

DYNAMIQUE DE LA FERTILITE DES PRAIRIES SUBALPINES SELON LEURS USAGES

-

**CAS D'ETUDE DE L'ADRET DE VILLAR D'ARENE
(HAUTES-ALPES, FRANCE)**

BABETTE MASSINON

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2017-2018

CO-PROMOTEURS : SANDRA LAVOREL & MARC DUFRENE

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

AVANT-PROPOS

Ce travail de fin d'études a été réalisé dans le cadre d'une convention avec le CNRS et a bénéficié d'une bourse du programme Erasmus+ (mobilité étudiante à des fins de stage). Il a été accompli principalement au Laboratoire d'Ecologie Alpine (Grenoble, France). J'ai également été accueillie au Col du Lautaret par la Station Alpine Joseph Fourier lors de la prise des données de terrain.

REMERCIEMENTS

Pour commencer, je tiens à remercier chaleureusement mes promoteurs, sans qui ce mémoire n'aurait tout simplement pas eu lieu. Merci Sandra d'avoir réfléchi à un sujet qui rencontrait nos intérêts communs, de m'avoir encadrée et conseillée tout au long de ce travail tout en laissant s'exprimer ma créativité, et aussi de m'avoir fait découvrir Villar d'Arène et ses prairies. Merci Monsieur Dufrêne de m'avoir aiguillée de manière perspicace et de m'avoir soutenue avec bienveillance tout au long du processus de ce mémoire. Je voudrais également adresser mes remerciements à Messieurs Didier Stilmant, Yves Beckers, Grégory Mahy et Jacques Hébert pour avoir accepté d'être membres de mon Jury, et par avance pour leur lecture et leur écoute.

Ce travail n'aurait pas pu se réaliser non plus sans de nombreux appuis et services, en particulier sans :

- *l'accueil du Laboratoire d'Ecologie Alpine à Grenoble et celui de la Station Alpine Joseph Fourier au Col du Lautaret ;*
- *la participation de Cindy aux analyses des échantillons, qui est toujours serviable et gère avec diligence le plateau technique d'Analyses Environnementales ;*
- *l'aide précieuse de Finan et Caroline pour la partie terrain, et de tous ceux qui m'ont donné un coup de main salvateur lors de l'échantillonnage et surtout des longues heures de tri de biomasse (Léo, Karl, Sandra, Aurélie, Enora, Raphaël, Baptiste...) ;*
- *les conseils avisés de Gabin, Lionel, Karl et Marie-Pascale notamment ;*
- *les agriculteurs de Villar d'Arène, avec qui j'ai eu la chance d'avoir des discussions hautement intéressantes et m'ont laissé échantillonner leurs prairies.*

Un grand merci à tous pour votre aide bienfaisante.

Par ailleurs, j'ai passé six mois formidables grâce une multitude de belles personnes, spécialement :

- *Brice, avec qui j'ai écumé les montagnes et les bars du début à la fin de cette aventure à Grenoble ;*
- *l'équipe du bureau 111 (Enora, Pierre-Louis, Gabin, Océane, Julia, Rémy, Lionel (si si tu en fais un peu partie)), qui a embelli mon quotidien grâce à toutes nos discussions, pauses café, dégustations de pâtisseries, sorties sportives ou festives et j'en passe ;*
- *les autres collègues du LECA, que je ne citerai pas par peur d'oubli malencontreux mais qui ont aussi contribué au charme et à la gaieté de ces six mois ;*
- *la bande du Lautaret, pour avoir rendu les séjours en altitude encore plus attrayants ;*
- *tous mes compagnons de grimpe, sorties en montagne ou sorties tout court – je tiens à citer en particulier Meidhi, Camille et Océane, pour tous les chouettes moments passés en votre compagnie.*

Je suis ravie et reconnaissante de vous avoir côtoyés au cours de la réalisation de ce mémoire : merci !

Pour terminer, je remercie du fond du cœur ma famille pour son soutien inconditionnel, et ce depuis toujours.

Babette

ABSTRACT

Following socio-economic changes since World War 2, semi-natural mountain grasslands are undergoing a widespread extensification of their management, including in the European Alps. Agricultural extensification affects nitrogen (N) dynamics and thus grasslands' fertility. This research investigated the effects of changes in the agropastoral system in a French municipality of Hautes-Alpes on N dynamics and fertility in subalpine meadows, where extensification translates into decreased manuring and conversion from mowing to grazing. Two complementary approaches were used. Firstly, N budgets were modelled for the whole agricultural area, comparing the 1970's and the current period. This showed that the overall N budget was previously balanced but is now deficient, and that this shortfall is mainly due to a lack of N input on hay meadows. Secondly, I measured grasslands' fertility and soil carbon and nitrogen pools according to land-use, to assess changes from previous measurements a decade ago. This revealed that decreased manuring in terraced hay meadows leads to a significant reduction in these soil parameters, but that overall mown meadows are still as much or more fertile than pastures. I conclude that to ensure the sustainability of agriculture in this region and the preservation of hay meadows, which host a high biodiversity and are culturally valuable, N management needs to be improved.

RÉSUMÉ

Suite aux changements socio-économiques depuis la Seconde Guerre Mondiale, l'extensification de la gestion des prairies permanentes de montagne est un phénomène largement répandu, en particulier dans les Alpes européennes. L'extensification agricole se répercute sur la dynamique de l'azote (N) et, de ce fait, sur la fertilité des prairies. Dans ce travail, deux approches complémentaires ont été utilisées pour analyser les effets de l'évolution du système agropastoral dans une commune française des Hautes-Alpes sur la dynamique de l'N et la fertilité des prairies subalpines, où l'extensification se traduit par une baisse de la fertilisation organique et une conversion de la fauche vers le pâturage. La première approche est une modélisation des bilans azotés pour l'ensemble du versant agricole comparant les années 1970 avec la période actuelle. Elle a mis en évidence que le bilan azoté du versant, auparavant à l'équilibre, est à présent en déficit, et que la cause principale de ce déséquilibre est le manque de retour d'N sur les prés de fauche. La deuxième approche est une analyse sur le terrain de l'évolution au cours de la dernière décennie de la fertilité des prairies et du stock de leur sol en carbone et azote en fonction de leur usage. Elle a révélé que la baisse de fertilisation des prairies de fauche en terrasses provoquait une diminution sensible des trois paramètres mesurés, mais que les prés de fauche restaient globalement autant voire plus fertiles que les pâturages. La conclusion de mon mémoire est que pour assurer la pérennité de l'agriculture dans cette région et le maintien des prés de fauche, qui abritent une riche biodiversité et ont une valeur culturelle importante, la gestion de l'N doit être améliorée.

TABLE DES MATIERES

I.	INTRODUCTION GENERALE.....	4
II.	DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE	7
2.1.	L'adret de Villar d'Arène	7
2.2.	Les trajectoires d'utilisation du sol	8
2.3.	Le modèle agricole actuel.....	12
III.	PREMIERE PARTIE : QUANTIFICATION DU BILAN AZOTE DES PRAIRIES POUR LES ANNEES 1970 ET LA PERIODE 2000-2015	13
3.1.	Introduction	13
3.2.	Matériel et méthodes	15
3.2.1	Modélisation du système	15
3.2.2	Entrées du modèle et calcul des flux d'N	16
3.2.3	Quantification et analyse de l'incertitude.....	23
3.2.4	Analyses statistiques des résultats.....	24
3.3.	Résultats	25
3.3.1	Evolution de la distribution des flux d'N à l'échelle du versant	25
3.3.2	Impact du type d'usage : fauche <i>versus</i> pâturage.....	29
3.3.3	Causes de l'évolution du bilan azoté selon le profil des prairies.....	30
3.3.4	Incertitudes des bilans	31
3.4.	Discussion.....	33
3.4.1	Limites de la méthode.....	33
3.4.2	Du bilan azoté à la fertilité au sens agronomique.....	33
IV.	DEUXIEME PARTIE : EVOLUTION DE LA FERTILITE DEPUIS 2007 SOUS L'EFFET DES PRATIQUES AGRICOLES ET DE LEURS CHANGEMENTS	35
4.1.	Introduction	35
4.2.	Matériel et méthodes	37
4.2.1	Plan d'échantillonnage	37
4.2.2	Détermination des teneurs en N et C du sol	38
4.2.3	Détermination de l'indice de nutrition azotée	38
4.2.4	Analyse des données	39
4.3.	Résultats	40
4.3.1	Evolution des teneurs en N et C du sol	40
4.3.2	Evolution des indices de nutrition azotée	41

4.3.3	Effets de l'introduction de la fertilisation.....	42
4.4.	Discussion.....	42
4.4.1	Evolution de la fertilité selon les usages du sol.....	42
4.4.2	Evolution des stocks de nutriments du sol.....	43
4.4.3	Relation entre fertilité et stocks de nutriments	44
4.4.4	Effet de l'introduction de la fertilisation	44
V.	DISCUSSION GENERALE ET PERSPECTIVES	45
5.1.	Durabilité du système agricole	45
5.2.	Perspectives de la gestion des prairies.....	46
VI.	CONCLUSION	48
	REFERENCES	49
	TABLE DES ILLUSTRATIONS	55
	Liste des tableaux	55
	Liste des figures	56
	Liste des équations	57
	ANNEXES.....	58
	Annexe I – Données écologiques et agronomiques par trajectoire d'utilisation du sol utilisées dans le calcul des bilans azotés.....	58
	Période 1970-1979	58
	Période 2000-2015	58
	Annexe II – Flux azotés moyens par trajectoire d'utilisation du sol (TU) en (kg N/ha/an).....	59
	Période 1970-1979	59
	Période 2000-2015	59



Figure 1 – L'adret de Villar d'Arène, vu depuis la Pyramide de Laurichard (photo : Babette Massinon, juillet 2017)

I. INTRODUCTION GENERALE

Les régions de montagne abritent des socio-écosystèmes caractérisés par des équilibres subtils où les interactions entre humains, biotope et biocénose sont fortes (Marston, 2008; European Environment Agency, 2010). Ainsi, en Europe, les Alpes ont vu des sociétés évoluer en étroites relations avec leur environnement, donnant lieu à des paysages culturels uniques (Battaglini *et al.*, 2014). Ces socio-écosystèmes, cependant, sont soumis à des forçages globaux tels que le changement climatique, la mondialisation, l'évolution du tourisme ou encore celle des pratiques agricoles, ce qui entraîne des modifications dans leur fonctionnement (Quétier, 2006; Lamarque, 2012; Schermer *et al.*, 2016; Schirpke *et al.*, 2017), notamment dans l'usage des sols (Höchtel, Lehringer & Konold, 2005; Rutherford *et al.*, 2008; Schirpke *et al.*, 2013).

