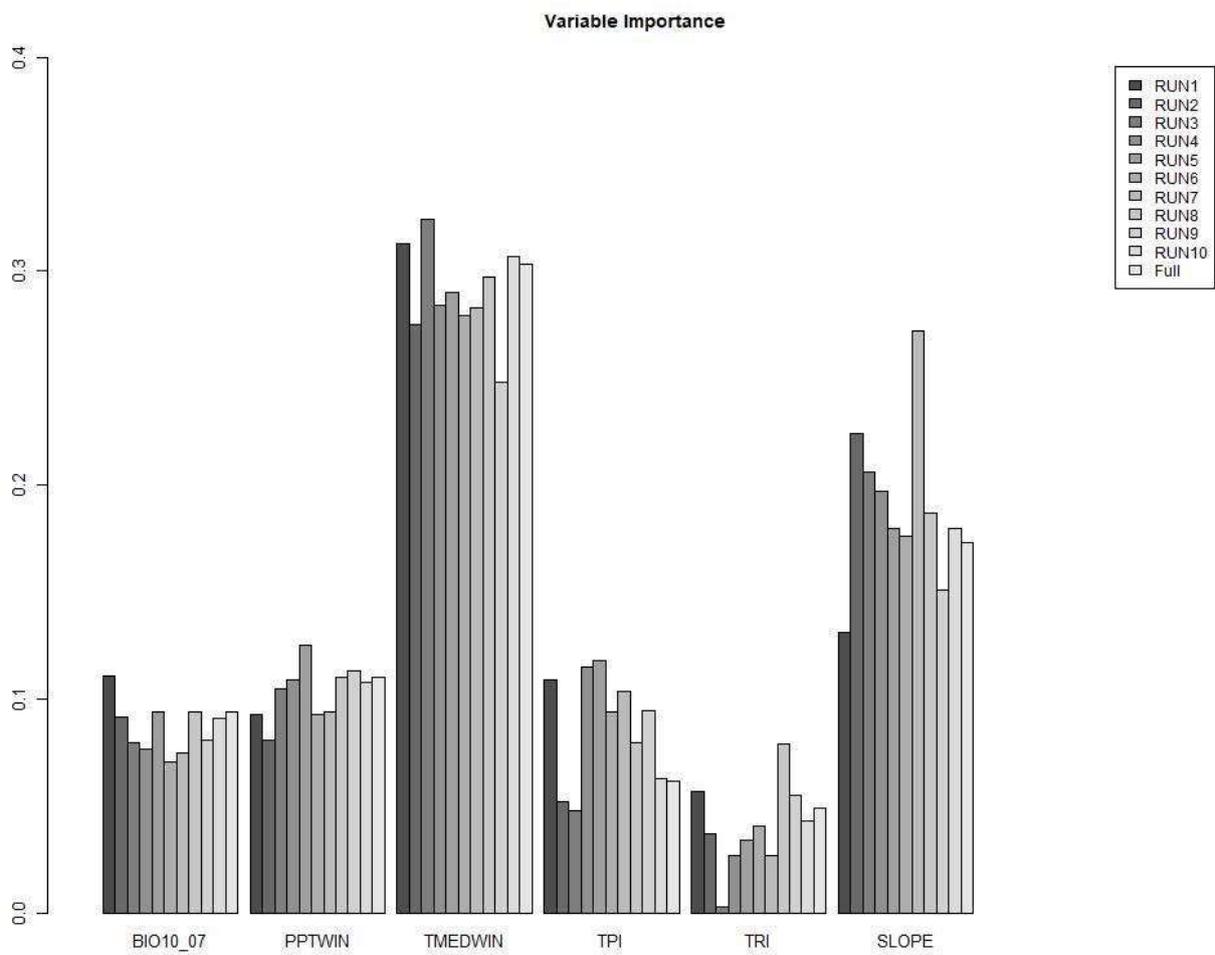
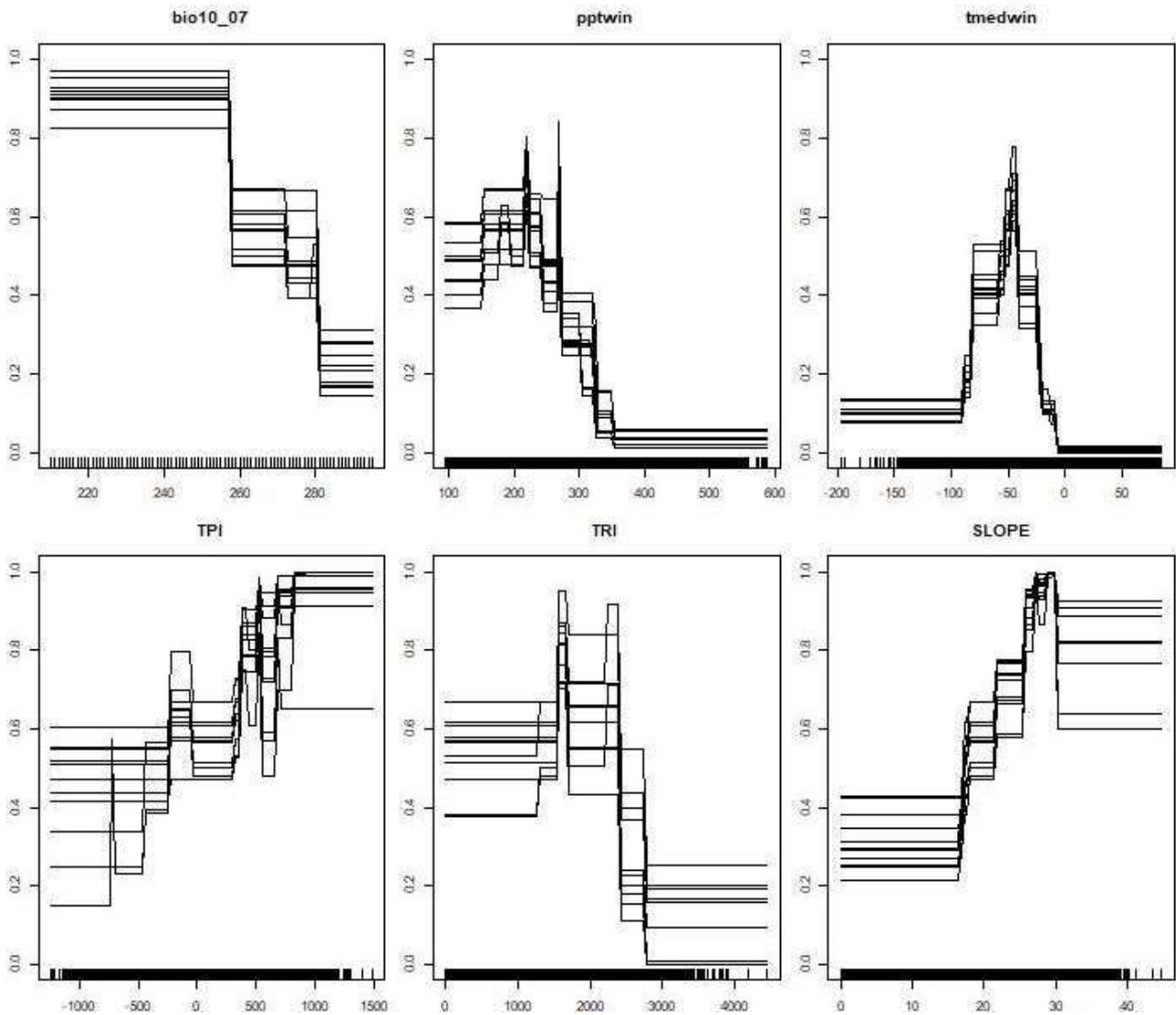


Figure 27 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'hiver.



### Mâles au printemps

Le modèle de répartition concernant les mâles au printemps à l'échelle de 600x600m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,905 à 0,915, et les valeurs TSS allant de 0,623 à 0,655.

Les variables les plus importantes sont la température moyenne printanière (TMEDSPR), suivie de la précipitation cumulée printanière (PPTSPR), de la pente (SLOPE) et de la plage de la température annuelle. (Figure 28).

La température moyenne printanière montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, ayant une probabilité maximale de relever l'espèce allant de -2 à 5

degrés Celsius. Les précipitations ont une contribution négative, avec une aptitude qui s'écroule au-dessus de 230 mm de précipitations. La pente montre une relation avec la probabilité croissante au fur et à mesure que la pente augmente. La plage de température annuelle montre une aptitude élevée pour les zones qui ont une plage de température allant de 24 à 28 degrés Celsius. L'aptitude environnementale diminue dans les aires où la précipitation cumulée hivernale est plus élevée de 290 mm.

Le TRI montre une forte probabilité entre les valeurs TRI allant de 800 à 2500, à savoir les zones caractérisées par une aspérité moyenne et élevée du terrain (Figure 29).

Figure 28 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois du printemps. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

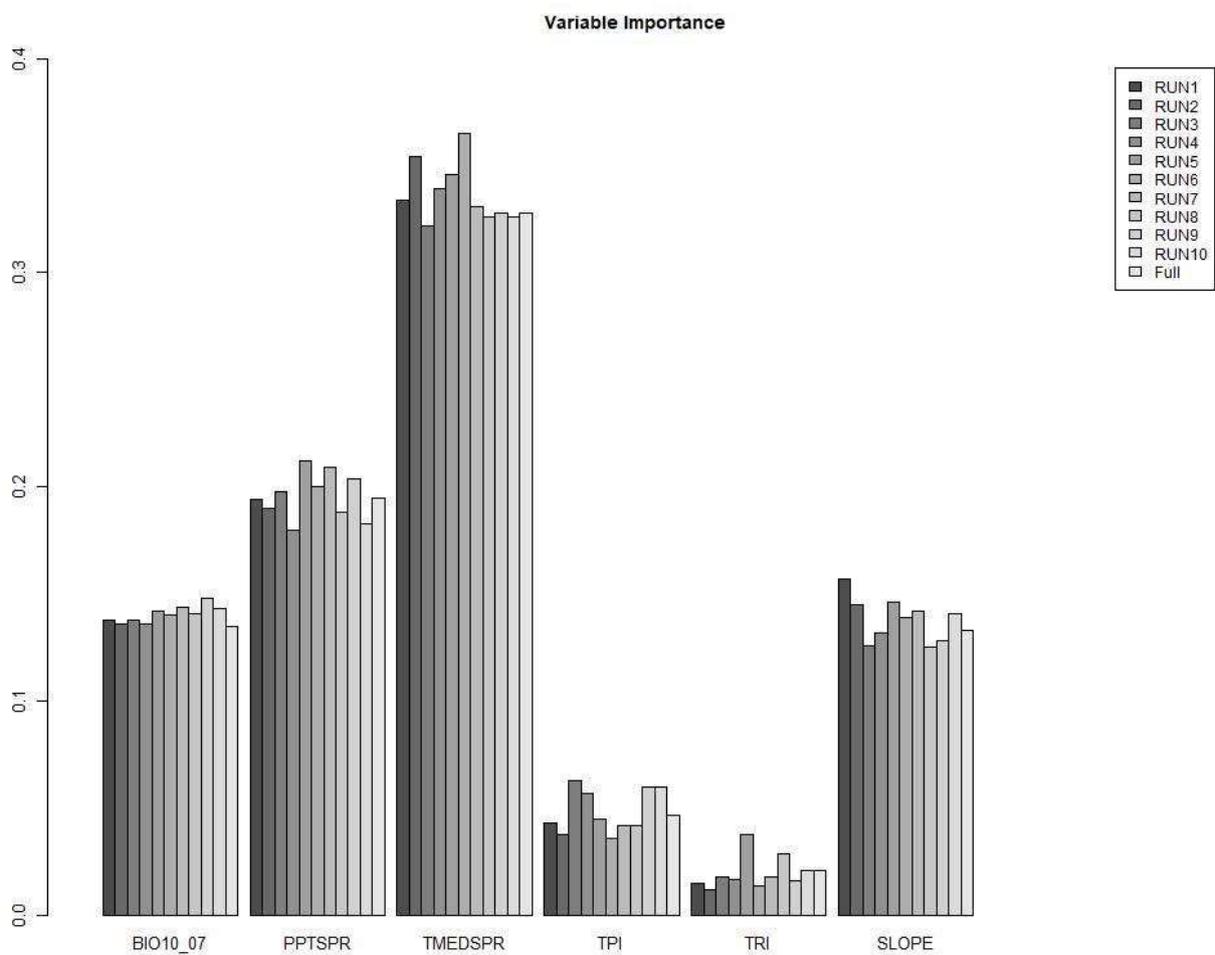
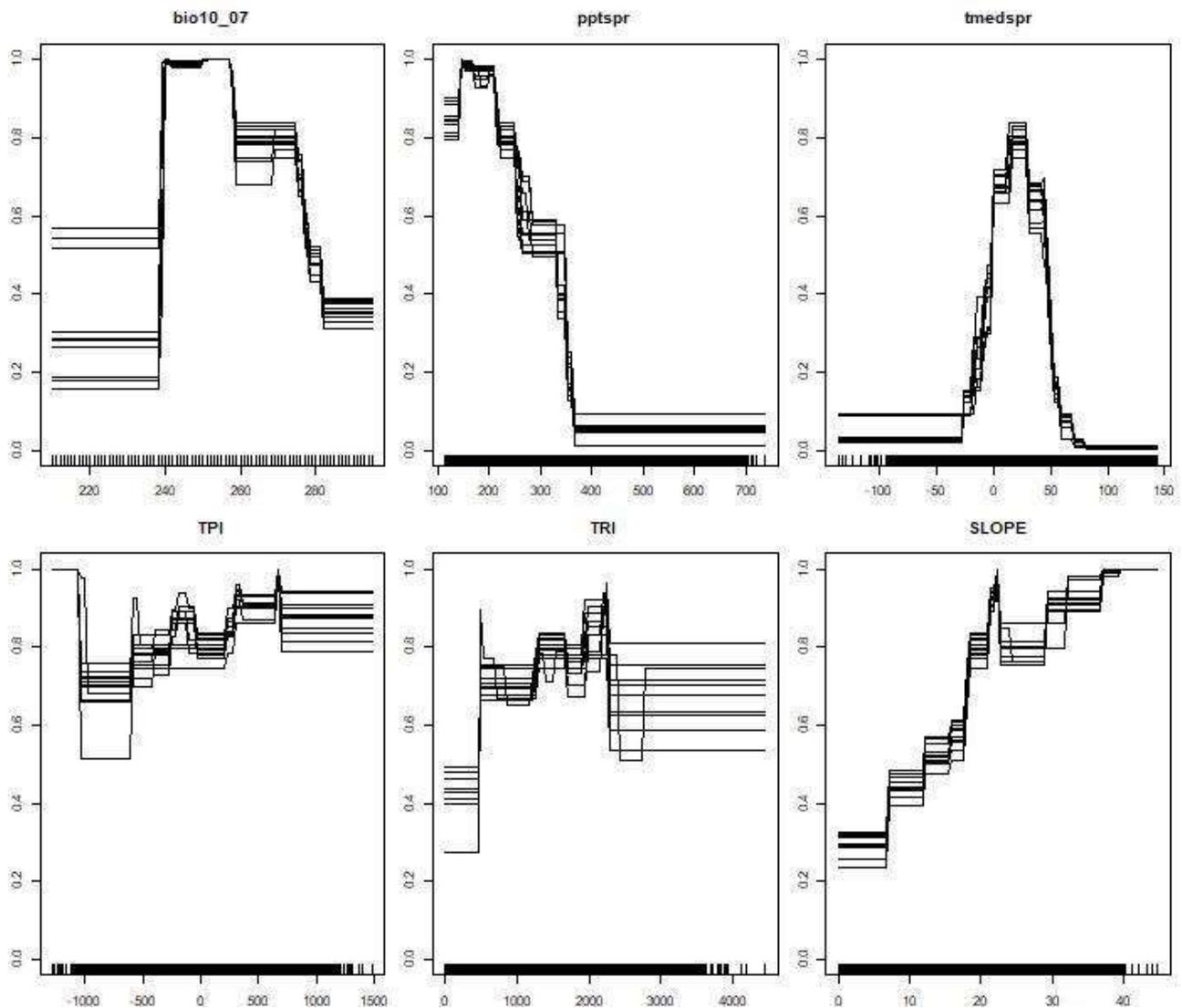


Figure 29- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois du printemps.



### Femelles au printemps

Le modèle de répartition concernant les mâles au printemps à l'échelle de 600x600m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,909 à 0,915, et des valeurs TSS allant de 0,64 à 0,685.

Les variables les plus importantes sont la Température moyenne printanière (TMEDSPR), suivie de la précipitation printanière cumulée (PPTSPR), de la pente (SLOPE) et de la plage de température annuelle ; le TPI et le TRI ont une contribution limitée dans la définition du modèle (Figure 30).

La température moyenne printanière montre une relation quadratique avec la présence des individus femelles de l'espèce, avec une probabilité maximale de relever l'espèce allant de 0 à 5 degrés Celsius. La relation avec la pente montre une aptitude croissante jusqu'à atteindre des valeurs maximales d'aptitude pour des pentes au-dessus de 29 degrés Celsius. Les précipitations ont une contribution négative, avec une aptitude qui s'écroule au-dessus de 230 mm de précipitations. L'aptitude est proportionnelle à la pente, tandis que la plage de la température annuelle montre une aptitude élevée pour les plages allant jusqu'à 26 degrés Celsius, puis diminue au fur et à mesure que la plage de la température augmente (Figure 31).

Figure 30 femelles de bouquetin pour les mois du printemps. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

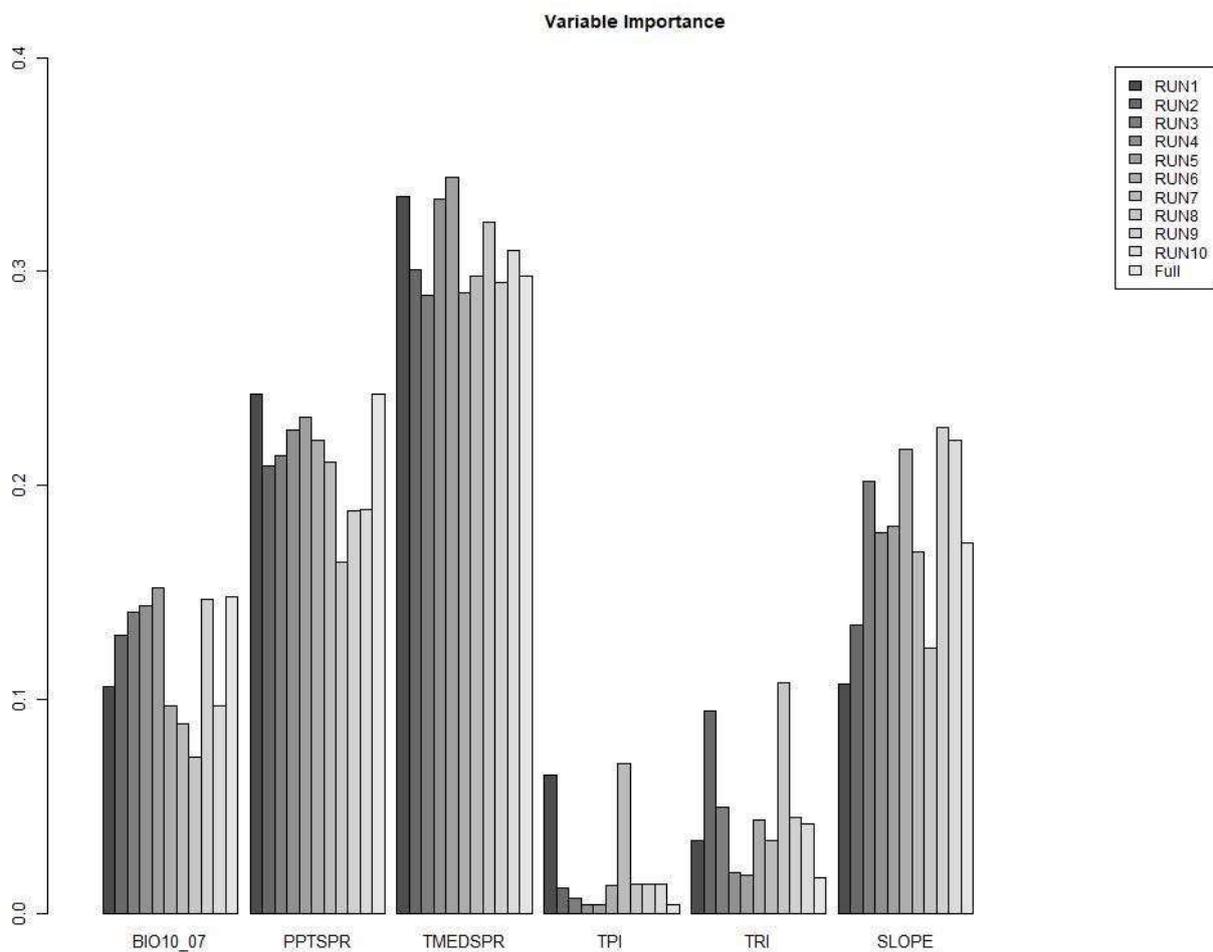
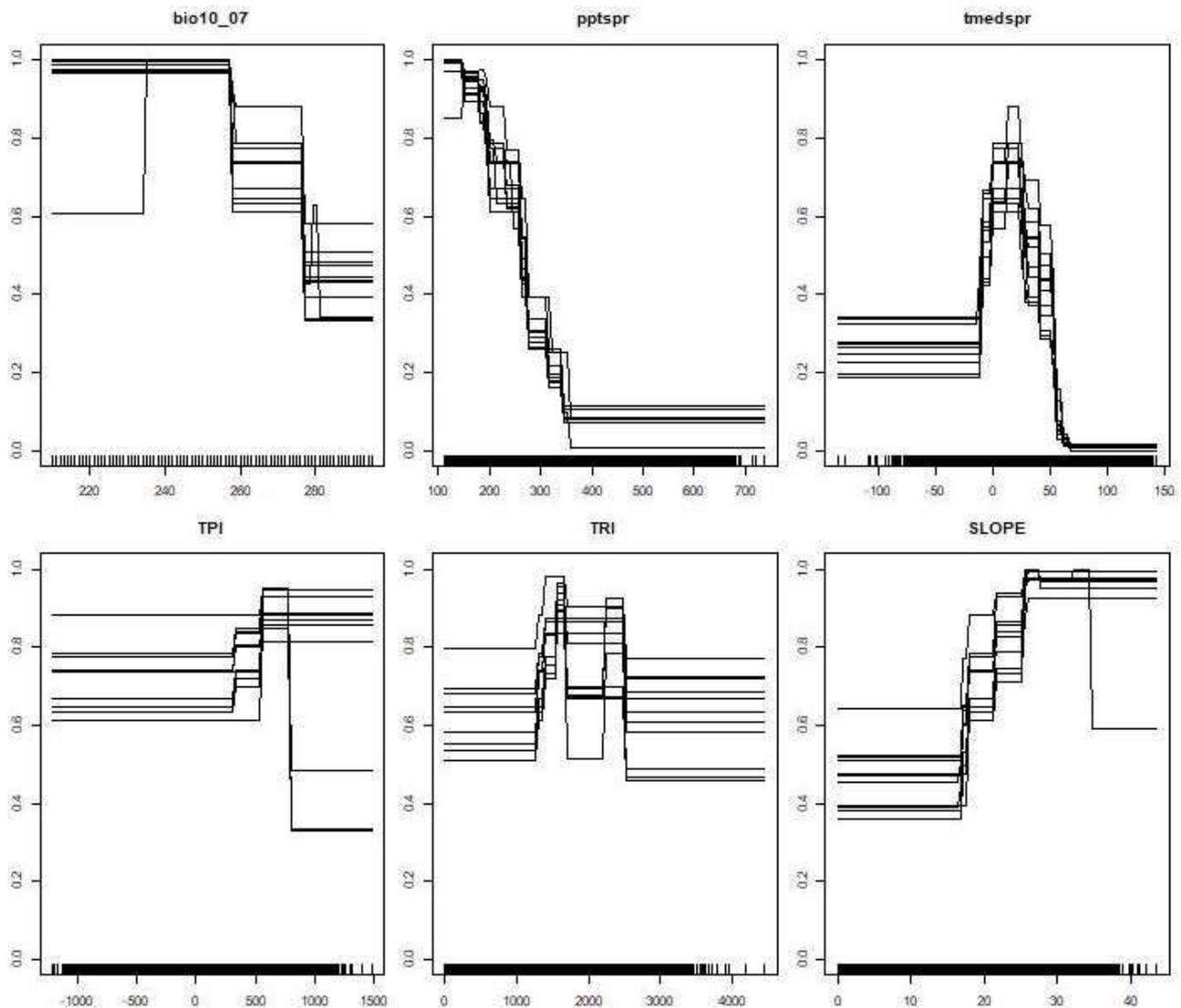


Figure 31– Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois du printemps.



### Mâles en été

Le modèle de répartition concernant les mâles au printemps à l'échelle de 600x600m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,933 à 0,937, et des valeurs TSS allant de 0,714 à 0,733.

Les variables les plus importantes sont la Température moyenne estivale (TMEDSUM), qui montre à elle seule une importance de plus de 50%, suivie de la plage de la température annuelle (BIO10\_07) et du TPI (Figure 32).

La température moyenne estivale montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, avec une probabilité maximale de relever l'espèce allant de 5 à 13 degrés

Celsius. La plage de la température annuelle montre une relation bimodale, avec deux pics, un pour les pixels qui ont une plage de température annuelle allant de 24 à 26 degrés Celsius et l'autre pic allant de 27 à 28 degrés Celsius. La pente ne montre pas une tendance définie, mais la relation avec l'indice de position topographique (TPI) qui montre une aptitude faible pour les pixels situés dans les zones plates et une aptitude croissante envers les vallées (valeurs négatives) et les crêtes (valeurs positives) est intéressante (Figure 33).

Figure 32- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'été. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

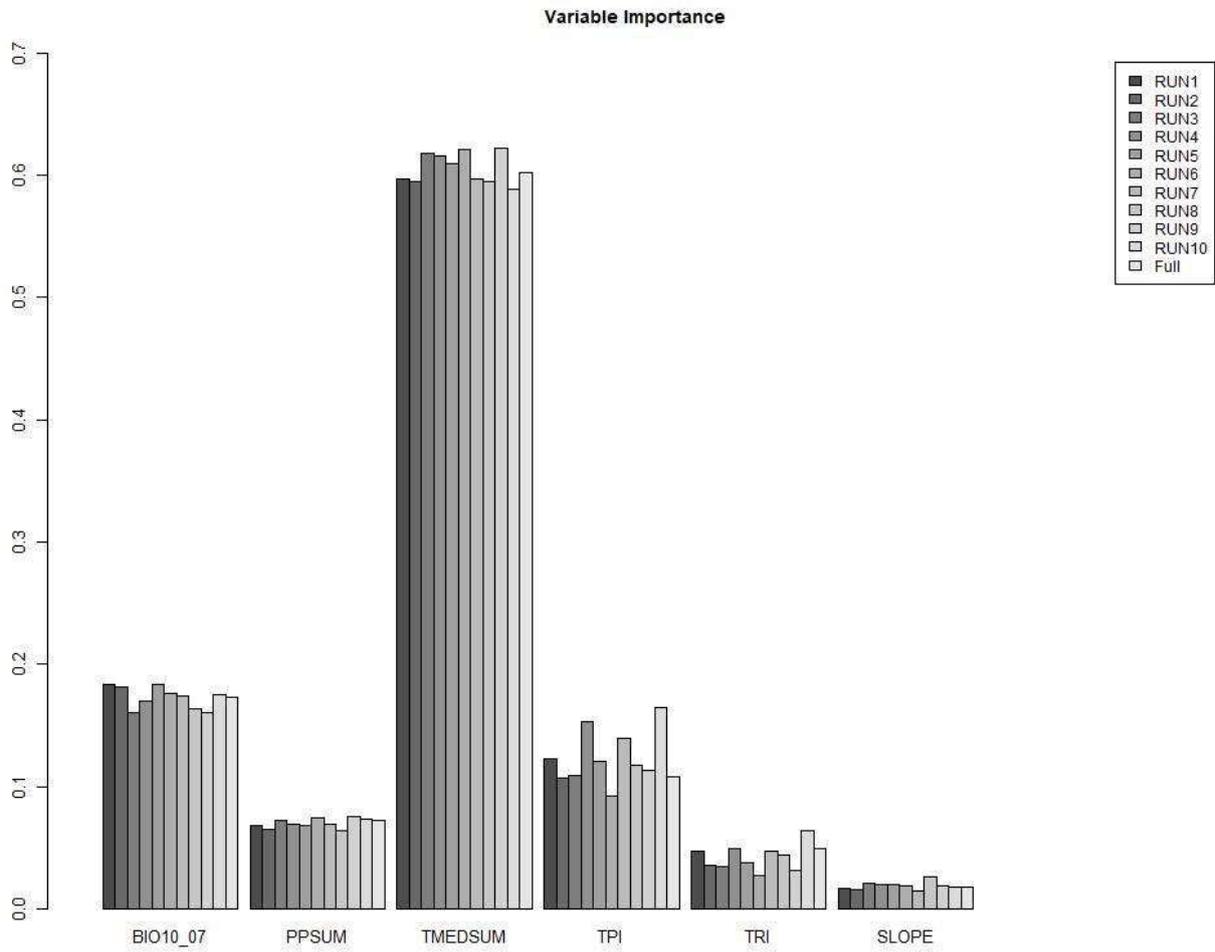
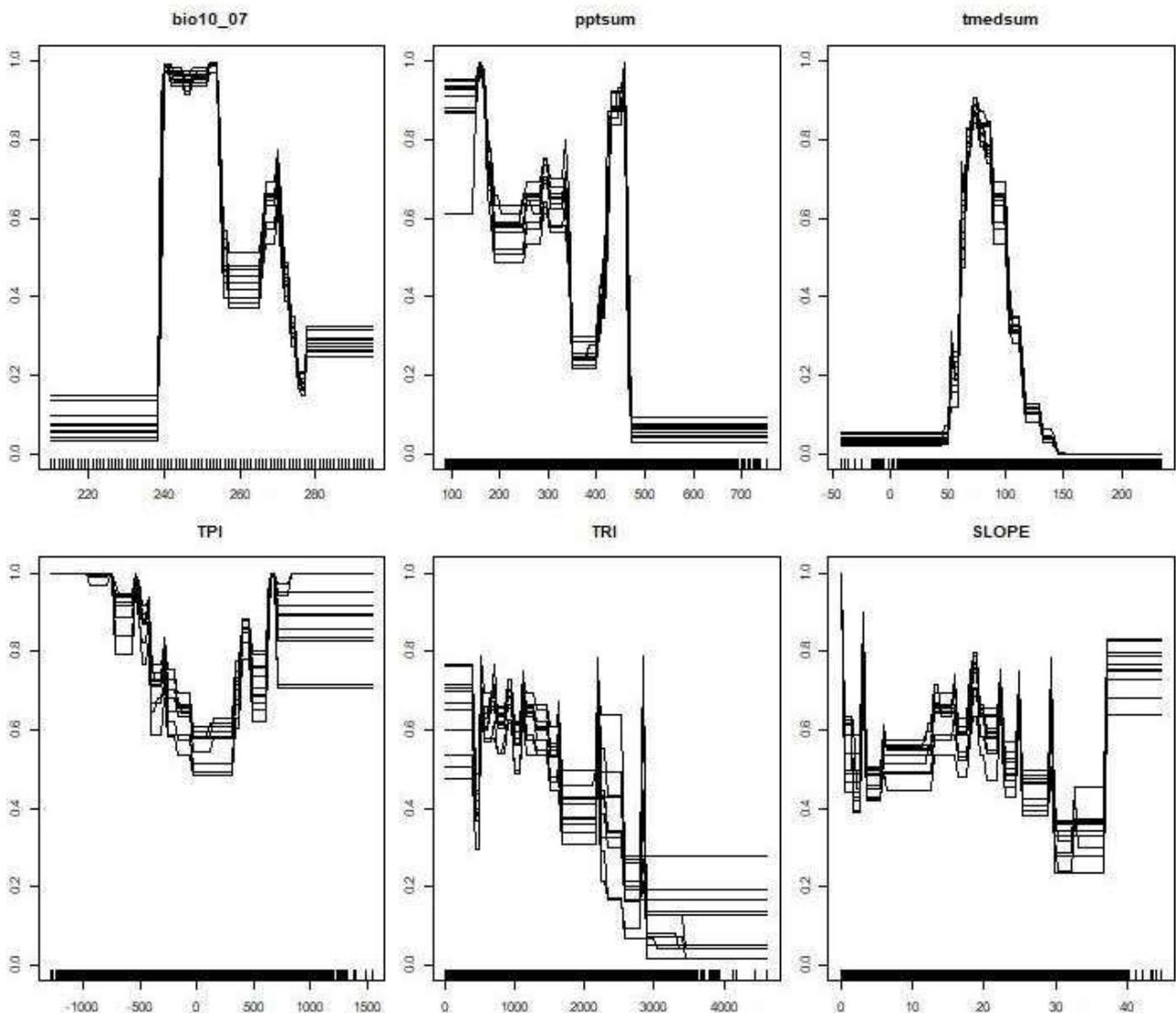


Figure 33– Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d’été.



### **Femelles en été**

Le modèle de répartition concernant les femelles en été à l’échelle de 600x600m a des performances excellentes, avec des valeurs de l’AUC de l’opérateur ROC allant de 0,938 à 0,946, et des valeurs du TSS allant de 0,743 à 0,761.

Les variables les plus importantes sont la Température moyenne estivale (TMEDSUM), qui montre à elle seule une importance de plus de 70%, suivie de la plage annuelle des températures (BIO10\_07) et des précipitations cumulées estivales (Figure 32).

La température moyenne estivale montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l’espèce, avec une probabilité maximale de relever l’espèce allant de 5 à 11 degrés Celsius. La plage de la température annuelle montre une capacité élevée jusqu’à la plage de la température de 25 degrés Celsius, puis diminue pour les valeurs de la plage de température plus

élevées. Les précipitations cumulées montrent une grande aptitude pour des valeurs supérieures à 310 mm (Figure 33).

Figure 34- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'été. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

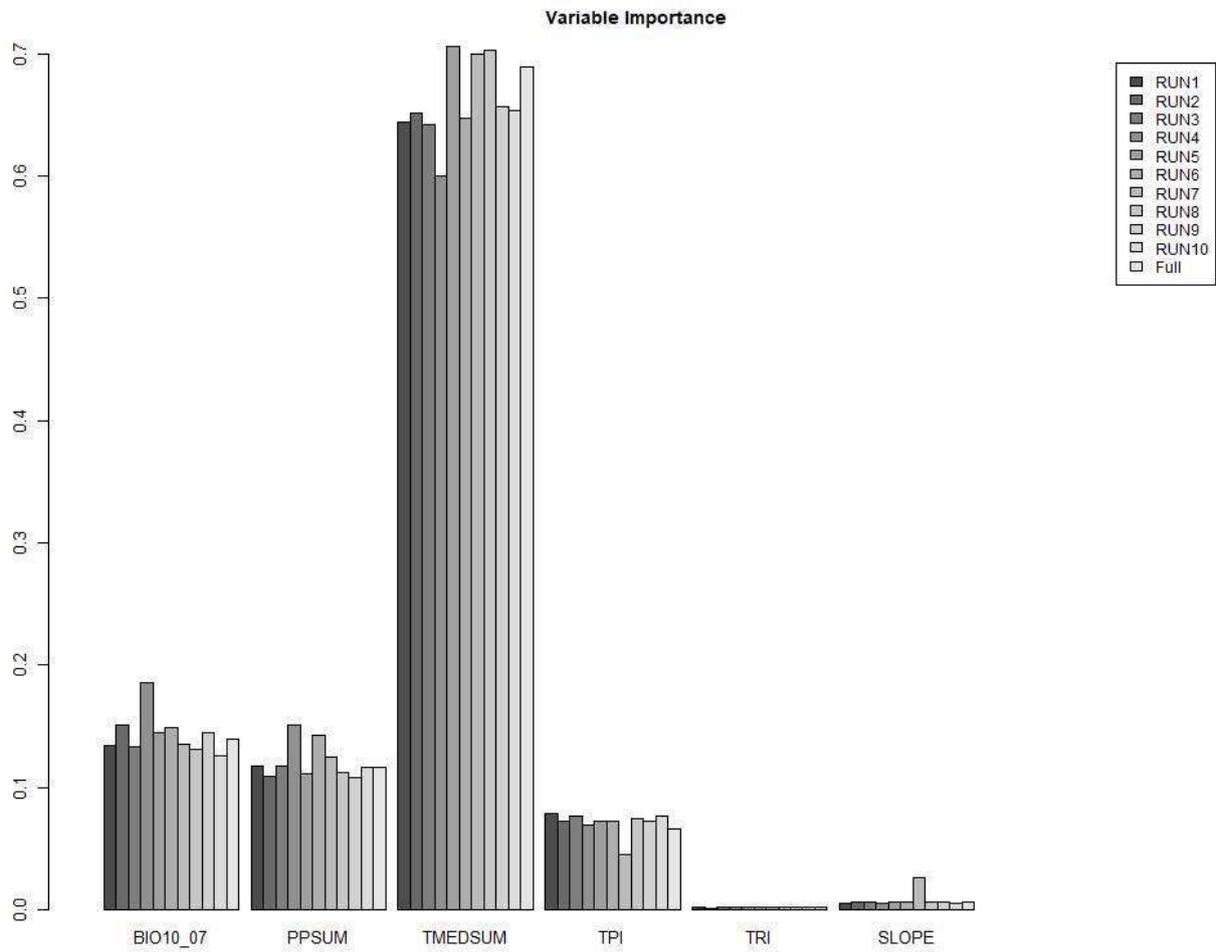
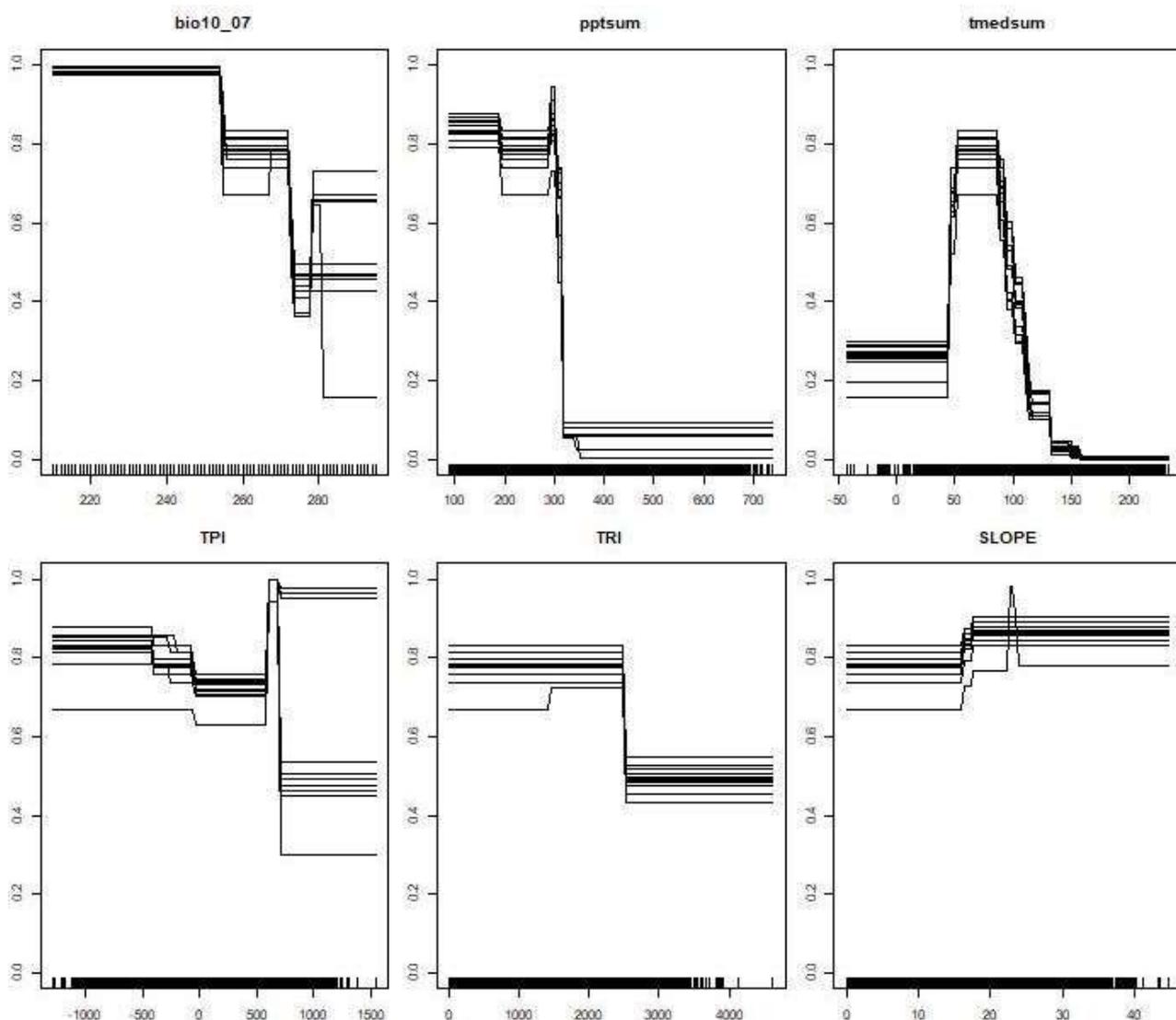


Figure 35- Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'été.



### Mâles en automne

Le modèle de répartition concernant les mâles en automne à l'échelle de 600x600m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,92 à 0,93, et des valeurs du TSS allant de 0,665 à 0,679.

Les variables les plus importantes sont la Température moyenne automnale (TMEDAUT), qui montre à elle seule une importance de plus de 50%, suivie de la plage annuelle des températures (BIO10\_07) (Figure 36).

La température moyenne automnale montre une relation quadratique avec la présence des individus mâles de l'espèce, ayant une probabilité maximale de relever l'espèce allant de -3 à +5 degrés Celsius. La plage annuelle de la température montre une capacité élevée jusqu'à des

températures comprises entre 24 et 26 degrés Celsius, puis montre deux autres pics à 27 et 28 degrés Celsius (Figure 37).

Figure 36- Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'automne. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

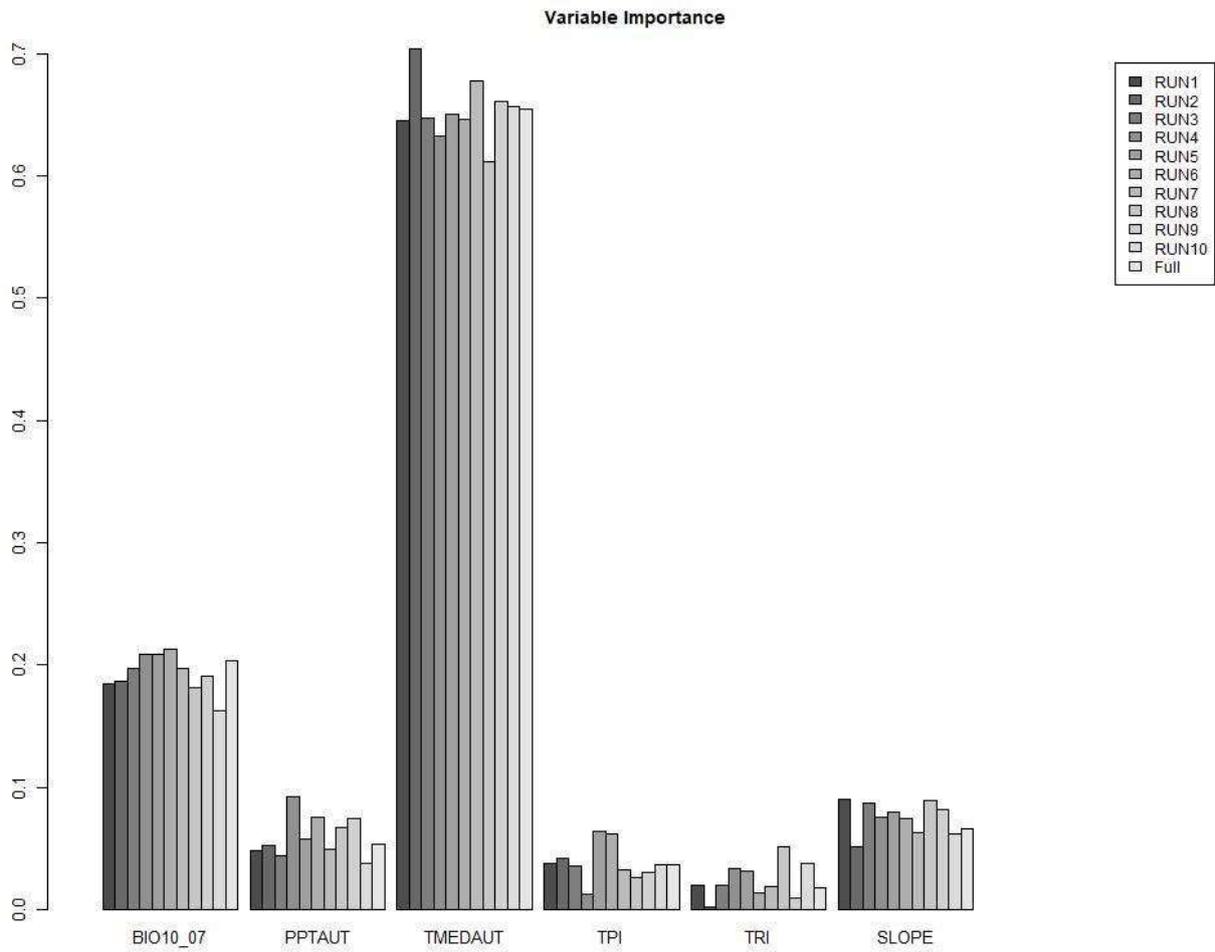
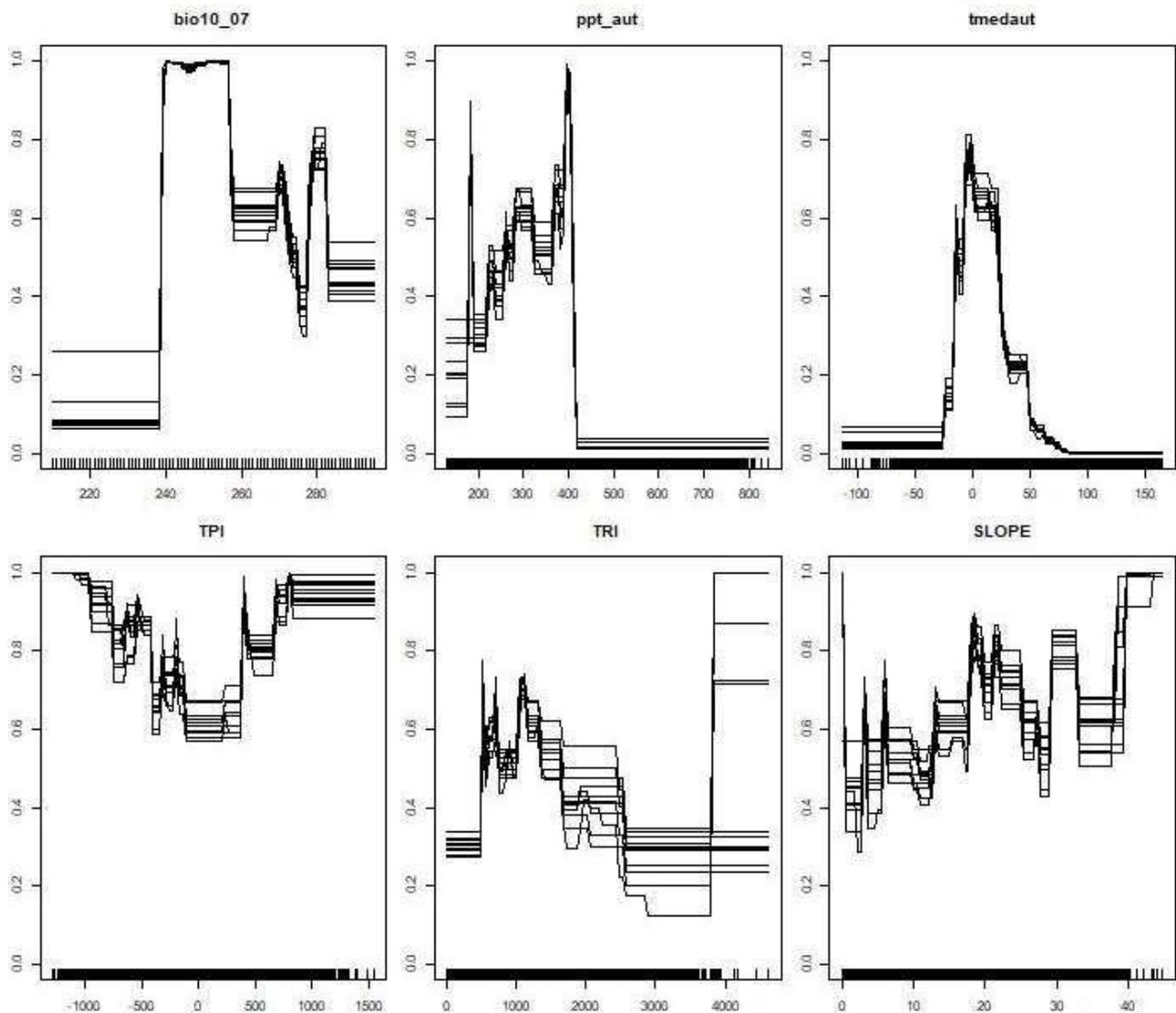


Figure 37 - Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus mâles de bouquetin pour les mois d'automne.



### **Femelles en automne**

Le modèle de répartition concernant les femelles en automne à l'échelle de 600x600m a des performances excellentes, avec des valeurs de l'AUC de l'opérateur ROC allant de 0,891 à 0,908, et des valeurs du TSS allant de 0,613 à 0,663.

Les variables les plus importantes sont la Température moyenne automnale (TMEDAUT), qui montre à elle seule une importance de plus de 50%, suivie de la plage annuelle des températures (BIO10\_07) (Figure 38).

La température moyenne automnale montre une relation quadratique avec la présence des individus femelles de l'espèce, ayant une probabilité maximale de relever l'espèce allant de -4 à +4 degrés Celsius. La

plage annuelle de la température montre une capacité élevée jusqu'à des températures comprises entre 24 et 26 degrés Celsius, puis montre deux autres pics à 27 et 28 degrés Celsius (Figure 39).

Figure 38 - Graphique à barres de l'importance des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'automne. Le modèle « Full » a été testé et calibré sur l'ensemble du jeu de données.

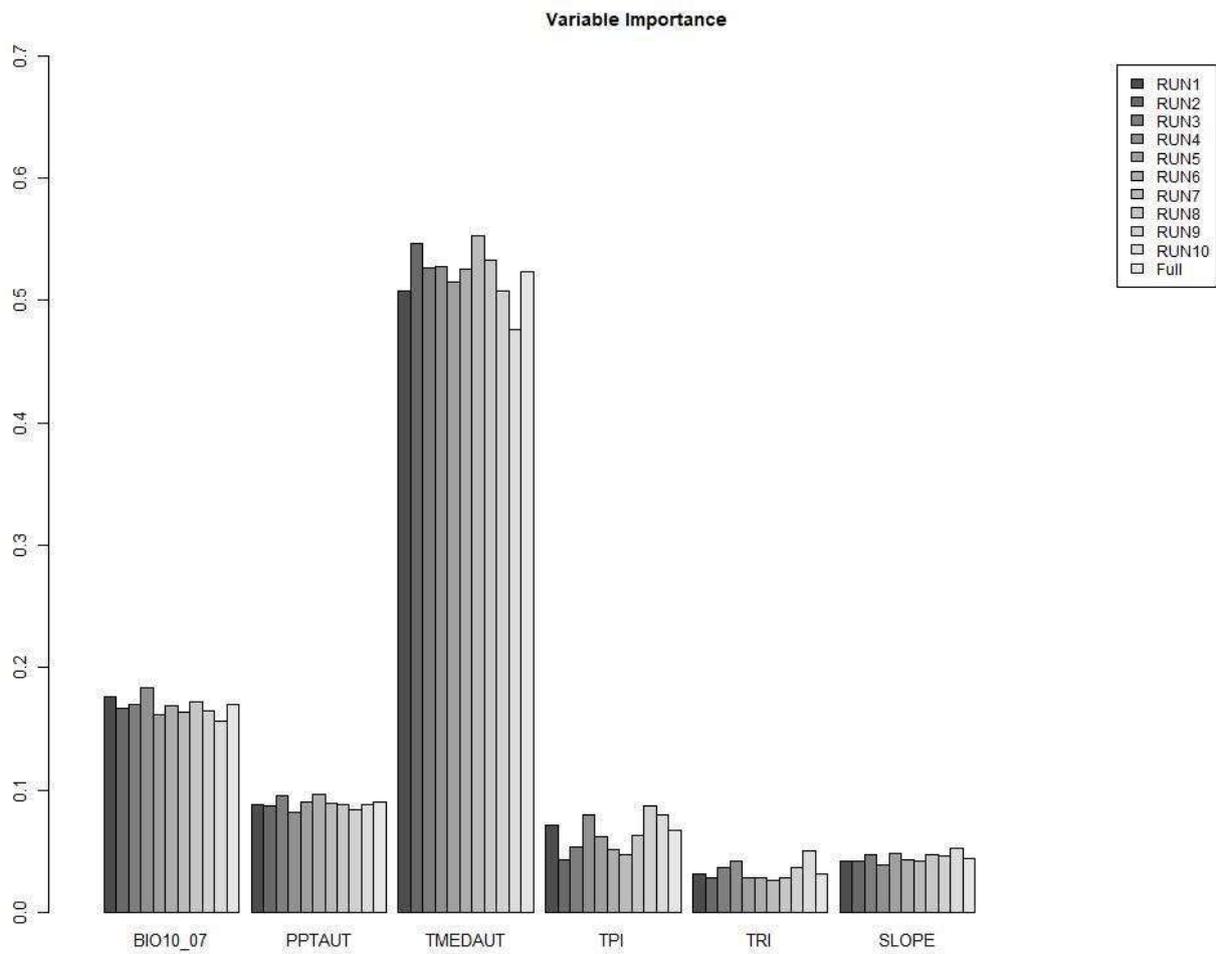
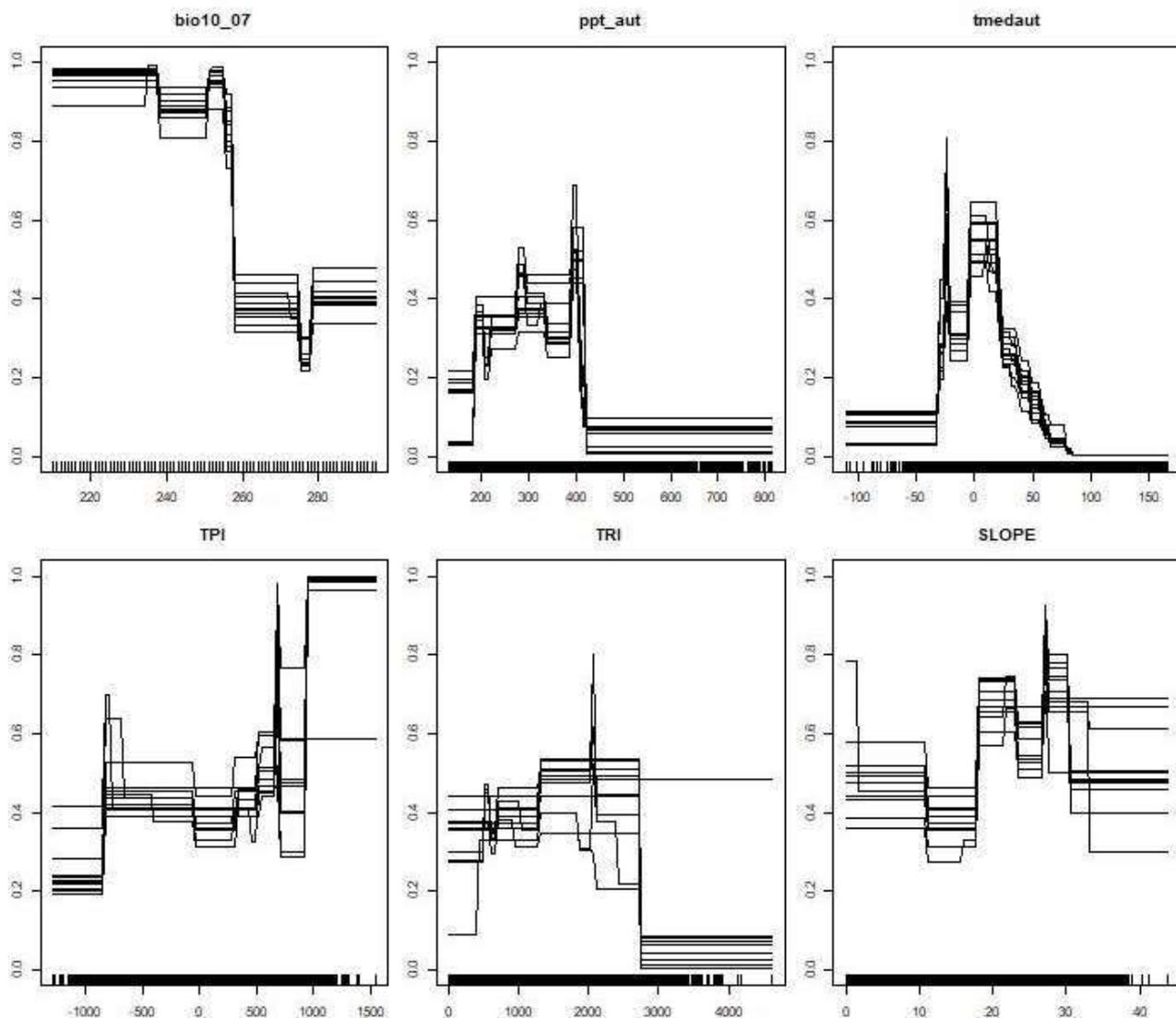


Figura 39 – Courbes de réponse des variables des 10 modèles de répartition des individus femelles de bouquetin pour les mois d'automne.



## **PROJECTIONS**

Les résultats des modèles de répartition du bouquetin avec des variables climatiques ont été projetés selon les prévisions des modèles CMIP5, qui favorise un ensemble standard de simulations de modèles afin d'évaluer jusqu'à quel point les modèles sont réalistes dans la simulation du passé récent, de fournir des projections concernant les changements climatiques futurs sur deux échelles temporelles : à court terme (jusqu'à 2035 environ) et à long terme (jusqu'à 2100 et au-delà). L'on a sélectionné, pour les années 2041-2060, le modèle RCP45, qui représente un scénario intermédiaire, avec une augmentation des températures dans une plage allant de 1,9 à 3,3 degrés Celsius par rapport à une stabilisation des émissions de CO<sub>2</sub> à 538 ppm d'ici 2100.

Les résultats des modèles de répartition avec les variables climatiques ont restitué une portion du territoire destinée moyenne allant d'un minimum de 18,42% pour les femelles au printemps à un maximum de 24,09% pour les femelles en automne (Tableau 6). Les résultats des projections ont montré un minimum de surface destinée moyenne pour les mâles en hiver (4,85%) et un maximum de 18,05% pour les femelles en automne.

Tableau 6- Tableau de comparaison du nombre de pixels jugés appropriés pour le bouquetin dans les modèles climatiques actuels et la projection selon le modèle RCP45 pour les années 2041-2060. MAX indique le nombre maximum de pixels éligibles dans les 10 résultats, MED indique le nombre moyen de pixels éligibles, MIN est le nombre minimum, à savoir le pixel qui aurait dû être éligible pour tous les 10 résultats. Les relatives valeurs en pourcentage sont calculées par rapport au total de l'aire à l'étude. Les valeurs, sur le fond gris, se réfèrent à la situation actuelle, celles sur le fond blanc se réfèrent à la projection future. Les totaux ont été calculés en prenant en considération comme approprié un pixel éligible en toute saison que ce soit pour les modèles des mâles ou des femelles. WM mâles en hiver, WF femelles en hiver, SPM mâles au printemps, SPF femelles au printemps, SUM mâles en été, SUF femelles en été, AUM mâles en automne, AUF femelles en automne.

SITUATION	MAX	MOY.	MIN	NOMBRE CARRES	MAX	MOY.	MIN
ACTUELLE				AIRE A L'ETUDE	%	%	%
WM	17823	13498	8485	63776	27.95	21.16	13.30
WF	19316	11483	7599	63776	30.29	18.01	11.92
SPM	17925	13452	10155	63776	28.11	21.09	15.92
SPF	17391	11748	6393	63776	27.27	18.42	10.02
SUM	15306	13279	11793	63776	24.00	20.82	18.49
SUF	13239	11362	10023	63776	20.76	17.82	15.72
AUM	16710	14464	12203	63776	26.20	22.68	19.13
AUF	20732	15363	11245	63776	32.51	24.09	17.63
<b>TOTAL</b>	<b>32858</b>	<b>24541</b>	<b>22475</b>	<b>63776</b>	<b>51.52</b>	<b>38.48</b>	<b>35.24</b>
<b>PROJECTION</b>							
PROJ-WM	6843	3091	1373	63776	10.73	4.85	2.15
PROJ-WF	9802	4949	2446	63776	15.37	7.76	3.84
PROJ-SPM	9251	5446	2340	63776	14.51	8.54	3.67
PROJ-SPF	9200	5210	2156	63776	14.43	8.17	3.38
PROJ-SUM	9158	7671	6472	63776	14.36	12.03	10.15
PROJ-SUF	9427	5213	779	63776	14.78	8.17	1.22

<b>PROJ-AUM</b>	12064	9370	6171	63776	18.92	14.69	9.68
<b>PROJ-AUF</b>	15861	11512	7033	63776	24.87	18.05	11.03
<b>TOTAL</b>	<b>23638</b>	<b>18368</b>	<b>12739</b>	<b>63776</b>	<b>37.06</b>	<b>28.80</b>	<b>19.97</b>

La projection effectuée met en relief une réduction marquée de la surface appropriée à l'accueil du bouquetin dans les Alpes occidentales (Tableau 7). Cette réduction est estimée selon un scénario moyen, allant d'un minimum de 33,66% pour les territoires occupés par les femelles en automne à un maximum de 77% pour les territoires appropriés aux mâles en hiver. Dans l'ensemble, la réduction moyenne globale est de 25,15%, le scénario le plus complet (MAX) montre une réduction de 28,06%, tandis que le scénario le plus économe (MIN) montre une réduction de 43,32% (Tableau 7, Figure 40a, b, c).

La réduction prévue est due aux changements de température et de pluviosité par rapport à la situation actuelle. Pour l'instant, nous ne sommes pas en mesure de prévoir si l'espèce montrera une tolérance physiologique à la hausse des températures, mais en fait d'importants effets négatifs concernant la disponibilité de ressources trophiques de qualité sont prévisibles. En outre, il a été démontré qu'au fur et à mesure que la température et le rayonnement solaire augmentent, le bouquetin a tendance à se déplacer vers des altitudes plus élevées où, cependant, il n'y a pas de nourriture de qualité (Aublet et al., 2009). Cette tendance est bien représentée dans la projection future de la répartition, où les zones aux altitudes les plus basses ne sont pas appropriées et de nouveaux secteurs appropriés apparaissent. Ces zones ont été classées par la carte d'utilisation du sol principalement comme des zones rocheuses nues, où, toutefois, aucune zone d'alimentation de qualité n'est disponible. Des études effectuées au niveau de la population ont suggéré que la principale influence du climat sur les dynamiques de la population a des effets soit par une augmentation de la mortalité en hiver et au début de l'été, soit par un effet sur la fertilité (Grøtan et al., 2007).

De toute manière, il convient de souligner qu'il est difficile de projeter des réponses de conditions climatiques qui n'ont pas encore été observées dans les données historiques (Stenseth et al., 2002) et que les effets des variations des températures et de la pluviosité peuvent avoir des effets imprévisibles. Par exemple, de petites différences de température pourraient entraîner des réactions très différentes dans la couverture neigeuse dans les Alpes du Nord-Ouest. Tout comme, un hiver relativement chaud pourrait causer de la pluie dans certaines aires et de fortes chutes de

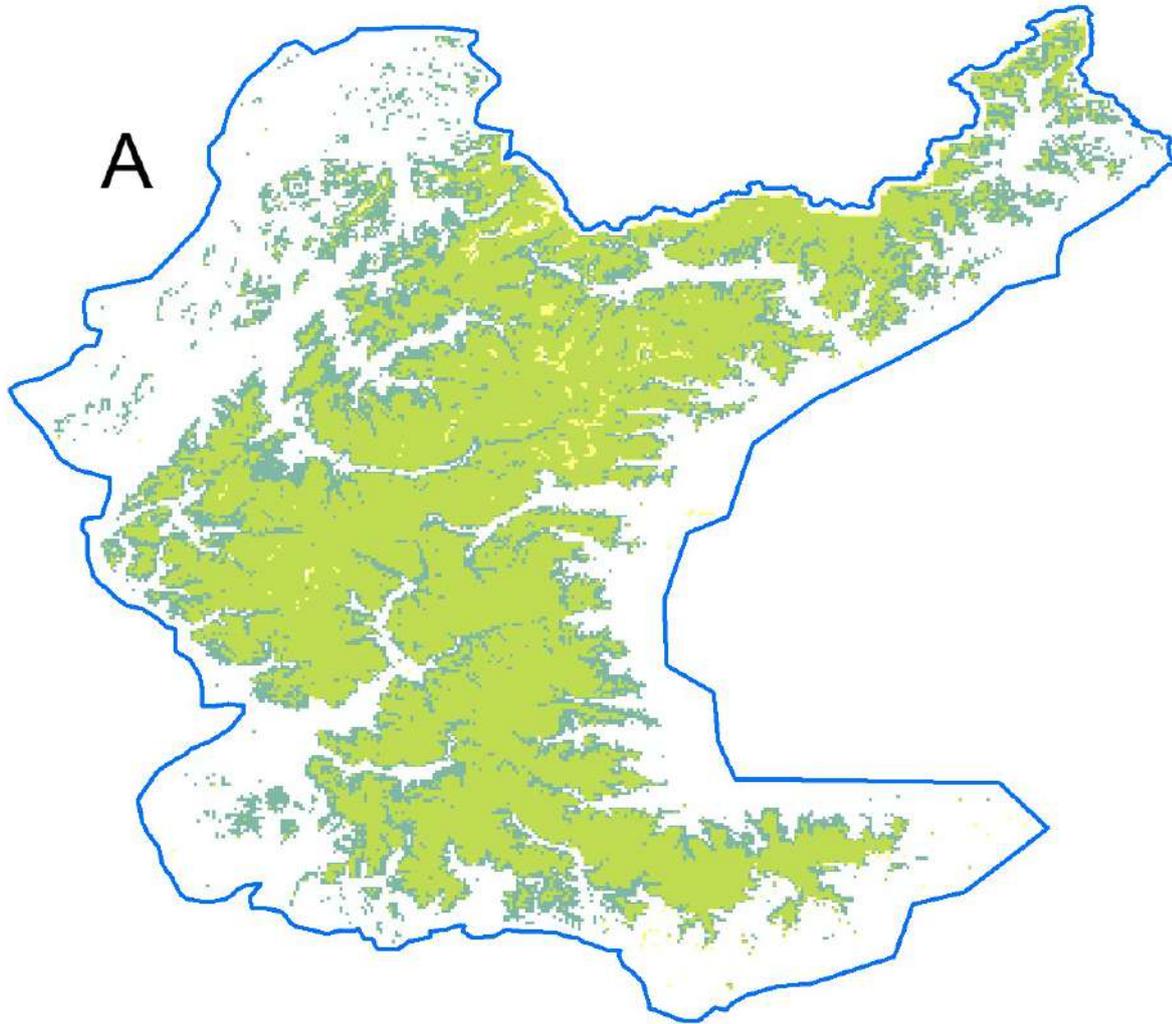
neige dans d'autres, ce qui entraînerait des conditions environnementales très diverses entre les aires géographiquement proches (Mysterud et al., 2000).

*Tableau 7– Réduction en pourcentage du nombre de pixels prédits avec la projection climatique du modèle RCP45 pour les années 2041-2060 par rapport à la situation actuelle. WM mâles en hiver, WF femelles en hiver, SPM mâles au printemps, SPF femelles au printemps, SUM mâles en été, SUF femelles en été, AUM mâles en automne, AUF femelles en automne. MAX se réfère au scénario le plus vaste, où chaque pixel des 10 modèles par sexe et saison a été jugé éligible, MED se réfère à un scénario moyen, qui a considéré comme éligibles au moins 5 pixels des 10 modèles, MIN se réfère à un modèle plus conservateur qui a jugé comme appropriés seulement les pixels éligibles dans tous les 10 modèles).*

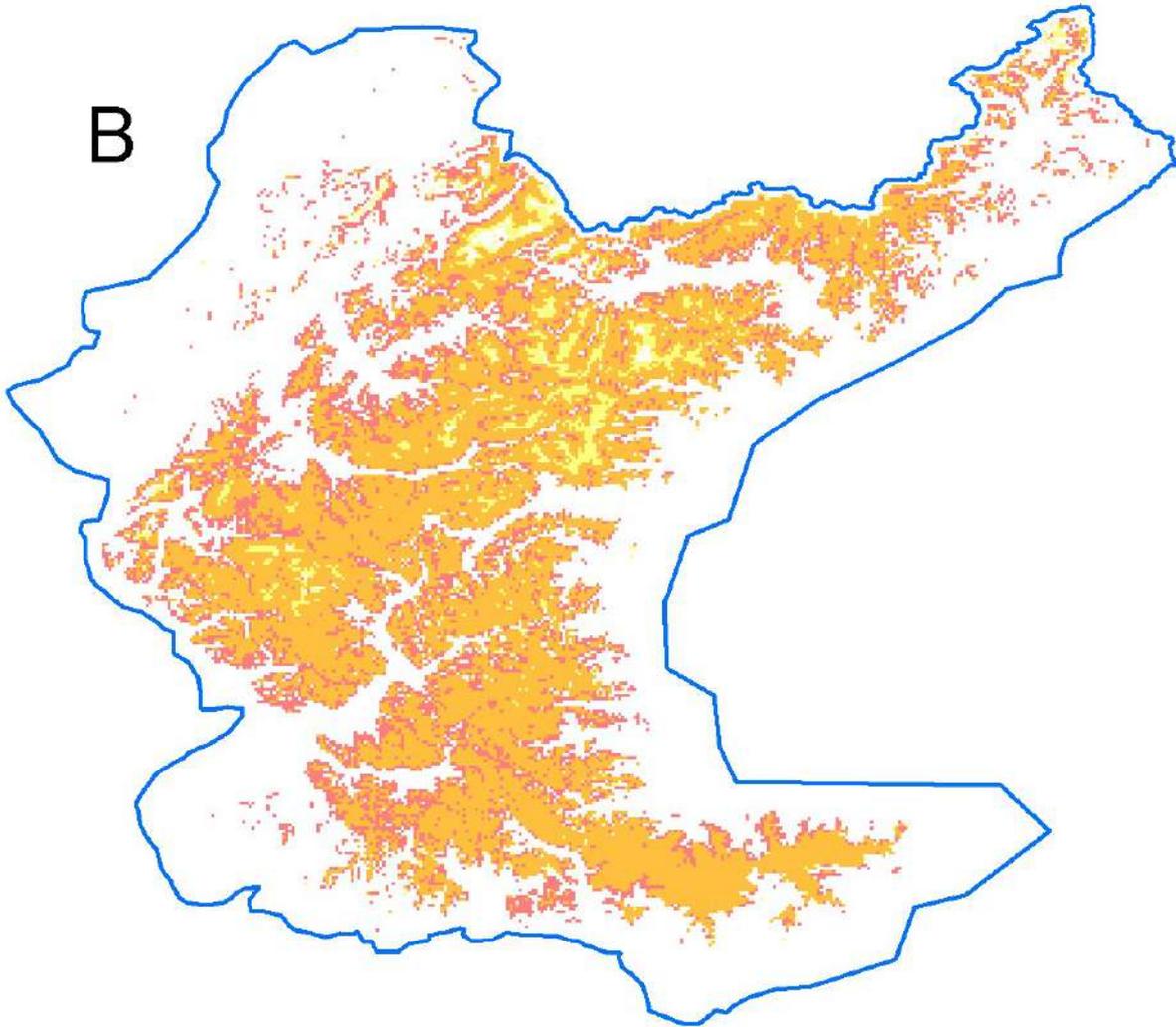
	<b>% RID MAX</b>	<b>%RIDMOY.</b>	<b>% RID MIN</b>
<b>PROJWM</b>	61.61	77.10	83.82
<b>PROJWF</b>	49.25	56.90	67.81
<b>PROJSPM</b>	48.39	59.52	76.96
<b>PROJSPF</b>	47.10	55.65	66.28
<b>PROJSUM</b>	40.17	42.23	45.12
<b>PROJSUF</b>	28.79	54.12	92.23
<b>PROJAUM</b>	39.64	34.84	38.75
<b>PROJAUF</b>	29.82	33.66	38.72
<b>TOTAL</b>	28.06	25.15	43.32

Figure 40– Réduction d’habitat destiné selon les projections du modèle climatique RCP45.

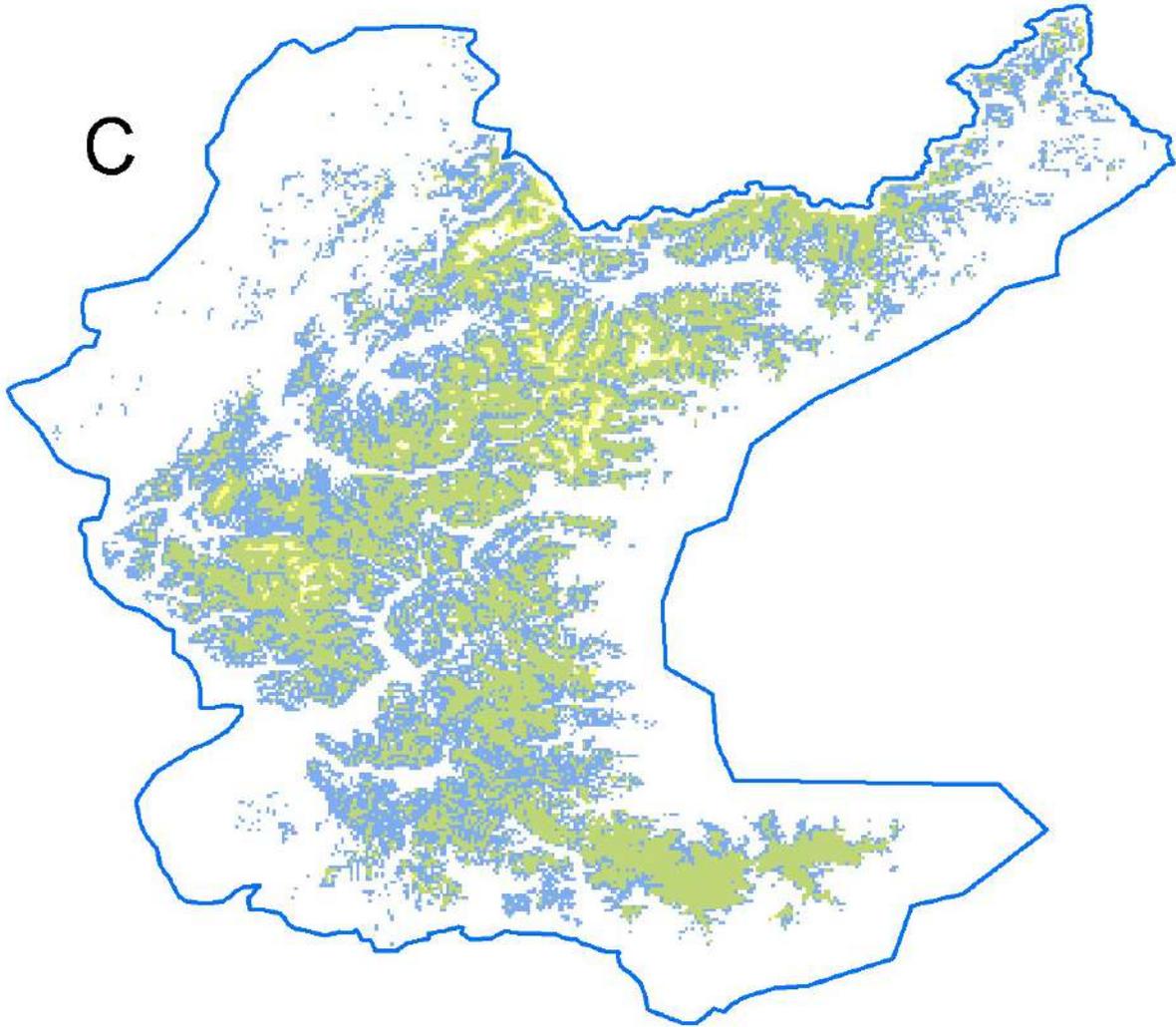
A) scénario MAX (plus vaste) En vert foncé : les pixels du modèle actuel qui sont perdus dans la projection future ; en vert pâle : les pixels éligibles soit dans le modèle actuel soit dans le modèle futur ; en jaune : les nouvelles aires destinées.



B) scénario MED (moyen) En rouge : les pixels du modèle actuel qui sont perdus dans la projection future ; en orange: les pixels éligibles soit dans le modèle actuel soit dans le modèle futur ; en jaune : les nouvelles aires destinées.



C) scénario MIN (conservatif) En bleu : les pixels du modèle actuel qui sont perdus dans la projection future ; en vert : les pixels éligibles soit dans le modèle actuel soit dans le modèle futur ; en jaune : les nouvelles aires destinées.



### 3. Corridors écologiques

### 3.1 Introduction

On estime que la fragmentation de l'habitat a de forts effets négatifs sur les populations d'espèce en réduisant la disponibilité de l'habitat et en isolant les fragments ou les parcelles restants (Bennett & Saunders, 2010). Par conséquent, la connectivité du paysage, à savoir « la mesure dans laquelle le paysage facilite ou empêche le mouvement entre les ressources » (Taylor et al., 1993), est considérée comme un facteur important pour supporter la biodiversité et la vitalité des populations animales (Crooks & Sanjayan, 2006). La conservation des réseaux écologiques, c'est-à-dire des ensembles interconnectés d'éléments d'habitat qui permettent le déplacement des espèces et augmentent les chances de survie, est donc un objectif central dans la programmation de la conservation (Jongman et al., 2011). Un modèle pratique et populaire pour conceptualiser et représenter les réseaux écologiques est le « modèle parcelle-corridor-matrice » (Forman, 1995) qui en général, prend en considération trois éléments principaux de l'habitat paysager : a) les parcelles de l'habitat - toute aire discrète qui est utilisée par une espèce pour la reproduction ou l'obtention d'autres ressources, telles que la nourriture et le logement; b) les corridors - une zone à rayures qui relie les populations d'animaux sauvages séparées par des activités ou des structures humaines, ce qui permet un échange d'individus entre les populations; c) la matrice - définie comme non-habitat ou la portion du paysage dans laquelle les zones et les corridors de l'habitat sont incorporés. L'évaluation de la connectivité du paysage et la cartographie des réseaux de l'habitat sont des étapes clés pour identifier les parcelles et les corridors écologiques appropriés à protéger ou à restaurer. Les difficultés principales pour identifier les corridors écologiques d'une espèce demeurent dans la nécessité de mesurer la connectivité du paysage, qui doit tenir compte de la structure du paysage et des capacités de dispersion des espèces et de leur comportement (Calabrese & Fagan 2004, Tischendorf & Fahrig, 2000). Dans ce contexte, les modèles de destination environnementale sont largement utilisés. Ces modèles, décrits dans la section précédente, sont basés sur le concept de niche écologique et analysent statistiquement les relations environnement-espèces et peuvent donc être extrapolées pour prédire la répartition géographique des espèces d'intérêt (Guisan & Zimmermann, 2000).

Si les résultats d'un modèle d'aptitude environnementale d'une espèce sont en mesure de prédire les zones destinées à une espèce, l'inverse du modèle d'aptitude environnementale produira une carte de résistance écologique, à savoir il identifiera les zones les moins appropriées et les plus difficiles à parcourir.

La conception de corridors pour une espèce ou un groupe d'espèces consiste en, au moins, deux étapes lorsqu'elle se base sur des modèles : la détermination des valeurs de friction ou de coût

associées à différents types d'habitats et la détermination effective de parcours qui minimisent les coûts ou la trajectoire des coûts les moins élevés (LCP) (Schadt et al. 2002, Adriaensen et al. 2003, Nikolakaki 2004, Ray et al. 2005, Epps et al. 2007). L'utilisation de modèles d'aptitude de l'habitat pour l'identification des corridors écologiques d'une espèce est fondée sur l'hypothèse qu'il existe une corrélation entre la probabilité croissante de la présence d'une espèce dans une aire donnée et la perméabilité de l'habitat pour l'espèce elle-même. En d'autres termes, si une aire est destinée à la présence de l'espèce, elle sera également adaptée au transit de l'espèce elle-même.

Après avoir calculé les parcours de coût minimum (LCP), il est nécessaire de déterminer la présence de barrières le long du parcours identifié. Un LCP n'est pas encore un corridor fonctionnel, car les LCP sont toujours calculés, quel que soit le coût final, même si en réalité ils ne pourraient pas être parcourus. Ce n'est que lorsque la présence de barrières potentielles sera identifiée qu'il sera possible de valider le corridor ou éventuellement d'éliminer les obstacles et d'utiliser des mesures de conservation efficaces, par exemple en réduisant l'impact des infrastructures routières (Seiler & Helldin, 2006).

### 3.2 Matériel et méthodes

Des modèles de répartition produits dans la section précédente à l'échelle de 100x100m ont été utilisés pour identifier les corridors écologiques et la connectivité des populations de bouquetin.

Chaque modèle saisonnier pour les individus mâles et pour les femelles a été combiné afin d'avoir une valeur moyenne pour chaque pixel, où 0 indique probabilité nulle que le pixel est adéquat au bouquetin et la valeur 100 indique la probabilité maximale que le pixel est adéquat à l'espèce, en fonction de la destination saisonnière.

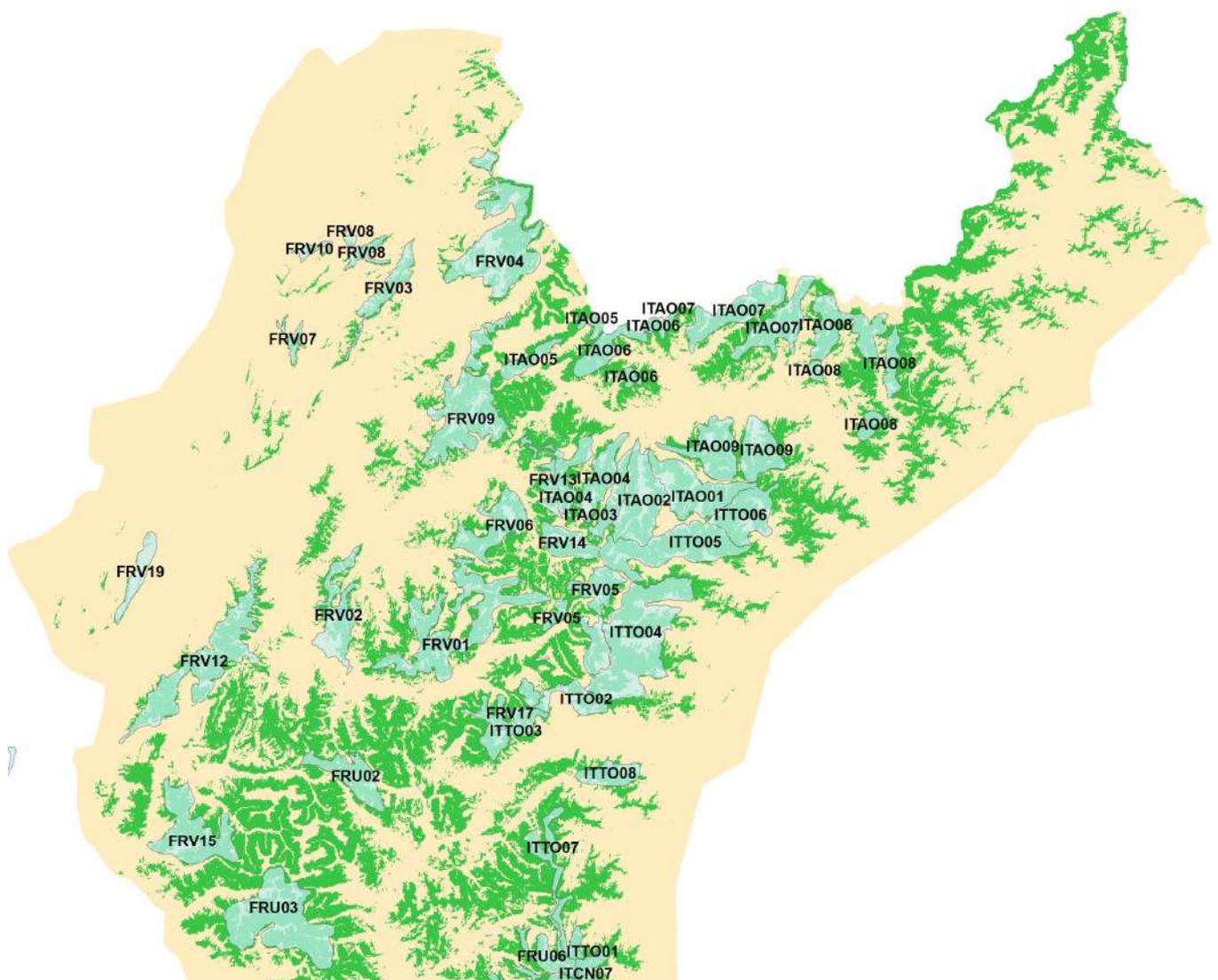
Le résultat a été utilisé comme base pour obtenir une carte de la résistance écologique (Résistance = Eligibilité maximale moins éligibilité des pixels). La carte de la résistance écologique indique la résistance du pixel à l'établissement et au transit d'une espèce et a des valeurs minimales pour les zones les plus destinées (faible résistance = facilité de mouvement) et des valeurs maximales pour les zones les moins destinées (haute résistance = difficulté de déplacement).

Comme prévu précédemment, une méthode utile pour identifier les corridors consiste à mettre au point des parcours à un coût minimal.

Cette technique modélise le coût relatif d'un animal qui se déplace entre deux aires d'habitat adéquat (Penrod et al. 2006). La distance de coût est la condition requise pour trouver le parcours ou le corridor le moins cher. Les fonctions de la distance de coût sont semblables aux fonctions euclidiennes, mais au lieu de calculer la distance réelle d'un point à l'autre, les fonctions de coût déterminent la distance pondérée la plus courte (ou le coût de déplacement accumulé) de chaque cellule à la cellule la plus proche dans l'ensemble des cellules source.

Par l'utilisation de l'outil CorridorDesigner (Mauka et al. 2007) nous avons utilisé l'inverse de l'aptitude de l'habitat comme une carte de perméabilité et avons relié les différentes populations de bouquetin sur l'arc alpin occidental (Tableau 8, Figure 39). CorridorDesigner calcule le coût de la distance pour chaque pixel et choisit un corridor approprié parmi les parcours possibles, en offrant comme résultat des corridors d'amplitude variable.

Figure 41– Localisation des principales colonies de bouquetin et de leur codage qu'on peut déduire du Tableau 8



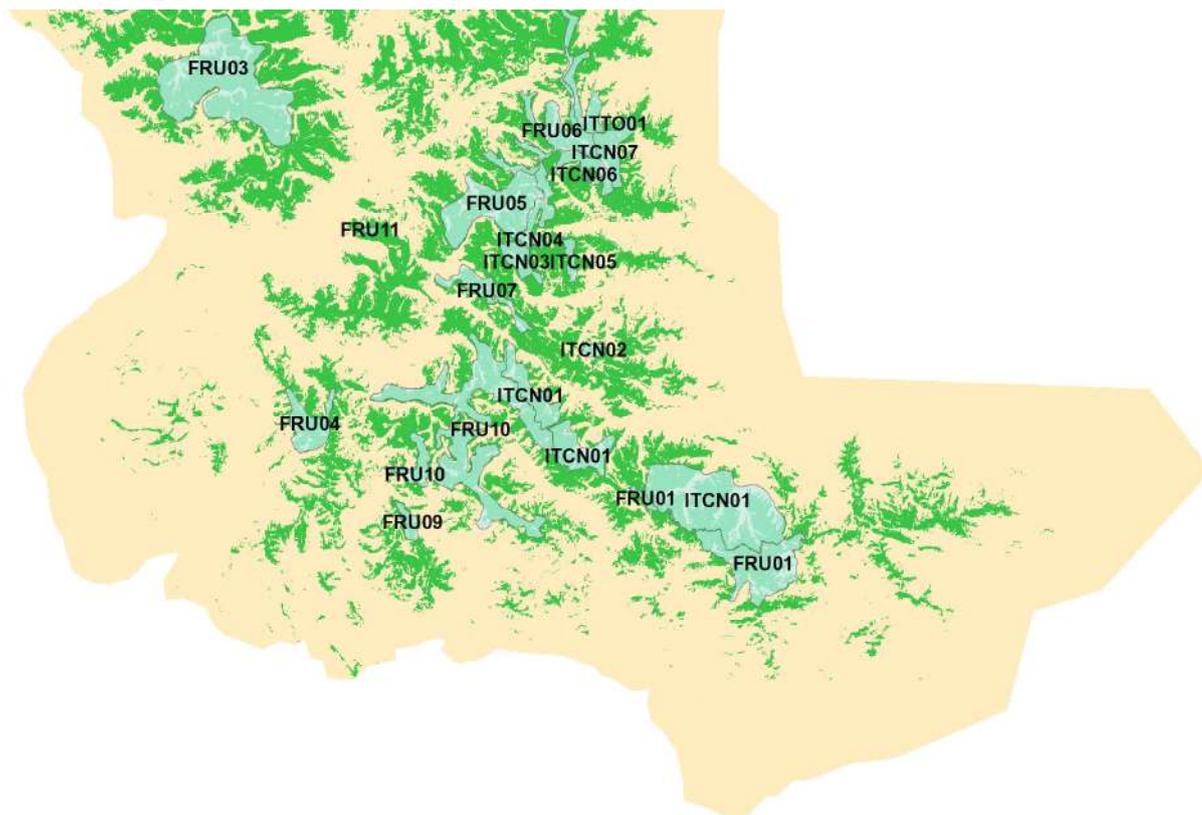


Tableau 8– Localisation des principales colonies de bouquetin sur l’arc alpin du Nord-Ouest (fide A. Brambilla) et de son codage comme à la Figure 39.

ID	Localisation de la colonie	Pays
FRV04	Arve et Giffre	FR
FRV10	Sous-Dine	FR
FRV07	La Tournette	FR
FRV02	Encombres	FR
FRV17	Dent d’Ambin	FR
FRV13	Archeboc	FR
FRV14	Sassiere-Prariond	FR
FRV06	Champagny-Peisey	FR
FRV15	Valbonnais-Oisans	FR
FRU03	Vieux-Chaillol-Sirac	FR
FRU06	Queyras (Haut Guil - Ristolas)	FR
FRU07	Saint-Ours	FR
FRU04	Tete de L’Estrop	FR
FRU09	Aiguilles de Pelens	FR
FRV03	Aravis	FR

<b>FRV09</b>	Contamines - Beaufortain - Mont-Blanc	FR
<b>FRV19</b>	Chartreuse	FR
<b>FRV12</b>	Belledonne	FR
<b>FRU02</b>	Cerces - Galibier	FR
<b>FRV18</b>	Vercors (Gorges de la Bourne)	FR
<b>FRV16</b>	Vercors (Sud-Est)	FR
<b>FRV01</b>	Maurienne	FR
<b>FRU01</b>	Est Mercantour (Argentera)	FR
<b>FRU10</b>	Nord-Ouest Mercantour	FR
<b>FRU11</b>	Parpaillon (Craevoux)	FR
<b>FRV05</b>	Bonneval-sur-Arc	FR
<b>FRU05</b>	Haute Ubaye (Font Sancte)	FR
<b>FRV08</b>	Bargy	FR
<b>ITAO07</b>	Valpelline - Valtournanche	ITA
<b>ITAO08</b>	Monte Rosa	ITA
<b>ITAO05</b>	Val Veny - Val Ferret	ITA
<b>ITAO06</b>	Grand San-Bernardo - Gr. Rochere	ITA
<b>ITAO09</b>	Tersiva	ITA
<b>ITAO04</b>	Rhemes	ITA
<b>ITAO02</b>	PNGP - Valsavarenche	ITA
<b>ITAO03</b>	PNGP - Val di Rhemes	ITA
<b>ITAO01</b>	PNGP - Val di Cogne	ITA
<b>ITTO06</b>	PNGP - Val Soana	ITA
<b>ITTO05</b>	PNGP - Valle dell'Orco	ITA
<b>ITTO02</b>	Rocciamelone - Lera	ITA
<b>ITTO03</b>	Rochemolles - Moncenisio	ITA
<b>ITTO01</b>	Val Pellice	ITA
<b>ITCN01</b>	Alpi Marittime	ITA
<b>ITCN04</b>	Bellino Rocca Bianca	ITA
<b>ITTO08</b>	Orsiera - Rocciaivre	ITA
<b>ITTO07</b>	Germanasca - Massello - Troncea	ITA
<b>ITCN06</b>	Soustra Monviso	ITA
<b>ITCN03</b>	Provenzale M. Bellino	ITA
<b>ITCN02</b>	Meja Lago Nero	ITA
<b>ITCN05</b>	Pelvo d'Elva Porte di Roma	ITA

<b>ITCN07</b>	Valle Po	ITA
<b>ITTO04</b>	Valli di Lanzo	ITA

### 3.3 Résultats

L'analyse des corridors écologiques a mis en valeur une bonne connectivité de l'aire à l'étude pour la plupart des populations (Figure 42). Les aires fortement destinées pour le bouquetin sont en mesure de relier les différentes populations à l'exception de deux criticités relevées : les populations de Sous-Dine, La Tournette, Aravis et Bargy et celle de Chartreuse qui sont plus isolées (Figure 43).

Dans la plupart des cas, les infrastructures routières peuvent être contournées sur la crête et ne constituent pas un véritable obstacle à la propagation de l'espèce.

Le facteur le plus limitant pour un lien entre les populations semble être plutôt la faible capacité de dispersion du bouquetin, qui n'accomplit des déplacements significatifs qu'en cas rares.

Figure 42 – Cartographie des corridors (jaune, orange et rouge) qui relient les diverses populations (vert pâle). Les cercles en rouge identifient les populations isolées

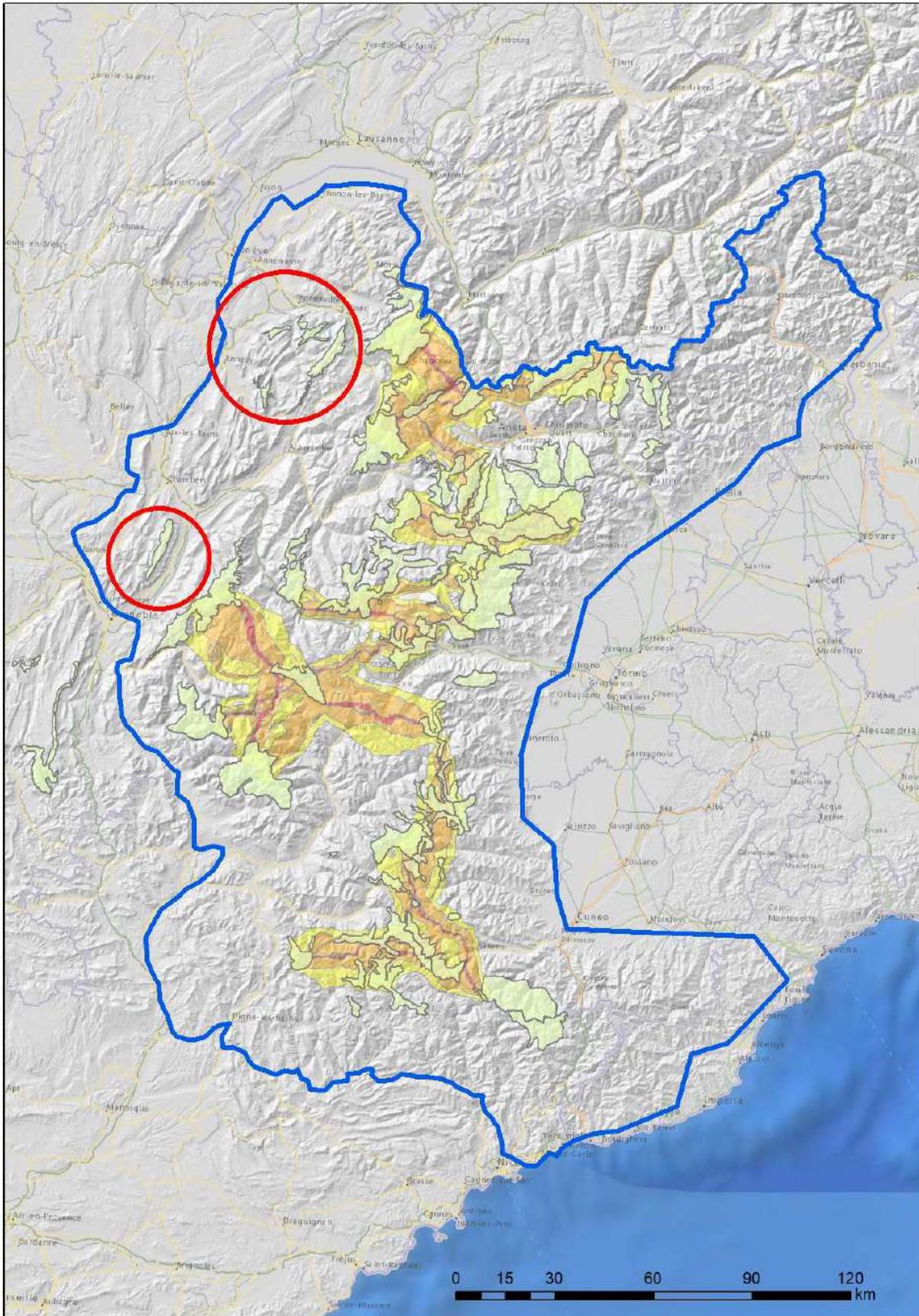
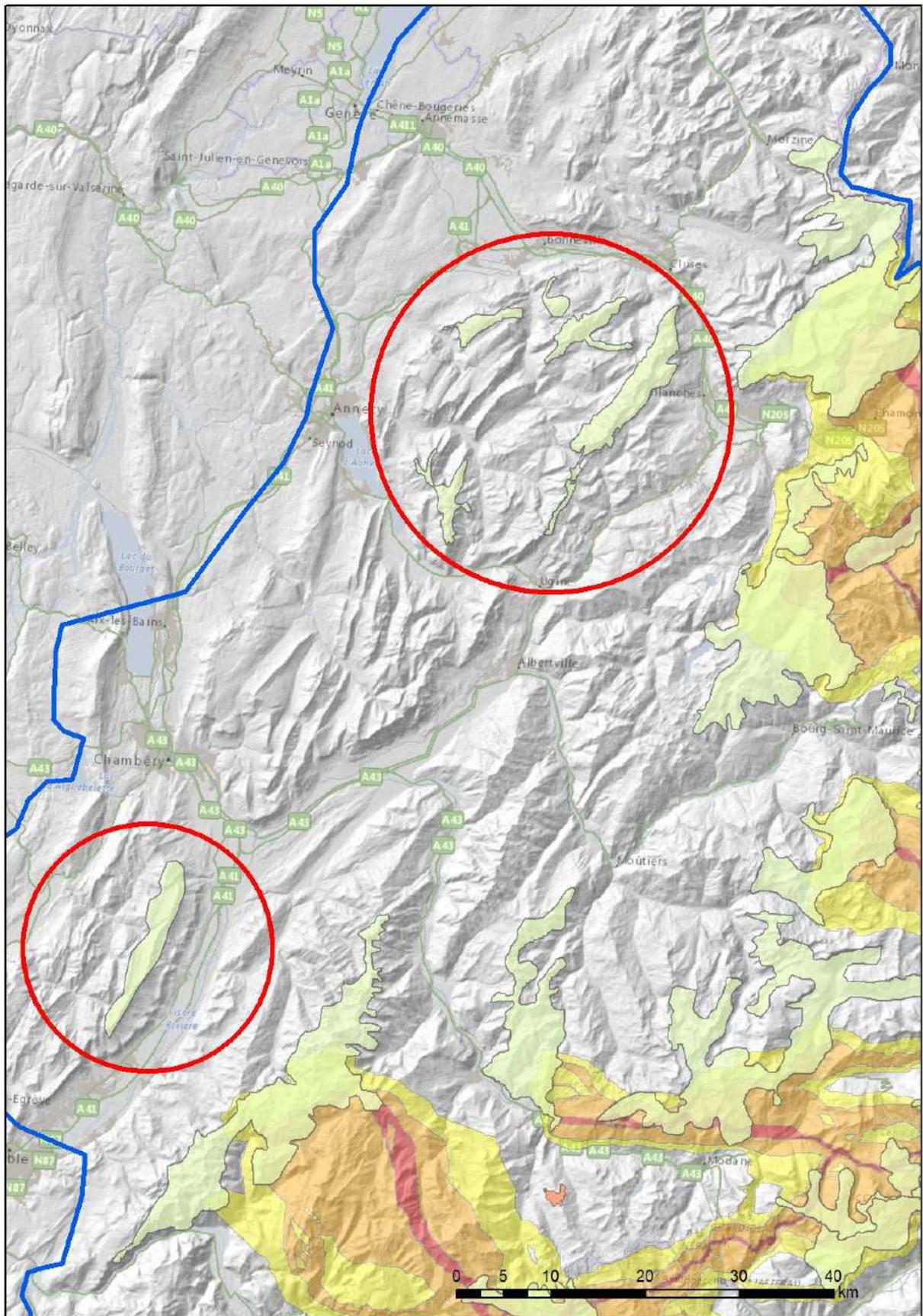


Figura 43 – Détail des **des** Sous-Dine, La Tournette, Aravis et Bargy (cercle rouge en haut) et **celle** de Chartreuse (cercle rouge au bas).