Dans les systèmes agricoles alpins, les prairies occupent une place conséquente. Par exemple, les surfaces toujours en herbe représentent 80% de la superficie agricole utile des exploitations du département français des Hautes-Alpes (Agreste, 2016). Ces terres sont utilisées comme pâturages et prés de fauche. En outre, elles jouent un rôle significatif au niveau de la régulation environnementale (par exemple stockage de carbone, pollinisation, contrôle de l'érosion), abritent une riche biodiversité et font également l'objet d'usages culturels et récréatifs (Lamarque *et al.*, 2011; Schirpke *et al.*, 2013, 2017). Toutefois, ces écosystèmes semi-naturels, issus d'une longue histoire d'interactions entre l'Homme et son environnement, n'échappent pas aux pressions évoquées précédemment. Au contraire, les zones agropastorales qualifiées de « marginales », où l'agriculture est considérée comme peu productive et compétitive, sont particulièrement touchées par l'évolution du contexte économique et social de l'agriculture (MacDonald *et al.*, 2000; Marston, 2008). Par contraste avec les zones favorables à l'agriculture « moderne » à haut niveau d'intrants où la tendance globale est à l'intensification, cela conduit souvent à une baisse dans l'intensité de l'utilisation du sol allant parfois jusqu'à l'abandon (MacDonald *et al.*, 2000; Mottet *et al.*, 2006; Rutherford *et al.*, 2008; Schirpke *et al.*, 2017).

L'extensification de l'agriculture est donc un phénomène couramment observé dans les Alpes (Rutherford *et al.*, 2008; Zimmermann *et al.*, 2010). Au cours des dernières décennies, d'importantes surfaces de prairies peu productives y ont été progressivement abandonnées. Une étude sur les Alpes du Sud a par exemple relevé un abandon moyen de plus de 30% des prairies de moyenne montagne dans les communes touchées par ce phénomène, et ce en une quinzaine d'années (Hinojosa *et al.*, 2016b). Les surfaces délaissées correspondent généralement aux pentes fortes et autres parcelles difficiles d'accès motorisé, souvent à l'étage subalpin et aux altitudes plus élevées, car leur gestion est associée à des coûts élevés (MacDonald *et al.*, 2000; Tasser & Tappeiner, 2002; Mottet *et al.*, 2006; Rutherford *et al.*, 2008; Schirpke *et al.*, 2017). L'abandon des prairies conduit *in fine* à leur reforestation, transformant ainsi les paysages (Tasser *et al.*, 2007). Toutefois, l'extensification est un processus graduel et l'abandon total des terres en est l'extrême. Ce processus peut aussi s'exprimer par des changements de pratiques agricoles, comme le remplacement de la fauche par le pâturage, la diminution du pâturage dans les zones à moins bonne valeur fourragère ou l'arrêt de la fertilisation (MacDonald *et al.*, 2000; Tasser & Tappeiner, 2002).

Ces changements d'usage se répercutent au niveau des services écosystémiques rendus par les prairies (Briner, Elkin & Huber, 2013; Schirpke *et al.*, 2013, 2017) via des modifications de leur fonctionnement écologique (Quétier, Thébaud & Lavorel, 2007; Lavorel *et al.*, 2011), et notamment au niveau de leur fertilité (Quétier, Thébaud & Lavorel, 2007; Robson *et al.*, 2007). La fertilité correspond à la capacité des sols à supporter la croissance des plantes en assurant un substrat avec certaines propriétés physiques, un approvisionnement en eau et un recyclage adéquat de la matière organique et des nutriments (Turbé *et al.*, 2010). Les pratiques agricoles influencent la fertilité non seulement de manière directe, via par exemple un

apport de nutriments disponibles pour les plantes (Makarov *et al.*, 2003; Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005) tel qu'un épandage de fumier ou les déjections animales (Martinsen *et al.*, 2012), mais aussi indirectement en modifiant la composition des communautés microbiennes (Zeller *et al.*, 2000; Patra *et al.*, 2006; Legay, 2013) et végétales (Tasser & Tappeiner, 2002). En effet, les changements dans ces communautés affectent le fonctionnement écologique des prairies par des mécanismes de rétroaction mettant en œuvre les traits fonctionnels des communautés (Bardgett & Wardle, 2010; Bardgett, 2017). Par ailleurs, l'azote (N) est souvent un élément limitant dans les écosystèmes herbacés peu productifs et joue un rôle clef dans leur fertilité (Robson *et al.*, 2010). Or des analyses des pools et flux d'N dans les sols des prairies subalpines (Zeller *et al.*, 2000; Robson *et al.*, 2007, 2010; Martinsen *et al.*, 2012; Grigulis *et al.*, 2013) ont mis en lumière le fait que ceux-ci répondent également clairement aux gradients de pratiques agricoles : le taux de recyclage de l'N et son assimilation par les plantes diminuent en même temps que l'intensité des pratiques agricoles. De manière générale, les pratiques agricoles jouent un rôle crucial dans le bilan azoté des sols (Bouwman, Beusen & Billen, 2009).

De plus, les services écosystémiques sont interdépendants, qu'il s'agisse de synergies ou de compromis (Lavelle & Grigulis, 2012; Crouzat *et al.*, 2015). Ainsi, l'évolution de l'usage des sols provoque non seulement des changements dans la fertilité, mais aussi dans le stockage de carbone (Tappeiner *et al.*, 2008), la stabilité du sol (Tasser, Mader & Tappeiner, 2003), la régulation de la qualité de l'eau (Hunsaker & Levine, 1995) ou encore la valeur esthétique des paysages (Hunziker & Kienast, 1999; Schirpke *et al.*, 2013). De ce fait, les enjeux de la gestion des sols agricoles sont multiples et les agriculteurs ne sont pas les seuls concernés (MacDonald *et al.*, 2000; Höchtl, Lehninger & Konold, 2005).

Dans ce contexte, le Laboratoire d'Ecologie Alpine (LECA, basé à Grenoble) mène depuis 2003 des travaux de recherche portant sur l'écologie fonctionnelle et les services écosystémiques des prairies de montagne, et ce sur différents sites, dont Villar d'Arène (département des Hautes-Alpes, France). Cette commune constitue un exemple de socio-écosystème alpin où les prairies sont essentielles. En effet, il s'agit d'un territoire avec un fort patrimoine agricole qui a été marqué, au cours du XX^{ème} siècle, par une transition de l'autarcie alimentaire vers la spécialisation agro-pastorale (Quétier, 2006; Girel *et al.*, 2010). Par ailleurs, comme le mettent en avant Girel *et al.* (2010) dans leur cahier traitant de l'histoire de l'agriculture dans le pays faranchin (du nom des habitants de Villar d'Arène), le paysage de cette commune a été véritablement modelé par l'agriculture et, selon les concepts de « l'écologie historique », l'écologie de ses versants ne peut être analysée sans considérer l'histoire des pratiques agricoles (Quétier, Thébault and Lavelle, 2007). L'agriculture y est à présent tournée vers l'élevage ovin et bovin et les surfaces importantes de prairies, qui occupent la majeure partie de l'adret (versant sud) de la commune, permettent la plupart des années une autonomie fourragère (Deboeuf, 2009). Mais comme dans la plupart des Alpes, le territoire connaît depuis les années 1970 une extensification agricole : conversion de l'utilisation des prairies de la fauche vers le pâturage extensif, baisse de la fertilisation par épandage de fumier. Pour ces raisons, l'adret de la commune fait l'objet d'une étude intensive et d'un suivi temporel d'un réseau de prairies réparties non seulement selon leur géographie (secteurs du versant, altitude), mais aussi selon leurs usages historiques et actuels (Clément *et al.*, 2003; Lavelle *et al.*, 2011). A côté de cela est conduite une analyse de l'évolution de l'usage des sols depuis le 19^{ème} siècle et de leurs implications pour la fourniture de services écosystémiques (Lavelle *et al.*, 2017).

Les travaux réalisés jusqu'ici à Villar d'Arène ont mis en évidence le rôle essentiel de la dynamique de la fertilité dans le fonctionnement des écosystèmes (Quétier, Thébault & Lavelle, 2007). Des mesures de pools et flux d'N dans le sol des prairies ont montré une décélération du cycle de l'N avec l'extensification de leur gestion (Robson *et al.*, 2007, 2010; Grigulis *et al.*, 2013). En outre, les approches par traits fonctionnels (Lavelle *et al.*, 2004; Quétier, Thébault and Lavelle, 2007; Grigulis *et al.*, 2013) ont permis de montrer que les prairies fauchées et fertilisées sont les plus productives et sont dominées par des espèces végétales qui acquièrent et recyclent rapidement les nutriments (faible teneur en matière sèche, surface spécifique des feuilles élevée,

forte teneur en N), comme des dicotylédones et de grandes graminées à croissance rapide. A l'inverse, les prairies non fauchées sont composées de plantes à stratégie plus conservatrice (caractéristiques opposées), comme par exemple *Patzkea paniculata* dans les prairies de pente (une herbacée vivace de grande taille formant de grosses touffes souvent sociales). L'accumulation de litière de ces plantes plus pauvres en N favorise une immobilisation de cet élément nutritif (Quétier, Thébault & Lavorel, 2007; Robson *et al.*, 2010). Globalement, l'arrêt de la fertilisation et/ou de la fauche conduit donc à un appauvrissement en N de la communauté végétale.

En plus de cela, la modélisation de la fourniture de services écosystémiques en fonction de traits fonctionnels et de variables abiotiques (Lavorel *et al.*, 2011) a montré que les prairies fauchées et fertilisées étaient des points chauds de services, parce que les caractéristiques fonctionnelles associées à la production de biomasse et la qualité du fourrage sont compatibles avec la diversité fonctionnelle et spécifique (Lavorel & Grigulis, 2012). En d'autres termes, par contraste avec certains écosystèmes herbacés plus productifs comme les prairies intensives d'Europe de l'Ouest, l'extensification de la gestion de ces prairies conduit à une diminution non seulement de la valeur agronomique des prairies, mais aussi de leur diversité végétale (Lavorel *et al.*, 2004; Robson *et al.*, 2010). Par exemple, suite à l'abandon de la fauche, les prairies de pente se retrouvent dominées par *P. paniculata*, qui a une appétence médiocre, au détriment d'un large éventail d'espèces à meilleure valeur fourragère (PNE & CERPAM, 2005; Clément, 2012). Seul le stockage de carbone semble impacté de manière positive par l'extensification de la gestion des prairies (Grigulis *et al.*, 2013). Il existe donc un réel enjeu de multifonctionnalité dans le maintien des pratiques traditionnelles dans les écosystèmes de montagnes tels que celui de Villar d'Arène, étroitement associé à la dynamique de la fertilité.