## 4. Impact des activités touristiques et sportives

Les cartes des parcours sportifs issus de Strava ont été utilisées pour évaluer l'impact des activités anthropiques. L'on a utilisé pour l'hiver et le printemps, les informations sur les sports d'hiver, tandis que pour l'été et l'automne, les pistes cyclables, les parcours de la course à pied et du trekking.

Pour chaque correction GPS, la distance au point le plus proche intéressé par l'activité sportive a été calculée et l'intensité a également été notée. Pour chaque saison de l'année, un ensemble de points aléatoires a été généré dans les mêmes plages (altitude, exposition, etc.) de la présence du bouquetin. Pour les points aléatoires aussi la distance entre le point aléatoire et la source potentielle de trouble anthropique a été calculée.

En outre, l'on a effectué des modèles linéaires généralisés mixtes binomiaux, où la probabilité de la présence du bouquetin a été évaluée par rapport aux points aléatoires, en fonction de l'altitude, de la distance de la source de trouble anthropique, de l'intensité, de l'interaction entre le sexe de l'individu et la distance et la période de la journée. Les variables ont été mises à l'échelle et centrées. Les fonctions quadratiques ont été testées pour chacune de ces variables, sur la base de l'inspection visuelle des diagrammes de dispersion. Comme facteur aléatoire, l'individu niché à l'intérieur de l'aire géographique qu'il était en train d'occuper a été inséré. Par la suite, les différents modèles ont été sélectionnés en éliminant les variables non significatives. Les analyses préliminaires ont indiqué que les corrections de chaque individu montraient une très grande autocorrélation temporelle et spatiale. Par conséquent, il a été décidé d'effectuer des échantillonnages aléatoires de 3 corrections par semaine par individu ; 10 modèles ont donc été générés, chacun à partir d'un unique échantillonnage, pour évaluer la correspondance de la relation entre la probabilité de présence du bouquetin et les variables testées. Les 10 modèles ont été soumis à une procédure de *calcul de la moyenne du modèle*.

### 4.1 Modèle d'hiver

Les résultats du modèle linéaire généralisé ont montré un effet quadratique de la distance par rapport aux sources de trouble anthropique et de l'altitude et une relation négative de l'intensité du trouble (Tableau 9, Figure 44).

La probabilité de contacter un bouquetin par rapport aux points aléatoires augmente au fur et à mesure que la distance des zones intéressées par les activités de sports d'hiver augmente jusqu'à atteindre un maximum, et diminuer ensuite. En particulier, la probabilité de contact va de 0,6 à 0,75% de 0 à 2 300m de distance, où elle atteint le maximum des probabilités, puis diminue pour

les distances plus élevées (Figure 45). En outre, la probabilité de contacter un bouquetin est plus élevée si les zones intéressées par les activités sportives ont une intensité de fréquentation moins élevée. La relation avec l'altitude montre une probabilité maximale de 2050m environ.

Ce résultat souligne clairement l'effet du trouble sur la répartition du bouquetin. Les bouquetins évitent les sources de trouble dues aux sports d'hiver. L'effet quadratique provient probablement du fait qu'un paysage approprié pour les pistes de ski (et plus en général d'autres activités anthropiques, telles que le trekking) est également un paysage approprié pour les bouquetins. Ainsi, les aires éloignées des pistes sont probablement les aires les moins adéquates pour les bouquetins.

Tableau 9- Moyenne des paramètres des 10 modèles de probabilité de la présence du bouquetin en fonction de la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité des sports d'hiver (SWINTERDISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_WINTER) et l'altitude (SQUOTA).

	<b>ESTIMATION</b>	<b>STD. ERROR</b>	<b>VALEUR Z</b>	<b>PR(&gt; Z )</b>	<b>SIG.</b>
<b>INTERCEPT</b>	1.06557	0.11171	9.538	<2e-16	***
<b>I(SWINTERDISTANCE^2)</b>	-0.28103	0.0258	10.892	<2e-16	***
<b>SWINTERDISTANCE</b>	0.3808	0.04382	8.69	<2e-16	***
<b>I(SQUOTA^2)</b>	-1.38628	0.04057	34.17	<2e-16	***
<b>SQUOTA</b>	0.95995	0.04061	23.637	<2e-16	***
<b>SINTENS_WINTER</b>	-0.07799	0.02589	3.011	0.0026	**

Figure 44- Graphique de la moyenne des coefficients calculés sur les 10 modèles, distance par rapport aux aires intéressées par l'activité des sports d'hiver (SWINTERDISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_WINTER) et l'altitude (SQUOTA).

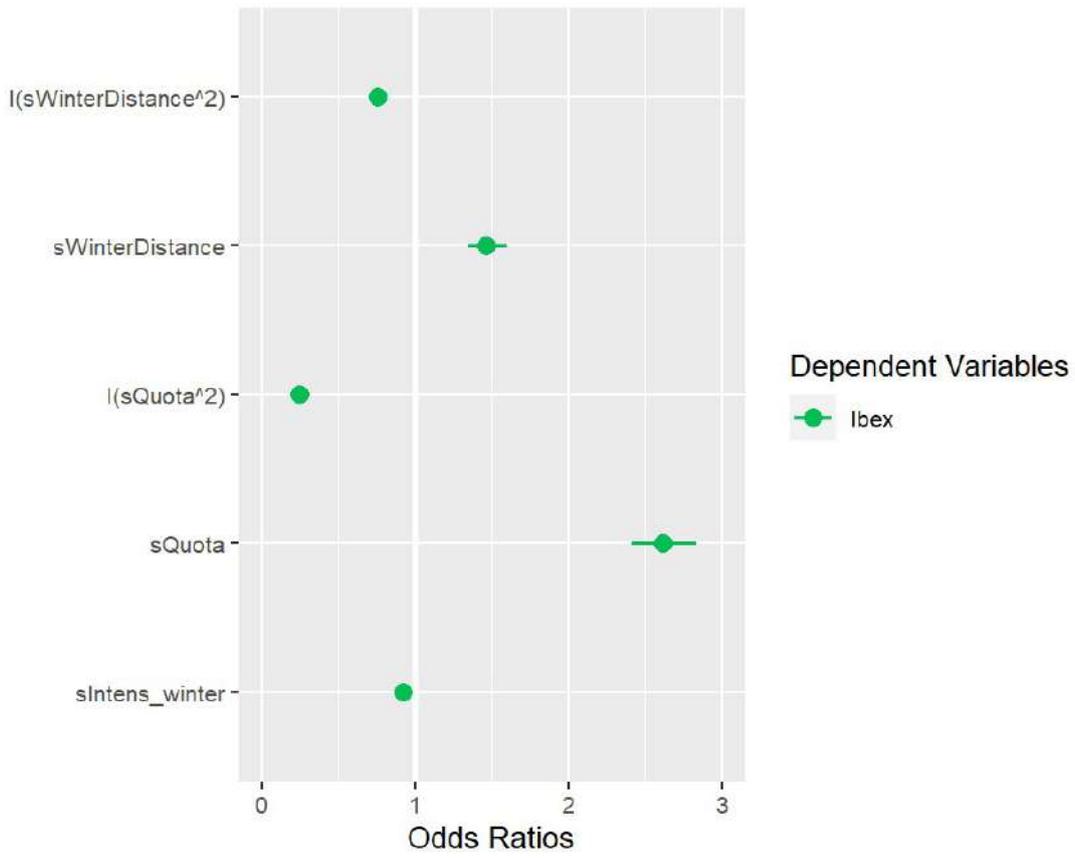
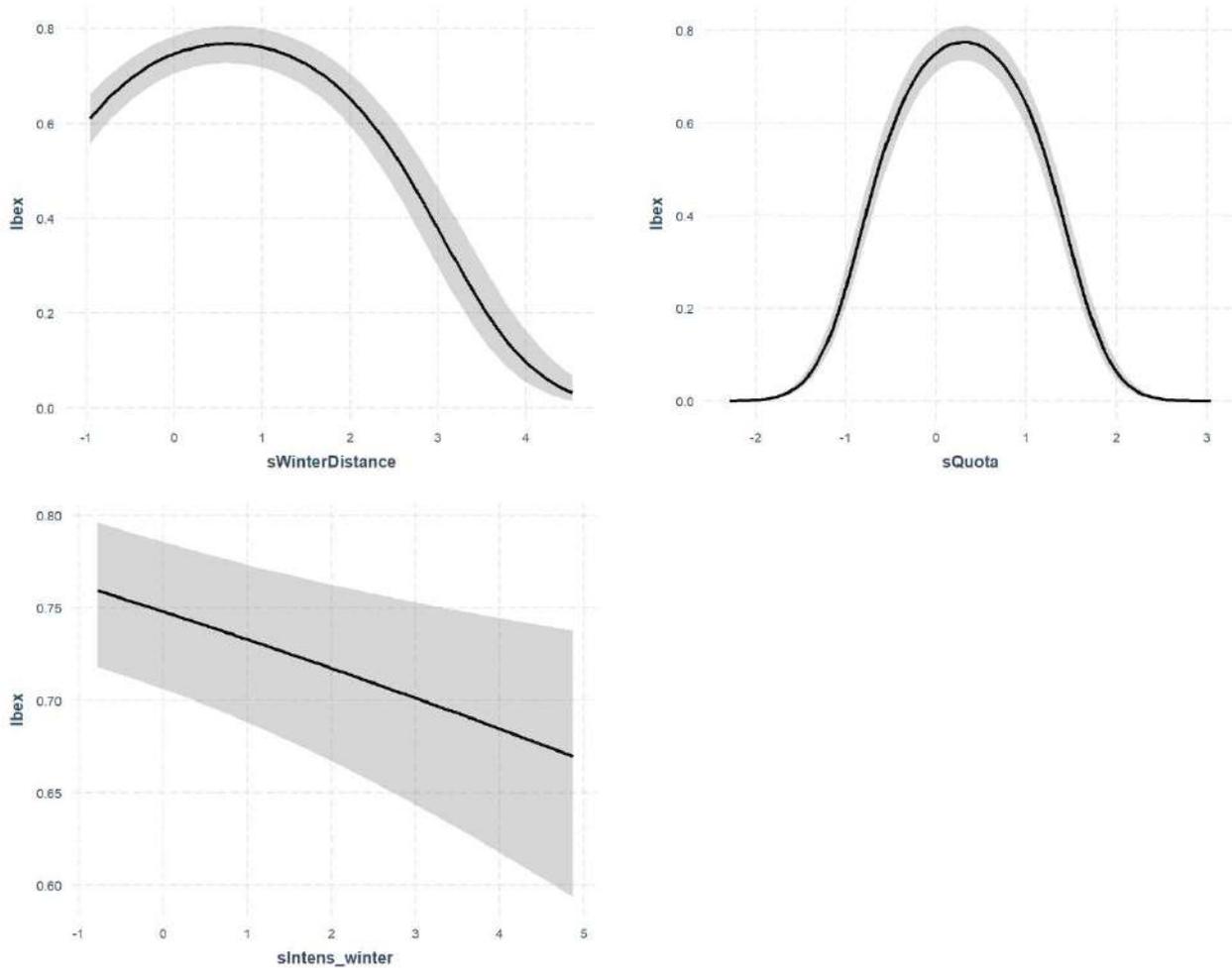


Figure 45 – Graphique de la relation entre la probabilité de la présence du bouquetin et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité des sports d'hiver (sWinterDistance), l'intensité de trouble des aires (sIntens\_winter) et l'altitude (sQuota)



#### 4.2 Modèle de printemps

Les résultats du modèle linéaire généralisé ont indiqué un effet quadratique de la distance par rapport aux sources de trouble anthropique et du quota de l'intensité du trouble (Tableau 10, Figure 46).

La probabilité de contacter un bouquetin par rapport aux points aléatoires augmente au fur et à mesure que la distance des zones intéressées par l'activité sportive augmente jusqu'à atteindre un maximum, et diminuer ensuite. En particulier, la probabilité de contact augmente jusqu'à un maximum allant de 0 à 480m de distance, puis elle diminue pour les distances plus élevées (Figure 47). Cependant, la forme de la relation non linéaire est beaucoup moins marquée que celle de l'hiver. En outre, la relation avec l'altitude montre une probabilité maximale autour de 2100 m. La persistance de l'effet non linéaire avec la distance, bien que généralement moins marqué, suggère

qu'il existe une sorte de chevauchement entre l'habitat optimal des bouquetins et les lieux intéressés par l'activité sportive même au printemps, à savoir principalement les routes de terre et les sentiers.

Tableau 10 Moyenne des paramètres des 10 modèles de probabilité de la présence du bouquetin en fonction de la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive printanière (SSSA\_DISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA).

	ESTIMATION	STD. ERREUR	VALEUR Z	PR(> Z )	SIG.
<b>(INTERCEPT)</b>	0.793512	0.002482	319.49	<2e-16	***
<b>I(SSSA_DISTANCE^2)</b>	-0.13702	0.002384	57.45	<2e-16	***
<b>SSSA_DISTANCE</b>	0.093281	0.002539	36.72	<2e-16	***
<b>I(SQUOTA^2)</b>	-2.66365	0.002433	1094.3	<2e-16	***
<b>SQUOTA</b>	2.435303	0.002575	945.44	<2e-16	***
<b>I(SINTENS_SSA^2)</b>	-0.08116	0.002377	34.13	<2e-16	***
<b>SINTENS_SSA</b>	0.035674	0.002585	13.79	<2e-16	***

Figure 46- Graphique de la moyenne des coefficients calculés sur les 10 modèles et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive printanière (SSSA\_DISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA).

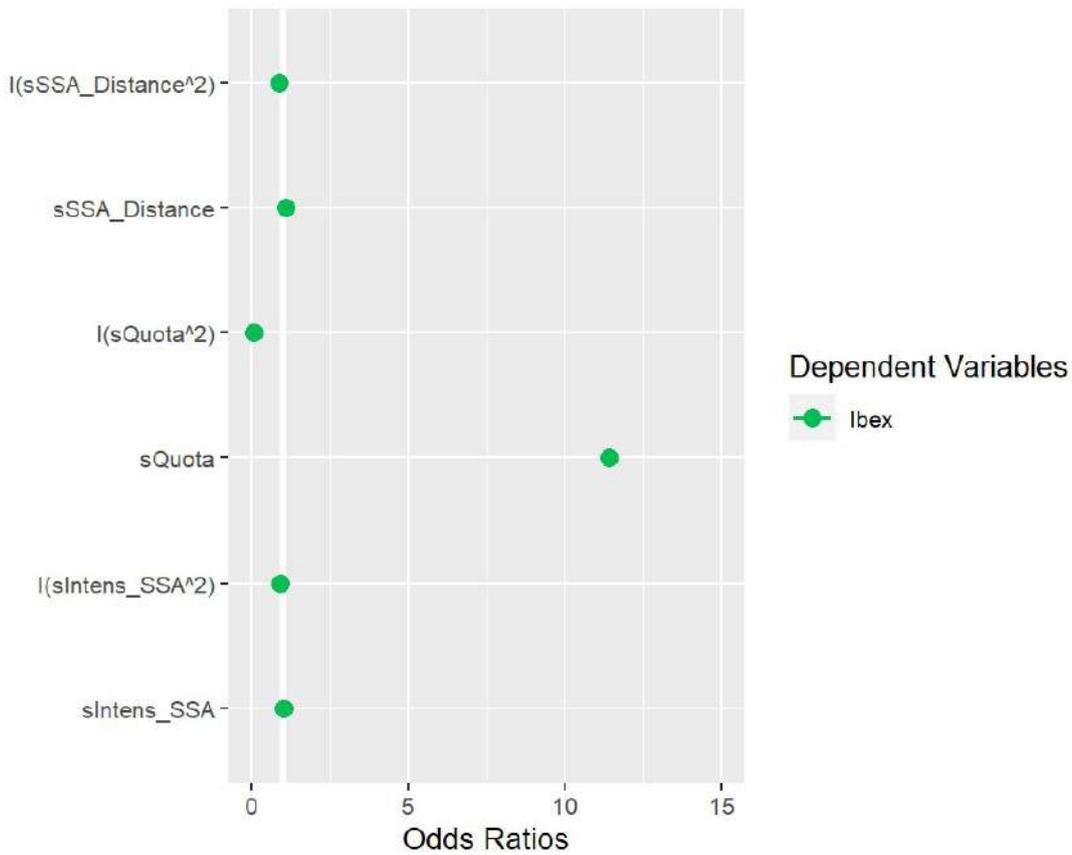
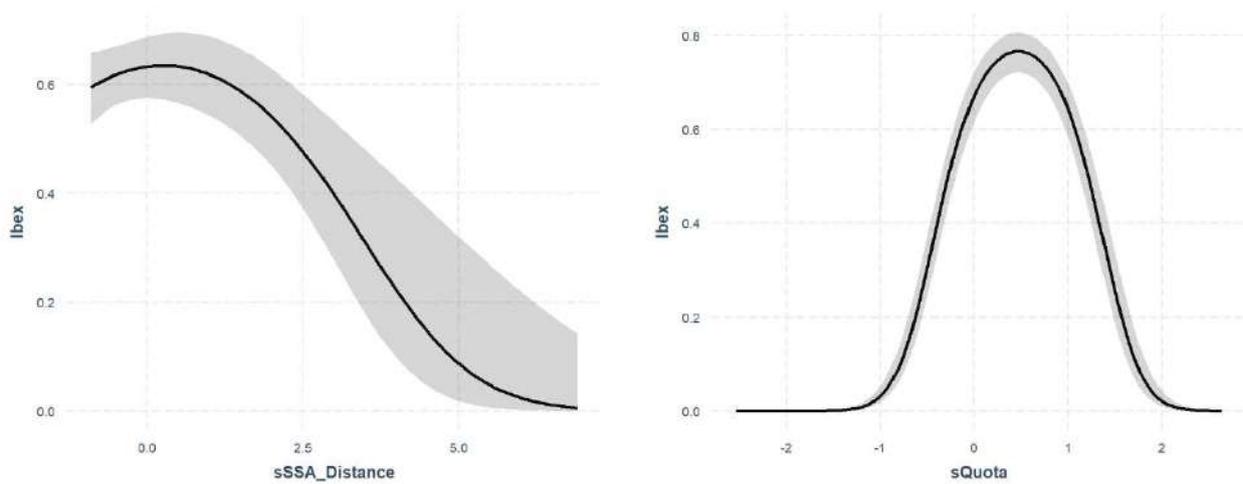
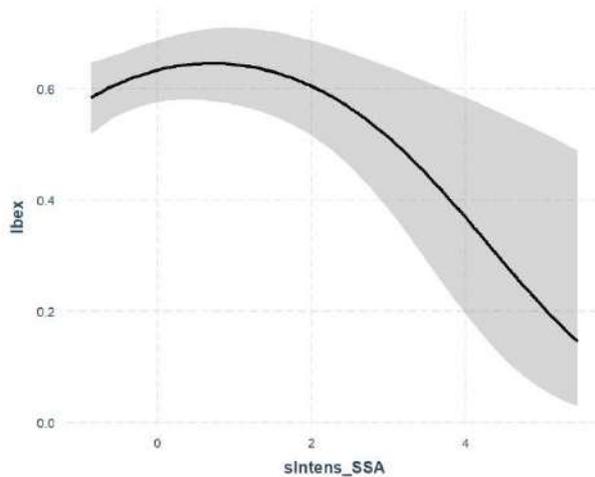


Figure 47 Graphique montrant la relation entre la probabilité de présence du bouquetin et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive printanière (SSSA\_DISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA).





### 4.3 Modèle d'été

Les résultats du modèle linéaire généralisé ont indiqué un effet quadratique de la distance par rapport aux sources de trouble anthropique en été et du quota de l'intensité du trouble (Tableau 11, Figure 48). La probabilité de contacter un bouquetin par rapport aux points aléatoires diminue au fur et à mesure que la distance des zones intéressées par l'activité sportive augmente (Figure 49). La forme de la relation non linéaire est beaucoup moins marquée que celle de l'hiver. En outre, la relation avec l'altitude montre une probabilité maximale autour de 2700m. Même en été, nous constatons un chevauchement marqué entre l'habitat optimal des bouquetins et les lieux intéressés par l'activité sportive. Cependant, dans cette saison, le trouble semble en général plus toléré.

Tableau 11 Moyenne des paramètres des 10 modèles de la probabilité de la présence du bouquetin en fonction de la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive estivale (SSSA\_DISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA).

	ESTIMATION	STD. ERREUR	VALEUR Z	PR(> Z )	SIG.
(INTERCEPT)	0.23055	0.08814	2.615	0.00892	**
I(SSSA_DISTANCE^2)	-0.12218	0.02571	4.752	2.01E-06	***
SSSA_DISTANCE	-0.06032	0.0555	1.087	0.27722	
I(SQUOTA^2)	-1.44483	0.08614	16.771	2.00E-16	***
SQUOTA	2.86663	0.09849	29.102	2.00E-16	***

<b>I(SINTENS_SSA^2)</b>	-0.13171	0.02642	4.985	6.20E-07	***
<b>SINTENS_SSA</b>	0.1413	0.0569	2.483	0.01304	*

Figure 48 - Graphique de la moyenne des coefficients calculés sur les 10 modèles et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive estivale (SSSA\_DISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA).

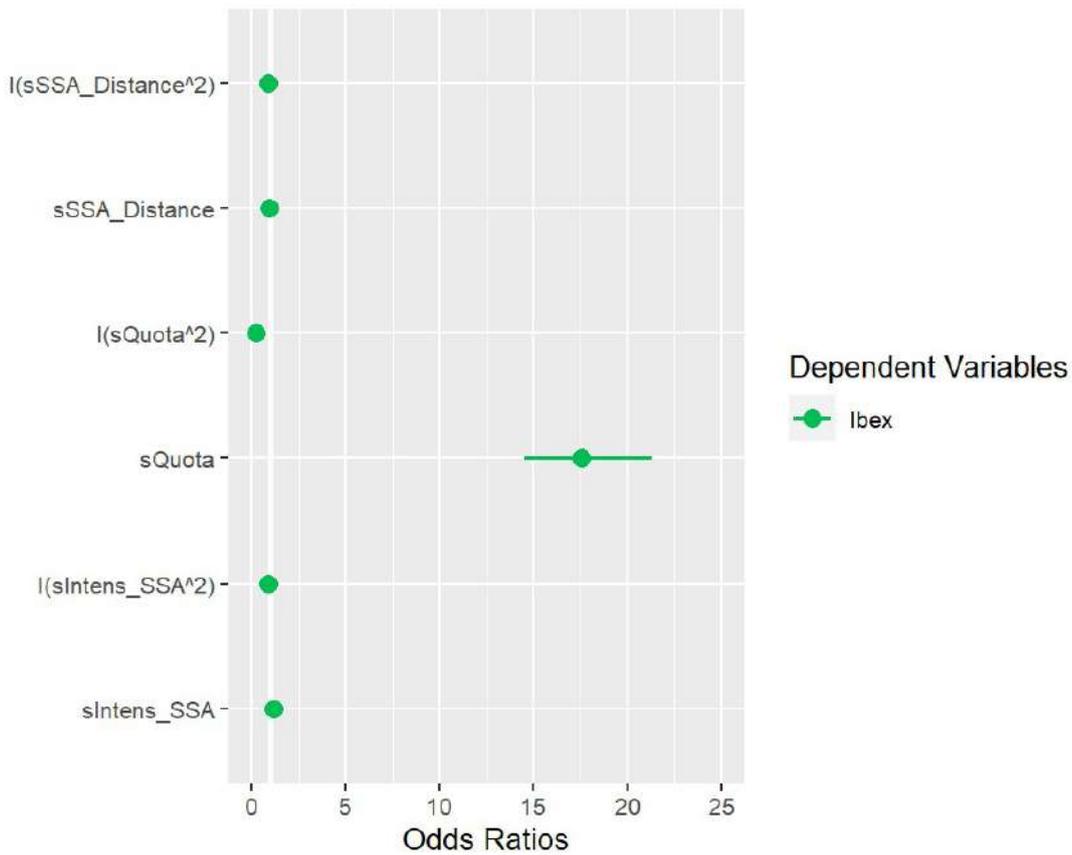
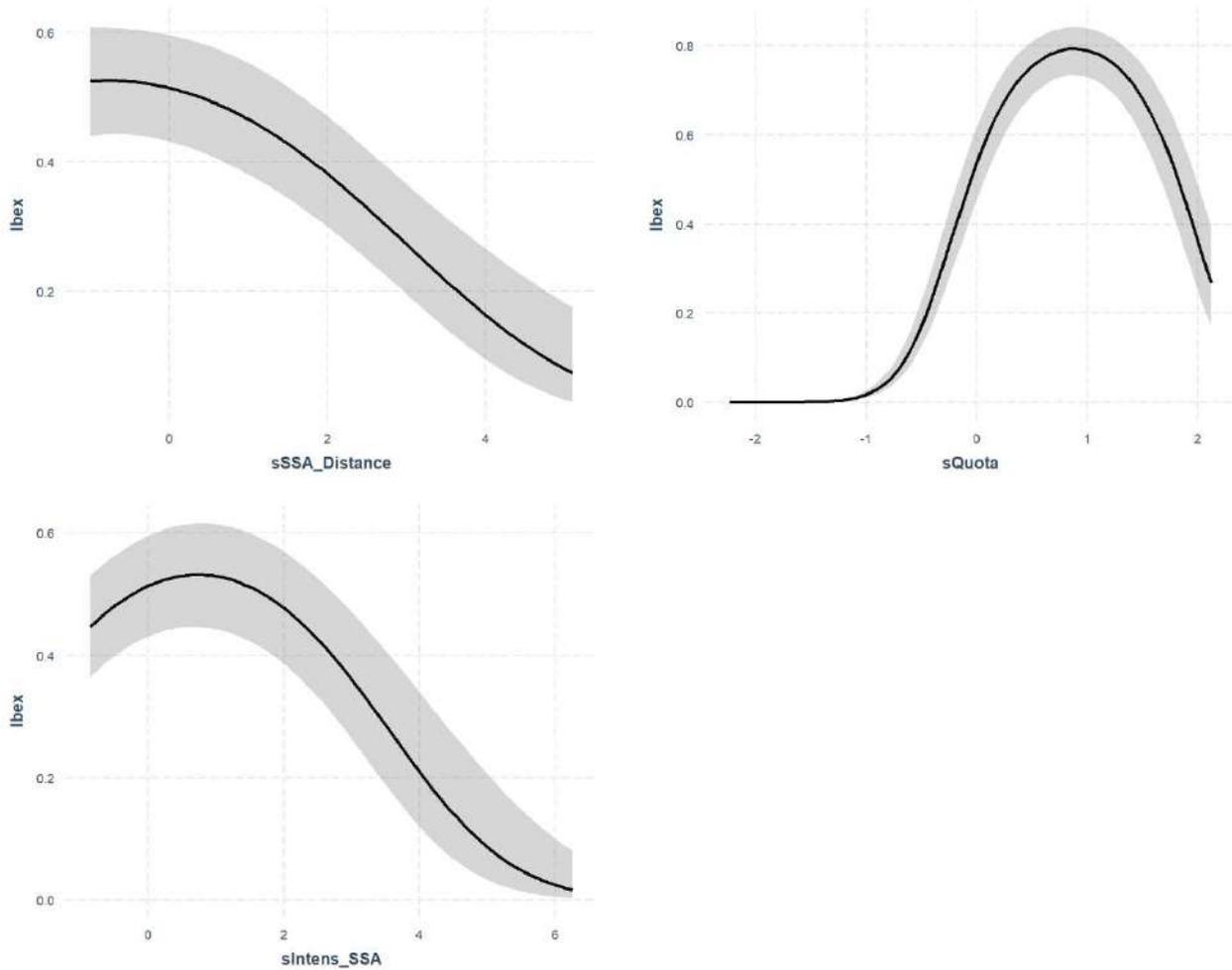


Figure 49- Graphique de la relation entre la probabilité de la présence du bouquetin et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive estivale (SSSA\_Distance), l'intensité d'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA)



#### 4.3 Modèle d'automne

Les résultats du modèle linéaire généralisé ont indiqué un effet quadratique de la distance par rapport aux sources de trouble anthropique en automne et du quota de l'intensité du trouble (Tableau 12, Figure 50).

La probabilité de contacter un bouquetin par rapport aux points aléatoires diminue au fur et à mesure que la distance des zones intéressées par l'activité sportive augmente (Figure 51).

En outre, la relation avec l'altitude montre une probabilité maximale de 2600m environ. Même en été, nous constatons un chevauchement marqué entre l'habitat optimal des bouquetins et les lieux intéressés par l'activité sportive. Cependant, dans cette saison, le trouble semble en général plus toléré.

Tableau 12- Moyenne des paramètres des 10 modèles de probabilité de présence de bouquetins en fonction de la distance des zones affectées par les activités sportives d'été (SSSA\_DISTANCE), de l'intensité d'utilisation de ces zones (SINTENS\_SSA) et de l'altitude (SQUOTA).

	ESTIMATION	STD. ERROR	VALEUR Z	PR(> Z )	
(INTERCEPT)	0.69115	0.23776	2.907	0.00365	**
I(SSSA_DISTANCE^2)	-0.24521	0.0201	12.198	<2e-16	***
SSSA_DISTANCE	0.3422	0.03912	8.747	<2e-16	***
I(SQUOTA^2)	-1.27401	0.04651	27.388	<2e-16	***
SQUOTA	1.95078	0.05608	34.78	<2e-16	***
I(SINTENS_SSA^2)	-0.17125	0.02401	7.131	<2e-16	***
SINTENS_SSA	0.22961	0.04303	5.335	9.50E-08	***

Figure 50 - Graphique de la moyenne des coefficients calculés sur les 10 modèles et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive estivale (SSSA\_DISTANCE), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA).

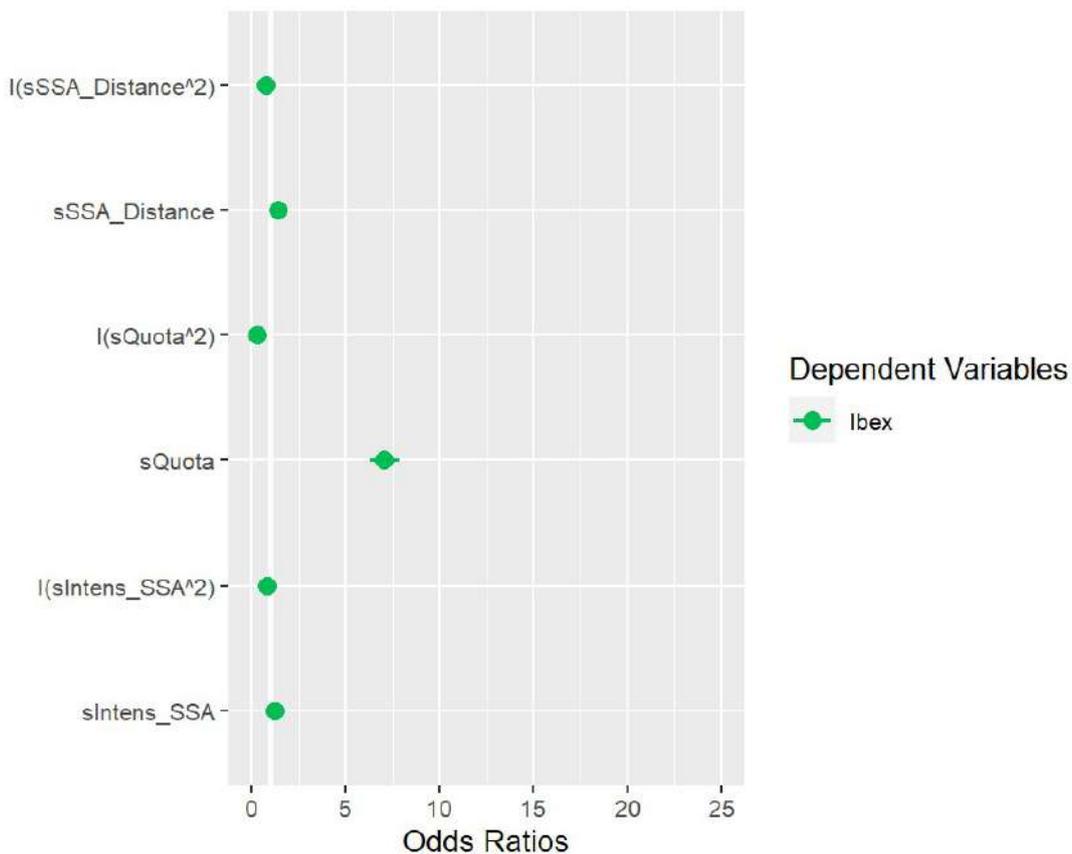
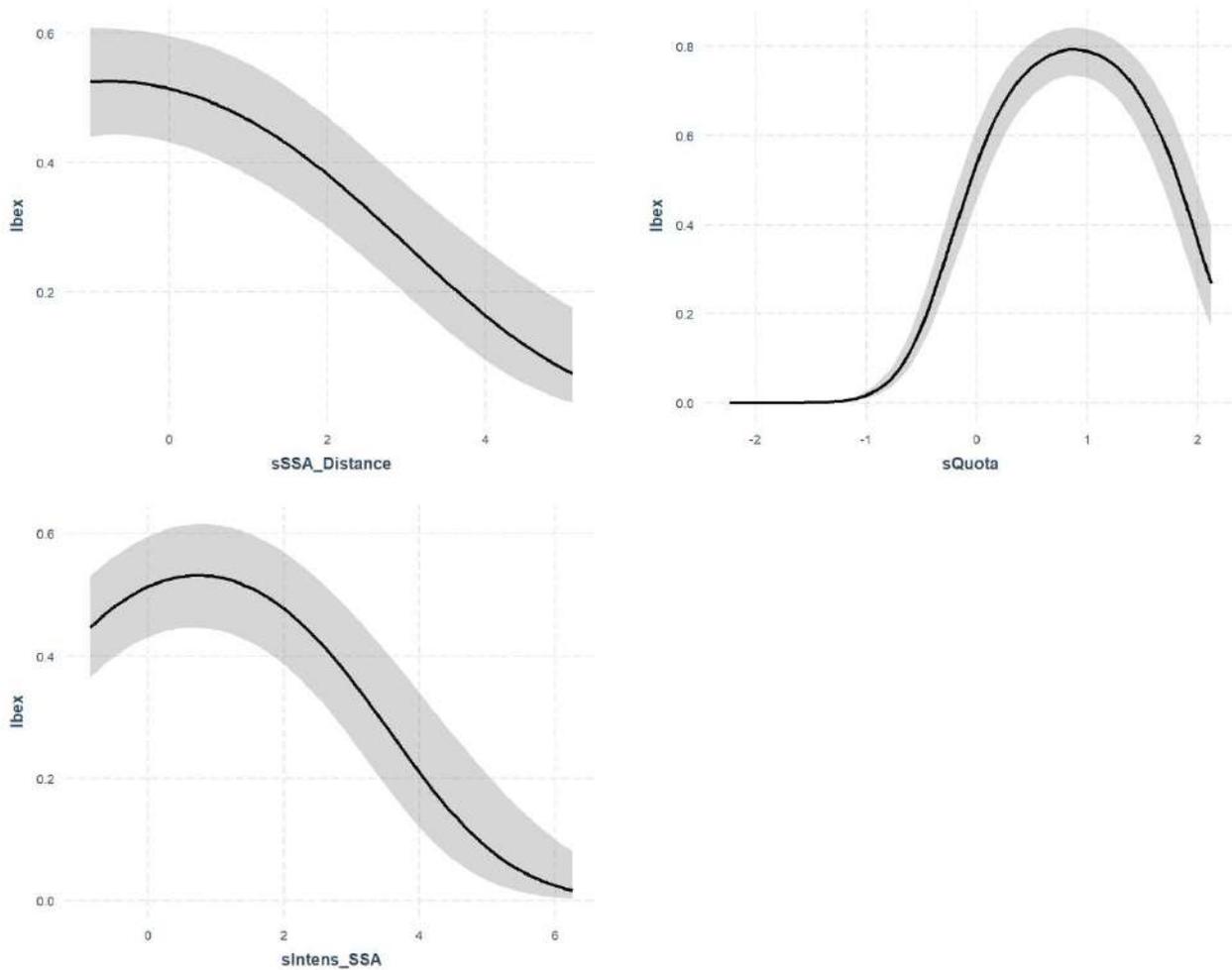


Figure 51 Graphique de la relation entre la probabilité de la présence du bouquetin et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité sportive automnale (SSSA\_Distance), l'intensité de l'utilisation de ces aires (SINTENS\_SSA) et l'altitude (SQUOTA)



#### 4.4 Modèle de la période de confinement

Les données des colliers continuent à transmettre et nous avons profité de la fermeture de précaution forcée des activités anthropiques non essentielles pour vérifier si, pendant les mois de mars et d'avril, un changement dans le modèle spatial des bouquetins suivis avait été relevé. Par conséquent, seulement les bouquetins avec des colliers actifs soit en 2019 soit en 2020 ont été sélectionnés. Pour ces individus, il a été analysé si la probabilité de contact en fonction de la distance des zones normalement dédiées à l'activité sportive était différente en 2020 par rapport à l'année précédente, par rapport aux points aléatoires. Pour ce faire, quatre groupes temporels ont été

créés: janvier et février 2019, mars et avril 2019, janvier et février 2020 et mars et avril 2020, identifiés comme la période de confinement. Par la suite, des modèles linéaires généralisés mixtes binomiaux ont été effectués, où la probabilité de la présence du bouquetin a été évaluée par rapport aux points aléatoires, en fonction de l'altitude, de la distance de la source de trouble anthropique, de l'intensité, de l'interaction entre le sexe de l'individu et la distance et de la période de la journée. Les variables ont été mises à l'échelle et centrées. Les fonctions quadratiques ont été testées pour chacune de ces variables. Comme facteur aléatoire, l'individu niché à l'intérieur de l'aire géographique qu'il était en train d'occuper a été inséré. Par la suite, les différents modèles ont été sélectionnés en éliminant les variables non significatives. Les analyses préliminaires ont indiqué que les corrections de chaque individu montraient une très grande autocorrélation soit temporelle soit spatiale. Par conséquent, il a été décidé d'effectuer des échantillonnages aléatoires de 3 corrections par semaine par individu ; 10 modèles ont donc été générés pour évaluer la correspondance de la relation entre la probabilité de présence du bouquetin et les variables testées. Les 10 modèles ont été soumis à une procédure de calcul de la moyenne du modèle.

Le résultat du modèle montre un effet significatif de l'interaction entre la période et la distance des environnements où les sports d'hiver sont habituellement pratiqués. Cette différence n'est cependant pas statistiquement significative entre la période de verrouillage et la même période de l'année précédente (figure 52). Il existe des différences significatives entre la période de référence (mars et avril 2019) et janvier et février de 2019 et 2020, qui peuvent s'expliquer par des variations saisonnières de l'espèce (Figure 53).

Ce résultat ne corrobore pas notre hypothèse initiale selon laquelle il y a un effet direct de la perturbation anthropique sur la distribution des bouquetins qui ont disparu pendant la période de verrouillage. Le bouquetin se tenait à la même distance des zones où les sports d'hiver étaient pratiqués en l'absence de perturbations anthropiques.

*Tableau 13*-Moyenne des paramètres des 10 modèles de probabilité de présence de bouquetins en fonction de la distance des zones affectées par les activités de sports d'hiver (DISTANZA) et de l'altitude (QUOTA) dans les mois de Mars et Avril 2019 (niveau de référence) et 2020 (COVIDLOCKDOWN) et dans le mois de janvier-février 2019 (CovidControlJF) et 2020 (Covid2020JF).

	ESTIMATE	SE	Z VALUE	PR(> Z )	SIG.
(INTERCEPT)	1.89085	0.18858	10.023	2.00E-16	***

<b>DISTANZA^2</b>	0.18051	0.03996	4.515	6.30E-06	***
<b>DISTANZA</b>	-0.68175	0.1709	3.987	6.68E-05	***
<b>QUOTA^2</b>	-1.437	0.0762	18.851	2.00E-16	***
<b>QUOTA</b>	0.92723	0.08131	11.399	2.00E-16	***
<b>COVIDLOCKDOWN:DISTANZA^2</b>	0.10103	0.05814	1.737	0.0824	.
<b>COVIDCONTROLJF:DISTANZA^2</b>	-0.24023	0.10497	2.287	0.0222	*
<b>COVID2020JF:DISTANZA^2</b>	-0.39079	0.09453	4.132	3.59E-05	***
<b>COVIDLOCKDOWN:DISTANZA</b>	0.14539	0.21928	0.663	0.5075	
<b>COVIDCONTROLJF:DISTANZA</b>	1.29472	0.25586	5.058	4.00E-07	***
<b>COVID2020JF:DISTANZA</b>	1.5296	0.25427	6.013	2.00E-16	***

Figure 52– Graphique de la moyenne des coefficients calculés sur les 10 modèles et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité des sports d'hiver (sDISTANCE), et de l'altitude (sQUOTA) dans les mois de Mars et Avril 2019 (niveau de référence) et 2020 (COVIDLOCKDOWN) et dans le mois de janvier-février 2019 (CovidControlJF) et 2020 (Covid2020JF).

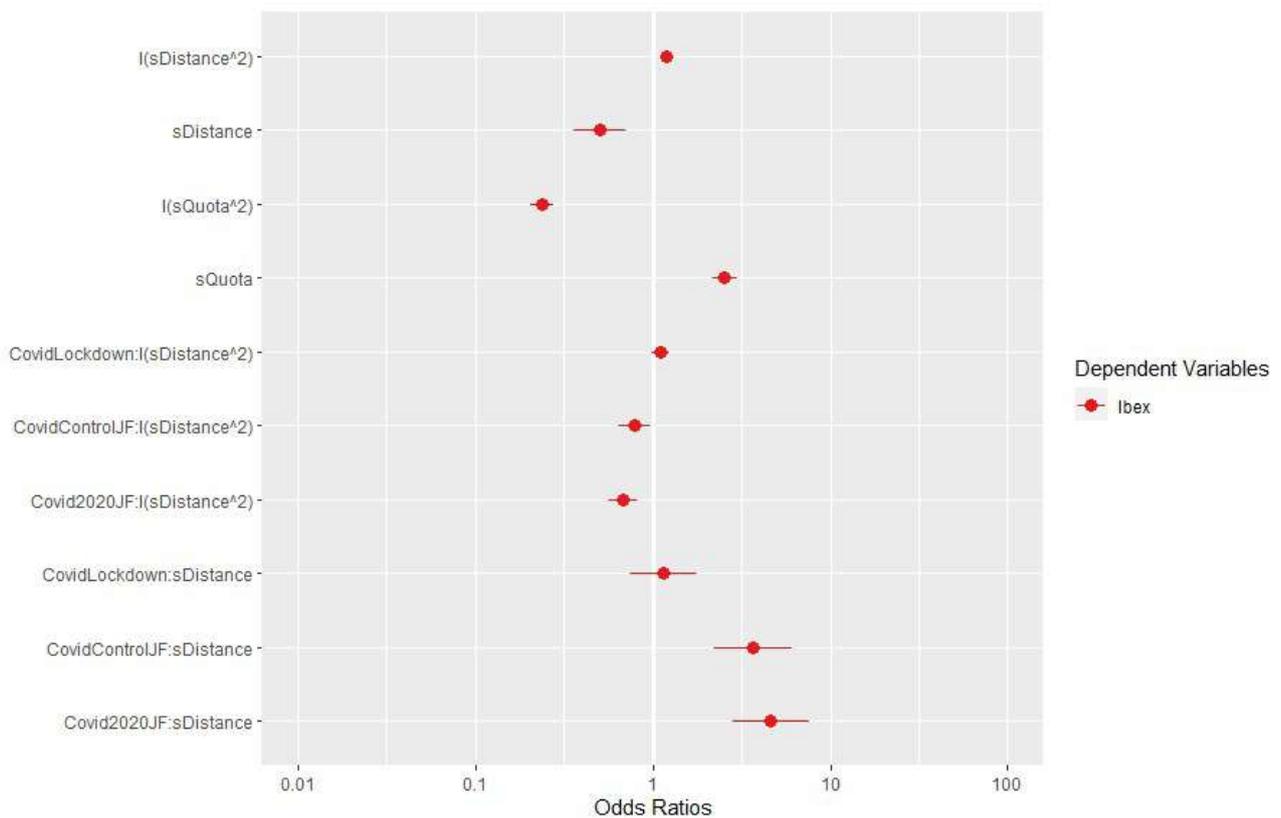
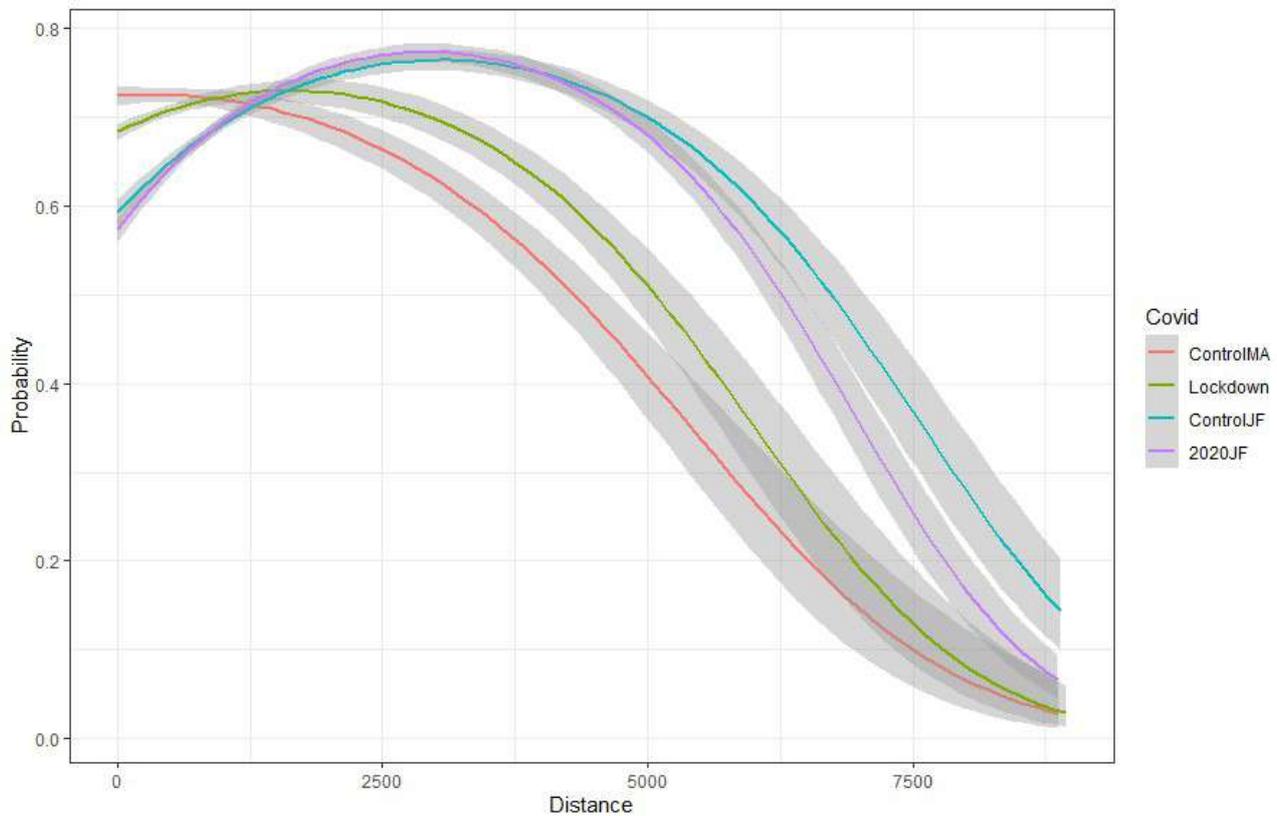


Figure 53- Graphique de la relation entre la probabilité de la présence du bouquetin et la distance par rapport aux aires intéressées par l'activité des sports d'hiver (Distance), dans les mois de Mars et Avril 2019 (niveau de référence) et 2020 (COVIDLOCKDOWN) et dans le mois de janvier-février 2019 (CovidControlJF) et 2020 (Covid2020JF).



#### 4.5 Interaction avec les activités de l'hélicoptère

L'hélicoptère est une pratique très répandue dans les Alpes du Nord-Ouest. À l'aide d'un hélicoptère, les skieurs d'alpinisme atteignent des aires reculées d'où ils peuvent se lancer sur les pentes.

Ce genre d'activité constitue une double source de nuisance. La première est constituée par des skieurs qui entrent dans des zones autrement inaccessibles et la seconde est due au bruit généré par les pales de l'hélicoptère.

Ce type d'activité peut avoir des impacts significativement négatifs pour les espèces alpines, influençant la physiologie et le comportement des animaux sauvages.

Une étude récente a montré que le comportement du bouquetin alpin est influencé soit pendant soit après les survols de l'hélicoptère. Le trouble a eu des effets comportementaux qui ont poursuivi tout au long de la journée depuis l'événement de survol, en modifiant les rythmes de l'activité et la recherche de la nourriture (Brambilla & Brivio 2018).

Afin d'évaluer l'interaction possible entre l'utilisation de l'habitat du bouquetin et l'activité de l'héliski, nous avons recueilli des informations concernant les tracés, les pistes de départ et les sites d'arrivée utilisés par les hélicoptères pratiquant l'héliski dans la Vallée de Susa. Les données ont été fournies par l'Organisme de Gestion des Parcs des Alpes cottiennes. Vu qu'aucun animal équipé d'un collier radio n'a fréquenté la zone intéressée par l'activité de l'héliski de laquelle nous avons à notre disposition les tracés, la carte d'aptitude environnementale obtenue dans les sections précédentes a été superposée. D'après une analyse qualitative, il ressort que les zones d'arrivée des hélicoptères de l'héliski sont amplement destinées pour le bouquetin, ainsi que l'ensemble de la piste de ski de Sauze d'Oulx et quelques tracés de l'aire aux alentours de Sestrière (Figure 54). Les données en notre possession ne nous permettent pas d'effectuer d'ultérieures enquêtes analytiques, mais d'après ce qui précède, on peut conclure qu'il existe un risque de trouble potentiel de l'activité de l'héliski à enquêter de manière plus approfondie localement.

#### 4.6 Interaction avec le pâturage

Le pâturage des ongulés domestiques dans les Alpes pendant la période estivale peut entraîner un certain nombre d'effets négatifs tels que l'érosion du sol et la nuisance à la faune. La présence de bovins et d'ovins domestiques peut également entraîner des criticités concernant la santé liées à la propagation de nombreux agents pathogènes.

Afin d'évaluer les interactions possibles entre les bouquetins et la nuisance causée par le pâturage des animaux domestiques, les données des estives et des animaux transhumants collectées par l'Organisme de Gestion des Parcs des Alpes cottiennes ont été analysées. Les localisations GPS des animaux équipés d'un collier radio ont été superposées à la cartographie des estives fournies (Figure 55) en sélectionnant les points qui se trouvaient à l'intérieur des estives pendant les mois d'été. À partir de cette sélection, 3781 données qui font référence à 12 bouquetins ont été sélectionnées. Les estives qui ont accueilli les bouquetins équipés d'un collier GPS sont 17, dont 14 accueillent des animaux domestiques de pâturage, tandis que 3 ne sont pas intéressées par le pâturage des ongulés domestiques (Tableau 14).

Figure 54– Cartographie des zones intéressées par l'activité de l'héliciski (en noir) avec les principaux tracés de ski d'alpinisme (en rouge) superposées au modèle d'hiver du bouquetin.

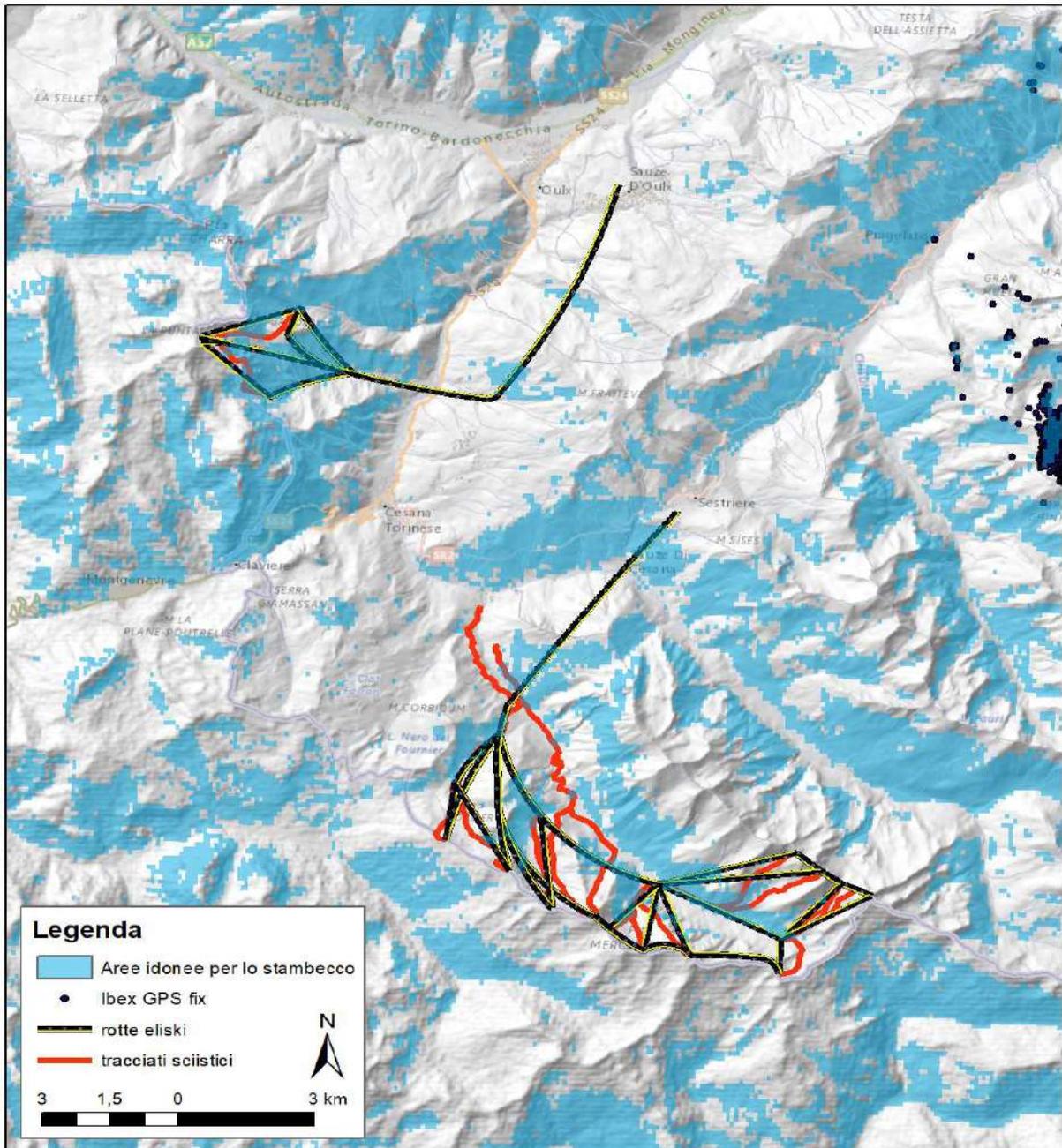


Figure 55– Cartographie des estives dans le SIC Val Troncea et dans le Parc de l’Orsiera et des corrections des bouquetins

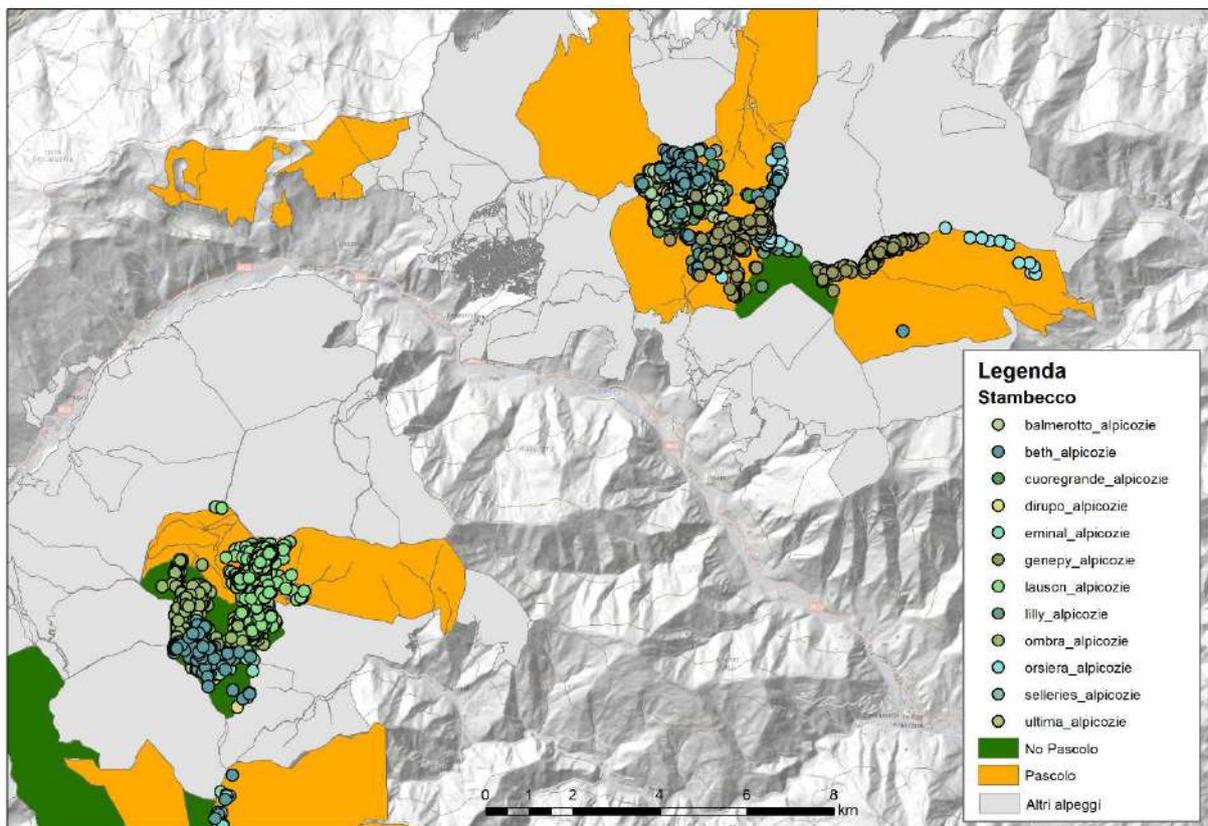


Tableau 14- Liste des estives utilisées dans l’analyse, son codage et la Municipalité de référence et le nombre des ovines-caprines et des bovins transhumants.

**SIC VAL TRONCEA**

ESTIVE	Code	Municipalité	OVINES-CAPRINES	BOVINS
MEIS	201TO03P	PRAGELATO		330
TRONCEA	201TO01P	PRAGELATO	5	428
PIS-LAUSUN	145TO03P	MASSELLO	<b>981</b>	82
GHINIVERT	145TO02P	MASSELLO	<b>320</b>	23
CRETOVE	103TO07P	FENESTRELLE	<b>353</b>	
CONSORZIO	103TO18P	FENESTRELLE		187
<b>ALBERGIAN</b>				
<b>PENNA-VIALET-CIUVIN</b>	<b>(234TO02P)</b>	SALZA	<b>492</b>	35
		PINEROLO		
<b>CHIADO'</b>		MASSELLO	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>VALTRONCEA</b>		PRAGELATO	<b>0</b>	<b>0</b>

## PARCO ORSIERA

ESTIVE	Code	Municipalité	OVINES-CAPRINES	BOVINS
OVINI UNIFICATO	(281TO21P)	USSEAUX	1156	
SELLERIES - JOUGLARD	227TO19P	ROURE	1000	105
BALMETTA NUOVA	044TO02P	BUSSOLENO		69
BALMETTA VECCHIA	044TO01P	BUSSOLENO		161
ORSIERA	(147TO04P)	MATTIE		108
BALMA	089TO05P	COAZZE		43
ROCCIAVRE	089TO07P	COAZZE		70
ORSIERA NO PASCOLO			0	0

Les données en notre possession ne permettent pas d'effectuer une analyse directe de la nuisance éventuelle causée par les ongulés domestiques aux bouquetins.

Tout d'abord, nous avons unis les profils des estives et les avons classées en fonction de la présence de pâturage d'ongulés domestiques. Ensuite, nous avons obtenu des variables topographiques d'altitude, de pente et d'exposition Nord et Est pour les estives broutées et pour les estives non broutées. Les mêmes variables ont été extraites pour chaque correction GPS des 12 bouquetins analysés.

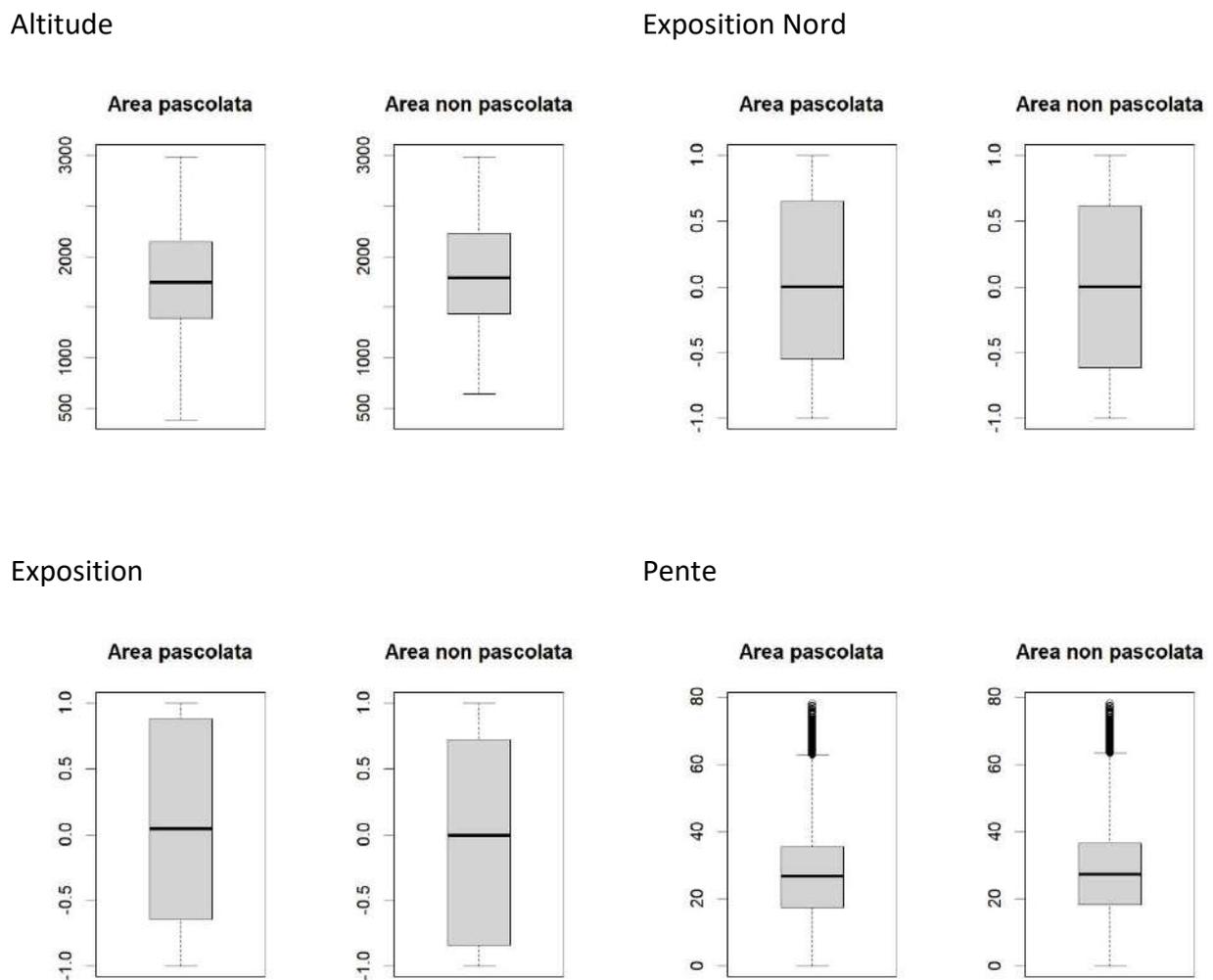
Successivement, nous avons vérifié toutes les différences éventuelles dues à la localisation des estives broutées et des estives non broutées moyennant un diagramme à boîte. Le même diagramme à boîte a ensuite été produit pour afficher les différences éventuelles entre les corrections situées dans les estives broutées par les animaux domestiques et dans les estives non-broutées.

Enfin, après avoir vérifié que les deux aires étaient comparables, nous avons effectué un modèle linéaire généralisé mixte, dans lequel nous avons testé si il y avait des différences significatives d'altitude, d'exposition et de pente entre les corrections des individus de bouquetin présents dans les zones broutées par les ongulés domestiques et dans les zones non broutées, en précisant le nom du bouquetin comme facteur aléatoire, afin de corriger les éventuelles différences comportementales individuelles.

Les estives que nous avons prises en considération ont accueilli un minimum de 5 ovinés-caprinés et un maximum de 1156, tandis que pour les bovins, les quotas des animaux transhumants variaient

entre un minimum de 23 animaux et un maximum de 428. La comparaison entre les aires broutées et les aires non broutées n'a relevé aucune différence quant à l'altitude, l'exposition et la pente (Figure 56).

Figure 56– Diagramme à boîte de l'altitude, de l'exposition au Nord et à l'Est et de la pente dans les estives broutées et dans les estives non broutées.



Les résultats du GLMM ont mis en relief que les corrections des bouquetins fréquentant les zones broutées sont à des altitudes plus élevées, le plus souvent exposées au Sud (relation négative avec le Nord) et à l'Ouest (relation négative avec l'Est) et à des pentes plus élevées par rapport aux corrections des bouquetins dans les zones non broutées par les ongulés domestiques (Tableau 15, Figure 55).

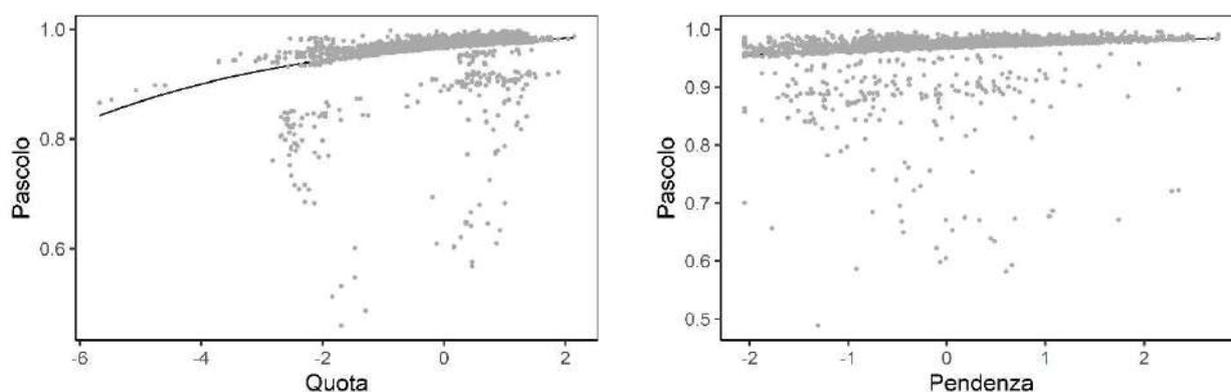
Compte tenu de l'absence de différences topographiques évidentes entre les sites broutés et les sites non broutés qui ont été considérés, il est probable que dans les zones broutées par les ongulés domestiques, il y a des facteurs de nuisance, liés à la concurrence ou à des troubles anthropiques directs ou indirects qui entraînent un changement lors de la sélection de l'habitat mis en évidence par la relation avec les variables topographiques.

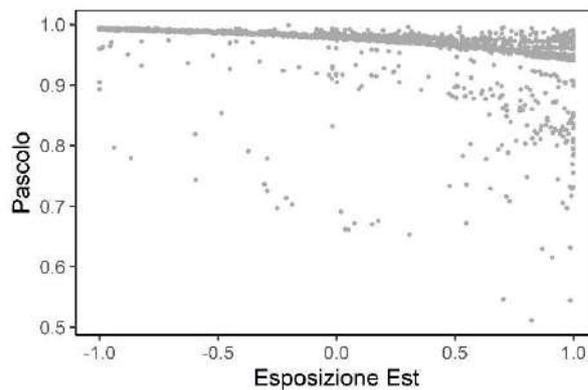
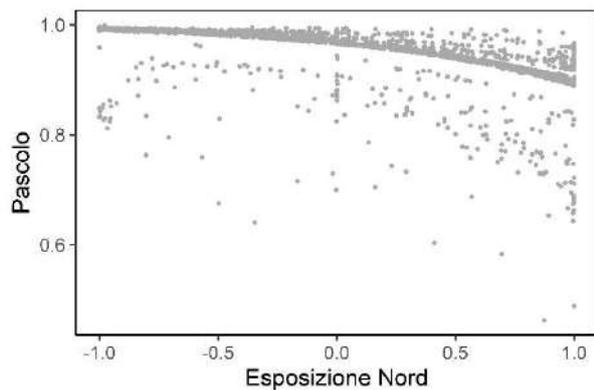
Dans les sites broutés, les bouquetins utilisent des aires à des altitudes plus élevées et plus exposées au Sud et à l'Ouest. Toutefois, ces résultats doivent être interprétés avec prudence et étudiés de manière approfondie localement, en comparant, par exemple, les déplacements des ongulés domestiques et des bouquetins, afin de vérifier les schémas de mouvements particuliers dans les zones broutées, autres par rapport à ceux des zones où le pâturage n'est pas pratiqué, et afin d'exclure d'autres causes possibles qui déterminent la relation observée.

Tableau 15– Résultats du GLMM qui a comparé les corrections présentes dans les pâturages avec les corrections présentes dans les zones non broutées en fonction de l'altitude, de l'exposition et de la pente

	ESTIMAT.	STD. ERREUR	VALEUR Z	PR(> Z )	
<b>(INTERCEPT)</b>	3.61924	1.7495	2.069	0.0386	*
<b>QUOTA</b>	0.31032	0.08766	3.54	0.0004	***
<b>NORTHING</b>	-1.2623	0.13573	-9.3	2.00E-16	***
<b>EASTING</b>	-0.9136	0.14294	-6.391	1.64E-10	***
<b>PENTE</b>	0.22281	0.08805	2.531	0.0114	*

Figure 57– Affichage graphique du modèle qui a comparé les corrections présentes dans les pâturages avec les corrections présentes dans les zones non broutées en fonction de l'altitude, de l'exposition et de la pente





### Remerciements

Nous tenons à remercier Alice Brambilla d'avoir fourni les profils des populations de bouquetin dans l'Aire à l'Etude. Nous remercions l'Organisme de Gestion des Parcs des Alpes cottiennes, et particulièrement Luca Maurino, Domenico Rosselli, Bruno Aimone et Michele Ottino pour leur support continu et leur aide à repérer les données de l'activité de l'hélicski et des estives. Nous remercions le Département de l'environnement, de l'énergie et des territoires - Secteur de la biodiversité et des espaces naturels pour avoir fourni les données sur le portail Aves.Piemonte. Enfin, nous souhaitons remercier Rémy Moine et Ludovic Imberdis pour leur dialogue constructif lors de l'exécution de cette étude.

## 5. Bibliographie

- Acevedo, P., & Cassinello, J. (2009). Biology, ecology and status of Iberian ibex *Capra pyrenaica*: a critical review and research prospectus. *Mammal Review*, 39(1), 17–32. doi: [10.1111/j.1365-2907.2008.00138.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00138.x)
- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233–247. doi: [10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232. doi: [10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x)
- Araújo, M. B., Pearson, R. G., Thuiller, W., & Erhard, M. (2005). Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11(9), 1504–1513. doi: [10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x)
- Aublet, J.-F., Festa-Bianchet, M., Bergero, D., & Bassano, B. (2009). Temperature constraints on foraging behaviour of male Alpine ibex (*Capra ibex*) in summer. *Oecologia*, 159(1), 237–247. doi: [10.1007/s00442-008-1198-4](https://doi.org/10.1007/s00442-008-1198-4)
- Baldwin, R. A. (2009). Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy*, 11(4), 854–866. doi: [10.3390/e11040854](https://doi.org/10.3390/e11040854)
- Beier, P., & Noss, R. F. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), 1241–1252. doi: [10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x)
- Bennett, A. F., & Saunders, D. A. (n.d.). Habitat fragmentation and landscape change. In *Conservation Biology for All*. Retrieved from <https://www.oxfordscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780199554232.001.0001/acprof-9780199554232-chapter-6>
- Bon, R., Rideau, C., Villaret, J.-C., & Joachim, J. (2001). Segregation is not only a matter of sex in Alpine ibex, *Capra ibex ibex*. *Animal Behaviour*, 62(3), 495–504. doi: [10.1006/anbe.2001.1776](https://doi.org/10.1006/anbe.2001.1776)
- Braga, R. F., Carvalho, R., Andresen, E., Anjos, D. V., Alves-Silva, E., & Louzada, J. (2017). Quantification of four different post-dispersal seed deposition patterns after dung beetle activity. *Journal of Tropical Ecology*, 33(6), 407–410. doi: [10.1017/S0266467417000335](https://doi.org/10.1017/S0266467417000335)

- Brambilla, A., & Brivio, F. (2018). Assessing the effects of helicopter disturbance in a mountain ungulate on different time scales. *Mammalian Biology*, 90, 30–37. doi: [10.1016/j.mambio.2018.02.001](https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.02.001)
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., & Hirzel, A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27(4), 437–448. doi: [10.1111/j.0906-7590.2004.03764.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03764.x)
- Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 529–536. doi: [10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0529:ACGTCM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTCM]2.0.CO;2)
- Crooks, K. R., Sanjayan, M. A., & 1966-. (2006). *Connectivity conservation*. Retrieved from <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300119392>
- Elith\*, J., Graham\*, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., ... Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151. doi: [10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x](https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x)
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 677–697. doi: [10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159)
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57. doi: [10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x)
- Epps, C. W., Wehausen, J. D., Bleich, V. C., Torres, S. G., & Brashares, J. S. (2007). Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. *Journal of Applied Ecology*, 44(4), 714–724. doi: [10.1111/j.1365-2664.2007.01325.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01325.x)
- ESCOS, J., & ALADOS, C. L. (2009). The home-range of the Spanish ibex in spring and fall. *Mammalia*, 56(1), 57–64. doi: [10.1515/mamm.1992.56.1.57](https://doi.org/10.1515/mamm.1992.56.1.57)
- Ferrier, S., Drielsma, M., Manion, G., & Watson, G. (2002). Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. II. Community-level modelling. *Biodiversity & Conservation*, 11(12), 2309–2338. doi: [10.1023/A:1021374009951](https://doi.org/10.1023/A:1021374009951)
- Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49. doi: [10.1017/S0376892997000088](https://doi.org/10.1017/S0376892997000088)

- Frankham, R., Ballou, J. D., & Briscoe, D. A. (2004). *A Primer of Conservation Genetics*. Cambridge University Press.
- Franklin, J., & Miller, J. A. (2010). *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. doi: [10.1017/CBO9780511810602](https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602)
- Gilbert, F., Gonzalez, A., & Evans-Freke, I. (1998). Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 265(1396), 577–582. doi: [10.1098/rspb.1998.0333](https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0333)
- Graham, C. H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C., & Peterson, A. T. (2004). New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(9), 497–503. doi: [10.1016/j.tree.2004.07.006](https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.006)
- Griffiths, H. M., Louzada, J., Bardgett, R. D., Beiroz, W., França, F., Tregidgo, D., & Barlow, J. (2015). Biodiversity and environmental context predict dung beetle-mediated seed dispersal in a tropical forest field experiment. *Ecology*, 96(6), 1607–1619. doi: [10.1890/14-1211.1](https://doi.org/10.1890/14-1211.1)
- Grignolio, S., Rossi, I., Bassano, B., Parrini, F., & Apollonio, M. (2004). Seasonal variations of spatial behaviour in female Alpine ibex (*Capra ibex ibex*) in relation to climatic conditions and age. *Ethology Ecology & Evolution*, 16(3), 255–264. doi: [10.1080/08927014.2004.9522636](https://doi.org/10.1080/08927014.2004.9522636)
- Grignolio, Stefano, Rossi, I., Bassano, B., & Apollonio, M. (2007). Predation Risk as a Factor Affecting Sexual Segregation in Alpine Ibex. *Journal of Mammalogy*, 88(6), 1488–1497. doi: [10.1644/06-MAMM-A-351R.1](https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-351R.1)
- Grøtan, V., Sæther, B.-E., Filli, F., & Engen, S. (2008). Effects of climate on population fluctuations of ibex. *Global Change Biology*, 14(2), 218–228. doi: [10.1111/j.1365-2486.2007.01484.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01484.x)
- Guisan, A., Graham, C. H., Elith, J., & Huettmann, F. (2007). Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, 13(3), 332–340. doi: [10.1111/j.1472-4642.2007.00342.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00342.x)
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. doi: [10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x)
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2), 147–186. doi: [10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773–785. doi: [10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x)

- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D., & Perrin, N. (2002). Ecological-Niche Factor Analysis: How to Compute Habitat-Suitability Maps Without Absence Data? *Ecology*, *83*(7), 2027–2036. doi: [10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2027:ENFAHT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2027:ENFAHT]2.0.CO;2)
- Hirzel, Alexandre H., & Lay, G. L. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, *45*(5), 1372–1381. doi: [10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x)
- Huettmann, F., & Diamond, A. W. (2006). Large-scale effects on the spatial distribution of seabirds in the Northwest Atlantic. *Landscape Ecology*, *21*(7), 1089–1108. doi: [10.1007/s10980-006-7246-8](https://doi.org/10.1007/s10980-006-7246-8)
- Jongman, R. H. G., Bouwma, I. M., Griffioen, A., Jones-Walters, L., & Van Doorn, A. M. (2011). The Pan European Ecological Network: PEEN. *Landscape Ecology*, *26*(3), 311–326. doi: [10.1007/s10980-010-9567-x](https://doi.org/10.1007/s10980-010-9567-x)
- Karger, Dirk N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., ... Kessler, M. (2018). *Data from: Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas* (Version 1, p. 7266827510 bytes) [Data set]. doi: [10.5061/DRYAD.KD1D4](https://doi.org/10.5061/DRYAD.KD1D4)
- Karger, Dirk Nikolaus, Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., ... Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, *4*(1), 170122. doi: [10.1038/sdata.2017.122](https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122)
- Knutti, R., Masson, D., & Gettelman, A. (2013). Climate model genealogy: Generation CMIP5 and how we got there. *Geophysical Research Letters*, *40*(6), 1194–1199. doi: [10.1002/grl.50256](https://doi.org/10.1002/grl.50256)
- LaPoint, S., Gallery, P., Wikelski, M., & Kays, R. (2013). Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology*, *28*(8), 1615–1630. doi: [10.1007/s10980-013-9910-0](https://doi.org/10.1007/s10980-013-9910-0)
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., & Botkin, D. B. (2000). Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, *14*(4), 941–950. doi: [10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x)
- Luccarini, S., Mauri, L., Ciuti, S., Lamberti, P., & Apollonio, M. (2006). Red deer (*Cervus elaphus*) spatial use in the Italian Alps: home range patterns, seasonal migrations, and effects of snow and winter feeding. *Ethology Ecology & Evolution*, *18*(2), 127–145. doi: [10.1080/08927014.2006.9522718](https://doi.org/10.1080/08927014.2006.9522718)
- Manel, S., Williams, H. C., & Ormerod, S. J. (2001). Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, *38*(5), 921–931. doi: [10.1046/j.1365-2664.2001.00647.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00647.x)

- McPHERSON, J. M., Jetz, W., & Rogers, D. J. (2004). The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology*, 41(5), 811–823. doi: [10.1111/j.0021-8901.2004.00943.x](https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00943.x)
- Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069. doi: [10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x)
- Mysterud, A., Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C., & Langvatn, R. (2000). Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of spatial scale. *Journal of Animal Ecology*, 69(6), 959–974. doi: [10.1111/j.1365-2656.2000.00454.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2000.00454.x)
- Nikolakaki, P. (2004). A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning*, 68(1), 77–94. doi: [10.1016/S0169-2046\(03\)00167-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00167-1)
- Papeş, M., & Gaubert, P. (2007). Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions*, 13(6), 890–902. doi: [10.1111/j.1472-4642.2007.00392.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00392.x)
- Parrini, F., Grignolio, S., Luccarini, S., Bassano, B., & Apollonio, M. (2003). Spatial behaviour of adult male Alpine ibex *Capra ibex ibex* in the Gran Paradiso National Park, Italy. *Acta Theriologica*, 48(3), 411–423. doi: [10.1007/BF03194179](https://doi.org/10.1007/BF03194179)
- Pearce, J., & Ferrier, S. (2000). An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128(2), 127–147. doi: [10.1016/S0304-3800\(99\)00227-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00227-6)
- Pérez, J. M., Granados, J. E., Soriguer, R. C., Fandos, P., Márquez, F. J., & Crampe, J. P. (2002). Distribution, status and conservation problems of the Spanish Ibex, *Capra pyrenaica* (Mammalia: Artiodactyla)†. *Mammal Review*, 32(1), 26–39. doi: [10.1046/j.1365-2907.2002.00097.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2002.00097.x)
- Peterson, A. T., Papeş, M., & Eaton, M. (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30(4), 550–560. doi: [10.1111/j.0906-7590.2007.05102.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.05102.x)
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3), 231–259. doi: [10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026)

- Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, *31*(2), 161–175. doi: [10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x)
- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, *19*(1), 181–197. doi: [10.1890/07-2153.1](https://doi.org/10.1890/07-2153.1)
- Raes, N., & Steege, H. ter. (2007). A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography*, *30*(5), 727–736. doi: [10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x](https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x)
- Ray, N., Lehmann, A., & Joly, P. (2002). Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity & Conservation*, *11*(12), 2143–2165. doi: [10.1023/A:1021390527698](https://doi.org/10.1023/A:1021390527698)
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T., & Trepl, L. (2002). Rule-Based Assessment of Suitable Habitat and Patch Connectivity for the Eurasian Lynx. *Ecological Applications*, *12*(5), 1469–1483. doi: [10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1469:RBAOSH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1469:RBAOSH]2.0.CO;2)
- Schweiger, A. K., Schütz, M., Anderwald, P., Schaepman, M. E., Kneubühler, M., Haller, R., & Risch, A. C. (2015). Foraging ecology of three sympatric ungulate species – Behavioural and resource maps indicate differences between chamois, ibex and red deer. *Movement Ecology*, *3*(1), 6. doi: [10.1186/s40462-015-0033-x](https://doi.org/10.1186/s40462-015-0033-x)
- Scillitani, L., Sturaro, E., Menzano, A., Rossi, L., Viale, C., & Ramanzin, M. (2012). Post-release spatial and social behaviour of translocated male Alpine ibexes (*Capra ibex ibex*) in the eastern Italian Alps. *European Journal of Wildlife Research*, *58*(2), 461–472. doi: [10.1007/s10344-011-0596-9](https://doi.org/10.1007/s10344-011-0596-9)
- Scillitani, L., Sturaro, E., Monaco, A., Rossi, L., & Ramanzin, M. (2012). Factors affecting home range size of male Alpine ibex (*Capra ibex ibex*) in the Marmolada massif. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, *23*(2), 19–27. doi: [10.4404/hystrix-23.2-4622](https://doi.org/10.4404/hystrix-23.2-4622)
- Seiler, A., & Helldin, J. O. (2006). Mortality in wildlife due to transportation. In J. Davenport & J. L. Davenport (Eds.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* (pp. 165–189). doi: [10.1007/1-4020-4504-2\\_8](https://doi.org/10.1007/1-4020-4504-2_8)
- Shabani, F., Kumar, L., & Ahmadi, M. (2018). Assessing Accuracy Methods of Species Distribution Models: AUC, Specificity, Sensitivity and the True Skill Statistic. *Global Journal of Human-Social Science Research*. Retrieved from <https://socialscienceresearch.org/index.php/GJHSS/article/view/2469>

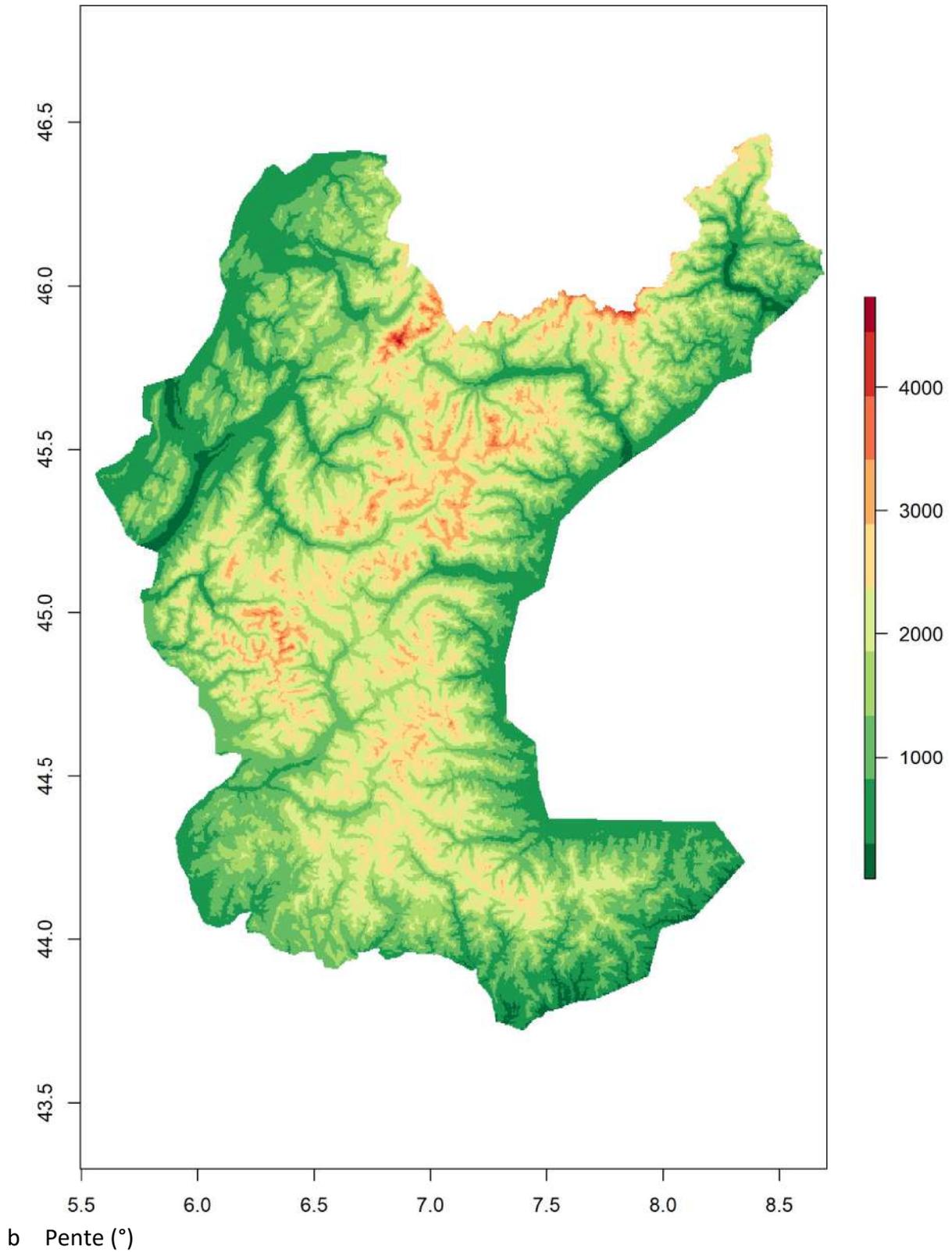
- Stenseth, N. C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Chan, K.-S., & Lima, M. (2002). Ecological Effects of Climate Fluctuations. *Science*, 297(5585), 1292–1296. doi: [10.1126/science.1071281](https://doi.org/10.1126/science.1071281)
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571–573. doi: [10.2307/3544927](https://doi.org/10.2307/3544927)
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M. B. (2009). BIOMOD – A Platform for Ensemble Forecasting of Species Distributions. *Ecography*, 32(3), 369–373. Retrieved from JSTOR.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. doi: [10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x)
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., & Kadmon, R. (2007). A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*, 13(4), 397–405. doi: [10.1111/j.1472-4642.2007.00346.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00346.x)
- Viana, D. S., Granados, J. E., Fandos, P., Pérez, J. M., Cano-Manuel, F. J., Burón, D., ... Soriguer, R. C. (2018). Linking seasonal home range size with habitat selection and movement in a mountain ungulate. *Movement Ecology*, 6(1), 1. doi: [10.1186/s40462-017-0119-8](https://doi.org/10.1186/s40462-017-0119-8)
- Villaret, Jean C., Bon, R., & Rivet, A. (1997). Sexual Segregation of Habitat by the Alpine Ibex in the French Alps. *Journal of Mammalogy*, 78(4), 1273–1281. doi: [10.2307/1383070](https://doi.org/10.2307/1383070)
- Villaret, Jean Charles, & Bon, R. (1995). Social and Spatial Segregation in Alpine Ibex (*Capra ibex*) in Bargy, French Alps. *Ethology*, 101(4), 291–300. doi: [10.1111/j.1439-0310.1995.tb00366.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1995.tb00366.x)
- Wilson, M. F. J., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, J. C., & Grehan, A. J. (2007). Multiscale Terrain Analysis of Multibeam Bathymetry Data for Habitat Mapping on the Continental Slope. *Marine Geodesy*, 30(1–2), 3–35. doi: [10.1080/01490410701295962](https://doi.org/10.1080/01490410701295962)
- Wisz, M. S., & Guisan, A. (2009). Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data. *BMC Ecology*, 9(1), 8. doi: [10.1186/1472-6785-9-8](https://doi.org/10.1186/1472-6785-9-8)

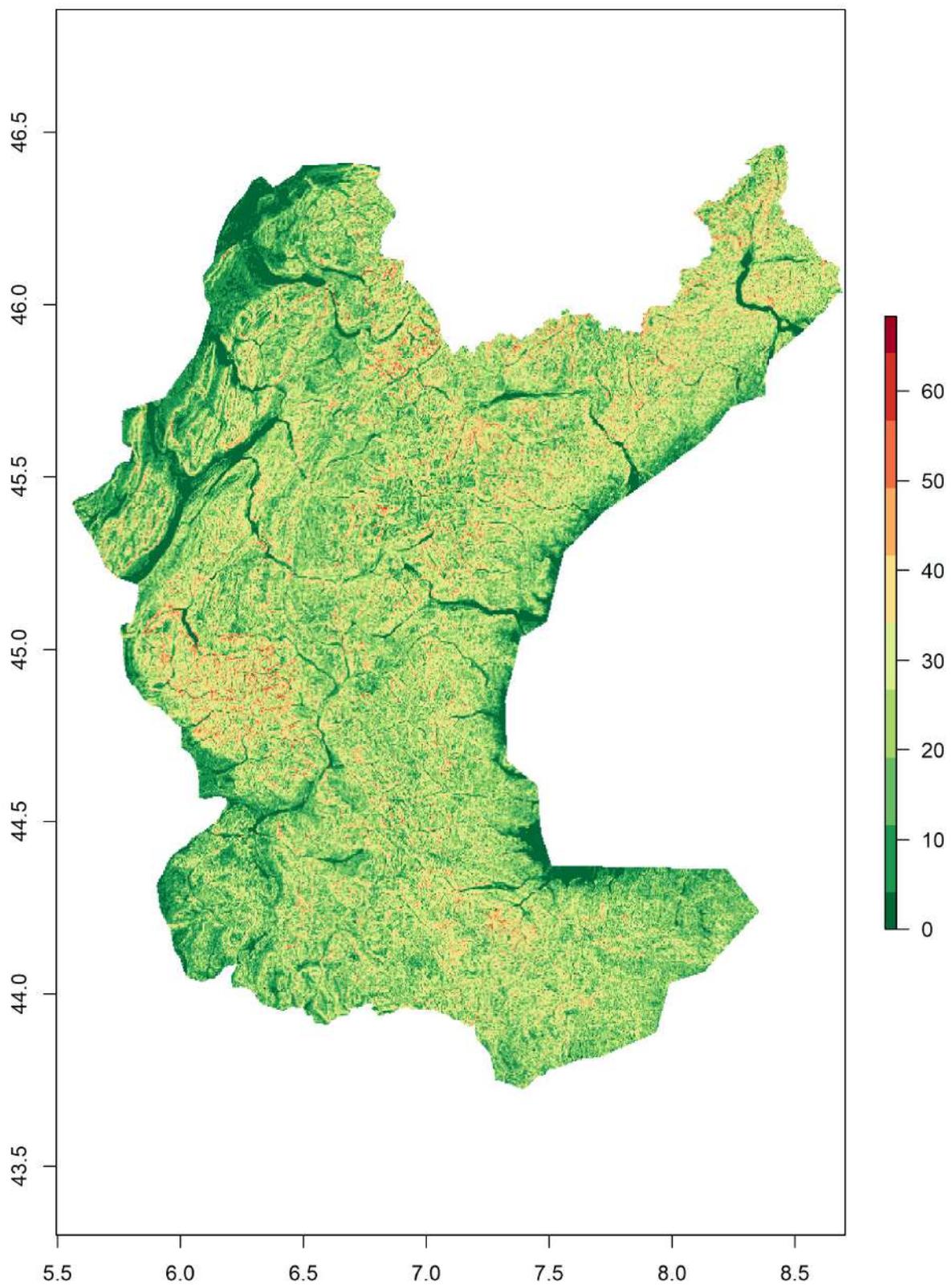
## 6. Matériel supplémentaire

Annexe I - Matrices utilisées dans les modèles de répartition

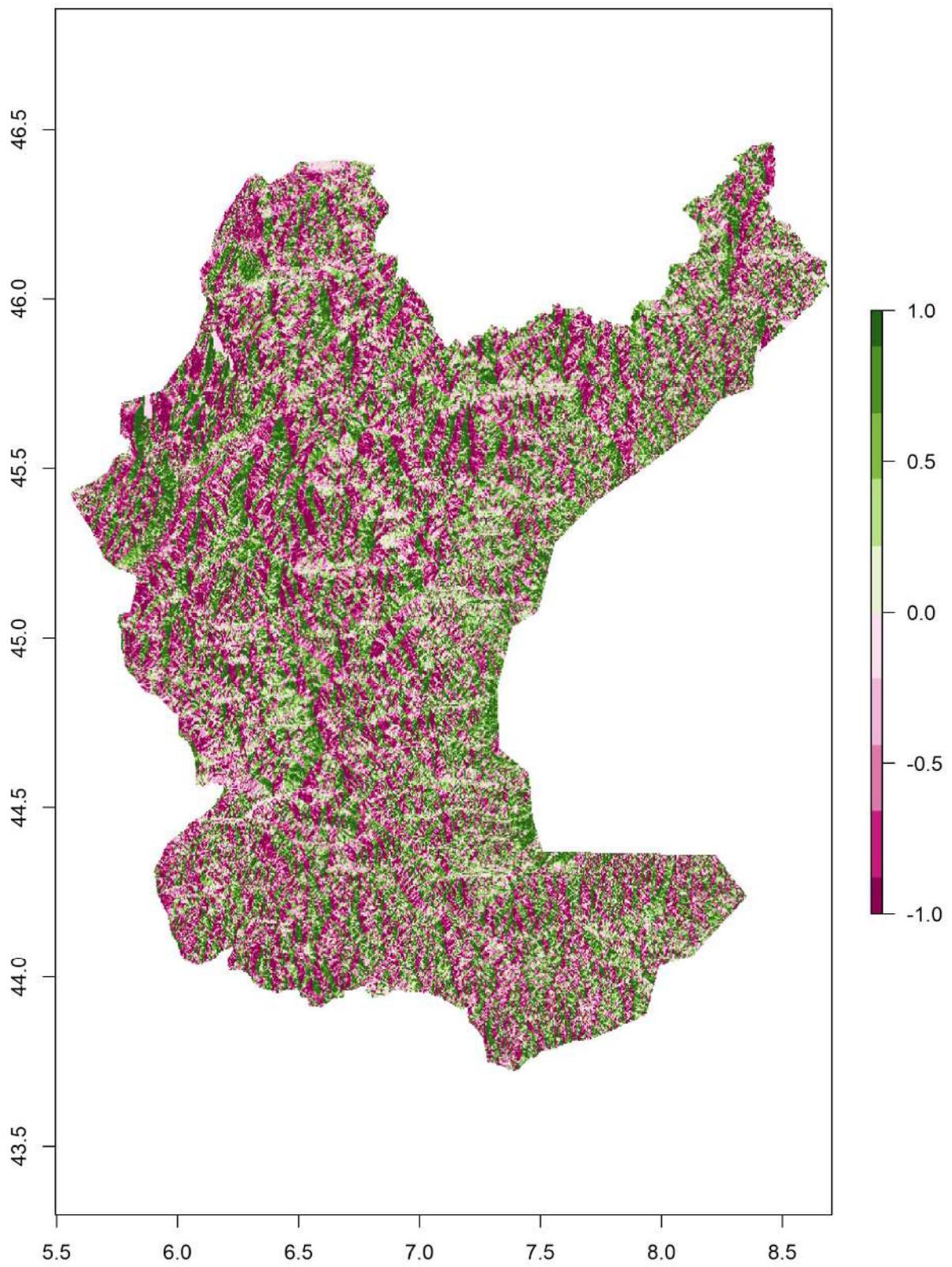
A l'échelle de 100x100

a Extension du Modèle Altimétrique du Terrain (m)