Les effets de l'évolution de l'usage du sol sur la dynamique de la fertilité dans les prairies subalpines, et plus particulièrement sur le cycle de l'N, ont donc été étudiés de manière relativement approfondie par l'équipe du LECA d'un point de vue écologique. Cependant, les connaissances acquises jusqu'ici ont utilisé une approche synchronique, c'est-à-dire comparant différents états contemporains dans le paysage et supposant que ces états sont des indicateurs des dynamiques temporelles (Quétier, Thébault & Lavorel, 2007). Une analyse diachronique de la dynamique de la fertilité – confrontant directement différentes périodes – n'a pas encore été accomplie. Pourtant, une telle étude permettrait non seulement de valider les analyses synchroniques, mais aussi d'évaluer la perte effective de fertilité au cours du temps. Par ailleurs, la fertilité a pour l'instant été considérée à l'échelle de la parcelle à travers l'écologie, mais une analyse intégrée du bilan azoté à l'échelle du paysage et de l'exploitation agricole n'a pas encore été conduite. Une telle analyse permettrait de mieux comprendre les mécanismes par lesquels les pratiques agricoles impactent la fertilité des prairies, car les bilans azotés sont des indicateurs permettant d'évaluer la gestion de l'N par les exploitations (Bockstaller *et al.*, 2012).

En réponse à ces lacunes, mon travail a adopté une approche à la fois synchronique et diachronique à l'échelle du paysage (adret de Villar d'Arène). La fertilité est étudiée ici selon la dynamique de l'N, qui y joue un rôle déterminant. En outre, les pratiques agricoles sont mises au centre de l'analyse et la dynamique de l'N est spatialisée au sein du versant par le biais de l'usage des sols. La recherche comporte deux volets complémentaires, exposés dans ce document après une présentation du site d'étude : (1) une quantification du bilan azoté à l'échelle du versant comparant la période des années 2000-2015 avec la période de référence des années 1970 (extension maximale des prés de fauche) ; (2) une analyse sur le terrain de la fertilité et des stocks de nutriments pour les comparer aux mesures réalisées en 2007 en lien avec les changements d'usage depuis cette période. Le premier volet vise à mieux comprendre l'effet des pratiques agricoles sur le bilan azoté des prairies ainsi que son évolution. Le deuxième volet, quant à lui, est destiné à valider le premier ainsi que les analyses synchroniques conduites précédemment. L'objectif général de cette recherche sera de tester l'hypothèse d'une perte généralisée de fertilité à l'échelle de l'adret de Villar d'Arène sous l'effet de l'extensification des prairies.

II. DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE

2.1. L'ADRET DE VILLAR D'ARENE

La commune de Villar d'Arène (45°02'N, 6°20'E) est située dans le département français des Hautes-Alpes (Région Provence-Alpes-Côte d'Azur), à l'extrémité orientale de la région naturelle de l'Oisans (Figure 2). Cette dernière correspond géographiquement au bassin versant de la rivière Romanche, qui prend sa source sur le territoire de Villar d'Arène puis le traverse d'est en ouest. Le col du Lautaret, à la frontière est de la commune, marque la tête du bassin versant. L'ubac de la commune est occupé principalement de forêts de mélèze, de roche et de glaciers et est inclus dans la zone cœur du Parc National des Ecrins, tandis que son adret, orienté sud-sud-ouest, est majoritairement composé de prairies et d'alpages et fait partie de la zone d'adhésion de ce même Parc (Lamarque, 2012). Ce travail se concentre sur une zone de l'adret qui s'étend d'environ 1500 à 2900m d'altitude sur une surface de près de 1300ha, soit un peu plus de la moitié de la surface totale du versant sud de Villar d'Arène dont le point culminant s'élève à 2971m (Lavorel *et al.*, 2004). Les prairies étudiées se trouvent donc entre l'étage montagnard supérieur et le début de l'étage alpin (Quétier, 2006), avec une majorité située à l'étage subalpin. Le site a été décrit à maintes reprises dans une multitude de travaux scientifiques réalisés à la Station Alpine Joseph Fourier, basée au col du Lautaret, notamment par le LECA. Dans les paragraphes qui suivent seront présentées les informations jugées les plus intéressantes pour la mise en contexte de ce travail. Toutefois, le lecteur curieux pourra trouver de l'information détaillée sur la région, ses prairies et son histoire dans des travaux comme les thèses de Quétier (2006) et Lamarque (2012) ou le cahier sur l'histoire de l'agriculture en Oisans de Girel *et al.* (2010).

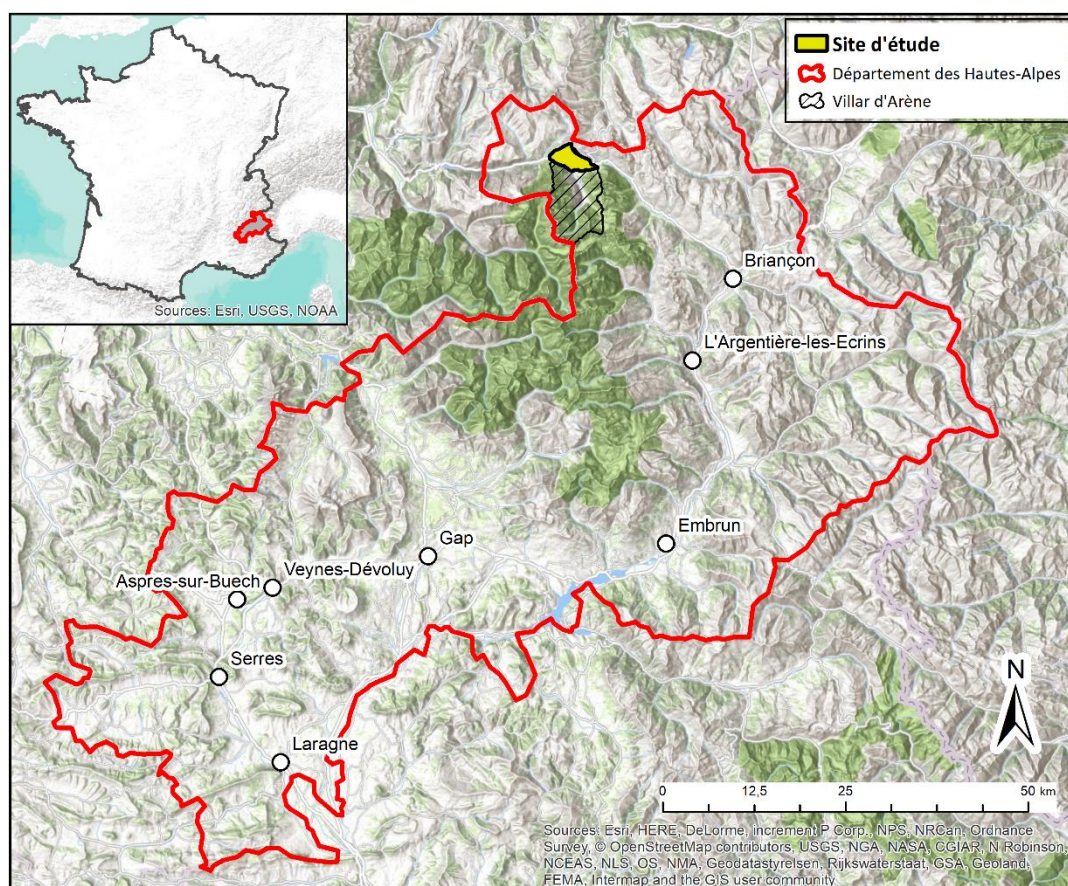


Figure 2 - Localisation du site d'étude (adret de Villar d'Arène) au sein du département français des Hautes-Alpes

Le site d'étude est soumis à un climat de type subalpin avec une influence continentale forte et connaît deux saisons très contrastées, à savoir un hiver prolongé, humide et froid, avec un manteau neigeux pouvant atteindre 3m d'épaisseur à 2000 m, et un été court, sec et relativement chaud (Legay, 2013). Les prairies sont donc soumises à de fortes amplitudes thermiques, soit -7°C de moyenne en février et +16°C en juillet (Lamarque, 2012). Située dans une zone intermédiaire entre les Alpes internes et les Alpes externes, la vallée est protégée des précipitations par les massifs environnants, ce qui explique la pluviométrie annuelle moyenne relativement faible de l'ordre de 960 mm, dont moins de 20% tombent en été (Quétier, 2006). Le site est marqué par un fort gradient altitudinal et la période de végétation, très courte, commence dès la fonte des neiges à la fin du mois d'avril, voire début mai, pour se terminer fin septembre (Robson *et al.*, 2010). Le haut des pentes est composé de sols peu profonds sur un substrat homogène de schiste calcaireux. Quant au bas des pentes, il est constitué de dépôts morainiques avec des crêtes de calcschiste émergeant par endroits (Bakker *et al.*, 2008).

La végétation climacique d'un tel site est une forêt à *Pinus cembra* dans les stations où l'humidité est suffisante, et *Pinus uncinata* dans les zones plus sèches (Quétier, 2006). Toutefois, l'utilisation agricole plurimillénaire des sols et les déboisements successifs expliquent que le paysage actuellement observé sur l'adret est composé de prairies en terrasses à proximité des habitations, de prairies d'altitude puis d'alpages au fur et à mesure que le regard s'élève (Girel *et al.*, 2010). Ces terrains, en particulier les prairies de fauche, sont reconnus pour leur diversité biologique exceptionnelle, ce qui leur a valu leur classement en zone Natura 2000 (site Lautaret-Combeynot-Ecrins) (PNE, 2003; PNE & CERPAM, 2005; Quétier, 2006; MNHN, 2018). On estime ainsi pouvoir découvrir plus de 1500 espèces végétales différentes dans la région du col du Lautaret, soit un tiers de la richesse floristique de la France métropolitaine (Aubert *et al.*, 2011).

2.2. LES TRAJECTOIRES D'UTILISATION DU SOL¹

Jusqu'au milieu du XIX^{ème} siècle, la majeure partie du bas des versants de Villar d'Arène était cultivée sur des terrasses labourées séparées par un talus, principalement pour la production de céréales et de pommes de terre. On pouvait ainsi retrouver des champs de céréales jusqu'à 2000m d'altitude. Au-delà de cette altitude, les surfaces en herbe étaient destinées à l'élevage et exploitées soit par fauche (jusqu'à 2400m) pour la production de fourrage pour l'hiver, soit par pâturage ovin ou bovin. Le fumier produit par les troupeaux était utilisé pour la fertilisation des terrasses.

A partir des années 1850 s'est enclenchée une transition agricole depuis la culture vivrière vers l'élevage et la culture de l'herbe associée, accélérée par la mise en place d'une fromagerie pour la production de fromage et la modernisation des voies de communication. Cela a résulté en la conversion de labours en prés de fauche, fertilisés par apport de fumier. La surface des prairies fauchées a atteint son maximum dans les années 1970, période à laquelle la fauche avait lieu à la fois dans la quasi-totalité des terrasses et dans les prairies d'altitude déjà fauchées auparavant.

Ensuite, la mécanisation, avec l'apparition de la motofaucheuse puis du tracteur, a amené les agriculteurs à se focaliser sur les terrasses pour la fauche, qui a été progressivement abandonnée au profit du pâturage dans les terrains les plus difficiles d'accès, exigus et pentus. Il en va de même pour la fertilisation, les agriculteurs préférant se débarrasser d'au moins une partie de leur fumier (exporté de la commune par une entreprise privée) plutôt que de l'épandre (Deboeuf, 2009), car il s'agit d'un travail très chronophage (source : entretiens de 2018 avec des agriculteurs de Villar d'Arène²). A l'heure actuelle, ce processus d'extensification (conversion

¹ L'ensemble des informations concernant l'histoire de l'agriculture faranchine proviennent de la thèse de Quétier (2006) et de l'ouvrage de Girel *et al.* (2010), ainsi que de la synthèse qu'en a fait Lamarque (2012).

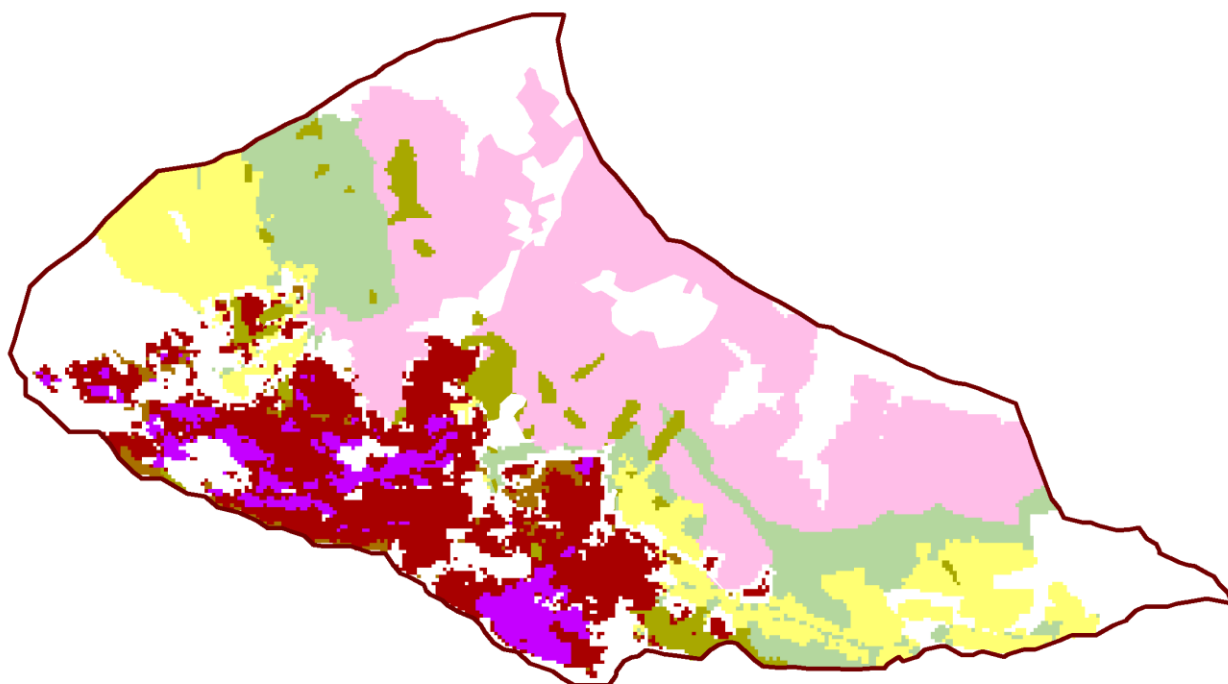
² Des entretiens ont été conduits auprès des agriculteurs dans le cadre de ce mémoire en vue de collecter des informations manquantes (cfr point 3.2.2 p.12).

de la fauche vers le pâturage, abandon de la fertilisation) est toujours en cours (Lavorel *et al.*, 2017). Cependant, le système de production reste orienté vers l'autosuffisance fourragère, ce qui requiert la récolte de quantités de fourrages permettant de subvenir aux besoins des troupeaux pendant la période hivernale en bâtiments, en moyenne de début novembre à mi-mai.

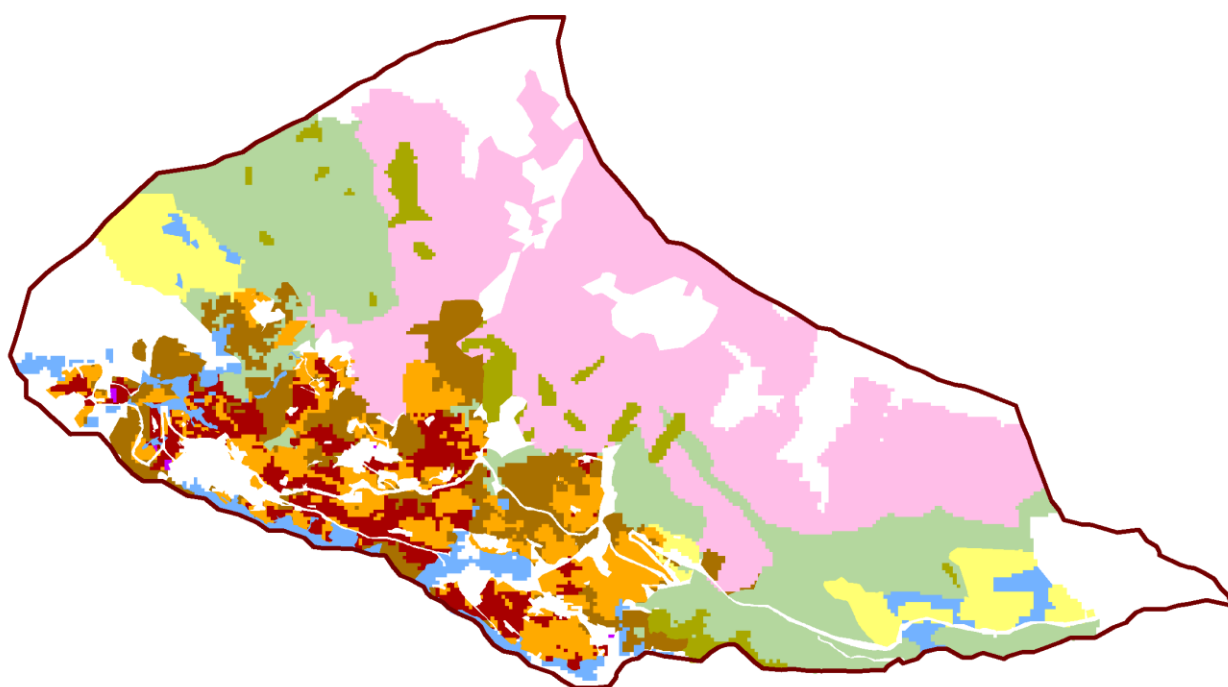
Dans l'ensemble, suite aux changements sociétaux et à la globalisation des marchés agricoles, la pression humaine et le nombre d'agriculteurs ont décliné de manière significative, tandis que les pratiques agricoles ont évolué vers plus de rentabilité et de facilité de travail. Ce phénomène est courant dans les régions où l'agriculture est économiquement marginale, dont les zones de montagne (Quétier, 2006). Les prairies autrefois fauchées et/ou cultivées et à présent pâturées sont d'ailleurs un milieu largement observé dans la région (PNE & CERPAM, 2005). Cependant à Villar d'Arène, l'agriculture conserve une place importante dans le socio-écosystème et contrairement à d'autres territoires proches comme la vallée de la Guisane (de l'autre côté du Col du Lautaret), la forêt n'y a que très peu progressé (Quétier, 2006; Devaux, 2016). Les obligations vis-à-vis du Parc National des Ecrins et les exigences de la directive « Habitats » Natura 2000 contribuent aussi au maintien de la fauche (PNE, 2003).

Les divers changements d'usage des parcelles au cours de l'Histoire peuvent être traduits en trajectoires d'utilisation du sol (TU). Cette typologie a été définie par Quétier, Thébault & Lavorel (2007) en croisant les usages anciens et actuels des sols : les différentes TU ont été identifiées sur base des changements de gestion depuis 1810 (date du plus ancien registre d'occupation du sol) et sont présentées dans le tableau ci-dessous. La répartition géographique des TU dans les années 1970 et dans les années 2000 est représentée en Figure 3. En outre, les changements dans la surface des TU entre les années 1970 et les années 2000 sont exposés en Figure 4.

1970 - 1979



2000 - 2015



0 0,5 1 2 km



Trajectoires d'utilisation du sol










 Terrasse labourée	 Pâturage d'intersaison	 Prairie abandonnée
 Terrasse fauchée fertilisée	 Prairie de pente fauchée	 Alpage
 Terrasse fauchée	 Prairie de pente pâturée	 Pente forte pâturée

Figure 3 - Evolution des trajectoires d'utilisation du sol (TU, décrites dans le Tableau 1) entre les années 1970 et la période 2000-2015. Les TU renseignent à la fois les usages anciens (du XIXème siècle) et les usages de la période en question. Cette cartographie des TU correspond à celle qui a été utilisée dans la première partie de ce mémoire (pour le calcul des bilans azotés). D'après les données de Lavorel et al. (2017).