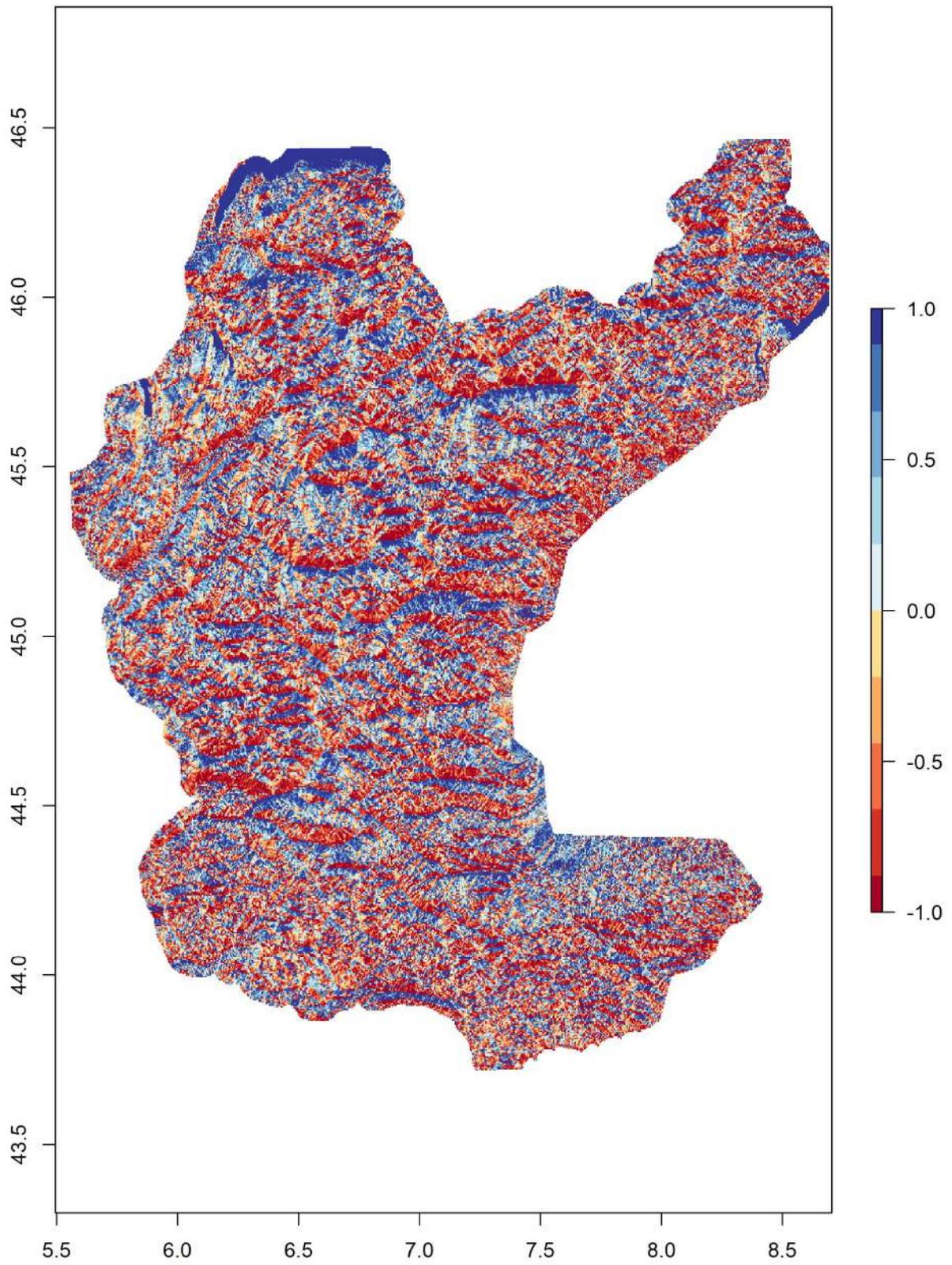




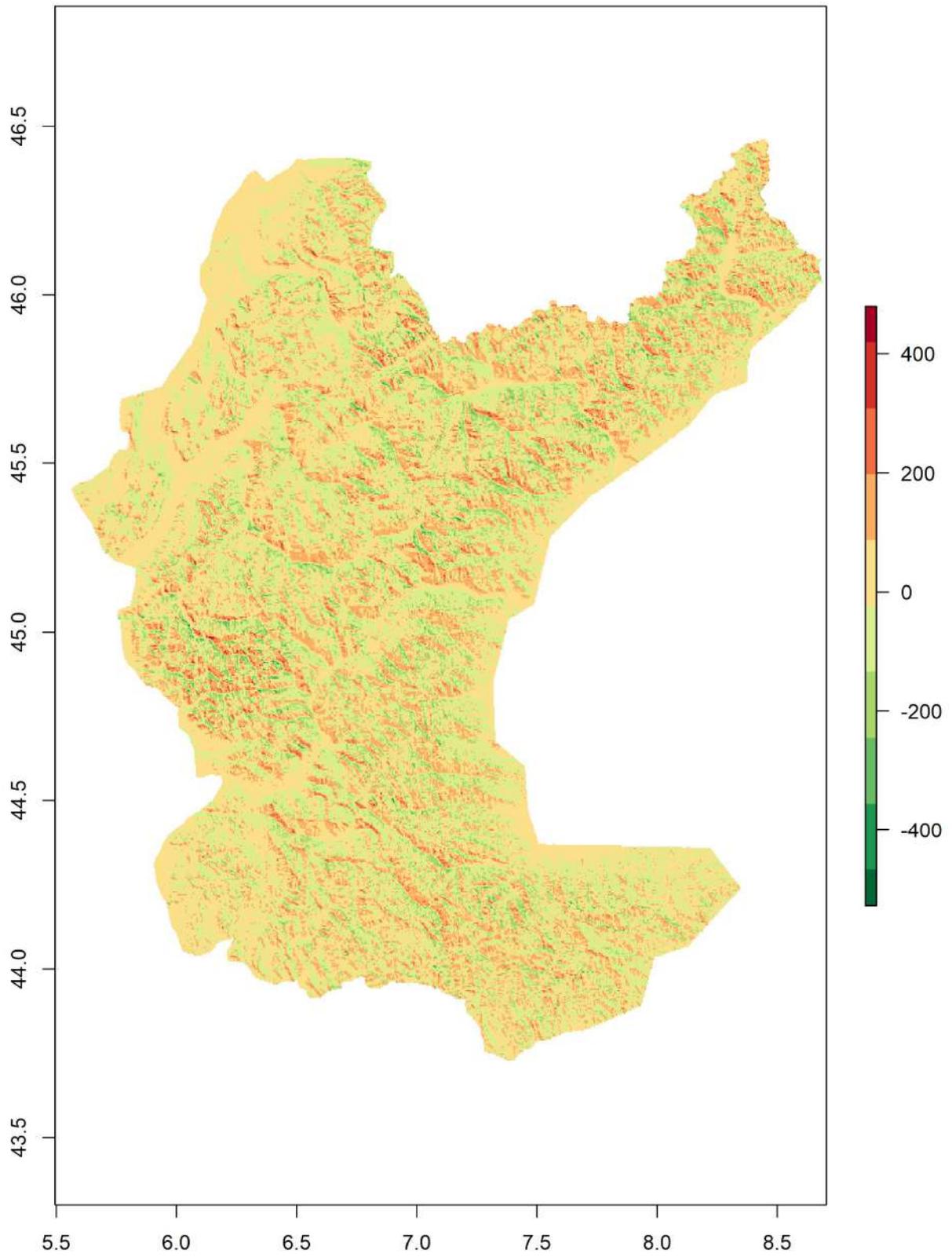
c Exposition Est (valeurs positives) – Ouest (Valeurs négatives)



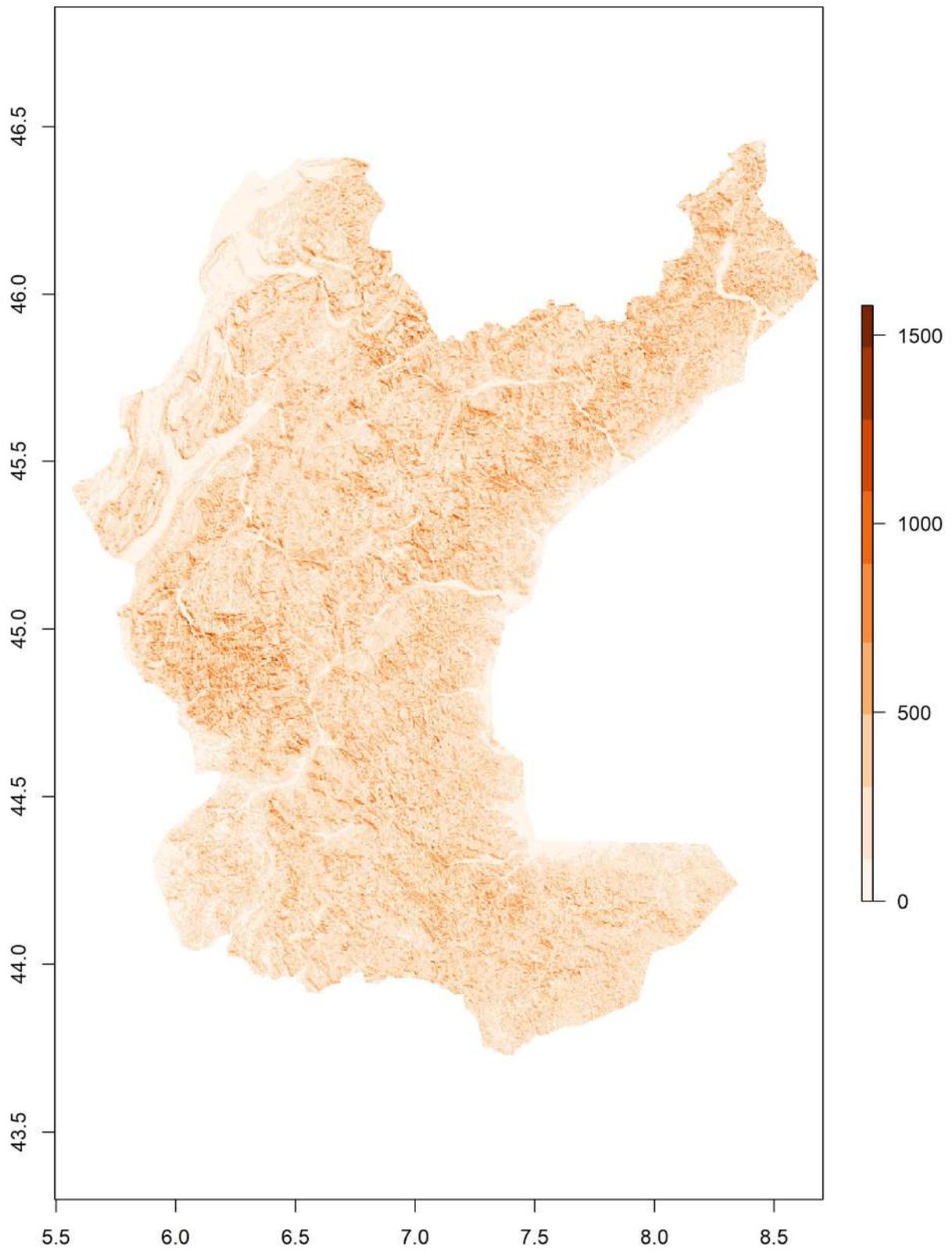
d Exposition Nord (valeurs positives) – Sud (Valeurs négatives)



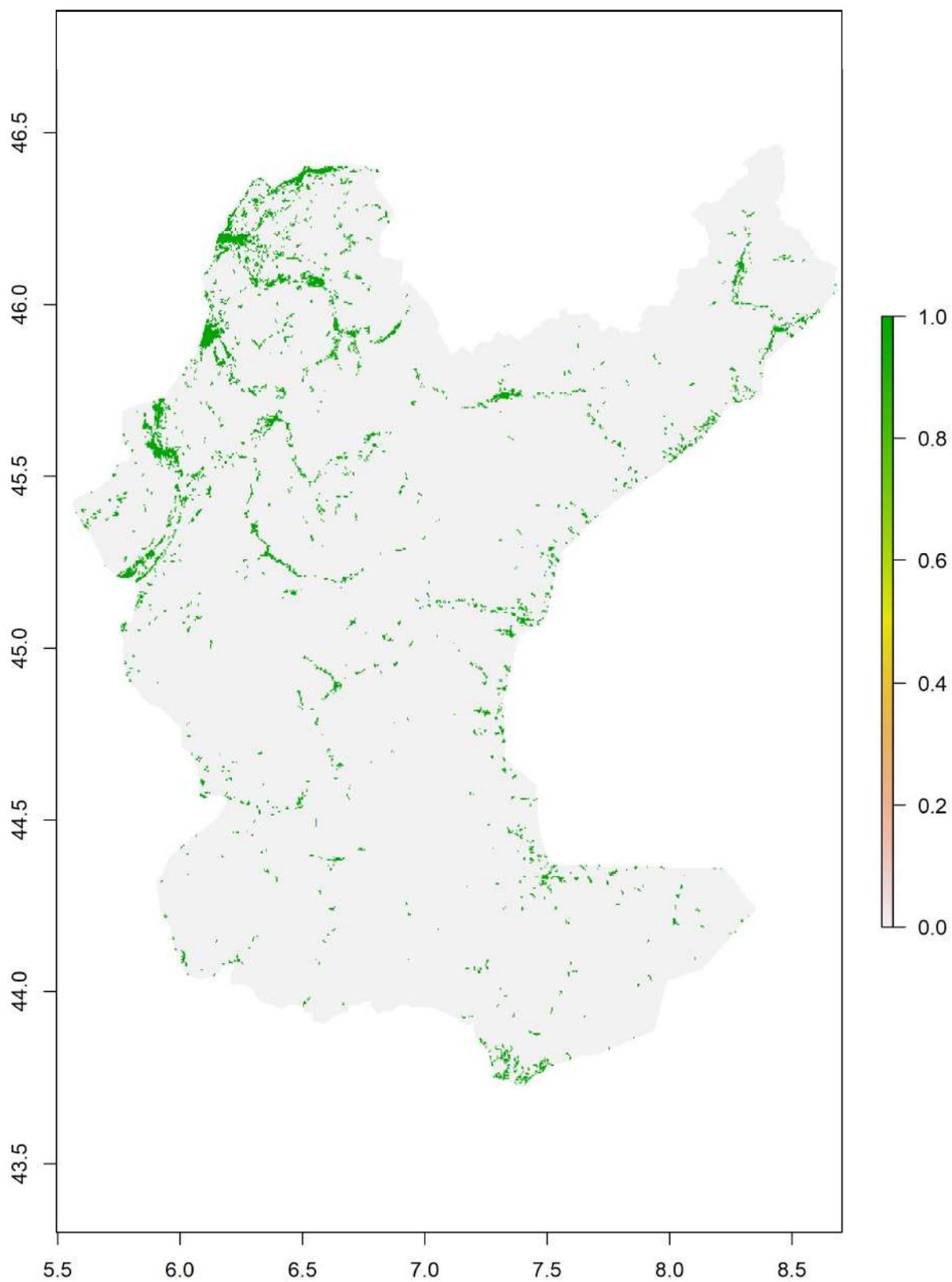
e TPI



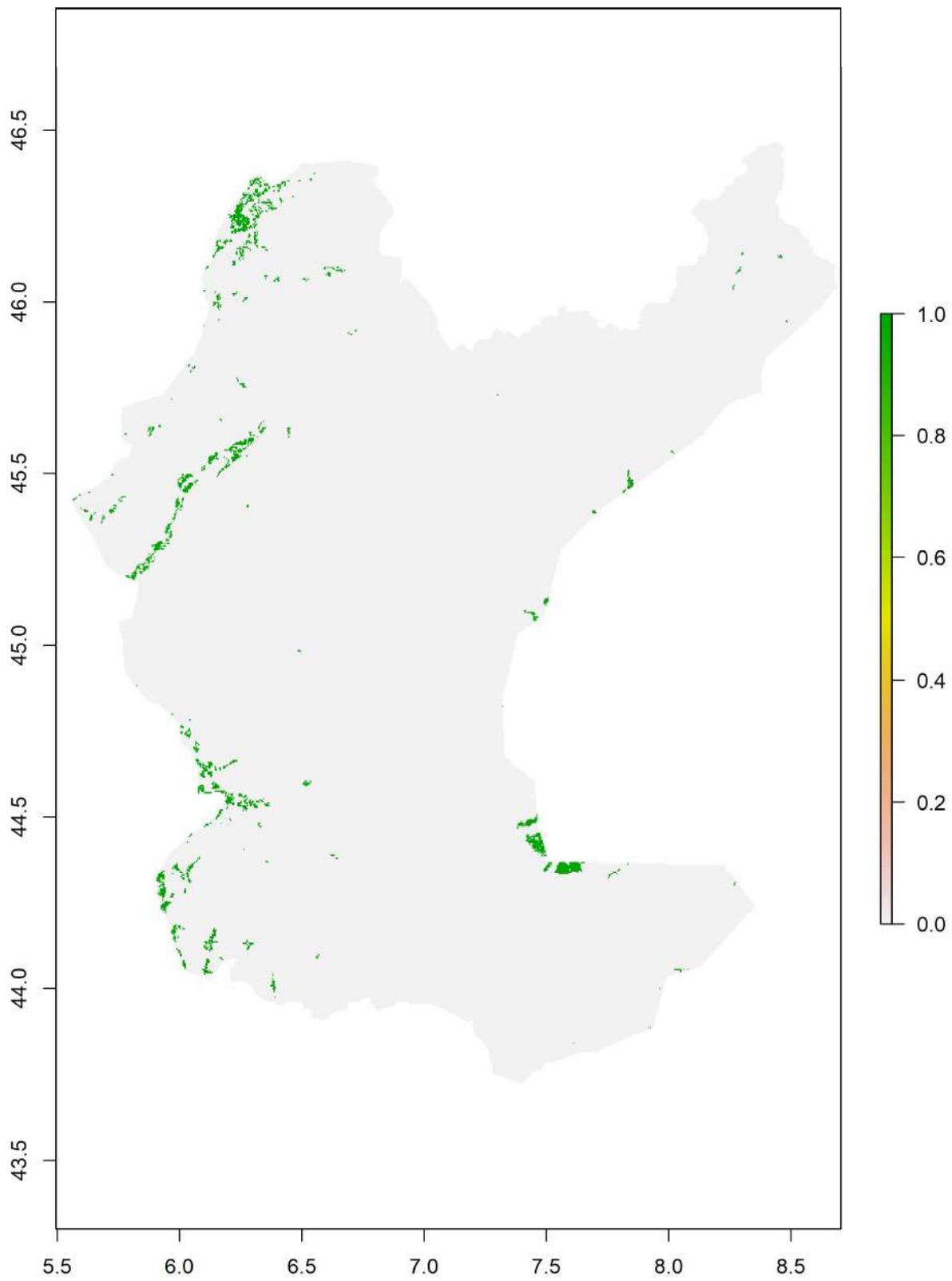
f TRI



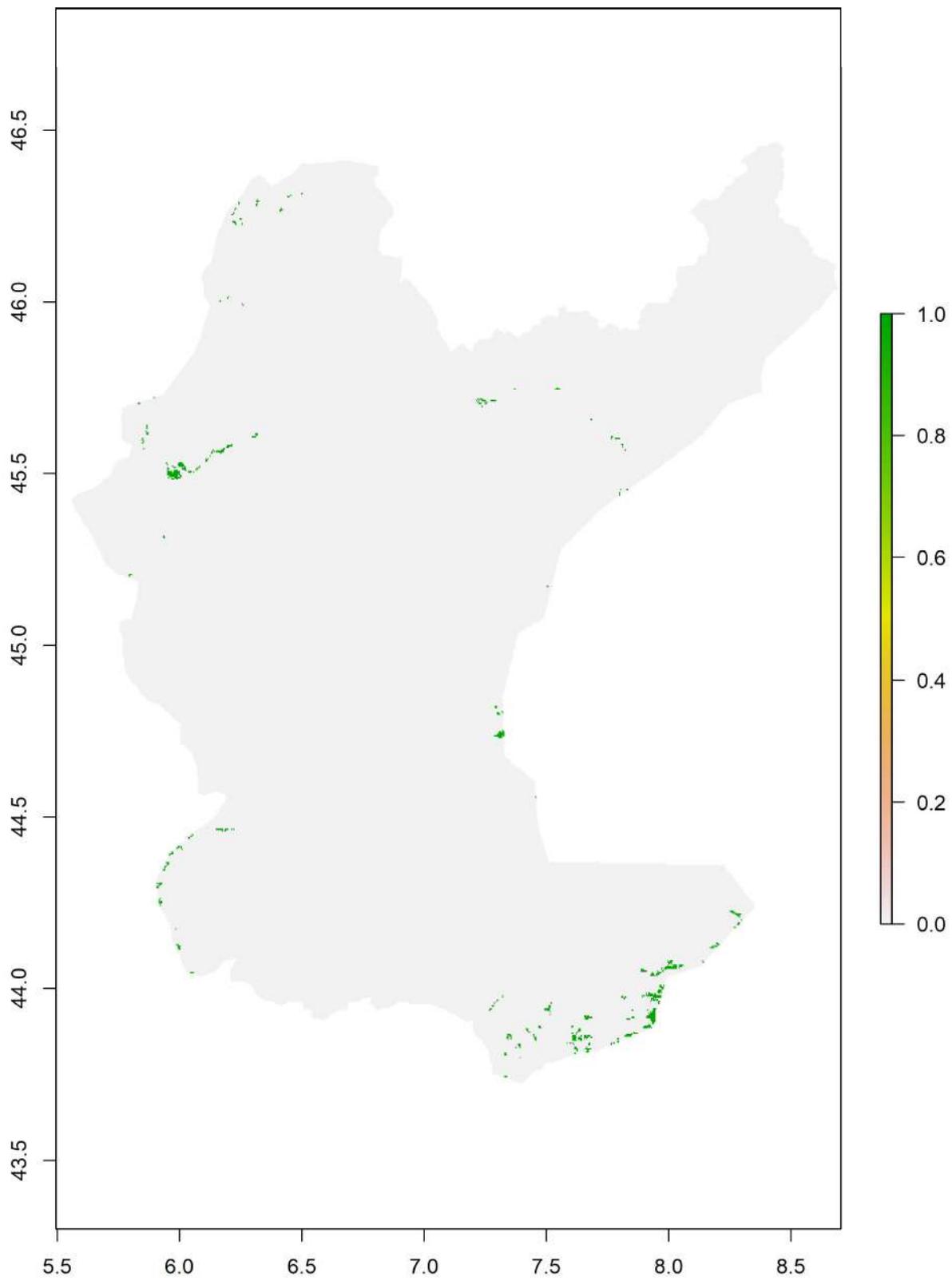
g CLC1 – Surfaces artificielles



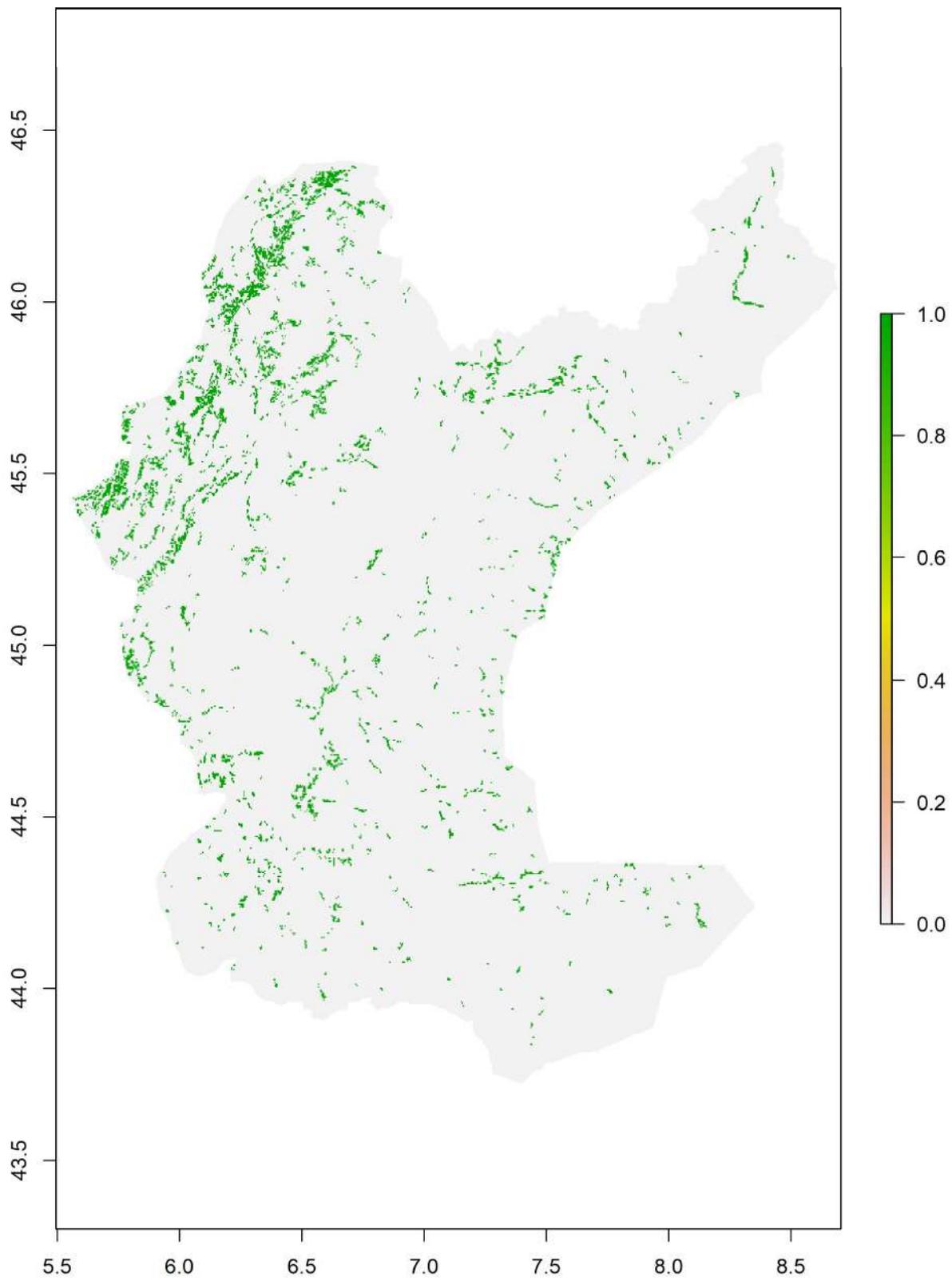
h CLC21 – Terres arables



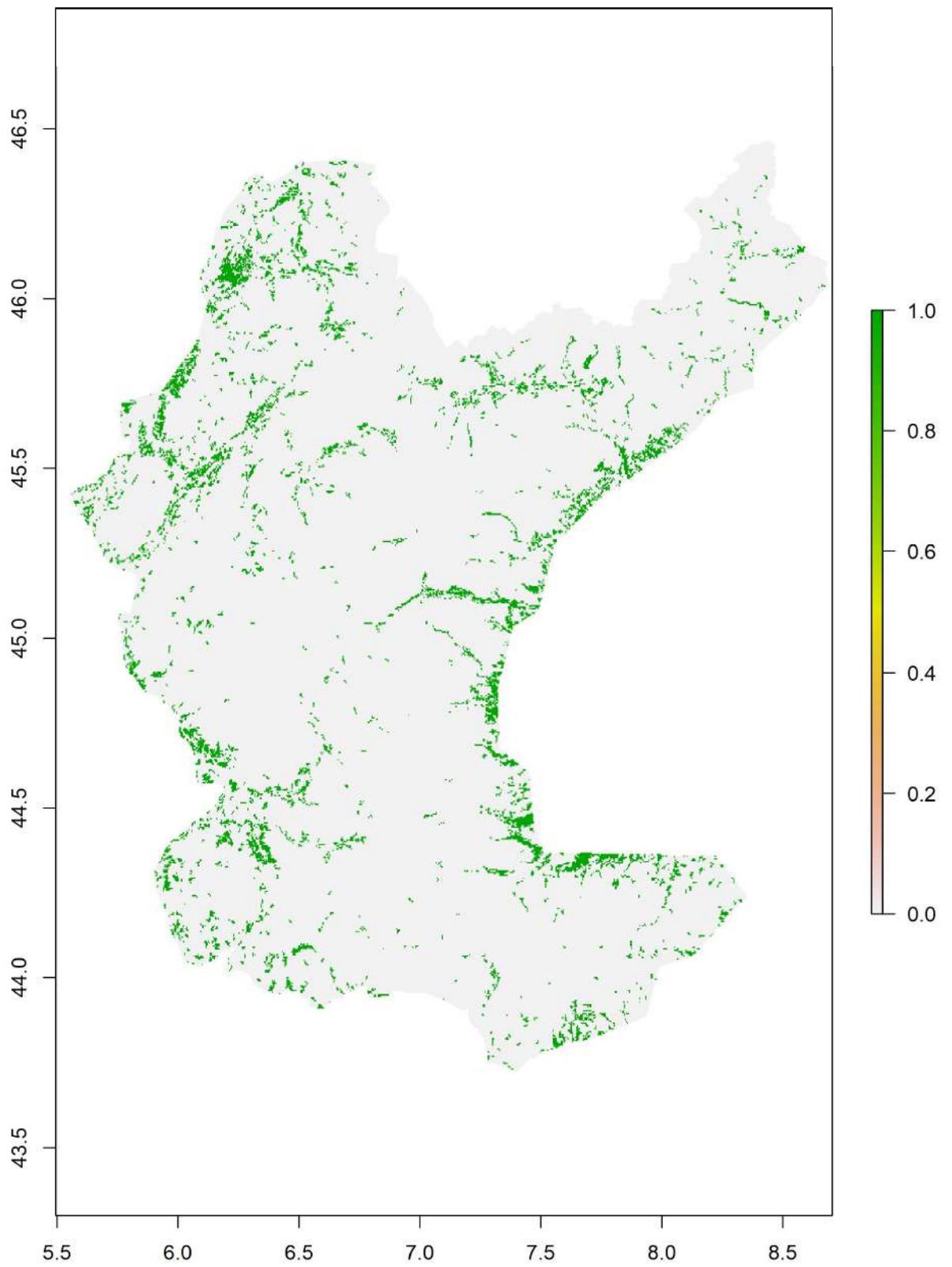
i CLC22 – Cultures permanentes



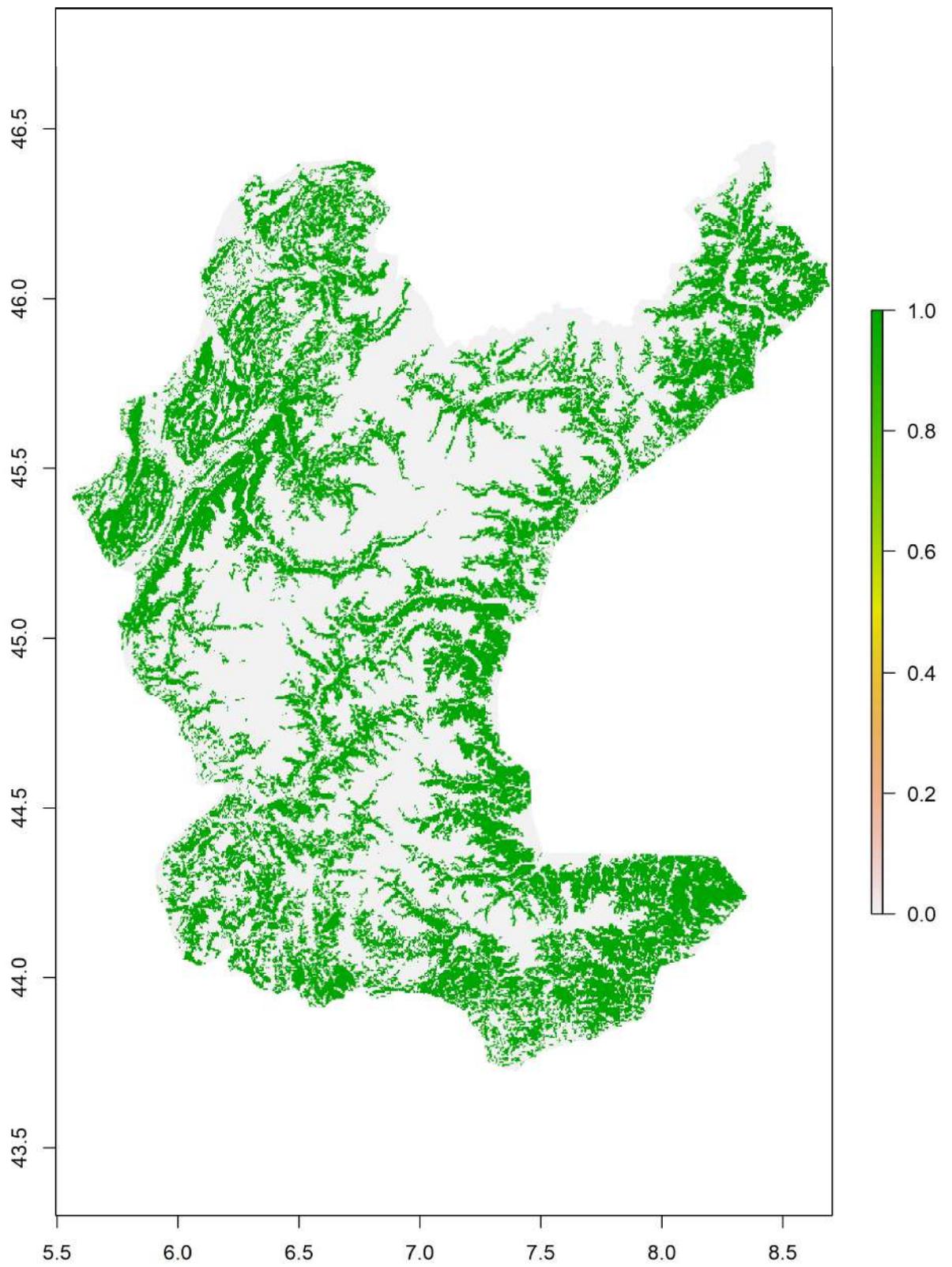
j CLC23 – Pelouses stables



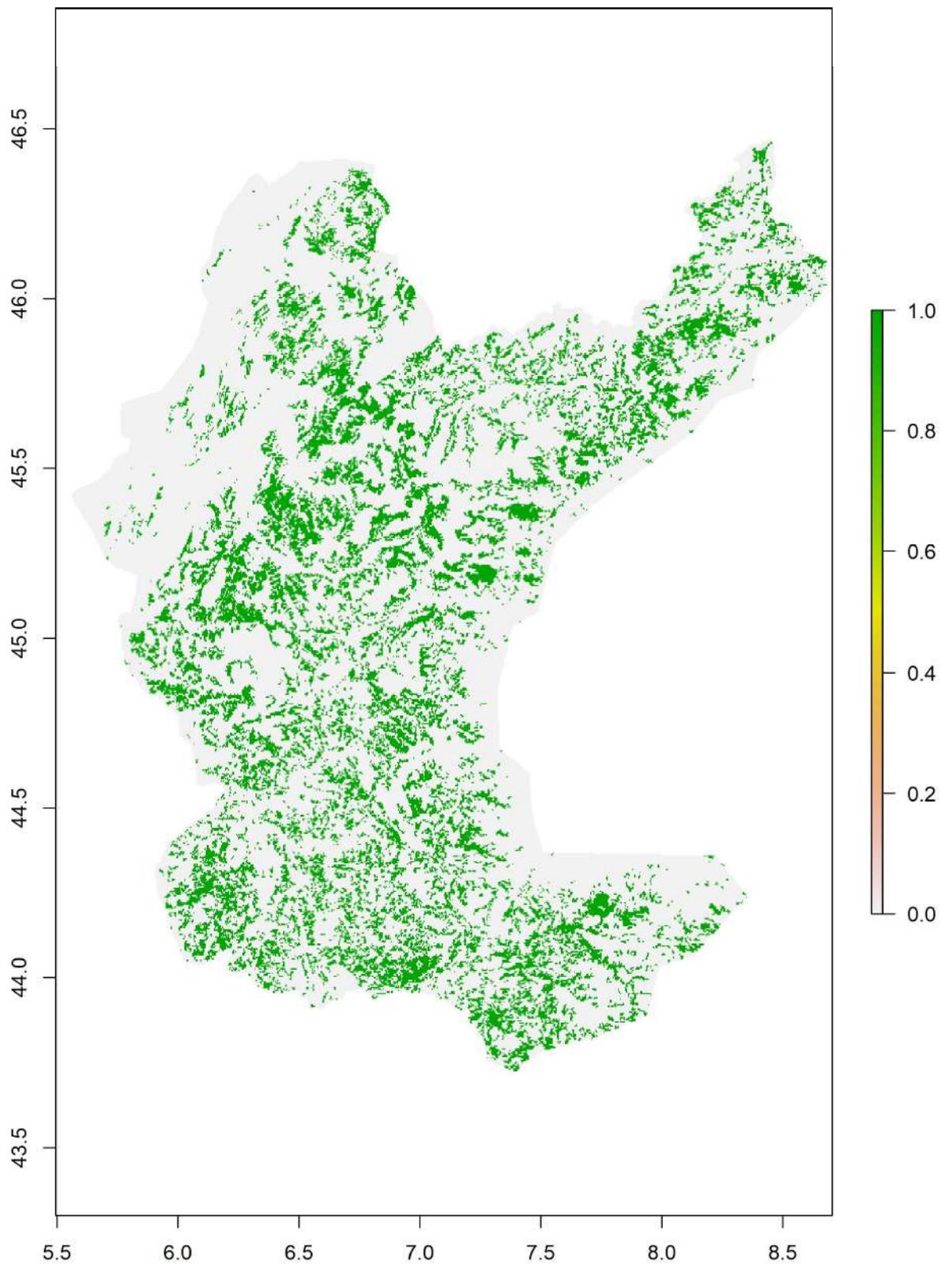
k CLC24 – Zones agricoles hétérogènes



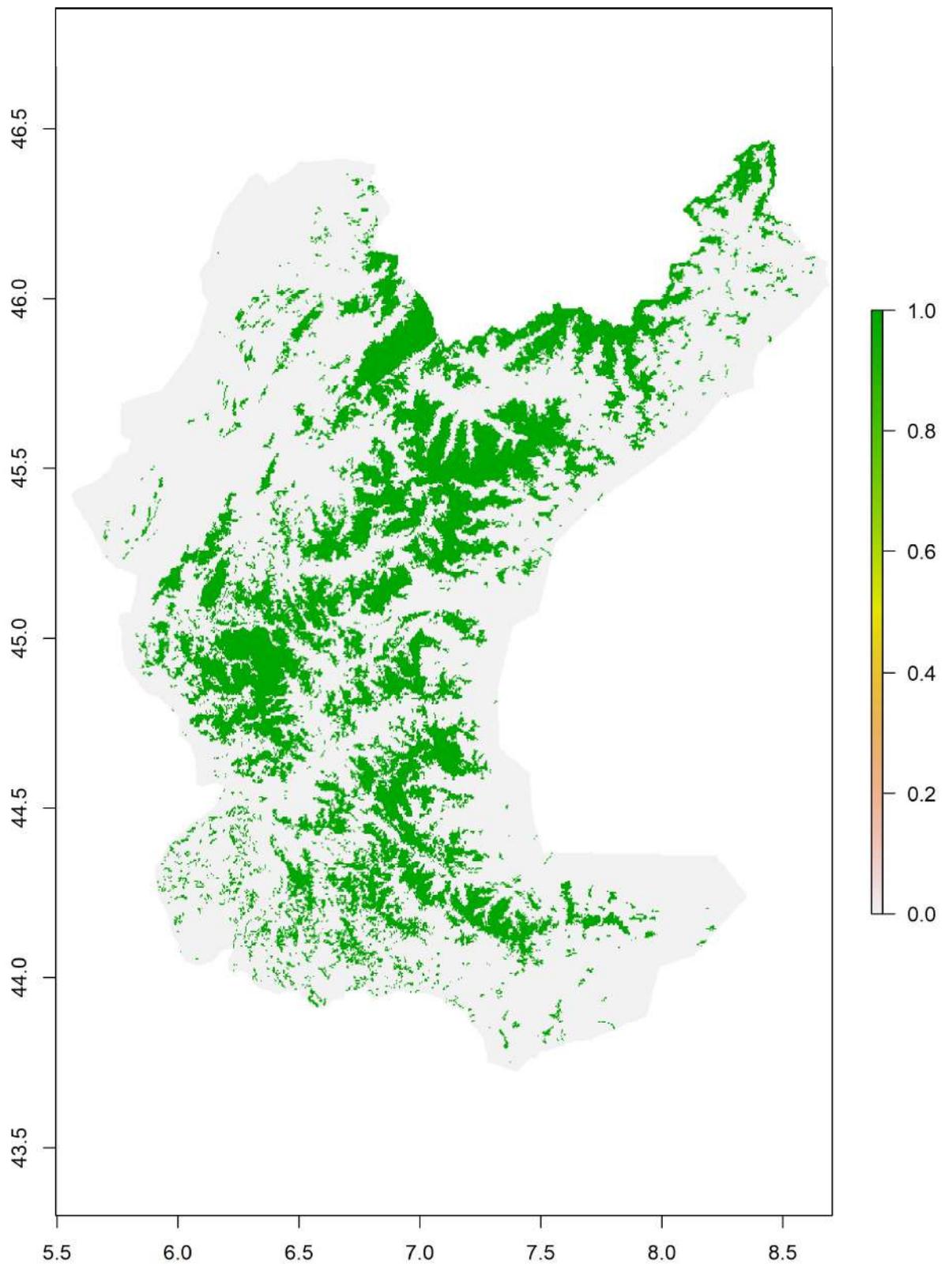
I CLC31 – Zones forestières



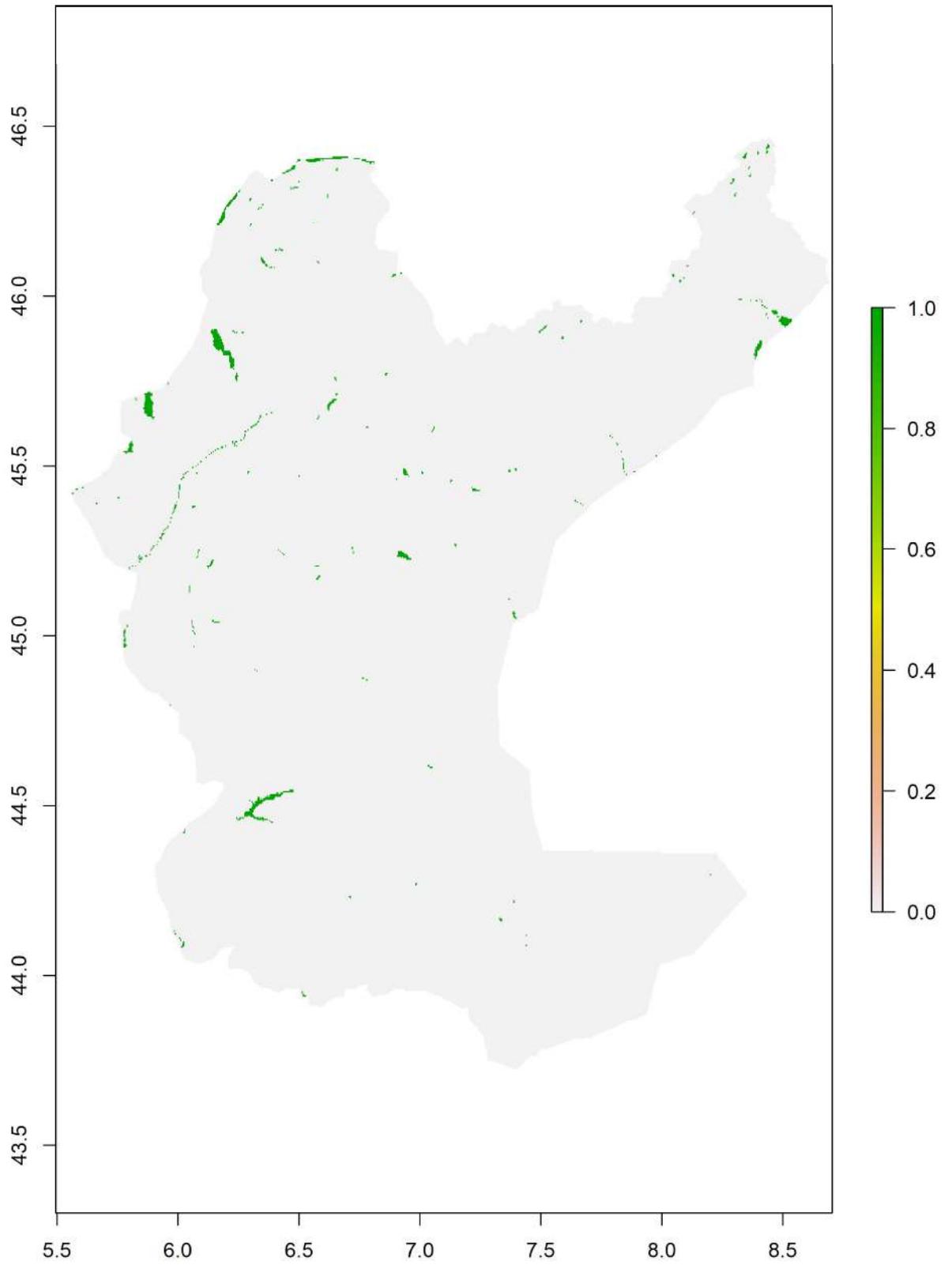
m CLC32 – Zones caractérisées par une végétation arbustive et/ou herbacée