Tableau 1 - Trajectoires d'utilisation du sol (TU) identifiées pour les parcelles de l'adret de Villar d'Arène sur base de l'évolution de l'usage des terres entre 1810 et 2003 (d'après le travail de Lamarque, 2012). Les surfaces renseignées sont celles qui ont été considérées dans la première partie du travail (point III). Les TU en italique ne sont pas étudiées dans ce travail. Source des données cartographiques : Lavorel et al., 2017

Code de la TU	Utilisation passée	Utilisation actuelle	Surface totale pour la période 2000-2015 (ha)	% Surface du site d'étude en 2000-2015
0	<i>Terrasse labourée</i>	<i>Terrasse labourée</i>	-	-
1	Terrasse labourée	Terrasse fauchée fertilisée	56,9	4,5
2	Terrasse labourée	Terrasse fauchée	86,0	6,8
3	Terrasse labourée	Pâturage d'intersaison	90,6	7,2
4	Prairie de pente fauchée	Prairie de pente fauchée	59,5	4,7
5	Prairie de pente fauchée	Prairie de pente pâturée	225,3	17,9
6	Prairie de pente fauchée	Prairie abandonnée	45,8	3,6
7	Alpage	Alpage	361,8	28,8
8	-	<i>Surfaces minérales et urbanisées</i>	-	-
9	Pente forte pâturée	Pente forte pâturée	32,9	2,6

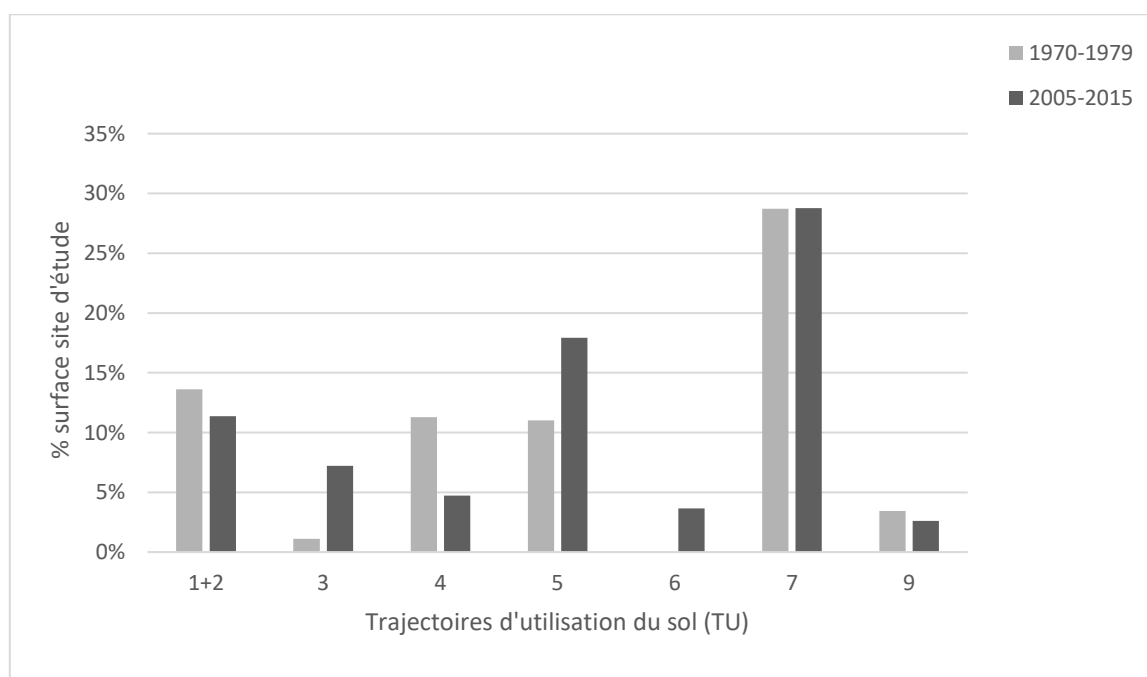


Figure 4 - Evolution de la surface des TU étudiées dans ce mémoire entre les années 1970 et la période 2000-2015. Les surfaces renseignées sont celles qui ont été considérées dans la première partie du mémoire. Pour la définition des TU, se référer au Tableau 1. Pour les années 1970, l'hypothèse est faite que l'ensemble des terrasses fauchées étaient fertilisées (pas de TU 2) ; tandis qu'en 2000-2015, ~40% l'étaient. D'après les données de Lavorel et al., 2017

2.3. LE MODELE AGRICOLE ACTUEL³

Au cours du XX^{ème}, l'agriculture à Villar d'Arène s'est donc spécialisée dans l'élevage. Depuis les années 1950-60, elle se partage principalement entre la production d'agneaux, vendus à une coopérative agricole basée à Sisteron, et l'élevage de génisses, destinées aux producteurs laitiers de Savoie et Haute-Savoie, en particulier dans le cadre de l'Appellation d'Origine Contrôlée Beaufort. A côté de cela, certains agriculteurs ont récemment développé le circuit court de manière marginale en proposant du fromage et de la viande en vente à la ferme (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène). Ainsi, en 2009 par exemple, 8 exploitations agricoles avaient leur siège à Villar d'Arène, toutes en système globalement extensif (chargement inférieur à 1 UGB/ha). Parmi celles-ci, 5 faisaient de l'élevage ovin, avec des troupeaux de 50 à 170 brebis, et le même nombre de l'élevage bovin, avec 20 à 80 génisses par agriculteur. A ces exploitations s'ajoutaient un agriculteur d'une commune voisine fauchant également des parcelles sur Villar d'Arène, ainsi que des troupeaux transhumants pâturent les estives (au total 900 ovins supplémentaires sur l'adret en été). La situation a peu changé depuis 2009 ; le nombre d'exploitations s'est stabilisé après une baisse régulière depuis 1980. Ainsi, entre 1980 et 2000, le nombre de fermes a été réduit de moitié, tandis que le nombre de bovins a augmenté et que celui d'ovins a un peu diminué. En outre, l'augmentation des surfaces par exploitation a conduit à une conversion de la fauche à un pâturage très extensif (Schermer *et al.*, 2016).

Malgré l'évolution du nombre d'exploitations, de la taille des cheptels et de la surface des différents usages du sol (TU, cfr point 2.2), le système d'élevage est globalement resté le même à l'échelle de la commune depuis la spécialisation vers la production animale. Ainsi, les prairies de fauche représentent plus de la moitié voire même, pour certains agriculteurs, plus des trois quarts de la surface agricole utile par exploitation, le reste étant pâture. De ce fait, à moins d'aléas naturels conduisant à une mauvaise pousse de l'herbe (tels que la sécheresse, un printemps tardif ou une pullulation de campagnols), les exploitations sont en autonomie fourragère ; les aliments achetés pour compléter le foin en hiver représentent une proportion mineure de l'alimentation des troupeaux. Les prairies de fauche les plus accessibles sont fertilisées avec le fumier des troupeaux en moyenne tous les deux ou trois ans (TU 1) ; l'épandage a lieu au printemps ou à l'automne en fonction de la météo et du temps disponible. Les troupeaux passent l'hiver à l'étable où ils sont nourris au foin, avec parfois un complément en céréales. Au printemps, c'est-à-dire aux alentours de la mi-mai, les troupeaux sortent sur les pâturages d'intersaison, qui correspondent aux pâtures les plus proches du village (TU 3). Ensuite, à partir de la mi-juin, ils sont conduits vers les estives où ils séjournent jusqu'à la mi-octobre. Au cours de l'été, ils montent donc progressivement au sein du versant, en passant d'abord par les prairies de pente (TU 5 et 9) avant d'arriver aux alpages proprement dits (TU 7). Dans le même temps, les agriculteurs passent les mois de juillet à septembre à faucher (TU 1, 2 et 4) en commençant par les prairies les plus basses et les plus faciles d'accès en tracteur. Les prairies moins accessibles doivent être fauchées à la motofaucheuse. A la descente d'alpage, les troupeaux pâturent à nouveau les pâturages d'intersaison ainsi que les prés déjà fauchés, il s'agit de la vaine pâture. Les agriculteurs tentent de laisser les troupeaux dehors le plus longtemps possible, parfois jusqu'un peu après les premières neiges (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène), puis ces derniers sont rentrés à l'étable, généralement au début du mois de novembre.

L'agriculture de Villar d'Arène peut donc toujours être qualifiée de « traditionnelle » ou « paysanne ». Les exploitations sont la plupart des années en autonomie fourragère et n'utilisent pas d'engrais minéraux. Les conditions d'exploitation sont difficiles, et les agriculteurs ne sont certainement pas installés sur le territoire par intérêt économique, mais plutôt par passion et attachement à leur patrimoine rural (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène ; voir aussi Hinojosa *et al.*, 2016).

³ Les systèmes d'élevage de Villar d'Arène ont été étudiés de manière approfondie à l'occasion de la thèse de Quétier (2006) et du mémoire de fin d'études de Deboeuf (2009), dont l'ensemble des informations qui suivent sont issues (sauf mention contraire).

III. PREMIERE PARTIE : QUANTIFICATION DU BILAN AZOTE DES PRAIRIES POUR LES ANNEES 1970 ET LA PERIODE 2000-2015

3.1. INTRODUCTION

Les prairies subalpines de l'adret de Villar d'Arène connaissent depuis les années 70 une extensification de leur gestion, comme exposé précédemment : baisse de la fertilisation par épandage de fumier (baisse de la fertilisation au sein de la TU 1 + diminution de la surface de la TU 1 au profit des TU 2 et 3), conversion de la fauche vers le pâturage (diminution de la surface des TU 1+2 et TU 4 au profit des TU 3 et TU 5), voire abandon (apparition de la TU 6 au détriment des TU 4 et 5). L'ampleur de ces modifications est illustrée dans la Figure 4 (p.11). En outre, bien que le modèle agricole soit globalement resté le même depuis la spécialisation dans l'élevage ovin et bovin (cfr point 2.3), d'autres changements ont eu lieu dans les exploitations agricoles au niveau de l'organisation spatiale et temporelle du pâturage et de la taille et nature des cheptels. Tout cela a des impacts sur les flux d'N entrant et sortant des prairies, qu'ils soient directs (modification des entrées via les déjections animales (fraîches/fumier) et sorties par exportation de fourrage (fauche/pâturage)) ou indirects (par exemple modification de la fixation symbiotique via une évolution de la composition du couvert végétal). Or l'N est un élément limitant dans les écosystèmes herbacés peu productifs et joue un rôle clef dans leur fonctionnement, en particulier dans leur fertilité (Robson *et al.*, 2010 ; cfr point I).

Des analyses des pools et flux d'N internes au sol de ces prairies ont déjà révélé que ceux-ci varient en fonction des pratiques agricoles, en particulier avec l'abandon des pratiques traditionnelles que sont la fauche et la fertilisation organique (Robson *et al.*, 2007, 2010). Cependant, la dynamique de l'N a été étudiée seulement au travers du fonctionnement de l'écosystème, en intégrant les usages du sol uniquement sous forme de variable explicative. Les mécanismes par lesquels l'agriculture influence la dynamique de l'N n'ont pas encore été analysés ; pourtant, la gestion de l'N par les exploitations agricoles joue un rôle déterminant dans la fertilité des sols (Loiseau, Louault & L'Homme, 1998). De plus, les travaux ont été conduits jusqu'à présent à l'échelle de la parcelle, mais un travail intégré à l'échelle de l'ensemble du versant agricole de la commune (l'adret) n'a pas encore été conduit. Considérant cela, l'objectif de ce premier volet est de mettre en lumière le rôle des pratiques agricoles et de leur évolution dans la dynamique de l'N. Pour ce faire, le bilan azoté (BA) des prairies est quantifié pour l'ensemble du versant, et deux périodes sont comparées, à savoir celle des années 1970, car la surface fauchée était alors maximale (Lavorel *et al.*, 2017), et celle des années 2000-2015 (avec un centrage sur les caractéristiques des exploitations décrites par E. Deboeuf en 2009), au cours de laquelle les travaux susmentionnés ont été réalisés et considérée comme stable en termes de pratiques agricoles.

Les bilans azotés, ou soldes azotés⁴, constituent un outil largement utilisé en agronomie pour évaluer la gestion de l'N par les exploitations agricoles (Bockstaller *et al.*, 2012). Ces indicateurs se basent sur le calcul du solde des flux d'N entrant (N_{in}) et sortant (N_{out}) d'un système au cours d'une période déterminée. Souvent, les études qui mettent en œuvre un BA ont pour dessein d'une part une meilleure compréhension du cycle de cet élément nutritif et de ses entrées et sorties d'un système donné, d'autre part de surveiller la performance de la gestion de l'N et d'y sensibiliser ses acteurs (Oenema, Kros & de Vries, 2003). Etant données les difficultés inhérentes à l'évaluation des pertes d'N par voie aqueuse ou gazeuse, il est courant que le résultat (*solde*) intègre de manière non partitionnée le (dé)stockage d'N dans le système ($\Delta stock$) avec les pertes non quantifiées (*pertes*) (Watson and Atkinson, 1999; Bockstaller *et al.*, 2012). Cela peut être représenté par l'équation suivante :

⁴ Les deux termes sont utilisés de façon interchangeable dans ce rapport – consulter le point 8.3. de Bockstaller *et al.* (2012) pour une courte discussion à ce sujet.

$$\text{Solde} = N_{in} - N_{out} = \Delta\text{stock} + \text{pertes}$$

En Europe occidentale, les études mettant en œuvre de tels BA s'inscrivent d'ordinaire dans un contexte d'agriculture intensive, conduisant à un solde positif. Cela met alors en évidence un excédent d'N ou « pression azotée » sur le milieu, sans toutefois permettre d'identifier la part de cet excédent sortant des parcelles agricoles via des flux non quantifiés (habituellement la lixiviation et les pertes par voie gazeuse). Cependant, l'efficacité de la gestion de l'N ne se limite pas à l'absence d'excédent – un BA à l'équilibre voire négatif ne rime d'ailleurs pas forcément avec absence de pertes (Ledgard, 2001; Peyraud *et al.*, 2012). Dans beaucoup d'exploitations à faibles intrants, l'utilisation efficace d'apports d'N modestes est un enjeu majeur (Ledgard, 2001) ; de tels systèmes peuvent être limités par une faible productivité et un BA négatif. Cela explique la pertinence de la mise en œuvre des BA également pour les systèmes agricoles extensifs.

On retrouve dans la littérature une grande diversité dans les méthodes pour établir les BA ; ils se distinguent par la nature du système et/ou les flux considérés, par le type de données utilisées ou encore par leurs échelles spatiale et temporelle (Watson & Atkinson, 1999; Oenema, Kros & de Vries, 2003; Bockstaller *et al.*, 2012). Le choix de ces différents éléments dépend principalement des objectifs de l'utilisateur, des informations recherchées, mais aussi des données disponibles. Ici, les calculs sont réalisés sur l'ensemble de l'adret pour chaque parcelle, en prenant en compte sa TU (pour les deux périodes étudiées) et son exploitant agricole (seulement pour 2000-2015 par manque d'information pour les années 1970). Cela permet de spatialiser les flux à l'intérieur du versant et de différencier les TU en termes de BA. Les flux sont quantifiés sur base annuelle, étant donné le caractère cyclique de l'utilisation du sol dans ce système agricole montagnard (cfr 2.3). De plus, en vue d'isoler le (dé)stockage d'N du sol, les pertes d'N sont estimées dans la mesure du possible. Toutefois, certains flux ne peuvent être quantifiés qu'avec une grande incertitude. Une manière de classer les incertitudes dans les bilans d'éléments nutritifs est de faire une distinction entre incertitude *fondamentale*, liée à la structure du modèle, et *opérationnelle*, causée par l'incertitude⁵ des données et paramètres (Oenema, Kros & de Vries, 2003). Afin d'éviter que l'incertitude d'un BA conduise à des conclusions hâtives voire erronées, il est important de la prendre en considération. C'est pourquoi dans ce travail, l'incertitude opérationnelle des BA est également évaluée au moyen d'une analyse de type Monte-Carlo.

L'objectif de ce premier volet est donc de mettre en évidence l'impact des pratiques agricoles sur le BA des prairies et leur évolution depuis les années 70. L'hypothèse de travail est que suite aux changements dans les surfaces des différents usages du sol (TU) et dans les pratiques agricoles au sein des TU, le BA des prairies a diminué à l'échelle du versant depuis les années 1970. Plus précisément, l'analyse testera que

- i. le BA du versant agricole a diminué depuis les années 1970 ;
- ii. la diminution du BA des prés de fauche est plus forte que celle des pâturages ;
- iii. les causes de l'évolution du BA sont différentes selon le profil des prairies (à savoir prairie en terrasse, prairie de pente ou alpage/pente forte).

Le profil des prairies est supposé être une source de différence dans l'évolution des BA, parce qu'il est lié à de nombreux facteurs impactant les pratiques agricoles, notamment l'altitude (et donc la temporalité de la pousse de l'herbe), l'éloignement des habitations et la facilité d'accès par les machines agricoles. En revanche, ses effets sur les flux latéraux d'azote n'ont pas été considérés, car leur modélisation était hors de portée de ce premier exercice de modélisation.

⁵ Le terme est utilisé ici dans son sens large, faisant référence à deux concepts : l'incertitude irréductible, qui correspond à la variabilité « naturelle » d'un processus, et l'incertitude épistémique, liée au manque de connaissances, à la qualité de l'échantillonnage dans l'espace et le temps, aux hypothèses faites et aux modèles utilisés (Payraudeau, van der Werf & Vertès, 2007).

3.2. MATERIEL ET METHODES

3.2.1 Modélisation du système

Le BA annuel des prairies de l'adret de Villar d'Arène est évalué pour deux périodes différentes au sein desquelles il est considéré comme relativement stable, à savoir celle des années 1970 et celle couvrant les années 2000 à 2015. L'ensemble des prairies est étudié, qu'elles soient fauchées (TU 1, 2 et 4) ou pâturées (TU 3, 5, 7 et 9) ; les prairies qui ont été abandonnées entre les deux périodes sont également prises en compte (TU 6). Chaque flux d'N entrant ou sortant des prairies est quantifié à l'échelle de la parcelle, une parcelle correspondant à une unité spatiale homogène en termes d'exploitant agricole et de TU. Le système « parcelle » comprend à la fois le sol et la végétation, il est examiné comme une boîte noire : seuls les flux externes sont considérés.

La modélisation du système, commune aux deux périodes, est représentée ci-dessous. Selon la typologie de Oenema, Kros & de Vries (2003), elle s'apparente à un BA de type « sol-surface », mis à part le fait que toutes les pertes ne sont pas comprises dans le résultat puisque la lixiviation est quantifiée.

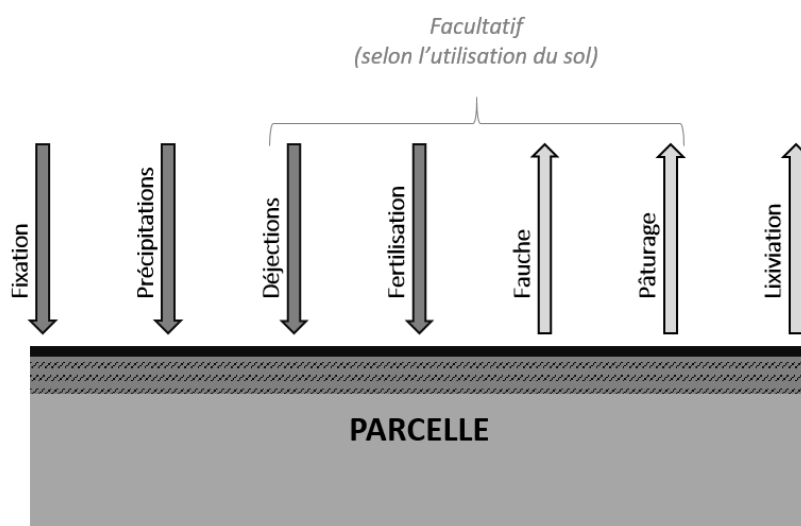


Figure 5 - Modèle utilisé pour le calcul du bilan azoté annuel des prairies. Le système étudié est la parcelle agricole et comprend le sol et la végétation ; les flèches correspondent aux flux d'N entrant et sortant de ce système. Le flux « fixation » correspond à la fixation symbiotique par les légumineuses ; « précipitations » aux dépôts atmosphériques humides ; « déjections » aux déjections des troupeaux déposées lors du pâturage ; « fertilisation » aux apports par épandage de fumier ; « fauche » aux exportations via la fauche ; « pâturage » à l'N consommé par les troupeaux lors du pâturage, « lixiviation » aux pertes par voie aqueuse.