n CLC33 – Zones ouvertes ayant une végétation parsemée ou nulle

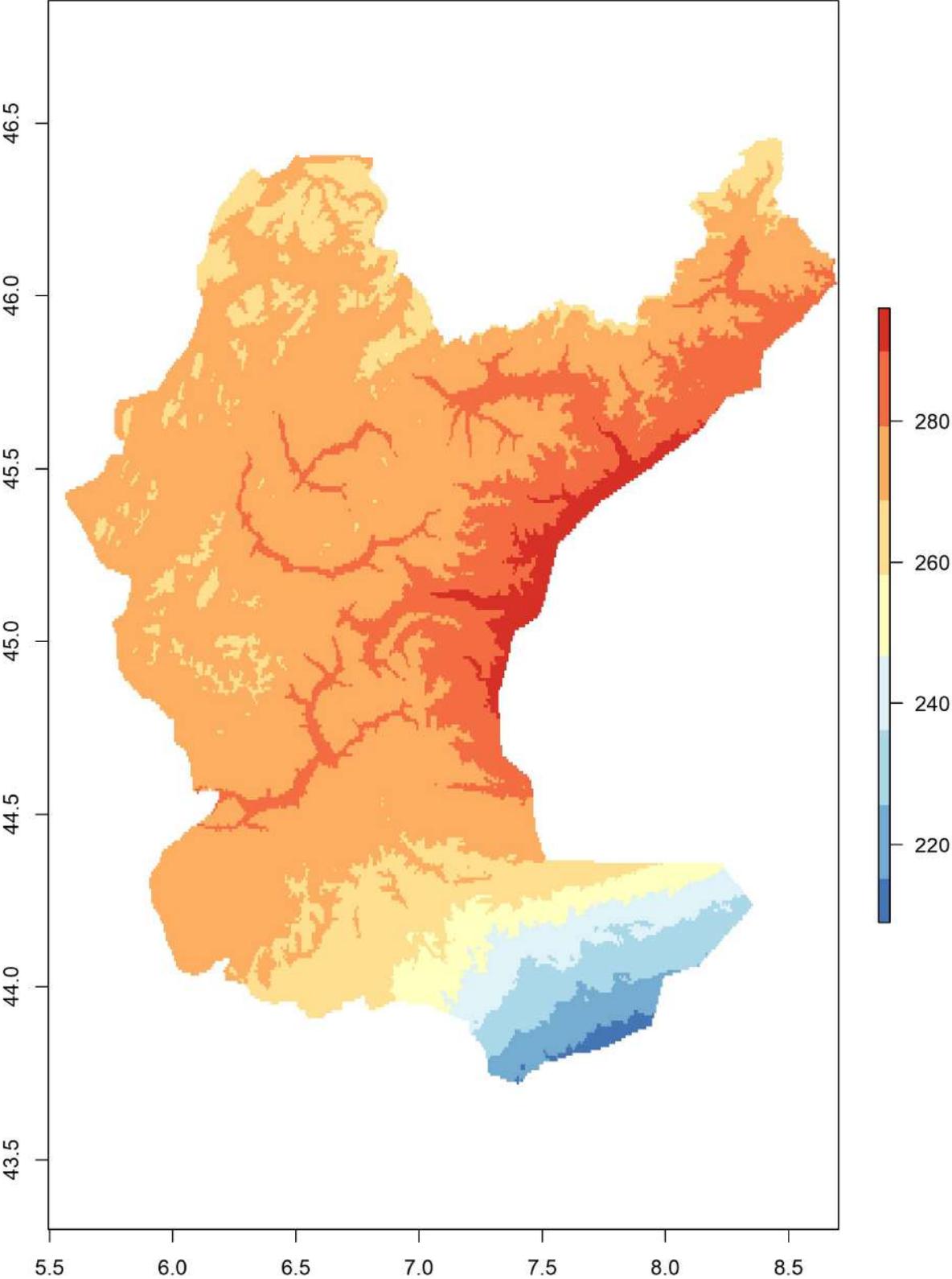


o CLC4\_5 – Zones humides et corps hydriques

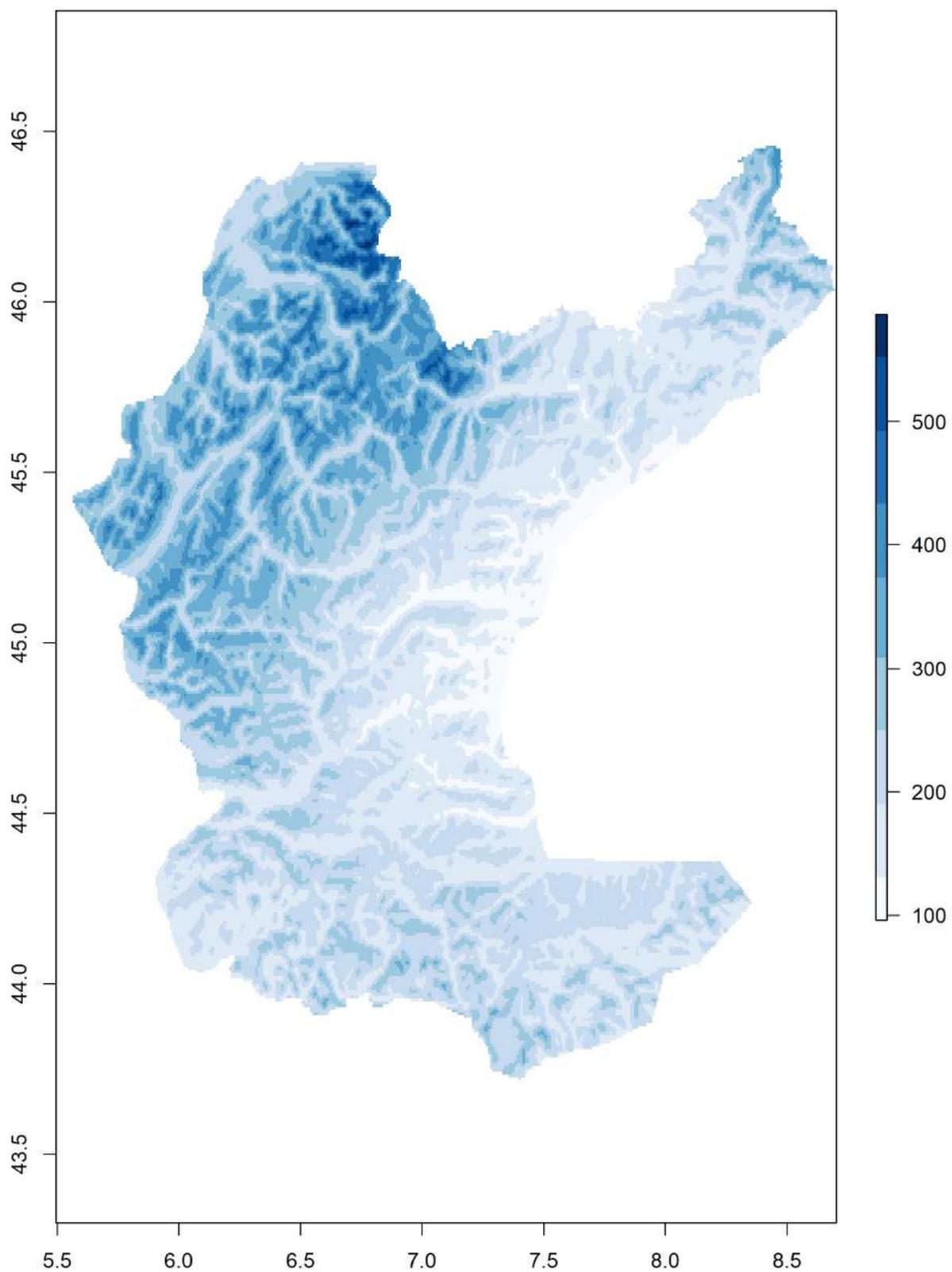


A l'échelle de 600x600

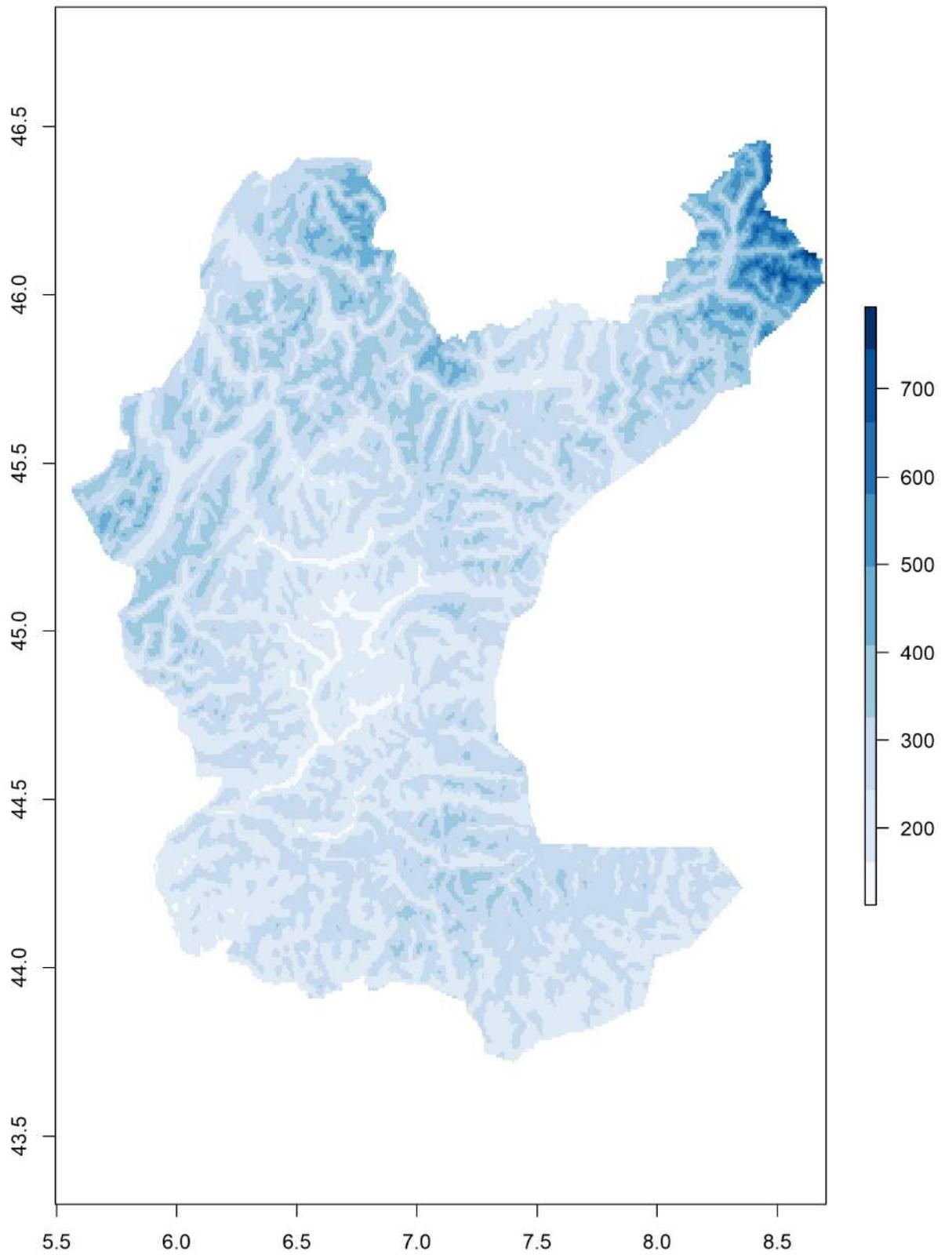
a Plage des températures annuelles (BIO10\_07) (Dixièmes de degré)



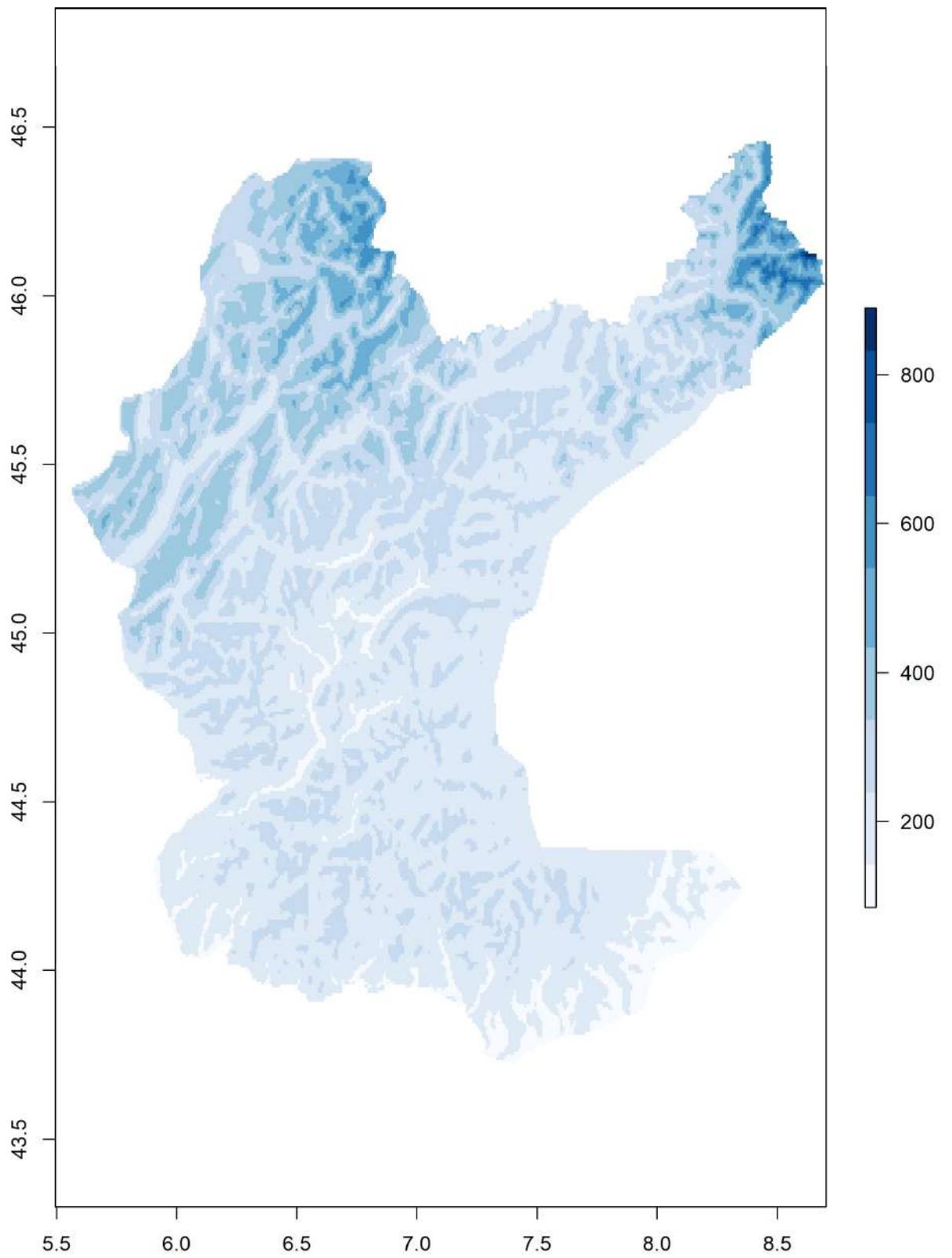
b Précipitations hivernales (mm)



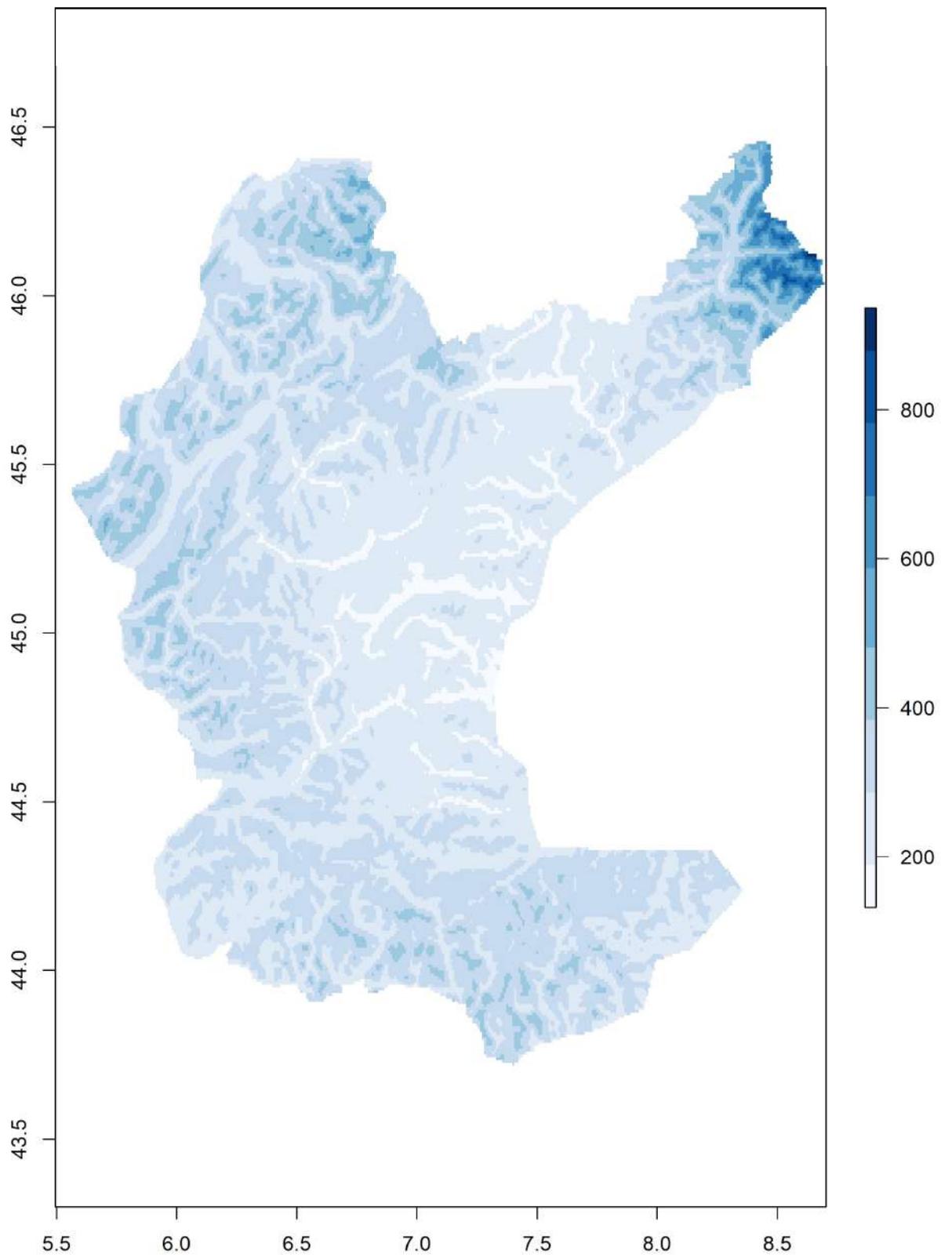
c Précipitations printanières (mm)



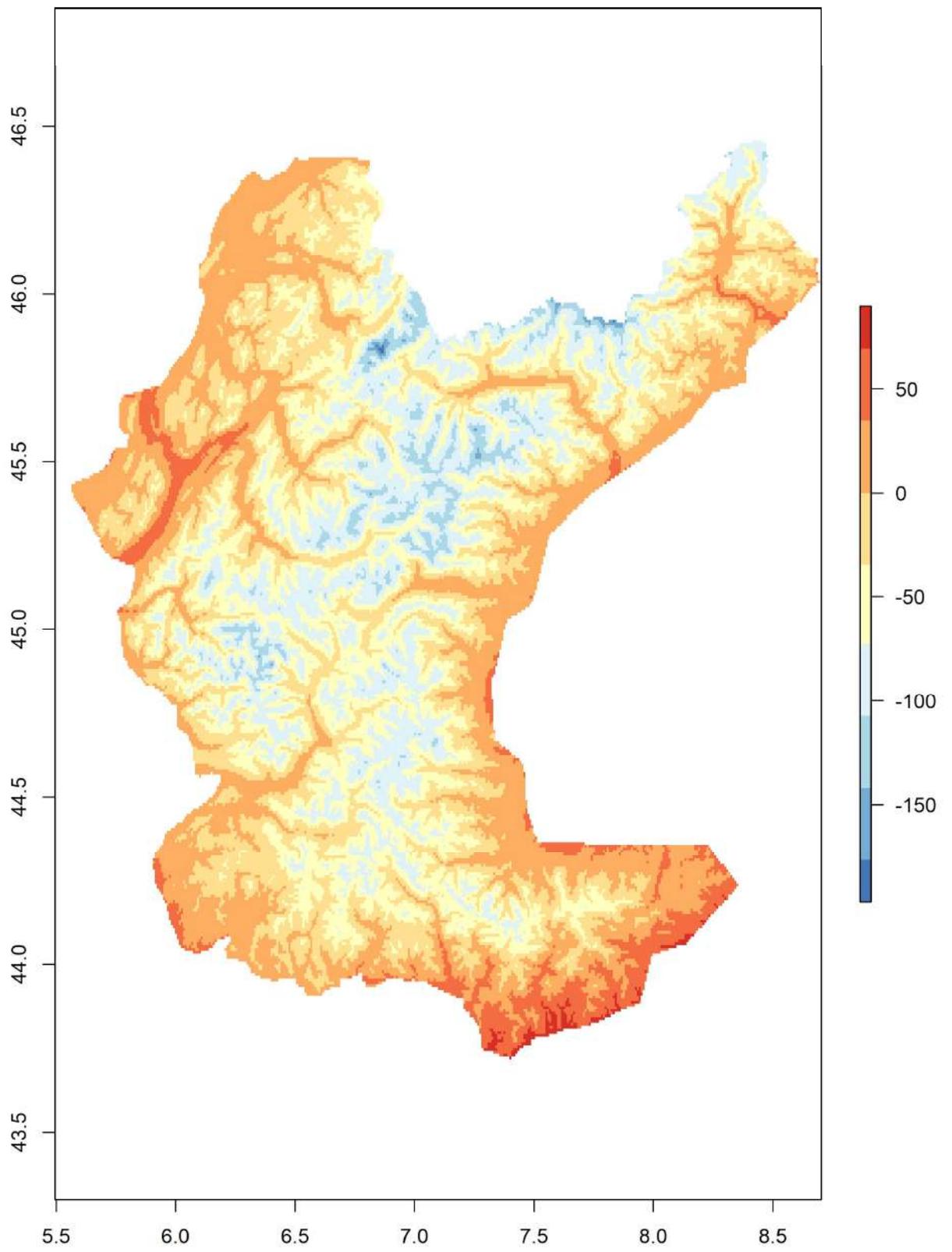
d Précipitations estivales (mm)



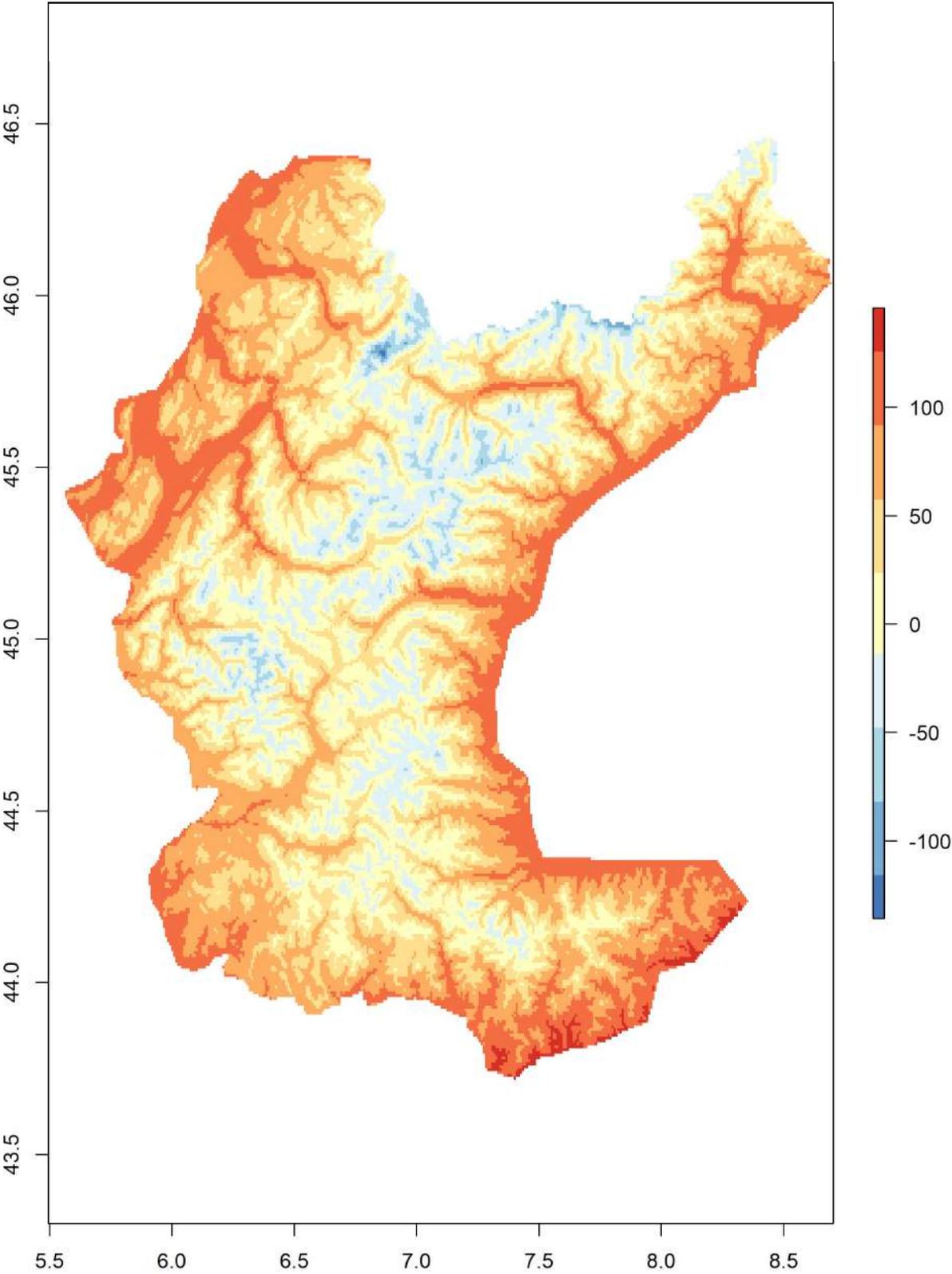
e Précipitations automnales (mm)



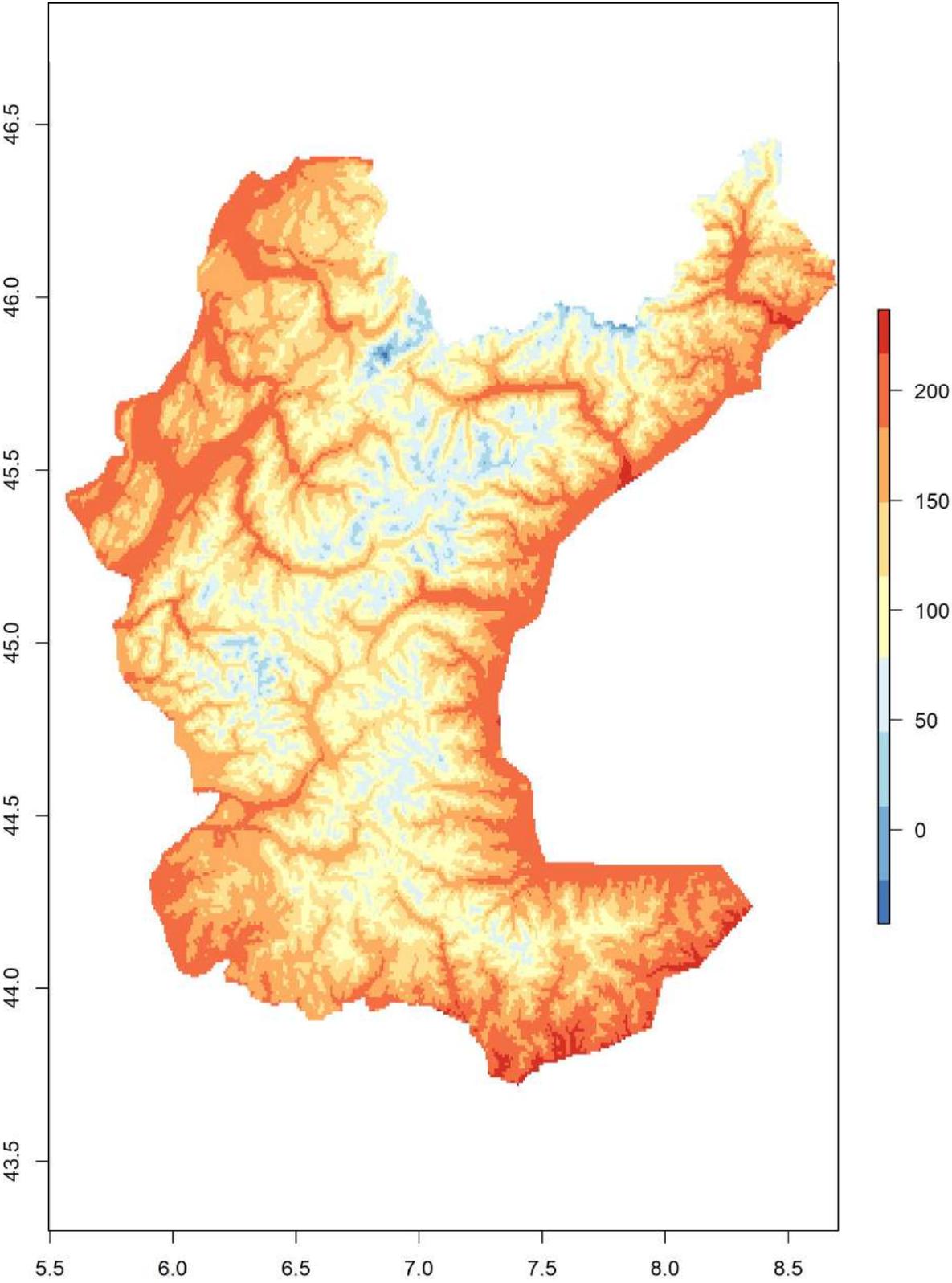
f Températures hivernales (dixièmes de degré)



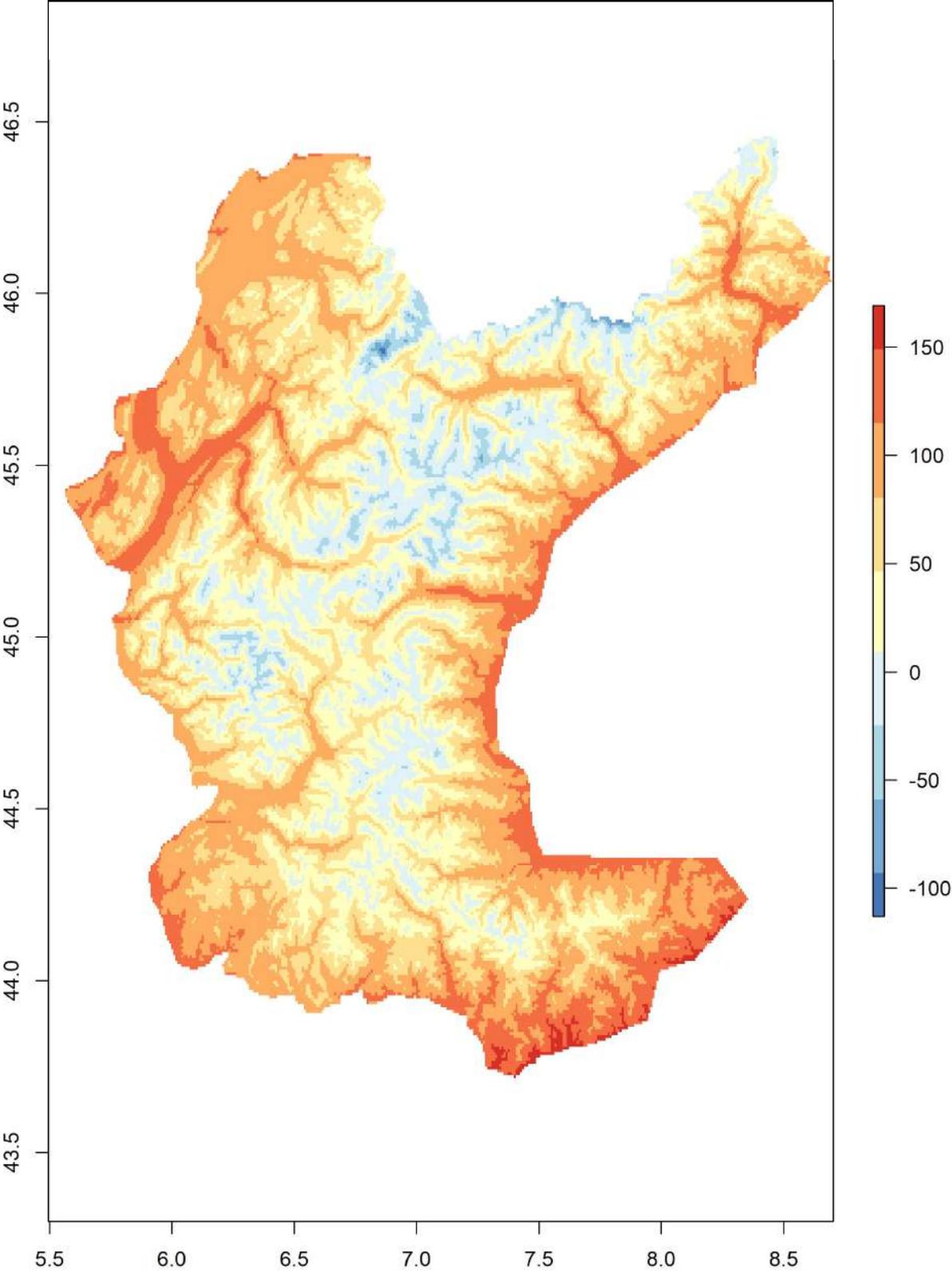
g Températures printanières (dixièmes de degré)



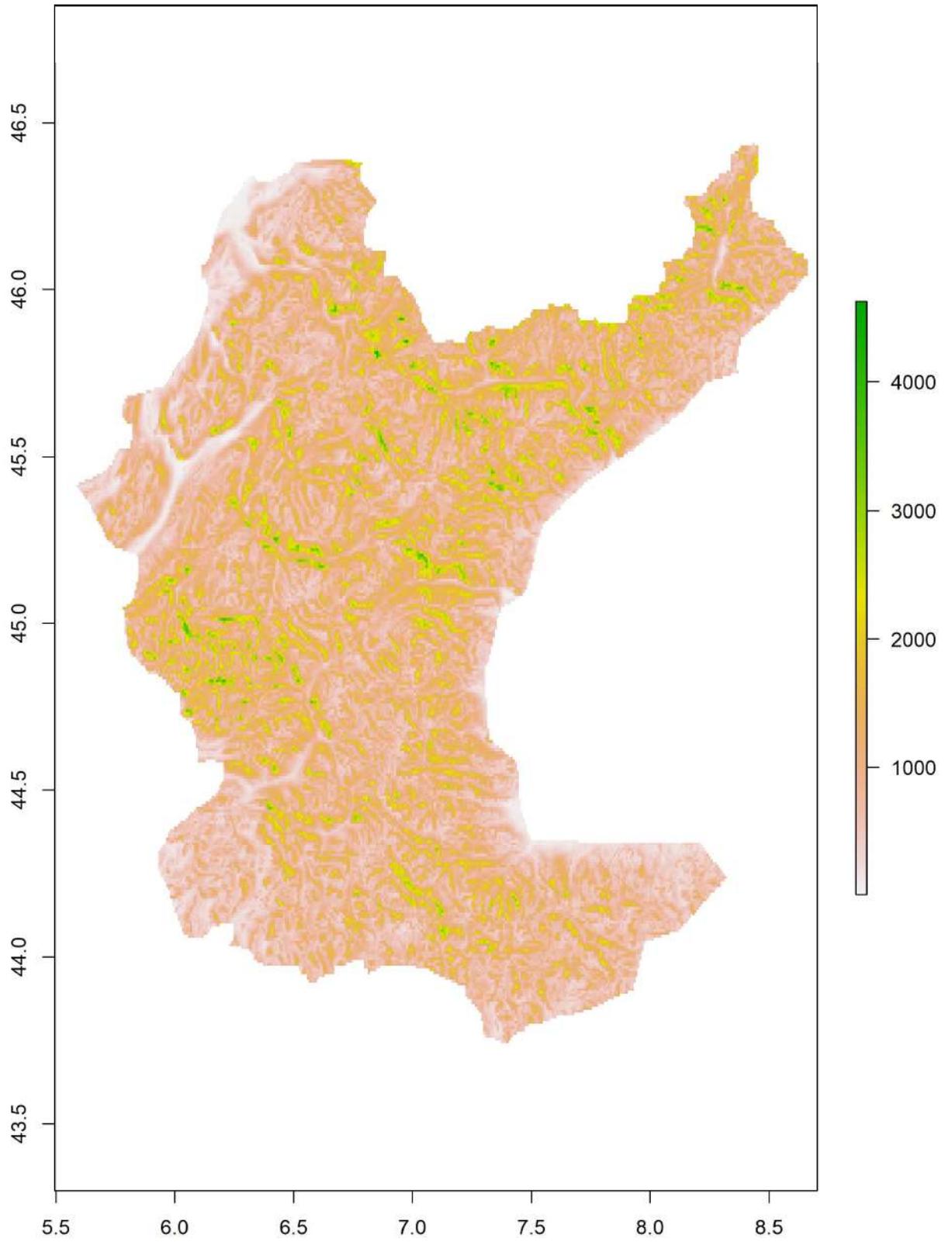
h) Températures estivales (dixièmes de degré)



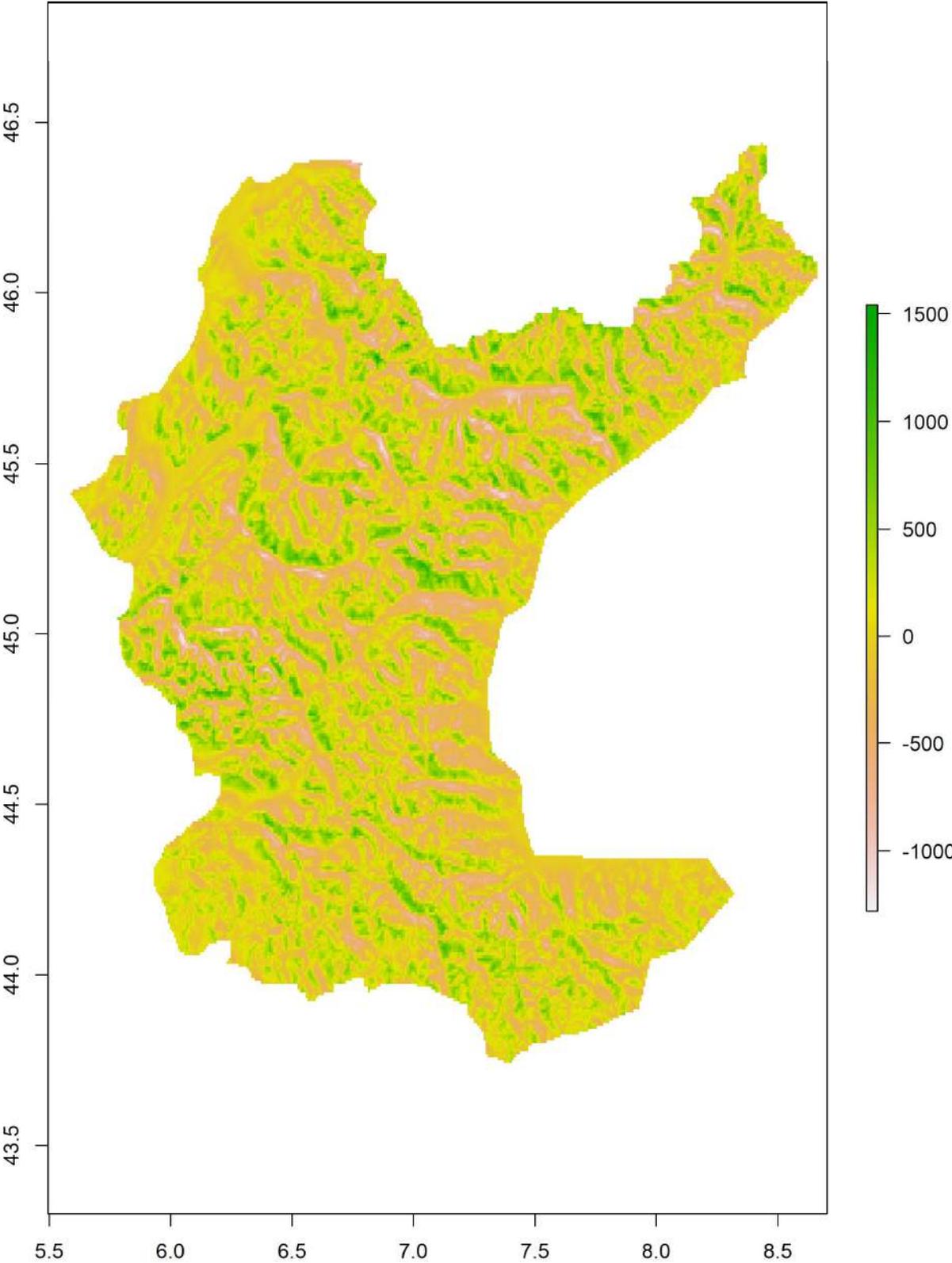
i) Températures automnales (dixièmes de degré)



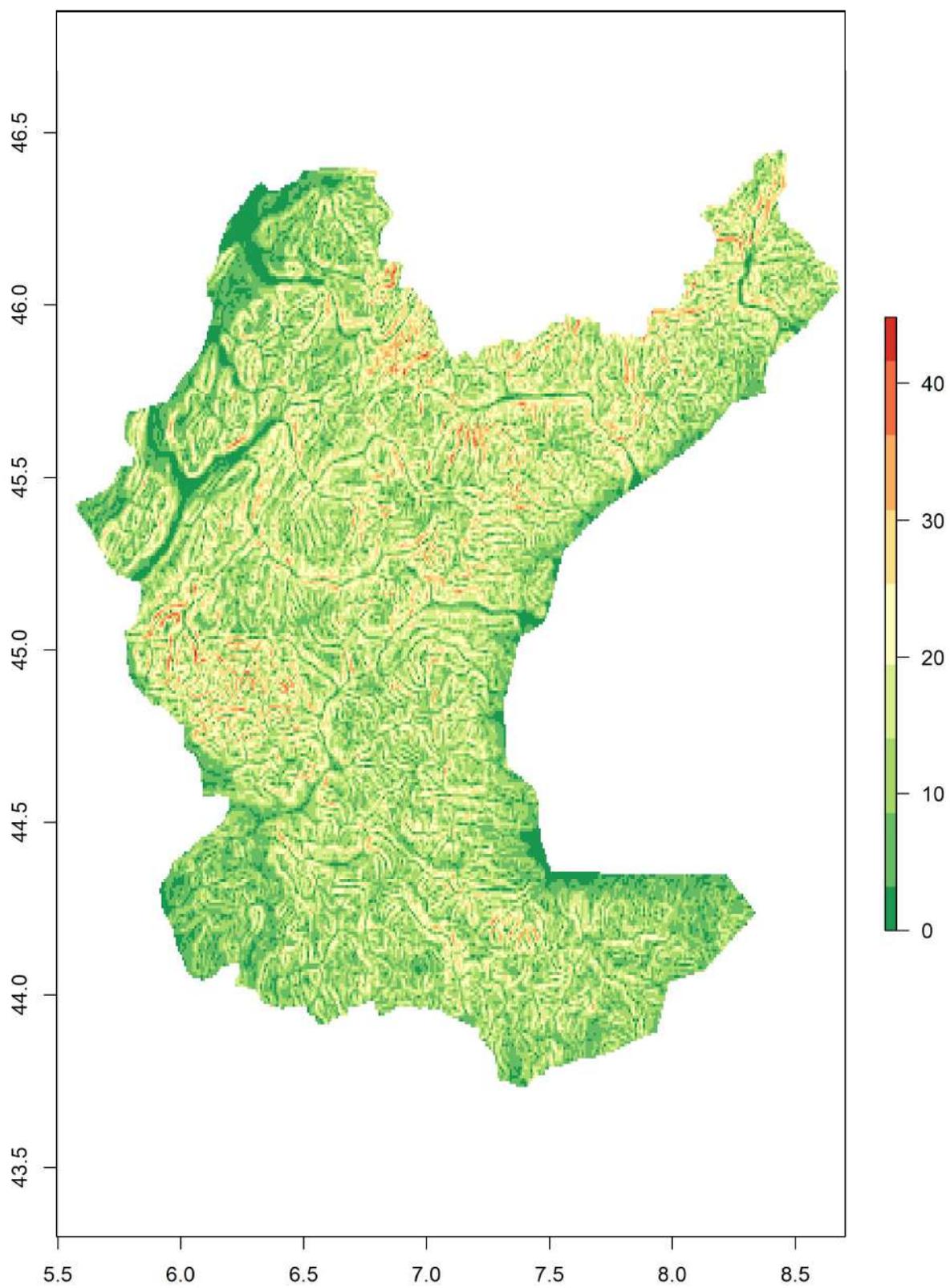
j) TRI



k) TPI



I) Pente (°)



## Annexe II AUC et TSS des modèles à l'échelle de 100x100

### Mâles en hiver

ROC	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
Testing.data	0.95	0.95	0.951	0.949	0.949	0.95	0.95	0.949	0.951	0.95	0.951
Cutoff	155.5	117.5	95.5	107.5	105.5	130.5	95.5	131.5	109.5	99.5	111.5
Sensitivity	88.364	90.55	91.958	91.004	90.976	89.42	91.208	88.79	90.161	91.393	90.643
Specificity	88.824	86.194	85.046	85.565	85.269	87.444	85.389	87.778	86.741	85.546	86.102
TSS	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
Testing.data	0.771	0.766	0.769	0.763	0.762	0.768	0.764	0.766	0.768	0.769	0.767
Cutoff	152	131	101	121	101	131	101	131	111	101	111
Sensitivity	88.568	89.809	91.403	89.772	91.19	89.42	90.634	88.809	90.078	91.319	90.7
Specificity	88.574	86.907	85.5	86.509	84.963	87.444	85.796	87.685	86.796	85.593	86.015
Femelles en hiver											
ROC	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
Testing.data	0.952	0.954	0.953	0.954	0.951	0.954	0.952	0.955	0.953	0.953	0.954
Cutoff	223.5	169.5	134.5	131.5	160.5	135.5	167.5	145.5	162.5	173.5	146.5
Sensitivity	86.657	88.721	89.931	90.375	89.023	90.197	87.28	90.286	89.308	88.863	89.583
Specificity	90.267	88.933	87.433	87.3	87.983	86.7	89.717	87.733	88.483	89.15	88.073
TSS	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
Testing.data	0.769	0.775	0.772	0.777	0.768	0.768	0.769	0.779	0.778	0.78	0.775
Cutoff	222	172	131	131	152	131	172	141	162	162	141
Sensitivity	86.675	88.49	90.02	90.411	89.432	90.393	87.013	90.375	89.308	89.432	89.693
Specificity	90.183	89.05	87.233	87.217	87.45	86.433	89.817	87.483	88.45	88.517	87.753
Mâles printemps	au										
ROC	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
Testing.data	0.94	0.937	0.939	0.939	0.94	0.935	0.935	0.937	0.938	0.938	0.939
Cutoff	138.5	130.5	166.5	135.5	151.5	160.5	150.5	135.5	135.5	145.5	140.5
Sensitivity	91.071	90.678	89.2	90.957	89.748	88.952	88.942	90.885	90.905	90.482	90.552
Specificity	83.385	82.823	85.031	82.948	84.615	84.229	84.208	82.823	83.146	84.229	83.154
TSS	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
Testing.data	0.744	0.735	0.742	0.738	0.743	0.732	0.731	0.735	0.74	0.746	0.737
Cutoff	139	130	170	129	149	160	148	130	139	140	140
Sensitivity	91.071	90.699	88.921	91.391	89.851	88.973	89.128	91.164	90.647	90.802	90.616
Specificity	83.385	82.76	85.24	82.354	84.417	84.156	83.958	82.396	83.323	83.729	83.065
Femelles printemps	au										
ROC	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full

<i>Testing.data</i>	0.94	0.936	0.94	0.939	0.943	0.938	0.94	0.941	0.94	0.94	0.943
<i>Cutoff</i>	169.5	218.5	175.5	187.5	185.5	107.5	160.5	146.5	179.5	200.5	171.5
<i>Sensitivity</i>	90.06	87.546	90.697	89.759	90.647	93.513	90.714	91.636	89.809	88.82	90.51
<i>Specificity</i>	84.067	86.2	83.7	84.283	84.567	80.1	83.15	83.067	84.4	85.75	84.587
<i>TSS</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>Testing.data</i>	0.741	0.736	0.743	0.739	0.75	0.735	0.737	0.745	0.741	0.745	0.751
<i>Cutoff</i>	141	222	172	182	182	111	182	172	162	202	172
<i>Sensitivity</i>	91.703	87.395	90.815	90.01	90.731	93.144	89.39	89.909	90.597	88.719	90.51
<i>Specificity</i>	82.283	86.317	83.5	83.867	84.25	80.333	84.283	84.567	83.433	85.783	84.587
<i>Mâles en été</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>ROC</i>	0.9	0.906	0.903	0.905	0.907	0.908	0.905	0.907	0.906	0.907	0.909
<i>Testing.data</i>	217.5	188.5	215.5	253.5	224.5	196.5	212.5	255.5	190.5	227.5	240.5
<i>Cutoff</i>	92.473	94.298	93.791	91.249	92.989	94.847	93.36	91.46	95.32	92.668	92.201
<i>Sensitivity</i>	75.65	74.485	74.84	77.576	76.546	74.747	76.022	77.779	73.725	76.546	77.071
<i>Specificity</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>TSS</i>	0.681	0.687	0.686	0.688	0.695	0.694	0.693	0.692	0.69	0.692	0.692
<i>Testing.data</i>	222	253	212	253	222	217	209	253	192	228	242
<i>Cutoff</i>	92.237	90.97	93.926	91.274	93.115	93.588	93.512	91.578	95.185	92.668	92.14
<i>Sensitivity</i>	75.845	77.745	74.569	77.517	76.351	75.836	75.735	77.627	73.775	76.546	77.118
<i>Specificity</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>Femelles en été</i>	0.931	0.93	0.931	0.934	0.933	0.93	0.932	0.931	0.931	0.931	0.935
<i>ROC</i>	147.5	149.5	159.5	202.5	180.5	138.5	143.5	176.5	191.5	166.5	187.5
<i>Testing.data</i>	92.917	92.768	92.827	90.065	90.927	93.793	93.6	91.565	90.244	91.922	90.7
<i>Cutoff</i>	79.632	79.868	80.029	83.324	82.103	78.176	79.426	81.221	81.971	81.074	82.429
<i>Sensitivity</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>TSS</i>	0.724	0.726	0.727	0.734	0.729	0.718	0.73	0.727	0.722	0.728	0.731
<i>Testing.data</i>	182	172	162	202	222	192	172	172	192	162	172
<i>Cutoff</i>	90.793	91.194	92.634	90.08	88.506	90.08	91.788	91.788	90.244	91.981	91.651
<i>Sensitivity</i>	81.544	81.279	80.088	83.221	84.485	81.618	81.206	80.956	81.971	80.838	81.424
<i>Specificity</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>Mâles en automne</i>	0.918	0.919	0.919	0.918	0.917	0.919	0.917	0.92	0.914	0.917	0.919
<i>ROC</i>	191.5	194.5	201.5	181.5	194.5	189.5	216.5	210.5	170.5	187.5	177.5
<i>Testing.data</i>	93.37	93.082	92.374	93.97	92.749	93.053	91.486	92.352	94.432	93.479	94.066
<i>Cutoff</i>	77.136	77.35	77.821	76.764	77.557	77.45	78.521	78.493	74.821	76.529	76.25
<i>Sensitivity</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>TSS</i>	0.705	0.703	0.701	0.706	0.703	0.704	0.7	0.708	0.691	0.699	0.703
<i>Testing.data</i>	192	191	200	179	191	182	222	202	181	192	181
<i>Cutoff</i>											

<i>Sensitivity</i>	93.37	93.277	92.475	94.114	92.952	93.421	91.124	92.771	93.717	93.226	93.835
<i>Specificity</i>	77.136	77.05	77.657	76.557	77.271	76.921	78.85	77.971	75.464	76.721	76.447
<i>Femelles automne</i>	<i>en</i>										
<i>ROC</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>Testing.data</i>	0.927	0.927	0.925	0.925	0.925	0.927	0.929	0.925	0.929	0.926	0.929
<i>Cutoff</i>	194.5	172.5	144.5	178	173.5	201.5	165.5	166.5	170.5	180.5	173.5
<i>Sensitivity</i>	91.368	92.15	92.917	91.368	92.46	90.394	92.799	92.386	92.681	92.032	91.899
<i>Specificity</i>	80.662	79.603	77.721	79.426	79.853	81.221	79.412	79.162	79.235	80	79.732
<i>TSS</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>Testing.data</i>	0.72	0.718	0.705	0.707	0.723	0.715	0.722	0.715	0.719	0.719	0.716
<i>Cutoff</i>	182	172	172	182	172	202	162	162	172	172	172
<i>Sensitivity</i>	92.061	92.209	91.014	91.132	92.504	90.394	92.976	92.637	92.578	92.534	91.961
<i>Specificity</i>	79.912	79.529	79.544	79.588	79.765	81.221	79.206	78.794	79.294	79.353	79.626

### Annexe III AUC et TSS des modèles climatiques à l'échelle de 600x600

#### Mâles en hiver

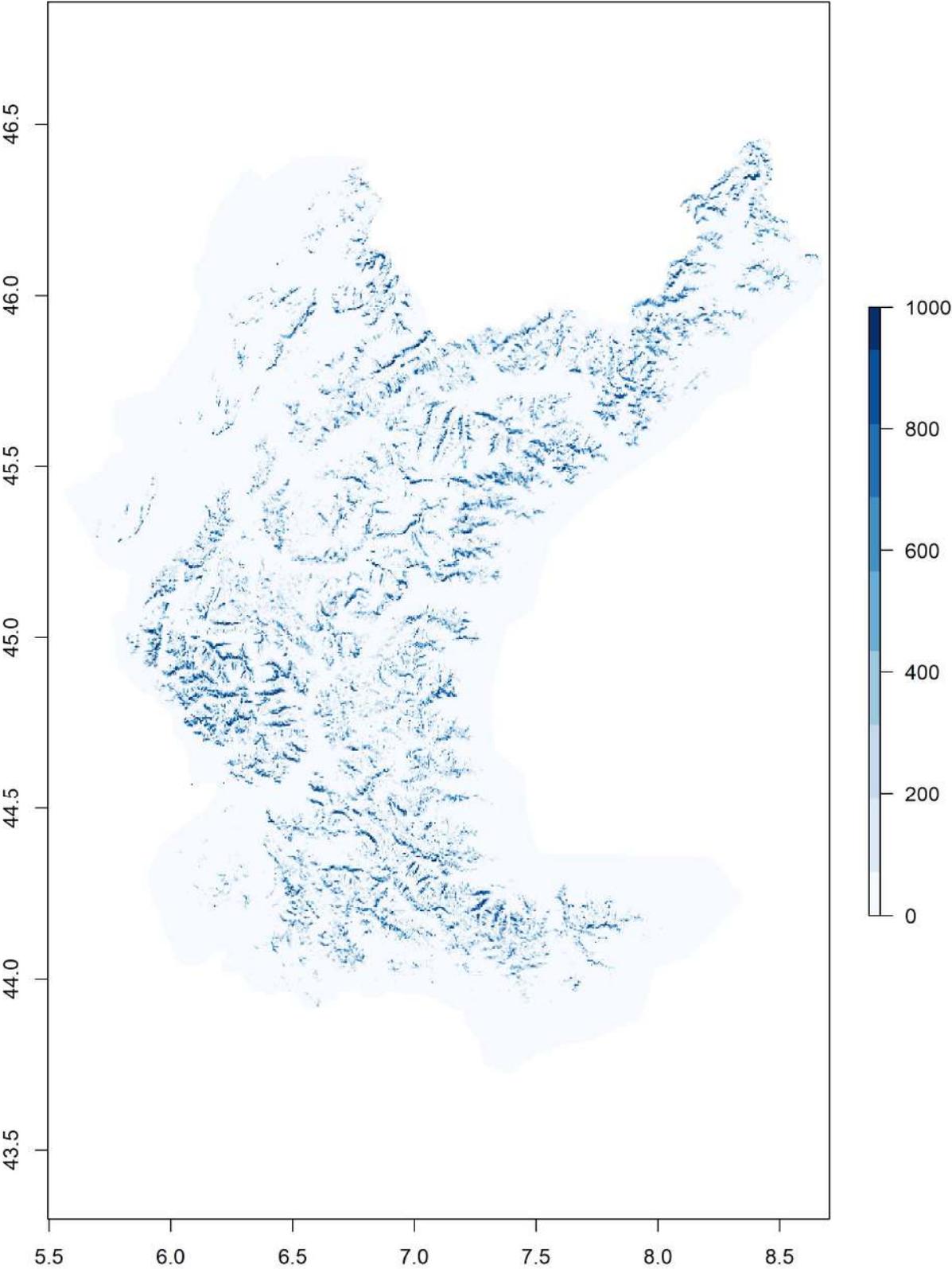
<i>ROC</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>Testing.data</i>	0.911	0.917	0.912	0.907	0.911	0.913	0.912	0.91	0.911	0.912	0.914
<i>Cutoff</i>	207.5	215.5	265.5	273.5	201.5	191.5	215.5	260.5	210.5	229.5	198.5
<i>Sensitivity</i>	88.067	88.04	83.167	82.759	88.012	89.225	87.4	81.555	87.178	85.631	90.233
<i>Specificity</i>	76.926	77.648	80.704	80.639	76.185	76.407	76.528	81.981	77.898	79.269	76.063
<i>TSS</i>	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>	<i>RUN4</i>	<i>RUN5</i>	<i>RUN6</i>	<i>RUN7</i>	<i>RUN8</i>	<i>RUN9</i>	<i>RUN10</i>	<i>Full</i>
<i>Testing.data</i>	0.646	0.654	0.637	0.634	0.638	0.654	0.636	0.631	0.648	0.648	0.658
<i>Cutoff</i>	192	212	263	273	192	192	212	253	202	202	192
<i>Sensitivity</i>	89.457	88.123	83.176	82.768	88.846	89.225	87.437	81.694	87.539	88.206	90.591

<i>Specificity</i>	75.12	77.176	80.417	80.602	74.907	76.407	76.093	81.315	77.139	76.556	75.233
<i>Femelles en hiver</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.928	0.927	0.921	0.916	0.928	0.918	0.924	0.925	0.929	0.922	0.929
<i>Cutoff</i>	171.5	139.5	411	143.5	269.5	284.5	271.5	195.5	169.5	192.5	230.5
<i>Sensitivity</i>	93.168	91.977	75.983	93.471	87.173	80.235	79.683	85.857	88.561	85.59	83.894
<i>Specificity</i>	76.267	75.067	89.767	71.383	82.667	85.733	87.633	82.333	81.55	81.817	85.81
<i>TSS</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.688	0.667	0.656	0.646	0.69	0.659	0.67	0.676	0.693	0.674	0.693
<i>Cutoff</i>	162	242	394	141	263	283	232	192	162	192	141
<i>Sensitivity</i>	93.24	81.018	76.285	93.471	87.244	80.235	82.281	85.857	88.614	85.59	92.546
<i>Specificity</i>	75.5	85.667	88.9	71.117	81.75	85.45	84.683	81.667	80.683	81.783	76.65
<i>Mâles au printemps</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.905	0.909	0.91	0.913	0.915	0.91	0.911	0.91	0.91	0.913	0.914
<i>Cutoff</i>	175.5	211.5	202.5	251.5	243.5	275.5	236.5	205.5	204.5	172.5	194.5
<i>Sensitivity</i>	87.906	85.787	85.166	82.789	82.272	80.442	81.528	84.898	85.104	90.17	86.217
<i>Specificity</i>	74.695	77.982	78.365	82.665	82.551	83.678	81.166	78.21	78.22	75.295	78.158
<i>TSS</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.623	0.636	0.635	0.651	0.648	0.64	0.624	0.63	0.632	0.655	0.643
<i>Cutoff</i>	172	212	202	222	242	273	217	202	202	172	192
<i>Sensitivity</i>	87.926	85.787	85.166	84.619	82.272	80.442	82.158	85.032	85.177	90.17	86.267
<i>Specificity</i>	74.271	77.982	78.21	80.391	82.51	83.554	79.429	77.962	78.065	75.191	77.904
<i>Femelles au printemps</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.913	0.912	0.91	0.909	0.914	0.913	0.914	0.91	0.915	0.915	0.914
<i>Cutoff</i>	246.5	349.5	261.5	220.5	216.5	216.5	195.5	388.5	168.5	227.5	329.5
<i>Sensitivity</i>	86.792	75.595	77.724	89.373	88.502	85.702	88.334	75.31	86.658	86.188	82.609
<i>Specificity</i>	79.769	89.792	87.663	76.115	78.88	81.009	77.539	88.87	79.014	80.339	86.269
<i>TSS</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.664	0.652	0.653	0.65	0.672	0.667	0.658	0.64	0.651	0.661	0.685
<i>Cutoff</i>	242	343	283	212	212	253	192	384	242	222	323
<i>Sensitivity</i>	86.792	75.595	76.534	89.373	88.736	83.423	88.367	75.327	81.177	86.222	82.609
<i>Specificity</i>	79.618	89.557	88.703	75.494	78.512	83.272	77.355	88.686	83.926	79.886	85.834
<i>Mâles en été</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.935	0.933	0.933	0.934	0.934	0.937	0.937	0.935	0.933	0.935	0.936
<i>Cutoff</i>	163.5	172.5	151.5	188.5	161.5	158.5	150.5	153.5	188.5	155.5	171.5
<i>Sensitivity</i>	92	92.473	92.946	90.015	92.93	93.369	94.332	93.85	91.646	92.634	92.595

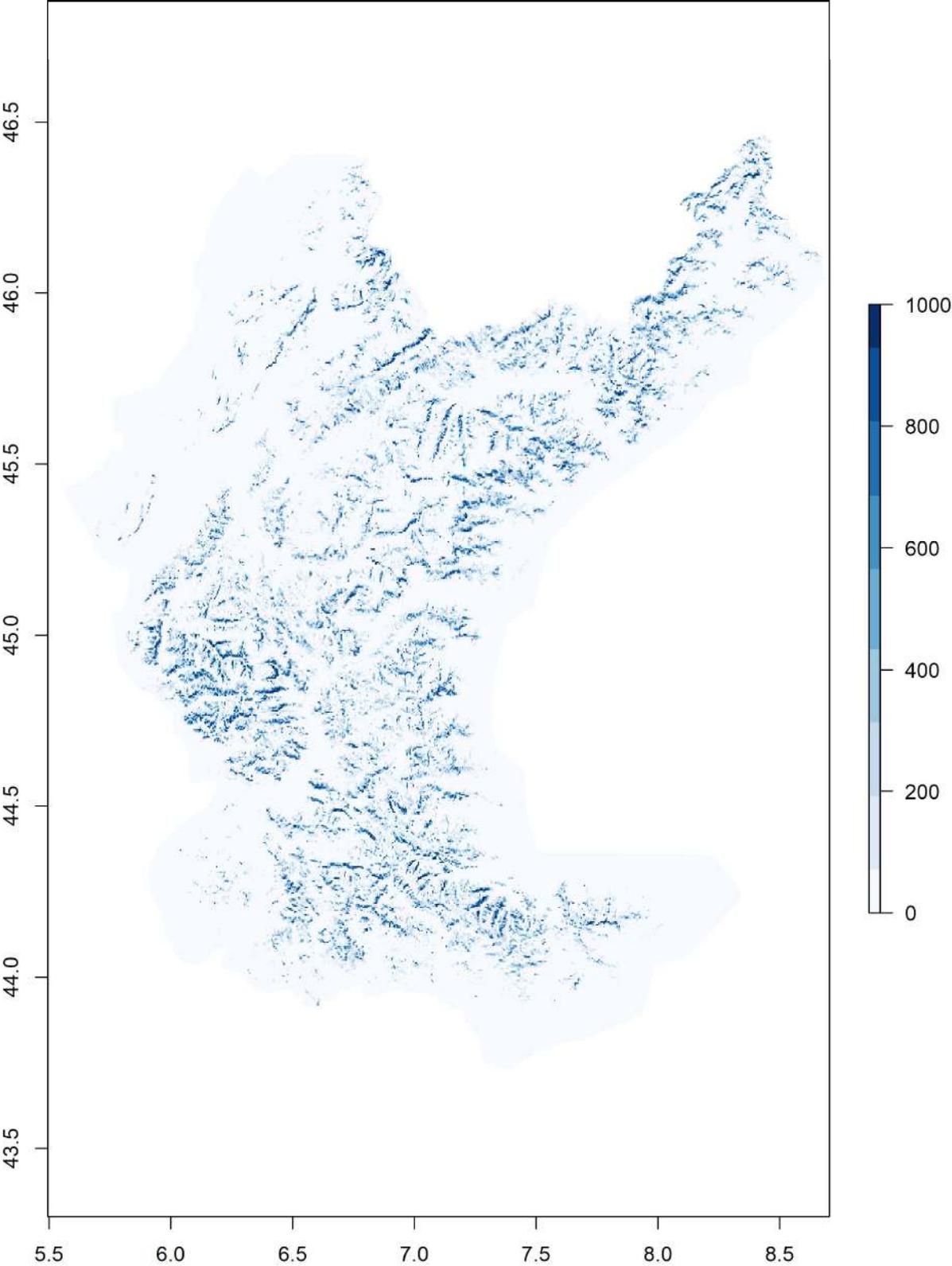
<i>Specificity</i>	79.976	80.122	78.846	81.705	80.104	79.12	79.026	78.941	80.917	79.865	80.105
<i>TSS</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.718	0.726	0.716	0.714	0.726	0.722	0.733	0.727	0.722	0.723	0.725
<i>Cutoff</i>	162	172	172	162	152	172	152	152	172	152	172
<i>Sensitivity</i>	92.085	92.473	91.08	91.798	93.234	92.127	94.29	93.969	92.566	92.71	92.595
<i>Specificity</i>	79.771	80.044	80.404	79.608	79.3	80.104	79.06	78.769	79.617	79.514	80.105
<i>Femelles en été</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.94	0.938	0.942	0.939	0.94	0.943	0.946	0.941	0.941	0.941	0.94
<i>Cutoff</i>	308.5	308.5	326.5	283.5	258.5	250.5	289.5	269.5	313.5	311.5	259.5
<i>Sensitivity</i>	92.159	91.045	91.164	91.238	93.065	91.417	92.397	93.332	91.907	91.936	93.284
<i>Specificity</i>	82.824	83.706	84.603	83.103	82.221	84.279	83.25	82.632	83.456	84.176	81.824
<i>TSS</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.75	0.746	0.758	0.743	0.751	0.755	0.754	0.759	0.754	0.761	0.747
<i>Cutoff</i>	303	303	323	283	253	242	283	273	313	313	253
<i>Sensitivity</i>	92.159	91.253	91.164	91.238	93.303	91.654	92.397	92.917	91.907	91.936	93.311
<i>Specificity</i>	82.794	83.162	84.588	83.103	81.765	83.868	82.956	82.985	83.441	84.176	81.203
<i>Mâles en automne</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.925	0.92	0.922	0.92	0.923	0.919	0.918	0.919	0.925	0.927	0.923
<i>Cutoff</i>	196.5	214.5	266.5	237.5	184.5	173.5	219.5	318.5	166.5	269.5	241.5
<i>Sensitivity</i>	90.33	88.72	85.231	86.799	90.561	91.969	88.164	81.823	93.529	83.31	87.424
<i>Specificity</i>	77.204	78.441	82.21	80.853	76.698	75.101	78.552	84.949	73.839	84.743	80.143
<i>TSS</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.674	0.67	0.673	0.674	0.672	0.67	0.665	0.666	0.673	0.679	0.674
<i>Cutoff</i>	192	212	263	242	202	172	263	313	172	263	242
<i>Sensitivity</i>	90.518	88.828	85.268	86.372	89.081	91.977	84.711	82.011	92.894	83.52	87.424
<i>Specificity</i>	76.801	78.115	81.927	81.111	78.089	74.955	81.772	84.528	74.242	84.288	80.143
<i>Femelles en automne</i>											
<i>ROC</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.908	0.895	0.898	0.907	0.901	0.905	0.891	0.908	0.903	0.891	0.902
<i>Cutoff</i>	259.5	289.5	244.5	287.5	256.5	271.5	299.5	303.5	331.5	249.5	333.5
<i>Sensitivity</i>	93.463	92.386	91.678	90.483	92.283	90.423	88.181	88.343	86.631	94.068	87.171
<i>Specificity</i>	72.544	73.221	71.794	76.088	73.015	74.088	74.426	77.765	78.647	67.868	77.221
<i>TSS</i>	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5	RUN6	RUN7	RUN8	RUN9	RUN10	Full
<i>Testing.data</i>	0.653	0.654	0.631	0.663	0.649	0.642	0.621	0.661	0.646	0.613	0.644
<i>Cutoff</i>	323	283	364	283	263	354	293	303	323	242	333
<i>Sensitivity</i>	86.557	92.416	80.021	90.704	90.94	82.81	88.195	88.343	87.133	94.496	87.174
<i>Specificity</i>	79.191	72.897	82.882	75.75	73.882	81.324	73.941	77.676	77.294	66.779	77.115

Annexe IV Modèle de Répartition du bouquetin à l'échelle de 100x100m

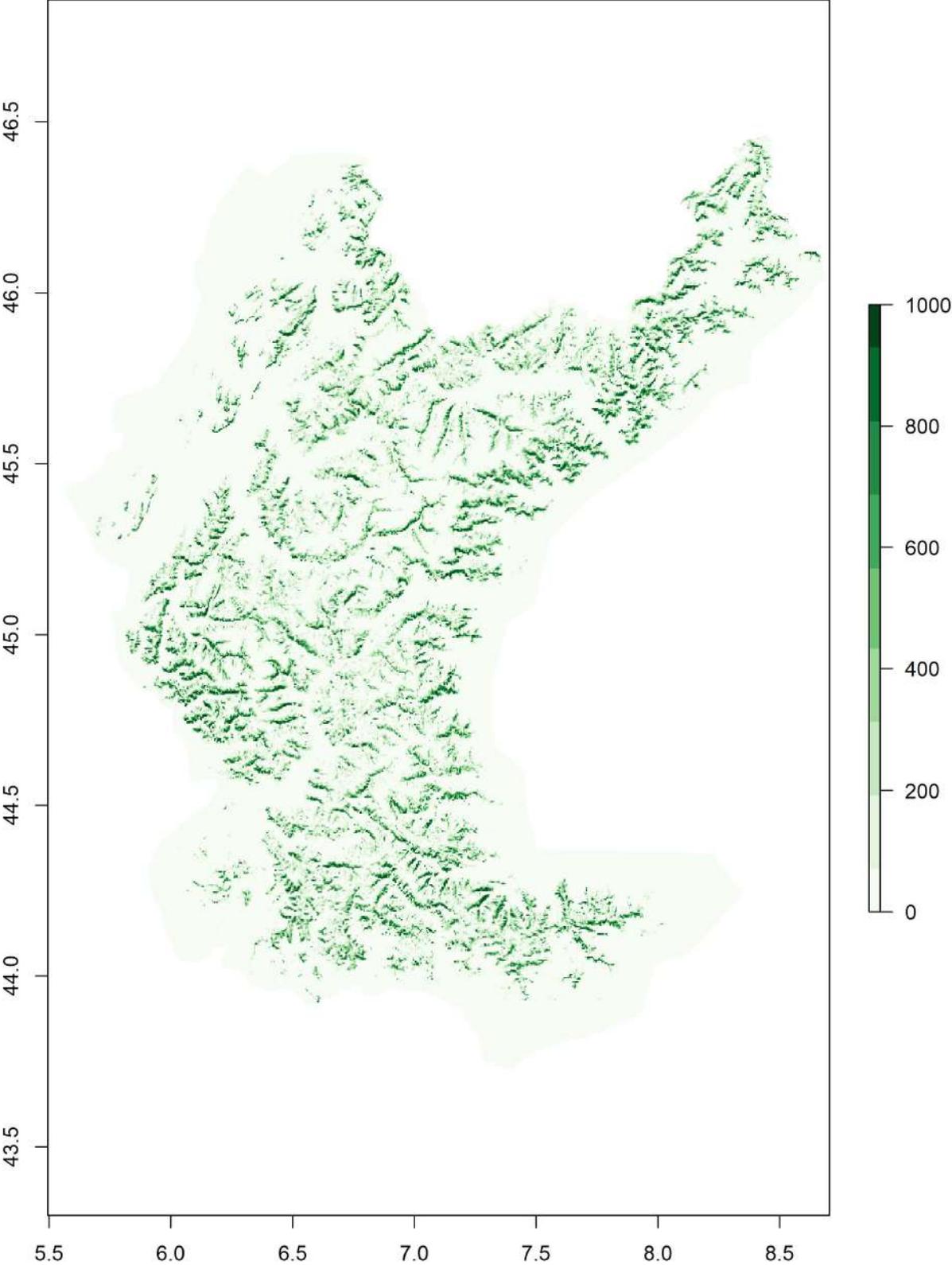
a Mâles en hiver



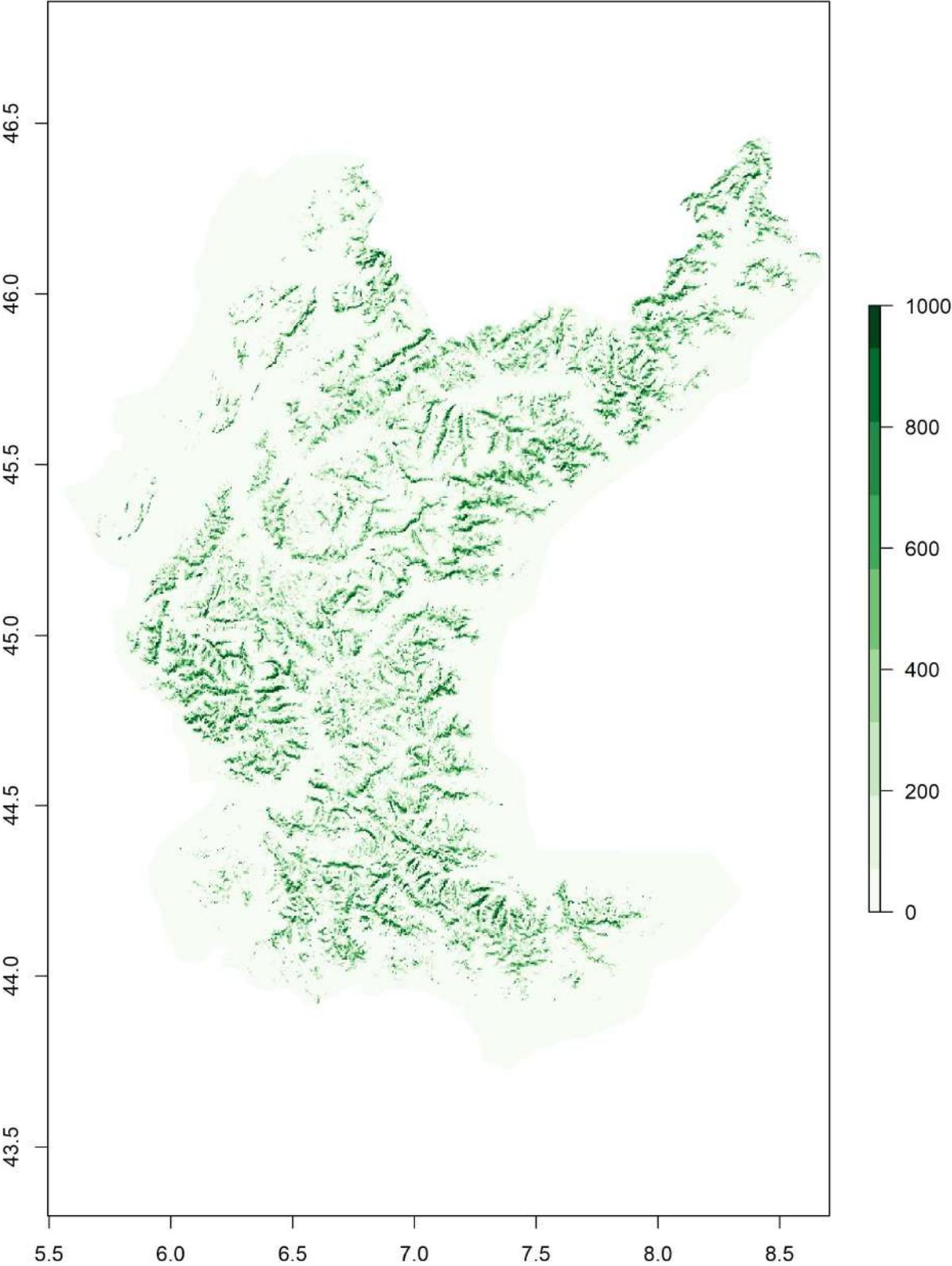
b Femelles en hiver



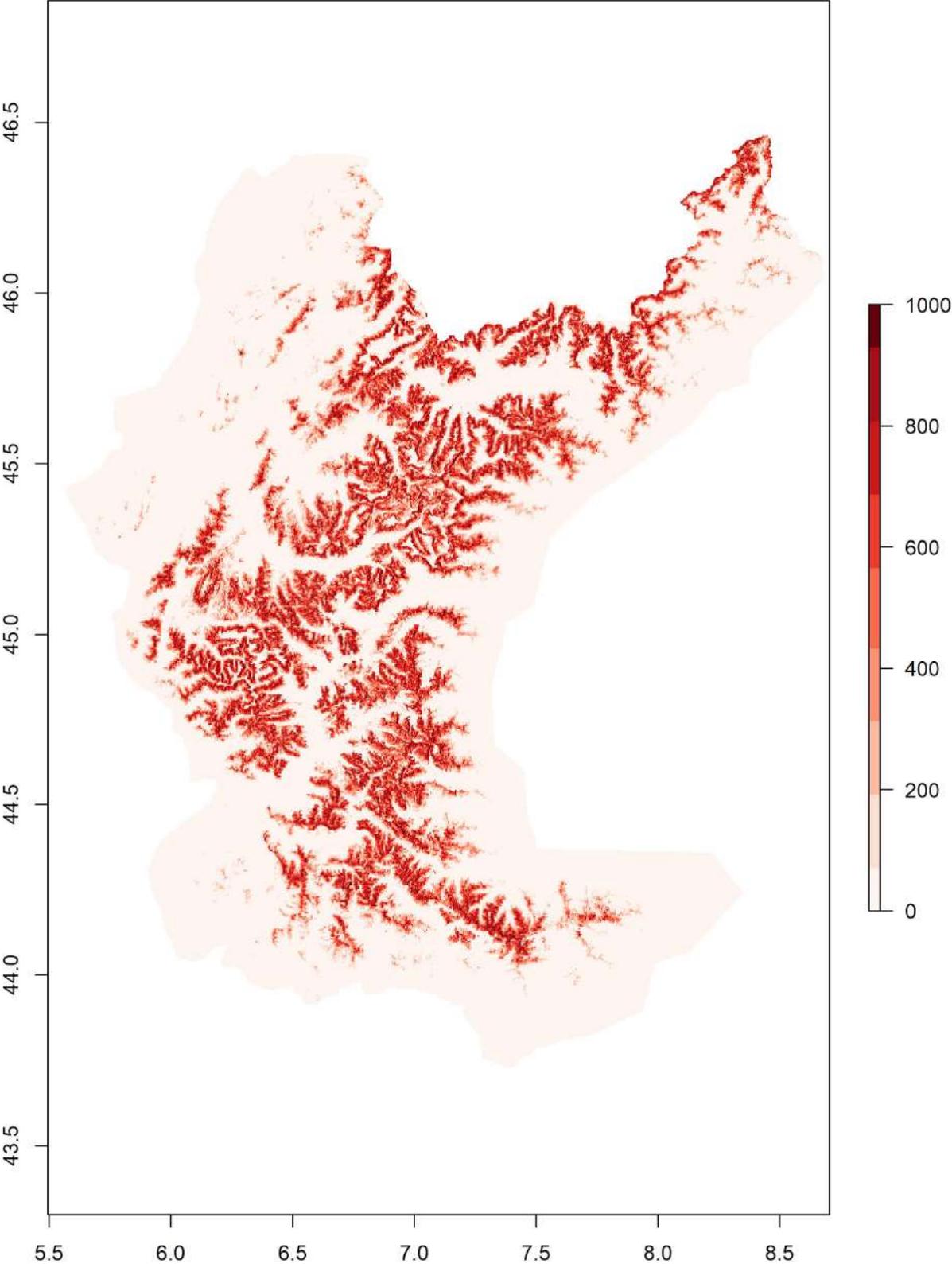
c Mâles au printemps



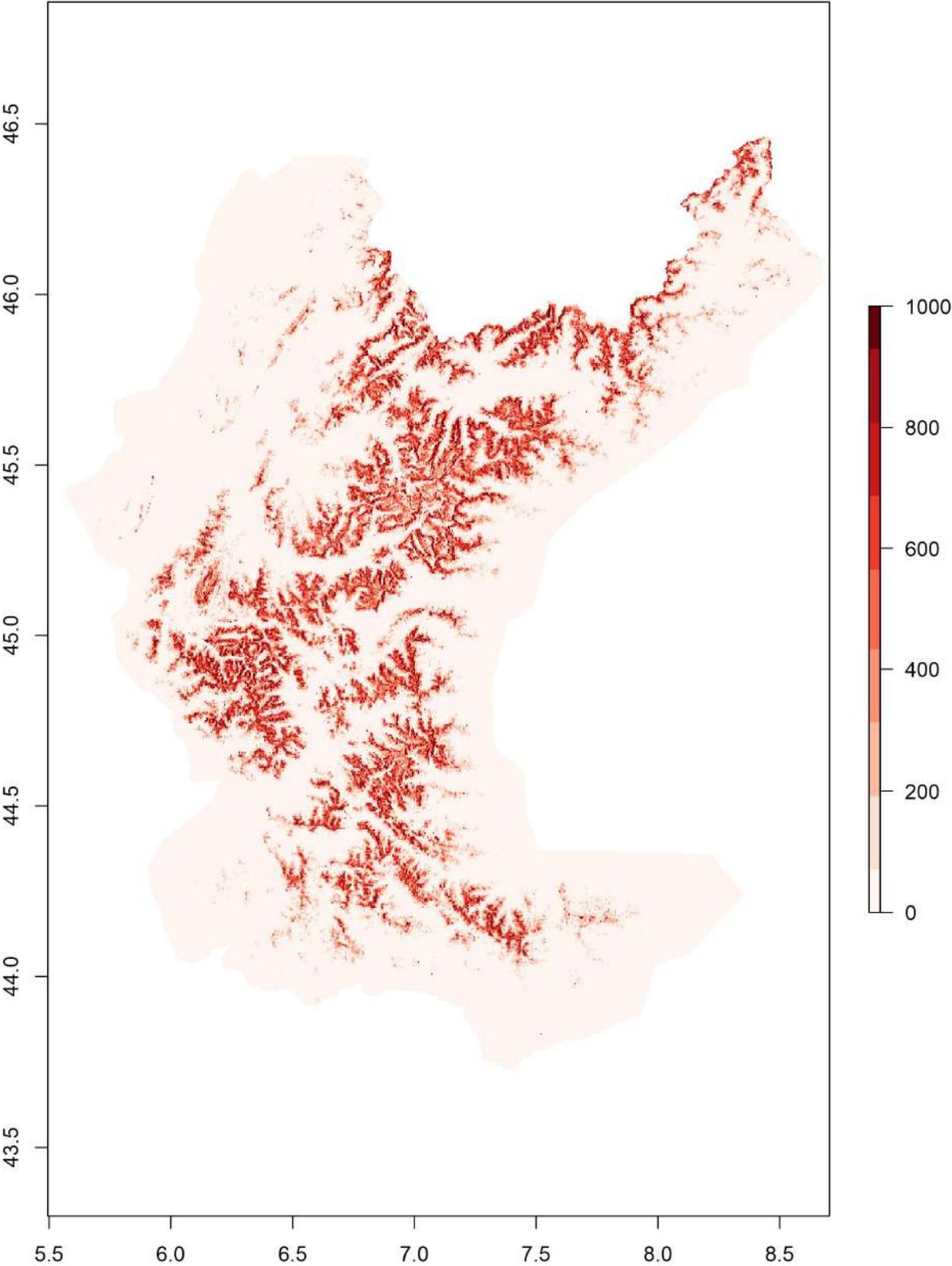
d Femelles au printemps



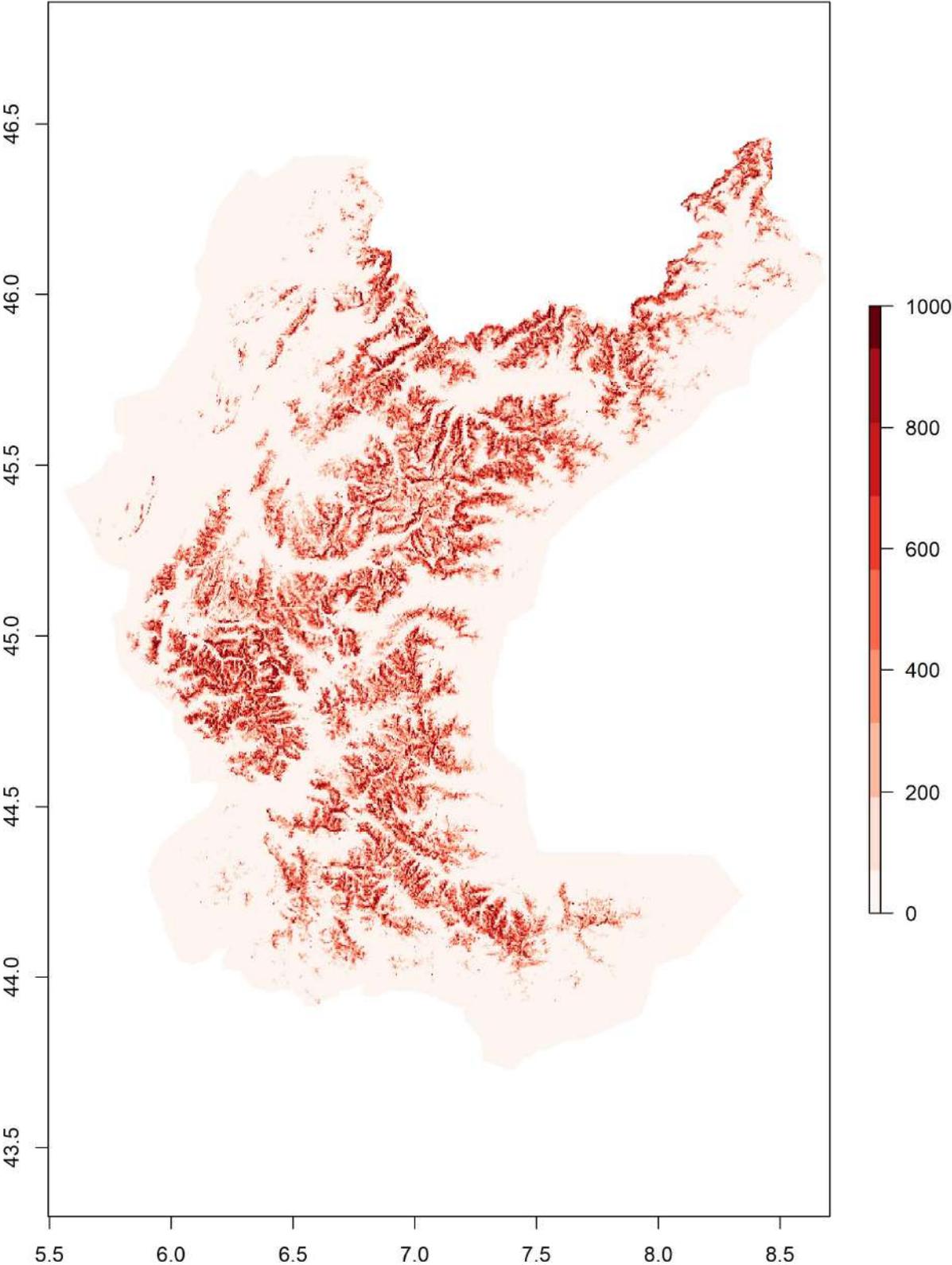
e Mâles en été



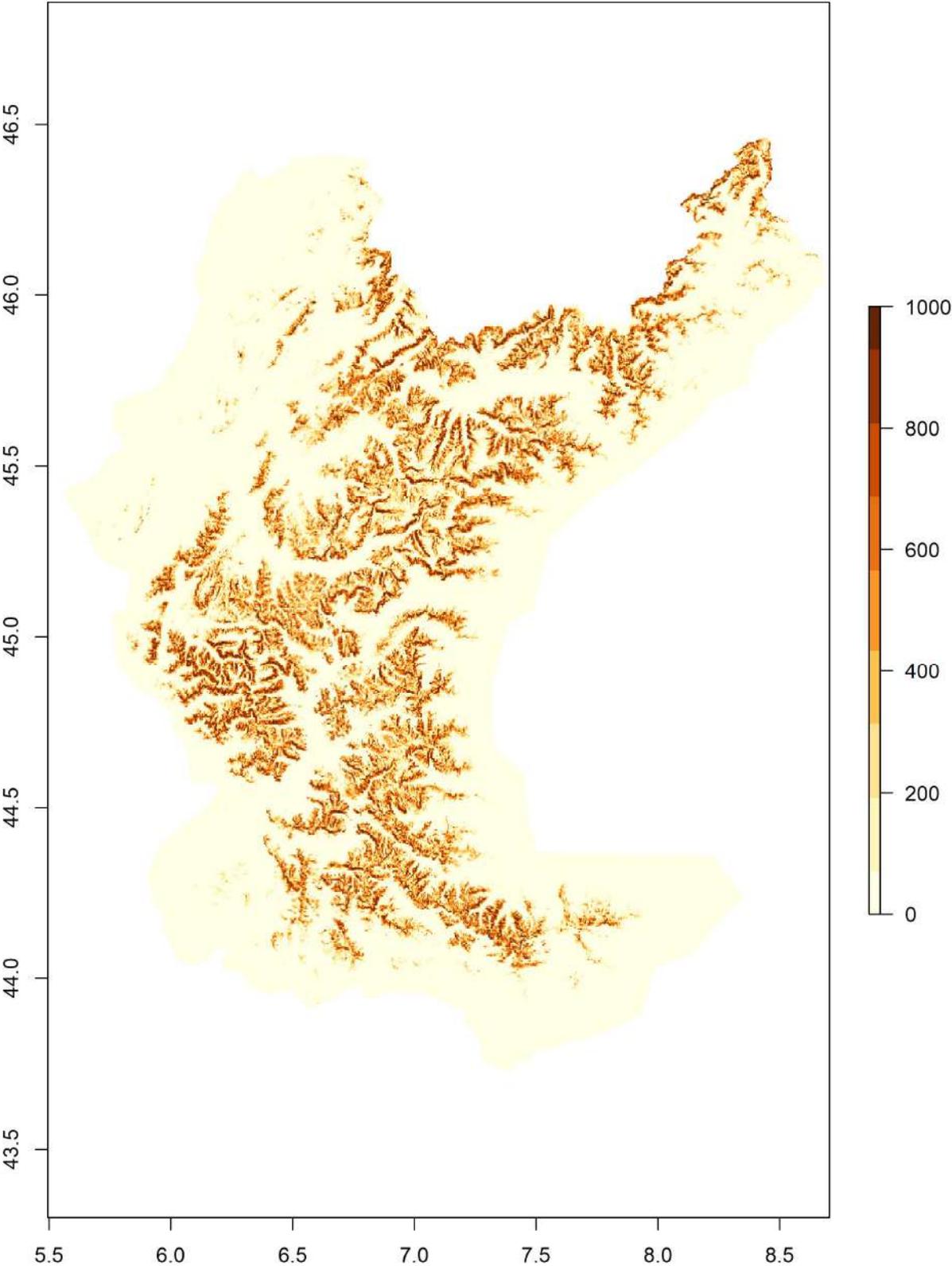
f Femelles en été



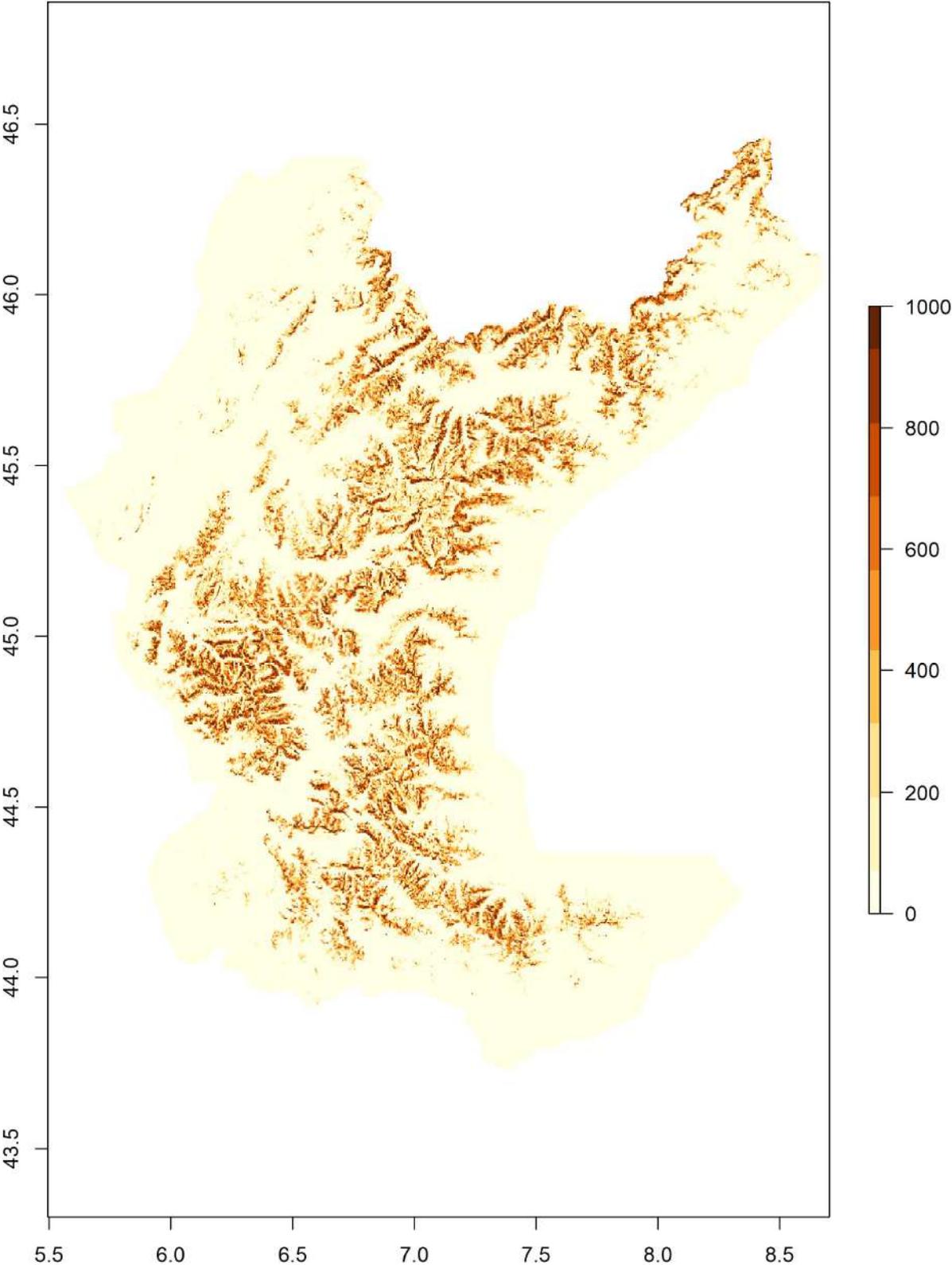
g Femelles pendant la période de la mise bas