Le solde azoté des parcelles est donc calculé de la façon suivante :

Équation 2 - Termes du modèle utilisé pour la quantification des bilans azotés à la parcelle

$$\text{Solde} = \text{déjections} + \text{fertilisation} + \text{précipitations} + \text{fixation} - \text{pâturage} - \text{fauche} - \text{lixiviation}$$

Certains flux d'N n'ont pas été estimés, et ce pour deux raisons : d'une part parce que leur estimation aurait conduit à de trop grandes incertitudes, d'autre part parce que ces flux sont vraisemblablement faibles voire pour certains négligeables en comparaison avec ceux qui ont été quantifiés. Ces flux sont, de manière probablement non exhaustive :

- les dépôts atmosphériques secs et « occultes » (ou « nuageux ») – l'omission de ces flux est justifiée par le fait qu'ils ne représentent qu'une fraction mineure des dépôts atmosphériques totaux (Kalina, Zambo & Puxbaum, 1998; Balestrini, Galli & Tartari, 2000; Flechard *et al.*, 2011), sans doute plus faible que l'incertitude liée aux dépôts humides ;
- la fixation non symbiotique d'N ;

- les pertes gazeuses depuis le sol (celles qui ont lieu depuis les déjections animales fraîches et le fumier ont été prises en compte) ;
- les flux liés à la faune sauvage ;
- l'érosion et les transferts latéraux dissous ;
- la production d'oxydes d'N par la foudre.

Par conséquent, le résultat des BA comprend ces flux non quantifiés ainsi que le (dé)stockage d'N du sol (cfr Équation 1), sans permettre de les distinguer.

3.2.2 Entrées du modèle et calcul des flux d'N

L'ensemble des données, paramètres, modèles et hypothèses de travail utilisés pour le calcul des flux est présenté dans le Tableau 3. Les données d'entrée peuvent être distinguées en quatre types, à savoir :

- des mesures de terrain acquises au cours de travaux antérieurs (e.g. production de biomasse, proportion de légumineuses, profondeur du sol, concentration en N des précipitations...). Les mêmes données ont été utilisées pour la période ancienne et la période récente (mises à part les précipitations annuelles moyennes). Cela est justifié par le fait que les changements écologiques au sein des TU et les changements dans les dépôts atmosphériques d'N sont considérés comme négligeables pour la quantification des BA, et intégrés dans l'incertitude des données (cfr point 3.2.3),
- des données sur les systèmes d'exploitation provenant de recensements agricoles (taille et nature des cheptels),
- des données de la littérature (e.g. coefficient d'excrétion/consommation d'N par animal, coefficients de pertes par voie gazeuse...)
- des données acquises lors d'entretiens avec les agriculteurs de Villar d'Arène, réalisés soit par E. Deboeuf (2009), soit à l'occasion de ce mémoire (Tableau 2) (e.g. durée du pâturage sur les différentes TU, estimations de la quantité de fumier épandue...). Ces entretiens ont été conduits de manière semi-directive.

Tableau 2 - Profil des intervenants interrogés lors des entretiens semi-directifs réalisés à l'occasion de ce mémoire

Intervenant	Profil
1	- Eleveur bovin - Fertilise depuis 2002 l'ensemble de ses prés de fauche (y compris les prés de pente, voir 2 ^{ème} partie du mémoire) - Impliqué dans les dynamiques locales d'élevage bovin en particulier
2	- Eleveur bovin semi-retraité - A repris depuis 2016 la fertilisation des terrasses de fauche (voir 2 ^{ème} partie du mémoire) - Président de l'Association Foncière Pastorale de Villar d'Arène jusqu'en 2016
3	- Présidente actuelle de l'Association Foncière Pastorale de Villar d'Arène - Mariée à un éleveur bovin
4	- Eleveur ovin et bovin retraité (transmission du troupeau bovin à un jeune agriculteur) - A gardé un petit troupeau ovin et continue la fauche
5	- Agriculteur de La Grave (commune voisine) récemment retraité - Impliqué dans les dynamiques locales d'élevage bovin en particulier

Ci-après sont détaillés tous les calculs effectués pour la quantification des flux d'N (Équation 3 à Équation 10). Ils ont été réalisés à l'aide de deux géodatabases (une pour chaque période étudiée) dans le logiciel Microsoft Access, tandis que la cartographie a été effectuée avec ArcGIS Desktop (version 10.5.1, ESRI).

- **Fixation symbiotique**

Équation 3 - Estimation de l'entrée d'N par fixation symbiotique (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). $Fixation_{ha}$ est quantifié par parcelle.

$$Fixation_{ha} = [Legum_abondance] * [Prod_biomasse_tot] * 1000 * 0,0171 + 0,3145$$

- **Précipitations (dépôts atmosphériques humides)**

Équation 4 - Estimation de l'entrée d'N via les précipitations (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). $Précipitations_{ha}$ est quantifié par parcelle.

$$Précipitations_{ha} = [Quantite_precip] * (0,5 * 0,7765 + 5,5 * 0,2259) * 10^{-2}$$

- **Lixiviation**

Équation 5 - Estimation de la sortie d'N par lixiviation (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). $Lixiviation_{ha}$ est quantifié par parcelle.

$$Lixiviation_{ha} = [Leach_N_biocatch] * [Bulk_density] * [Prof_sol] * 10$$

- **Flux agricoles**

La quantification de l'ensemble des flux agricoles est basée sur le principe que les exploitations de Villar d'Arène fonctionnent presque en cycle fermé (cfr point 2.3). Dès lors, ces flux peuvent être estimés à partir de la taille des cheptels, comme le montrent les équations qui suivent (Équation 6 à Équation 10). La démarche est inspirée de Crook *et al.* (2004). Par ailleurs, l'hypothèse de travail est faite que l'ensemble des paramètres (par ex. dates de pâturage – régulées collectivement, concentration en N du fumier), sont homogènes entre exploitations, même si des ajustements seraient possibles.

Ainsi, les flux d'N sortant des prairies (Équation 9 et Équation 10) correspondent aux besoins annuels des troupeaux, puisque ces derniers sont remplis presque entièrement et exclusivement par le foin fauché et l'herbe pâturée. Le seul potentiel apport externe considéré pour l'alimentation des cheptels est l'achat de foin : ce terme est soustrait du flux correspondant à la fauche. Cela permet de prendre en compte les années où les agriculteurs sont amenés à s'approvisionner en foin à l'extérieur pour passer l'hiver à cause d'une mauvaise pousse de l'herbe (cfr point 3.2.3 pour plus d'explications sur la manière dont la variabilité interannuelle est prise en compte dans le modèle).

Globalement, la même méthodologie est utilisée pour quantifier les entrées d'N dans les prairies, car les excréments des troupeaux constituent la seule entrée d'N d'origine agricole. Ces excréments sont partagés entre fumier et retours directs sur les pâtures (Équation 6 et Équation 7). Toutefois, une problématique cruciale à Villar d'Arène – et qu'on ne peut éviter lorsqu'on s'intéresse à la fertilité – est la gestion du fumier. Dans les années 1970, seul le fumier bovin était épandu sur les terrasses de fauche, tandis que le fumier ovin, plus difficile à manipuler, était utilisé comme combustible (sous forme de « blettes » ; source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène). Par conséquent, l'N excrété par les troupeaux ovins au cours de l'hivernage n'est pas compté dans le BA des années 1970. Par ailleurs, une approche différente a dû être utilisée pour estimer la fertilisation dans les années 2000-2015 (Équation 8). Depuis cette période, l'entièreté du fumier ovin et une partie du fumier bovin (non quantifiée) sont données à une société de compostage (« OvinAlp »), ce fumier est donc exporté de la commune par camion et ne retourne pas sur les parcelles (source : Deboeuf, 2009; Lamarque, 2012 ; entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène). En outre, un des 5 agriculteurs qui pratiquaient l'élevage bovin à cette période (de surcroît celui possédant le plus gros troupeau) n'est pas basé à Villar d'Arène et son fumier n'est pas exclusivement destiné aux parcelles situées dans le site d'étude. C'est pourquoi les estimations par les agriculteurs ont été utilisées pour quantifier les apports d'N par fertilisation pour cette période.

Équation 6 - Estimation de l'entrée d'N par les déjections des troupeaux (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). [N_excr_annuel] est quantifié par cheptel, [N_excr_annuel_ovin] et [N_excr_annuel_bovin] par agriculteur, Déjections_{ha} par parcelle.

$$(1) [N_excr_annuel] = [Nombre_animaux] * [N_excr_animal] * 365$$

$$(2) [N_excr_annuel_ovin] = Somme([N_excr_annuel]) \text{ où } [ID_animal] = "ovin" \text{ ou } "ovin \text{ transhumant}"$$

$$(3) [N_excr_annuel_bovin] = Somme([N_excr_annuel]) \text{ où } [ID_animal] = "vache" \text{ ou } "génisse"$$

$$(4) Déjections_{ha}$$

$$= 0,85 * \frac{1}{[Surf_pat_inter_agri]} * \left(\frac{[Durée_pat_ovin]}{365} * [N_excr_annuel_ovin] + \frac{[Durée_pat_bovin]}{365} * [N_excr_annuel_bovin] \right) \text{ si la } TU = 3$$

$$= 0,85 * \frac{1}{[Surf_alp_agri]} * \left(\frac{[Durée_pat_ovin]}{365} * [N_excr_annuel_ovin] + \frac{[Durée_pat_bovin]}{365} * [N_excr_annuel_bovin] \right) \text{ si la } TU = 5,7 \text{ ou } 9$$

$$= 0 \text{ sinon}$$

Équation 7 - Estimation de l'entrée d'N par fertilisation pour la période 1970-1979 (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). [N_fumier_annuel] est quantifié par cheptel, [N_fumier_dispo] par agriculteur, Déjections_{ha} par parcelle.

$$(1) [N_fumier_annuel] = [Jours_recolte_fumier] * [N_excr_animal] * [Nombre_animaux]$$

$$(2) [N_fumier_dispo] = Somme([N_fumier_annuel])$$

$$(3) Fertilisation_{ha} = 0,7 * 0,85 * \frac{[N_fumier_dispo]}{[Surf_fert_agri]}$$

Équation 8 - Estimation de l'entrée d'N par fertilisation pour la période 2000-2015 (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). Fertilisation_{ha} est quantifié par parcelle.

$$Fertilisation_{ha} = 0,85 * [Estimation_epandage] * 5$$

Équation 9 - Estimation de la sortie d'N par pâturage des troupeaux (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). [N_conso_annuel] est quantifié par cheptel, [N_conso_annuel_ovin] et [N_conso_annuel_bovin] par agriculteur, Pâturage_{ha} par parcelle.