h Mâles en automne

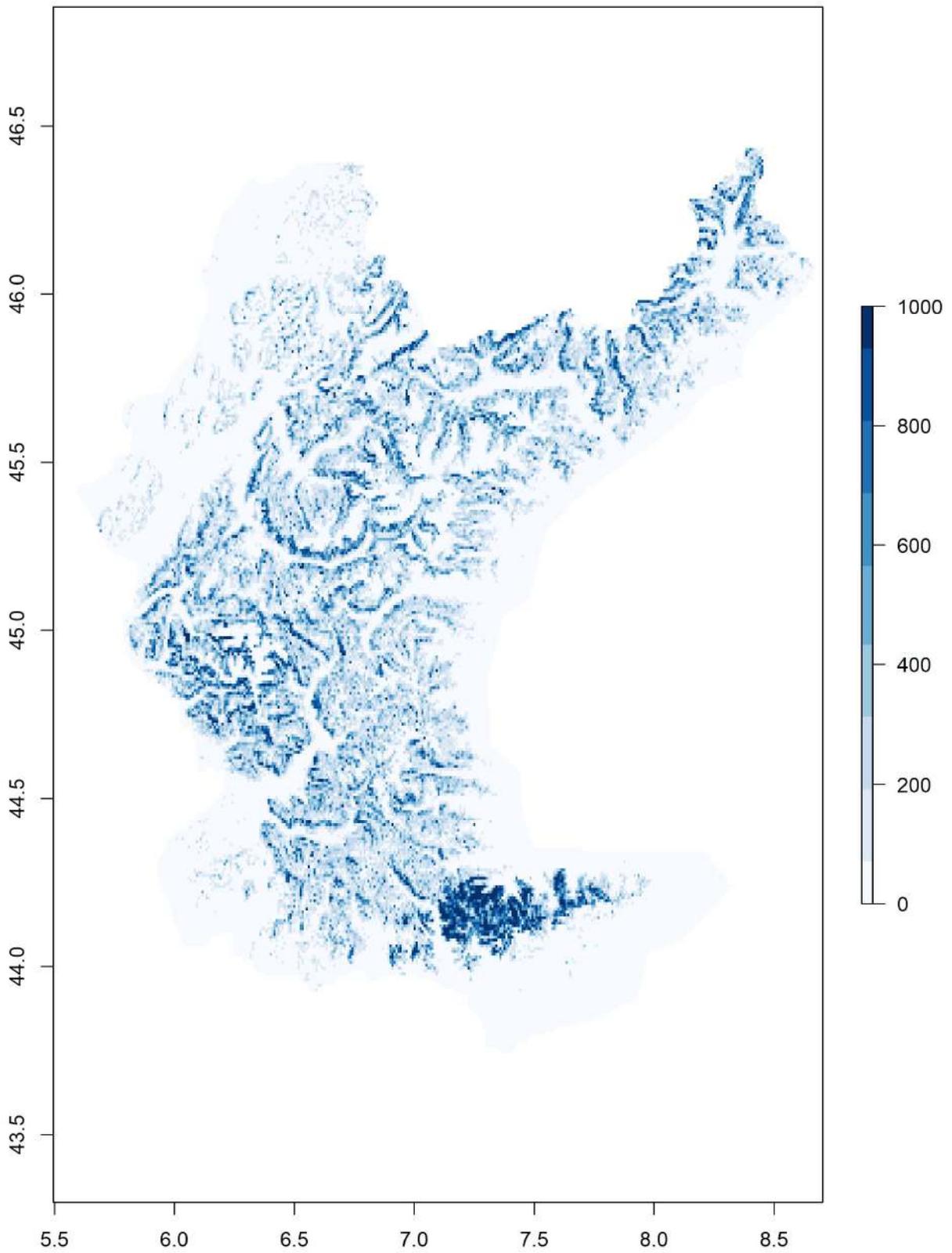


i Femelles en automne

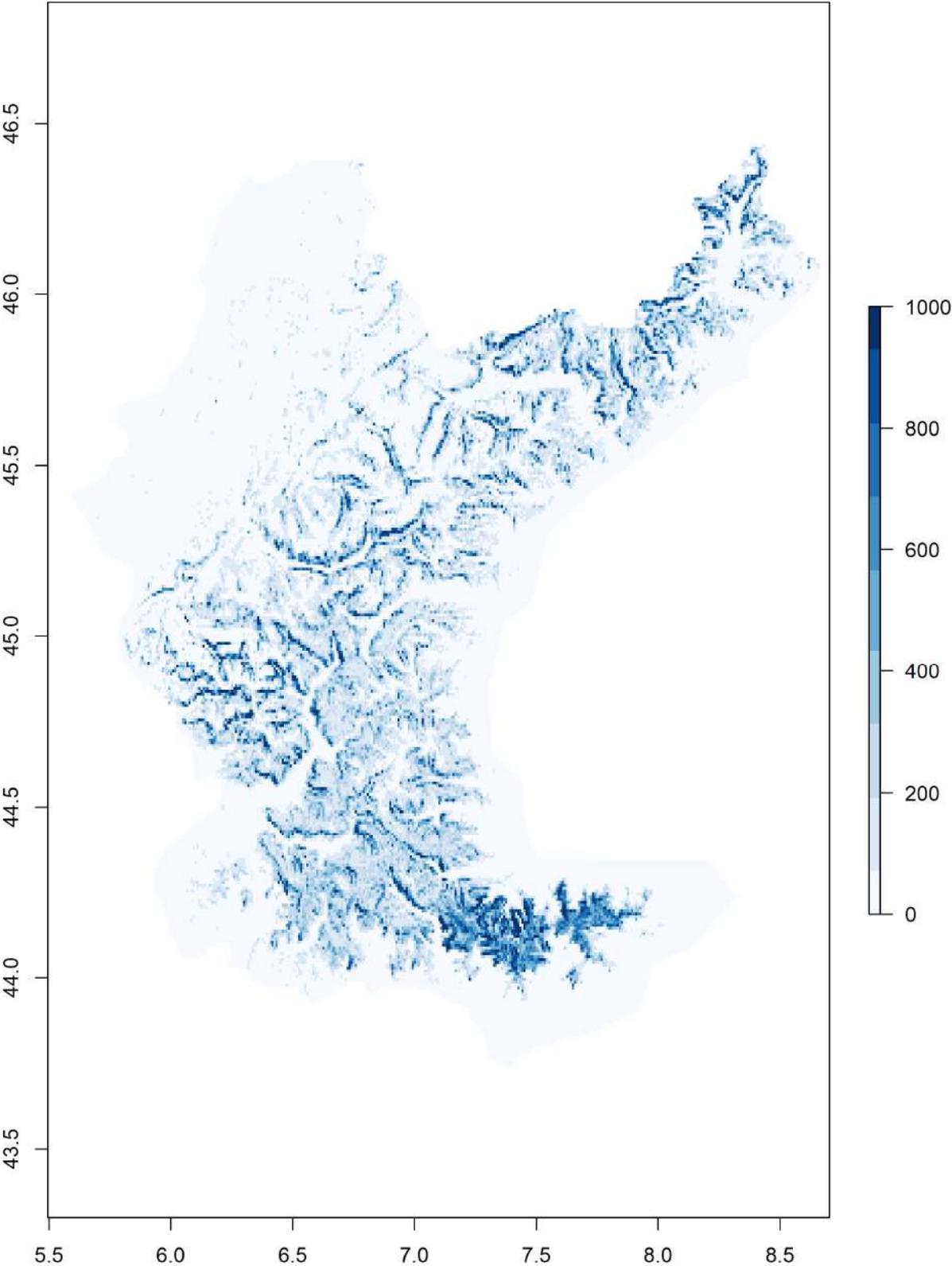


Annexe V Modèles de Répartition du bouquetin à l'échelle de 600x600m

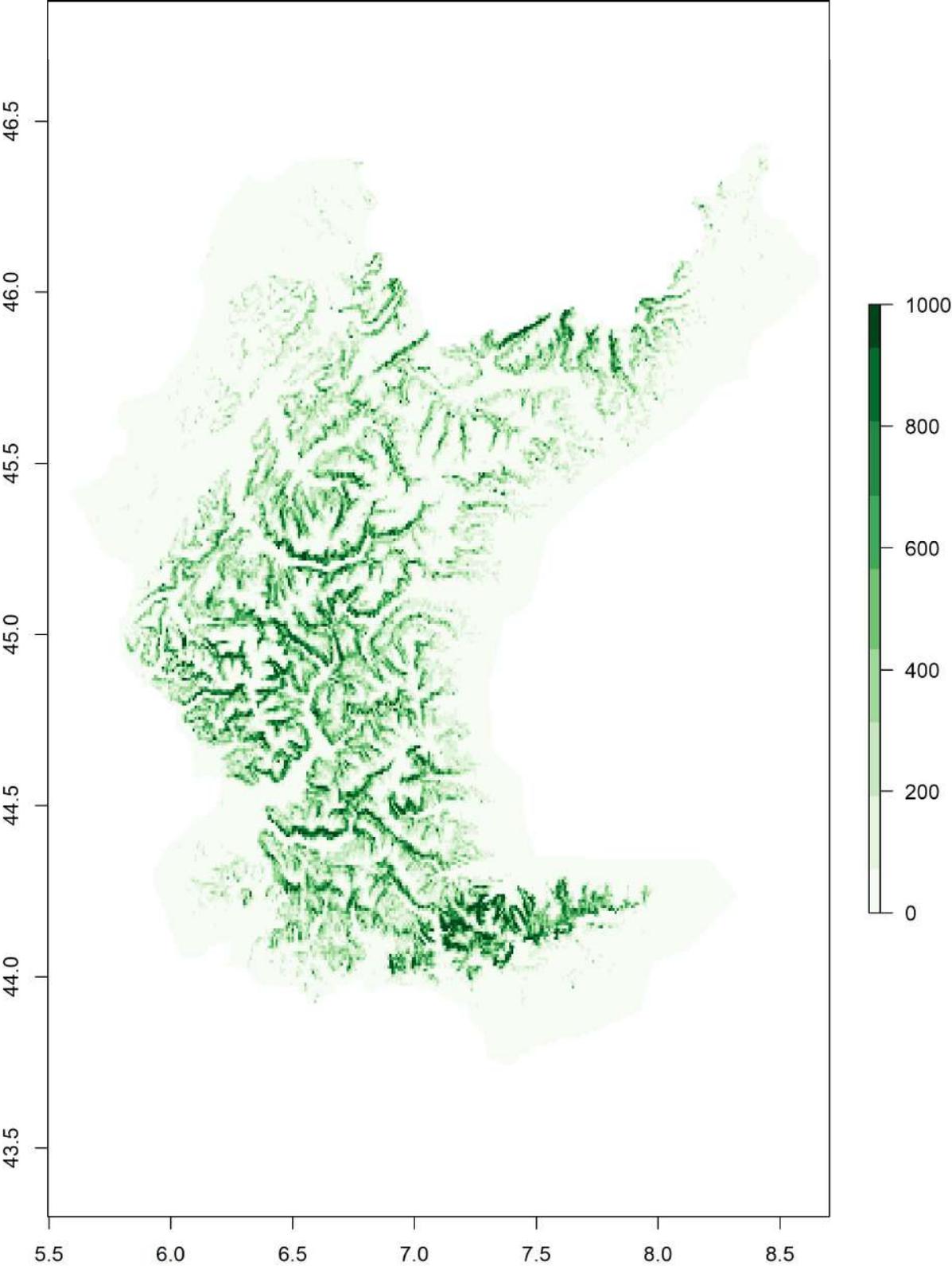
a Mâles en hiver



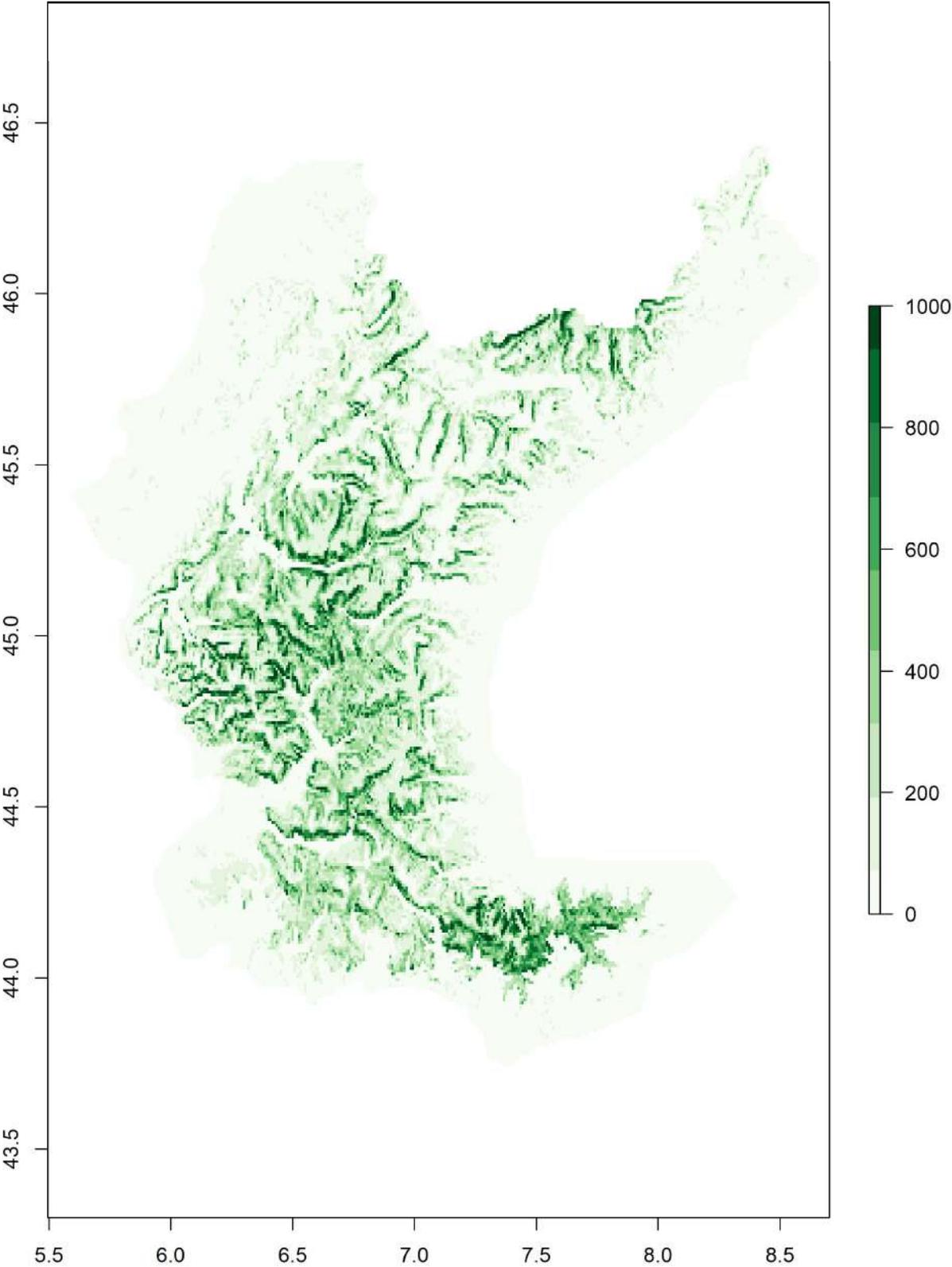
b Femelles en hiver



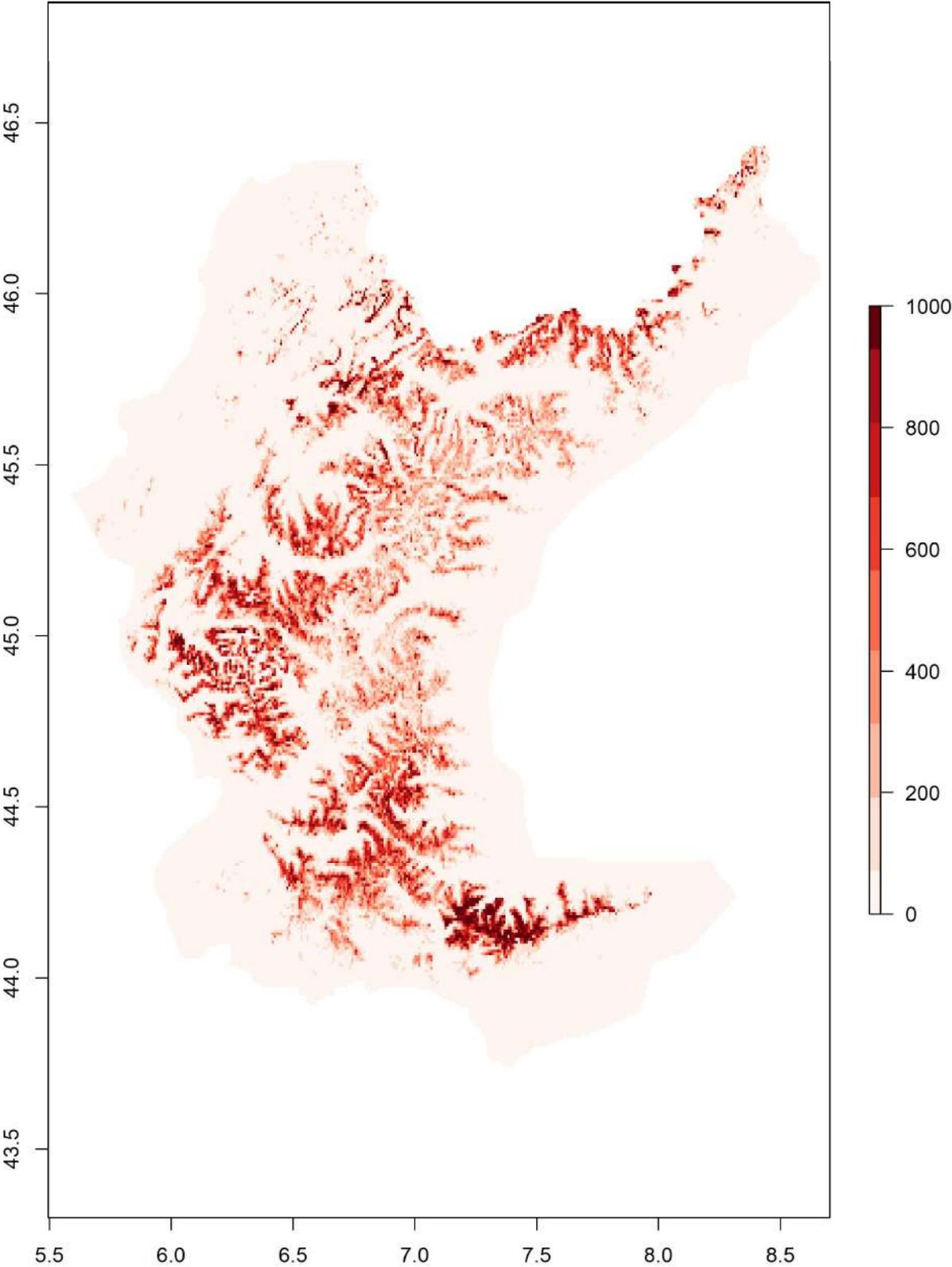
c Mâles au printemps



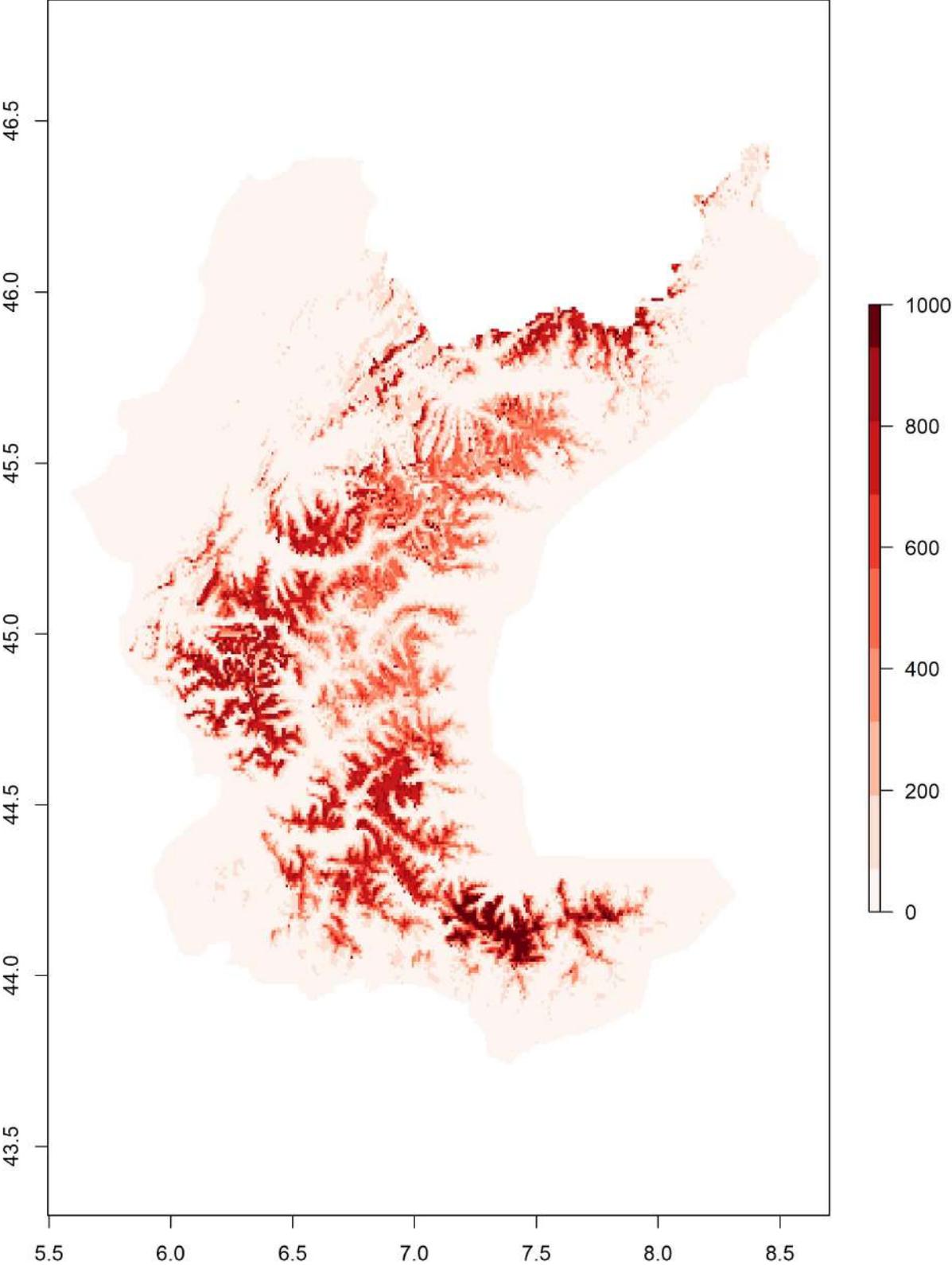
d Femelles au printemps



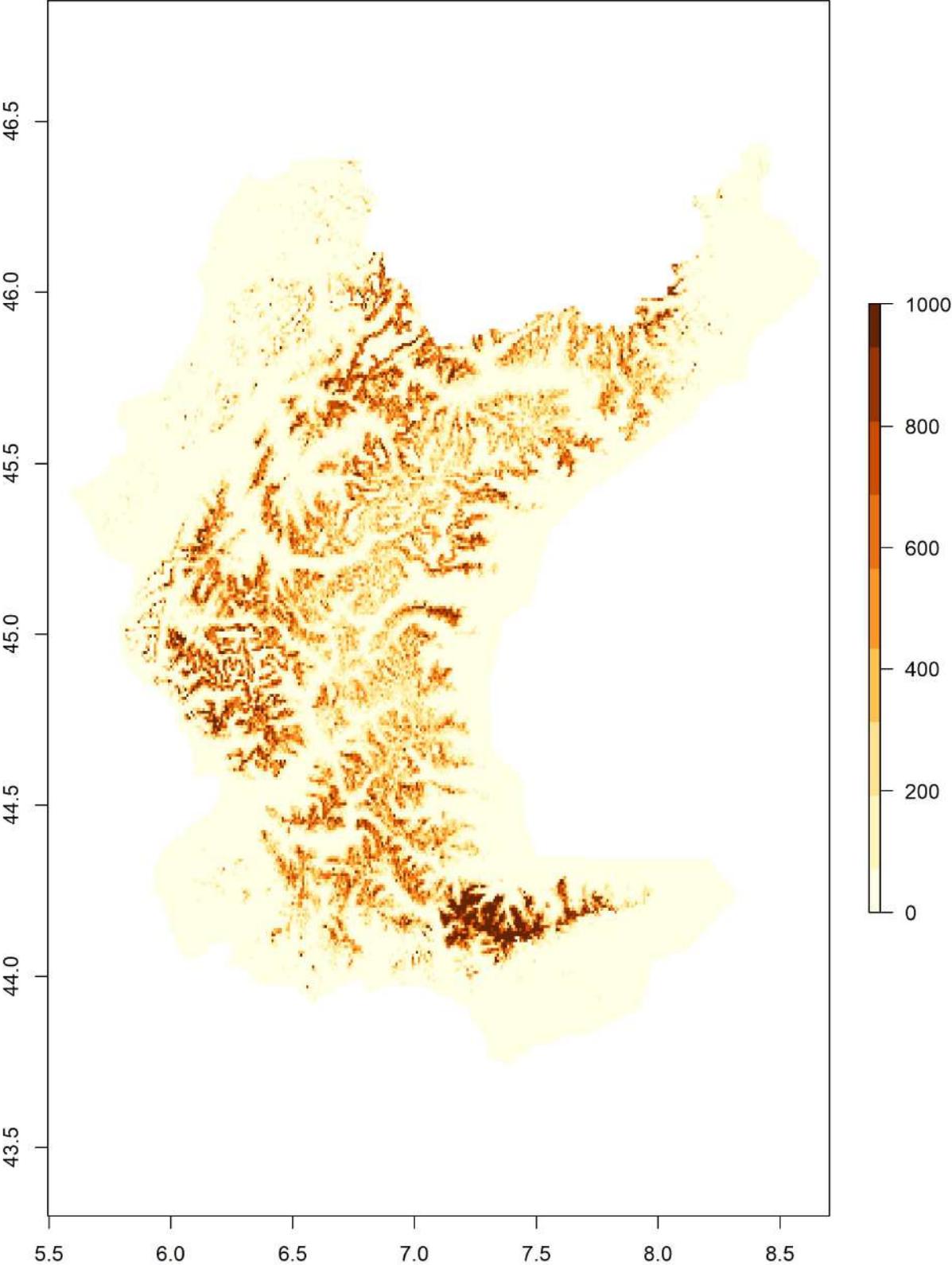
e Mâles en été



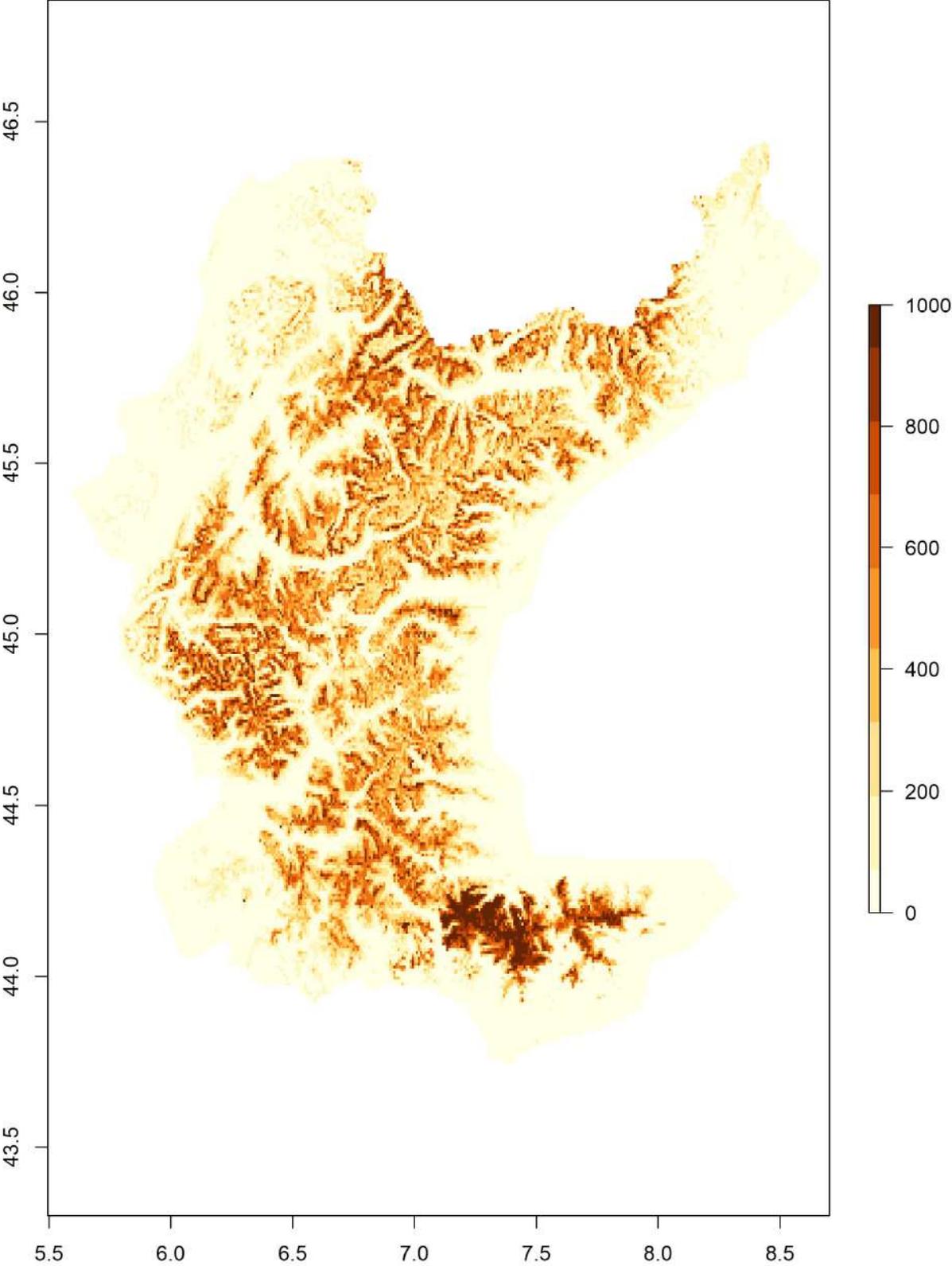
f Femelles en été



g Mâles en automne

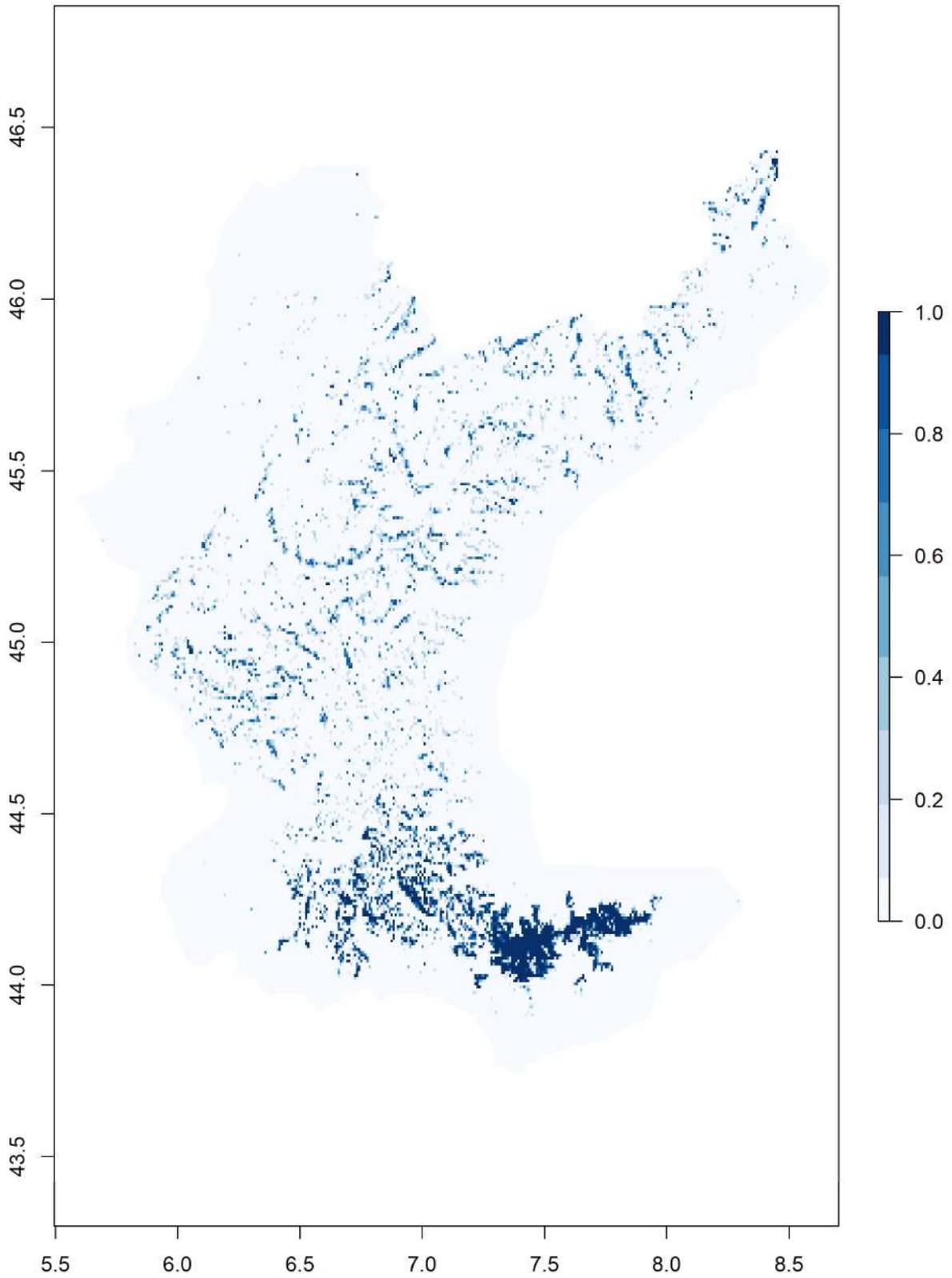


h Femelles en automne

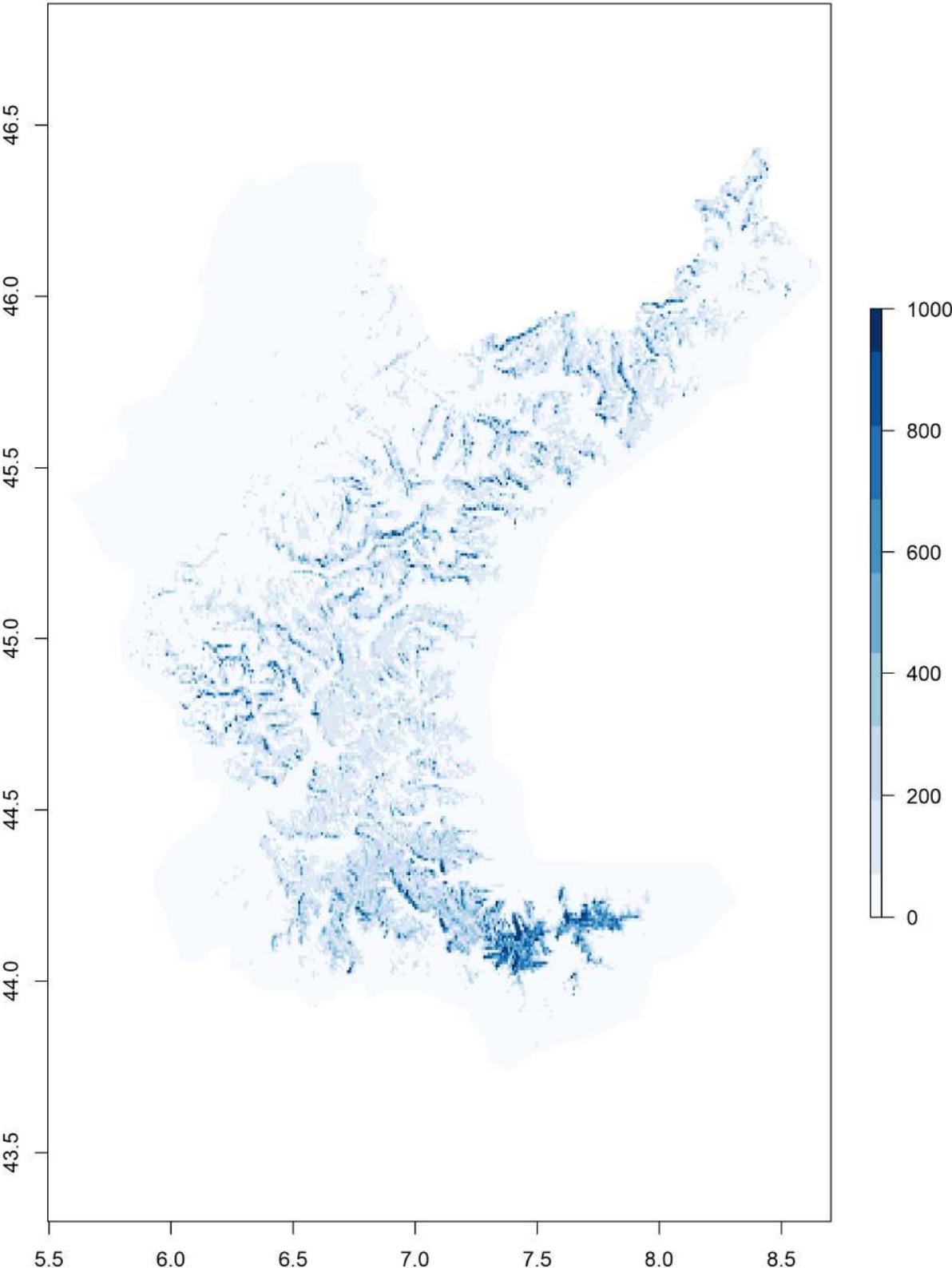


Annexe VI Projection des Modèles de Répartition du bouquetin à l'échelle de 600x600m

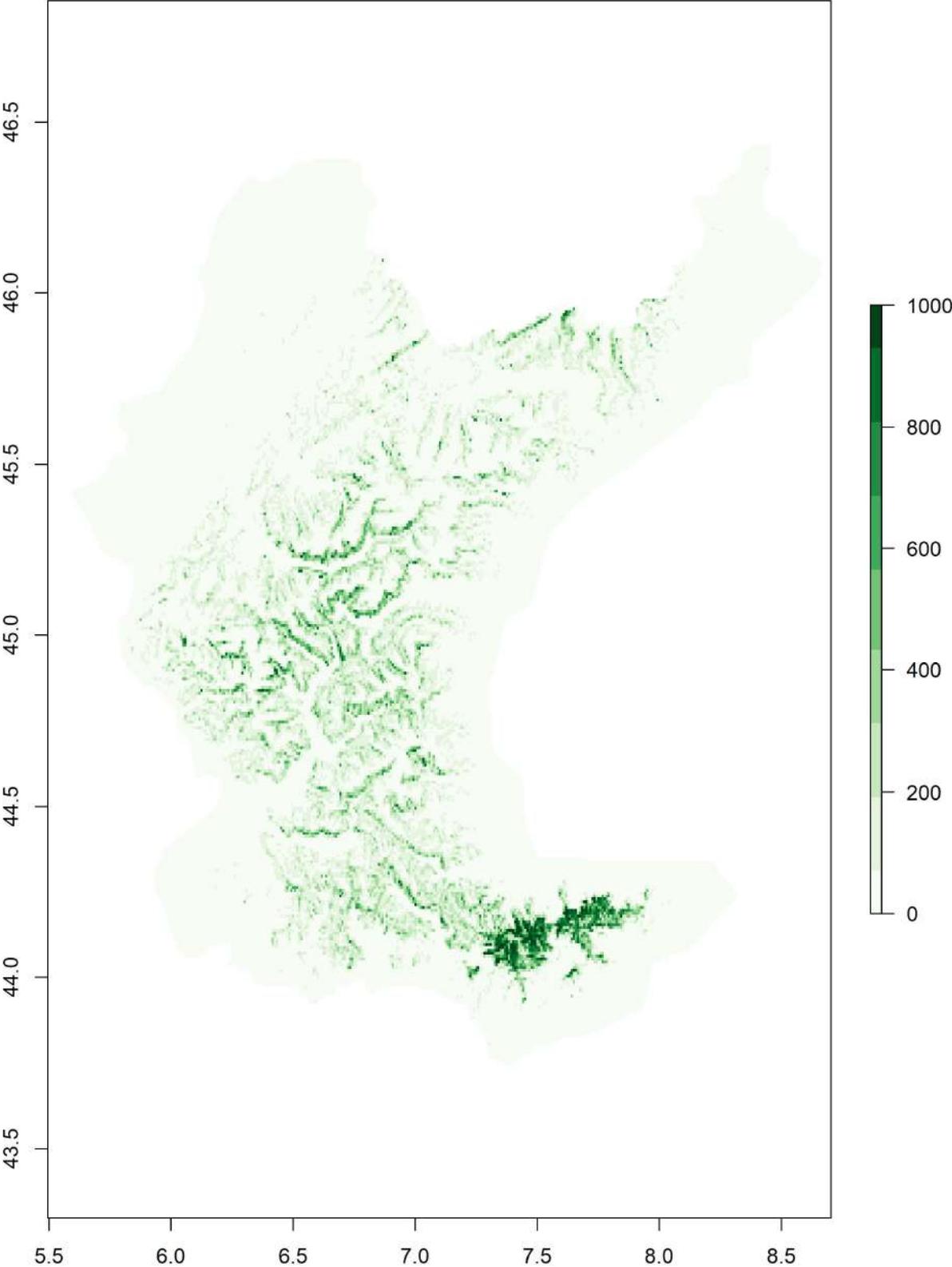
a Mâles en hiver



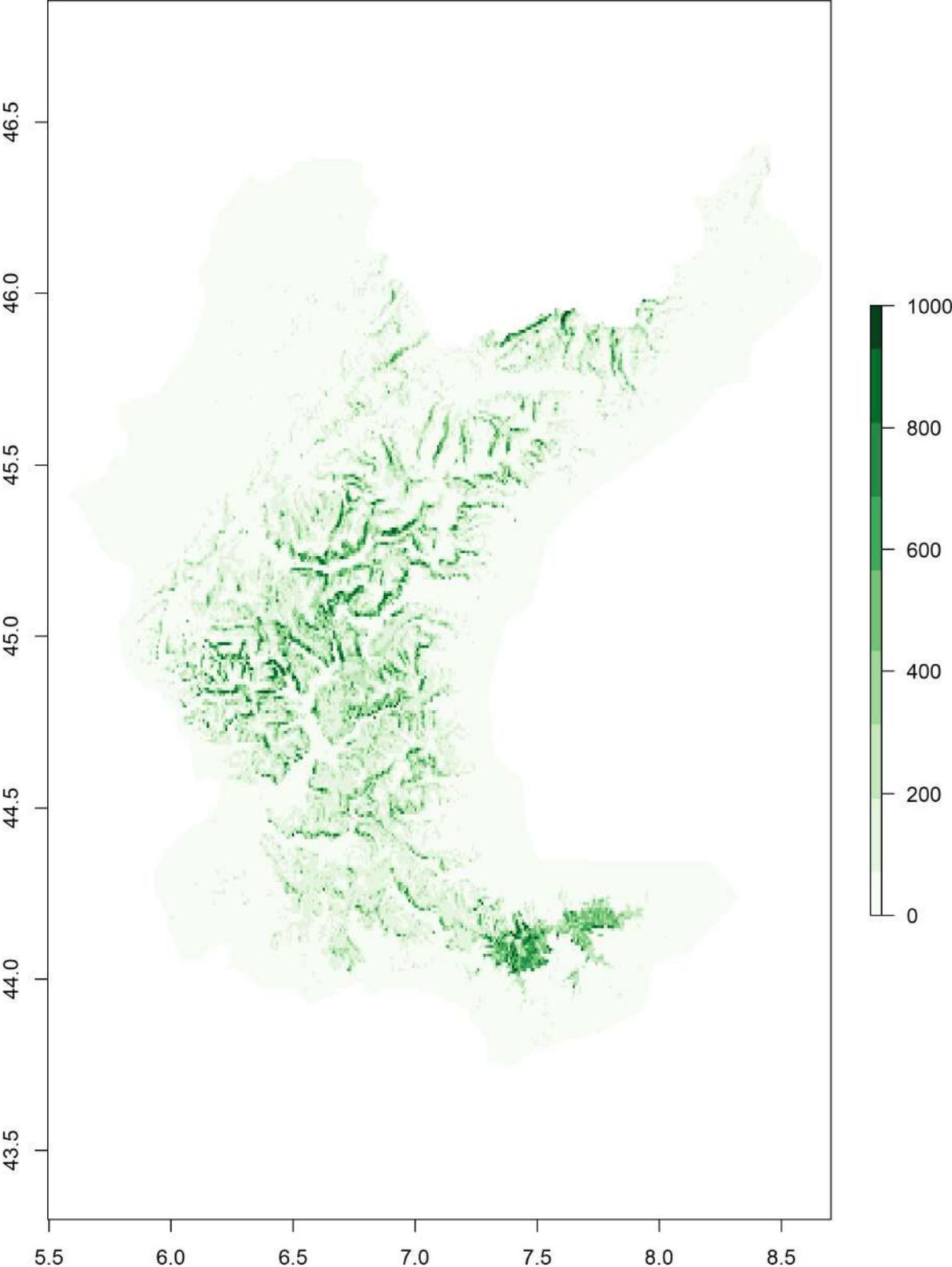
b Femelles en hiver



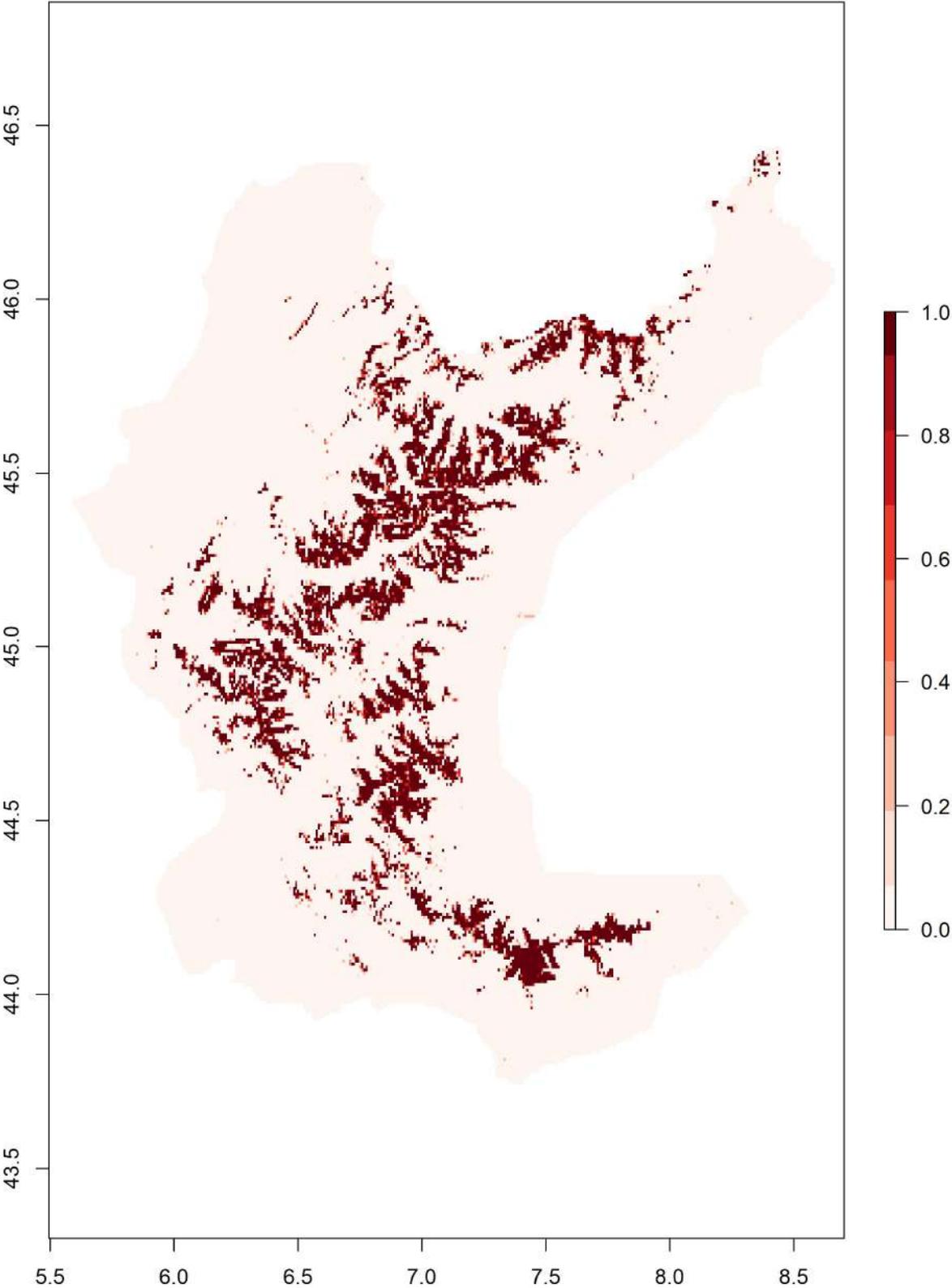
c Mâles au printemps



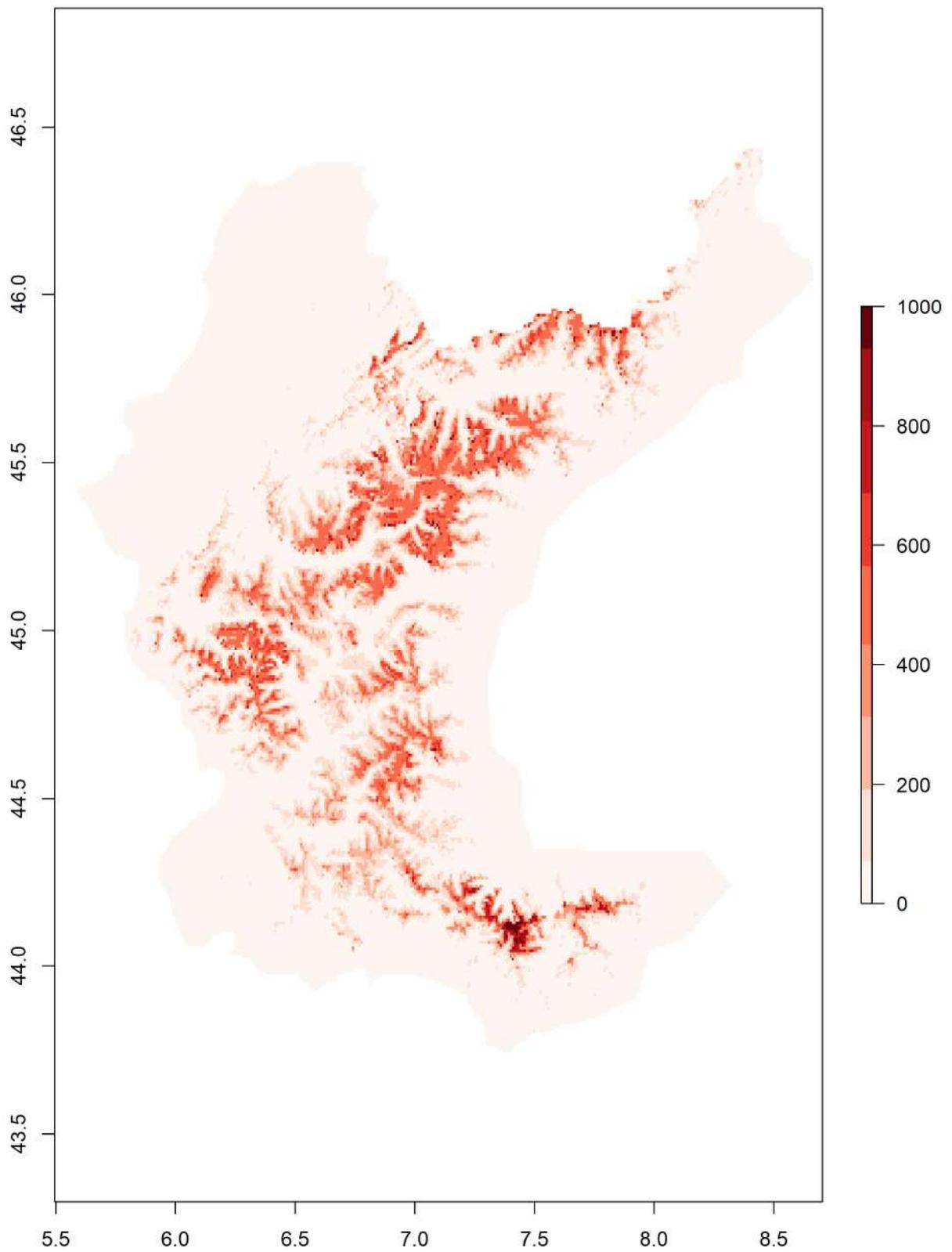
d Femelles au printemps



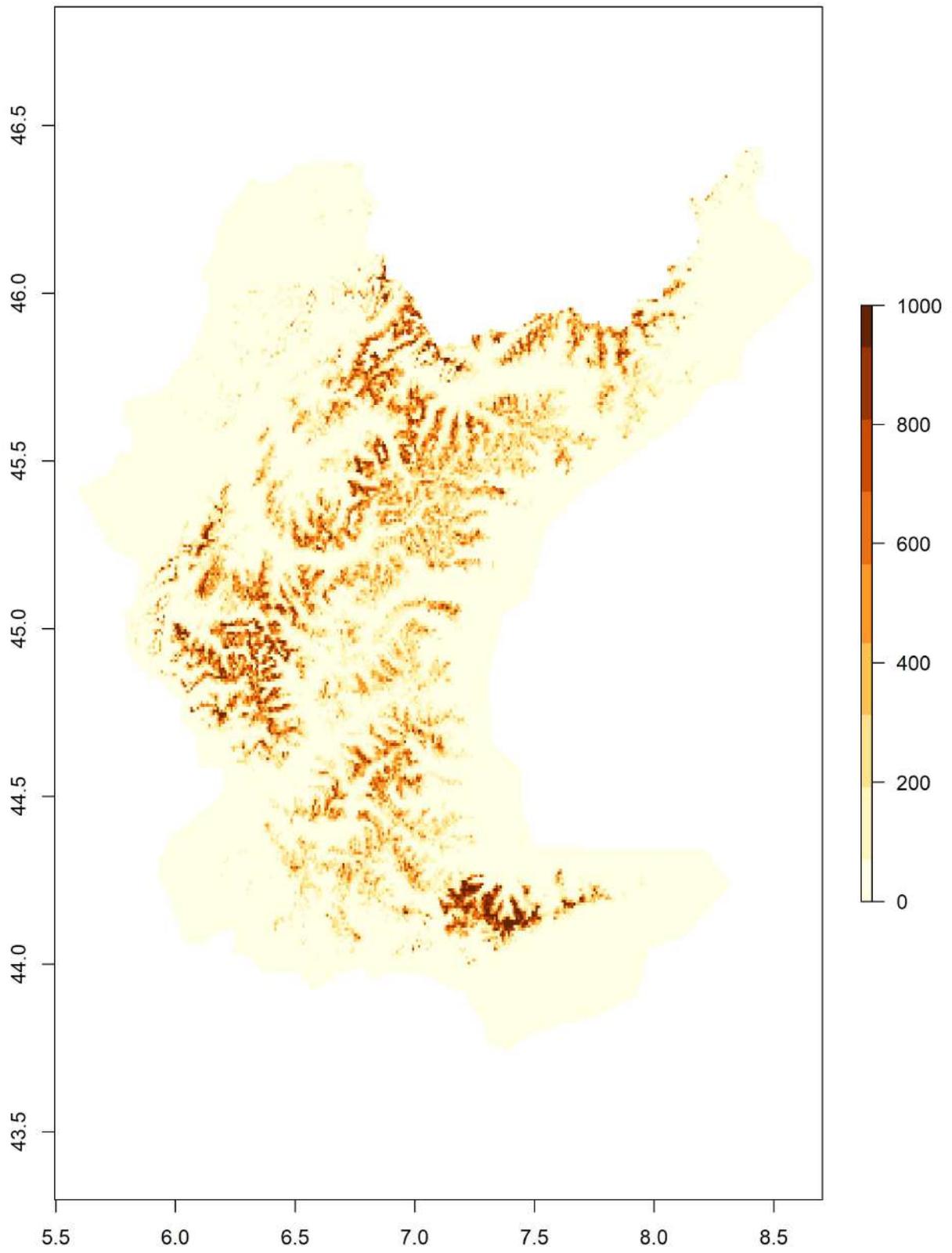
e Mâles en été



f Femelles en été



g Mâles en automne



h Femelles en automne