$$(1) [N_conso_annuel] = [Nombre_animaux] * [N_conso_animal] * 365$$

$$(2) [N_conso_annuel_ovin] = Somme([N_conso_annuel]) \text{ où } [ID_animal] = "ovin" \text{ ou } "ovin \text{ transhumant}"$$

$$(3) [N_conso_annuel_bovin] = Somme([N_conso_annuel]) \text{ où } [ID_animal] = "vache" \text{ ou } "génisse"$$

$$(4) Pâturage_{ha}$$

$$= \frac{1}{[Surf_pat_inter_agri]} * \left(\frac{[Durée_pat_ovin]}{365} * [N_conso_annuel_ovin] + \frac{[Durée_pat_bovin]}{365} * [N_conso_annuel_bovin] \right) \text{ si la } TU = 3$$

$$= \frac{1}{[Surf_alp_agri]} * \left(\frac{[Durée_pat_ovin]}{365} * [N_excr_annuel_ovin] + \frac{[Durée_pat_bovin]}{365} * [N_excr_annuel_bovin] \right) \text{ si la } TU = 5,7 \text{ ou } 9$$

$$= 0 \text{ sinon}$$

Équation 10 - Estimation de la sortie d’N par la fauche (en kg N.ha⁻¹.an⁻¹). [N_conso_annuel] et [N_conso_etable] sont quantifiés par cheptel, [N_foin_tot] et [N_achat] par agriculteur, Fauche_{ha} par parcelle.

$$(1) [N_conso_annuel] = [Nombre_animaux] * [N_conso_animal] * 365$$

$$(2) [N_conso_etable] = [N_conso_annuel] * [Jours_hivernage]/365$$

$$(3) [N_foin_tot] = Somme([N_conso_etable])$$

$$(4) [N_achat] = [Achat_foin] * 24$$

$$(5) Fauche_{ha}$$

$$= \frac{1}{Surf_fauche_agri} * ([N_{foin_{tot}}] - [N_{achat}]) \text{ si } TU = 1, 2 \text{ ou } 4$$

$$= 0 \text{ sinon}$$

Tableau 3 - Synthèse des données, paramètres et modèles utilisés dans le calcul des flux d'N. Les trajectoires d'utilisation du sol (TU) représentent les usages du sol et leur historique. Remarque : Pour 1970, les données censées être définies à l'échelle de l'agriculteur ne le sont en réalité qu'à l'échelle de la commune (les données issues du recensement agricole de 1970 (SCEES & INSEE, 1990) sont à l'échelle de la municipalité).

	Paramètres	Unité	Echelle de définition	Source		Incertitudes		Hypothèses
				1970-1979	2000-2015	1970-1979	2000-2015	
Fixation	Legum_abondance : Proportion des légumineuses dans la végétation	-	TU	Base de données sur le site d'étude (relevés de terrain)		Ecart-type calculé		-Abondance relative des légumineuses dans la végétation (état) représentative de la proportion de biomasse aérienne qu'elles produisent (taux) -Modèle établi à partir de mesures réalisées dans les Alpes suisses (Jacot <i>et al.</i> , 2000) applicable à Villar d'Arène -Les données par TU sont valables pour la période 1970-1979
	Prod_biomasse_tot : Production annuelle de biomasse aérienne (" <i>above-ground net primary productivity</i> ")	tonne MS.ha-1.an-1	TU	Base de données sur le site d'étude (relevés de terrain)		Ecart-type calculé		
	y = 0,0171x + 0,3145 : Modélisation de la quantité d'N fixée en fonction de la production de biomasse par les légumineuses	kg.ha-1.an-1 (pour x et y)	-	Droite de régression d'après les données de Jacot <i>et al.</i> (2000)		Coefficient de détermination de la droite de régression disponible		
Précipitations	Quantite_precip : Quantité annuelle moyenne de précipitations	litre.ha-1	Versant	Moyenne des observations de 1970 à 1979 à la station météorologique de Besse-en-Oisans	Moyenne des observations de 2007 à 2015 à la station météorologique de Besse-en-Oisans	Ecart-type calculé		-Précipitations homogènes sur l'ensemble versant -Concentration des précipitations en N constante depuis 1970, et uniquement sous forme d'NO3- ou NH4+ -L'entièreté de l'N des précipitations passe par le système, pas de ruissellement directement en dehors des prairies
	5,5*10⁻⁶ : Concentration en NO3- des précipitations	kg.litre-1	Versant	(Bourgeois, 2017) (table 3-2 p. 108)		Ecart-type calculé		
	5*10⁻⁷ : Concentration en NH4+ des précipitations	kg.litre-1	Versant	(Bourgeois, 2017) (table 3-2 p. 108)		Ecart-type calculé		
Déjections	Nombre_animaux ; ID_animal : Taille et composition du troupeau	-	Cheptel	Recensement agricole 1970-1988 (SCEES & INSEE, 1990)	(Deboeuf, 2009)	/	/	-Quantité d'N excrétée homogène au cours de l'année et au sein d'une catégorie d'animaux (peu importe l'alimentation, l'âge, la race, etc) -Temps de séjour des troupeaux homogène au sein des TU (pas de différences entre exploitations) et distinction uniquement entre pâturages d'intersaison et alpages
	N_excr_animal : Quantité d'N excrétée par animal	kg N.jour-1	Animal	Bovins: (Peyraud <i>et al.</i> , 2012); ovins: (Manneville, 2016)		Même approche que Kros et al. (2012) : coefficient de variation modéré (approche de référence : CV=0,25)		
	Surf_pat_inter_agri ; Surf_alp_agri : Surfaces pâturées par agriculteur (distinction pâturages d'intersaison - alpages)	ha	Agriculteur	Base de données sur le site d'étude (cartographie des TU pour 1971)	Base de données sur le site d'étude (croisement du parcellaire de 2009 et de la cartographie des TU de 2003)	/	/	
	Duree_pat_ovin ; Duree_pat_bovin : Durée de séjour des troupeaux sur les parcelles, distinction ovins et bovins	jour	TU	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène	(Deboeuf, 2009)	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène	
	0,85 : Coefficient de perte par voie gazeuse après épandage	-	-	(Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005)		Même approche que Kros et al. (2012) : coefficient de variation élevé (approche de référence : CV=0,50)		

(suite Tableau 3)

	Paramètres	Unité	Echelle de définition	Source		Incertitudes		Hypothèses
				1970-1979	2000-2015	1970-1979	2000-2015	
Fertilisation	Nombre_animaux ; ID_animal : Taille et composition du troupeau	-	Cheptel	Recensement agricole 1970-1988 (SCEES & INSEE, 1990)		/		-Concentration du fumier en N constante (pour toutes les exploitations) -Entièrete du fumier de bovin épandu (pas du tout de fumier d'ovin car utilisé comme combustible) (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène) -La fertilisation est équivalente sur les TU 0 et 1 -Toutes les terrasses de fauche étaient fertilisées en 1970 (pas de TU 2) (Lavorel <i>et al.</i> , 2017)
	N_excr_animal : Quantité d'N excrétée par animal	kg N.jour-1	Animal	Bovins: (Peyraud <i>et al.</i> , 2012); ovins: (Manneville, 2016)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation modéré (approche de référence : CV=0,25)		
	Jours_recolte_fumier : Nombre de jours de récolte du fumier (=nombre de jours passés en étable si le fumier est récolté)	jour	Cheptel	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène		Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène		
	0,7 : Coefficient de perte d'N lors du stockage et de l'épandage	-	-	(CORPEN, 1999; Manneville, 2016)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation élevé (approche de référence : CV=0,50)		
	0,85 : Coefficient de perte par voie gazeuse après épandage	-	-	(Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation élevé (approche de référence : CV=0,50)		
	Surf_fert_agri : Surfaces fertilisées par agriculteur	ha	Agriculteur	Base de données sur le site d'étude (cartographie des TU pour 1971)		/		
	Estimation_epandage : Quantité de fumier épandue selon les estimations des agriculteurs 5 : Quantité d'N par tonne de fumier Rem: pour fumier de bovin, presque exclusivement utilisé par les agriculteurs 0,85 : Coefficient de perte par voie gazeuse après épandage	tonnes.ha-1.an-1	Agriculteur		(Deboeuf, 2009)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation modéré (approche de référence : CV=0,25)	-Concentration du fumier en N constante (pour toutes les exploitations), et uniquement fumier de bovin épandu -Fertilisation annuelle moyenne = Quantité d'N épandue lors de la fertilisation / temps entre 2 épandages sur la même parcelle
		kg N.(tonne fumier) ⁻¹	-		(Peyraud <i>et al.</i> , 2012)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation modéré (approche de référence : CV=0,25)	
		-	-		(Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation élevé (approche de référence : CV=0,50)	

(suite Tableau 3)

	Paramètres	Unité	Echelle de définition	Source		Incertitudes		Hypothèses
				1970-1979	2000-2015	1970-1979	2000-2015	
Pâturage	Nombre_animaux ; ID_animal : Taille et composition du troupeau	-	Cheptel	Recensement agricole 1970-1988 (SCEES & INSEE, 1990)	(Deboeuf, 2009)	/	/	-Besoins en N homogènes au cours de l'année et au sein d'une catégorie d'animaux (peu importe la saison, l'âge, la race, etc) -Pendant la période de pâturage, besoins en N couverts complètement par l'herbe pâturée (peu importe le type de végétation), pas d'autre aliment intervenant dans la consommation d'N -Temps de séjour des troupeaux homogène au sein des TU (pas de différences entre exploitations) et distinction uniquement entre pâturages d'intersaison et alpages
	N_conso_animal : Quantité d'N consommée par animal	kg N.jour-1	Animal	Bovins: (Peyraud <i>et al.</i> , 2012); ovins: (Manneville, 2016)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation modéré (approche de référence : CV=0,25)		
	Surf_pat_inter_agri ; Surf_alp_agri : Surfaces pâturées par agriculteur (distinction pâturages d’intersaison - alpages)	ha	Agriculteur	Base de données sur le site d'étude (cartographie des TU pour 1971)	Base de données sur le site d'étude (croisement du parcellaire de 2009 et de la cartographie des TU de 2003)	/	/	
	Duree_pat_ovin ; Duree_pat_bovin : Durée de séjour des troupeaux sur les parcelles, distinction ovins et bovins	jour	TU	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	(Deboeuf, 2009)	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	
Fauche	Nombre_animaux ; ID_animal : Taille et composition du troupeau	-	Cheptel	Recensement agricole 1970-1988 (SCEES & INSEE, 1990)	(Deboeuf, 2009)	/	/	-Quantité d'N consommée homogène au cours de l'année et au sein d'une catégorie d'animaux (peu importe la végétation, l'âge, la race, etc) -Besoins en N des troupeaux couverts complètement par l'herbe pâturée et le foin (fauché à Villar d'Arène ou acheté), pas d'autre aliment intervenant dans consommation d'N -Pas de différence entre exploitations au niveau du temps de séjour en étable des troupeaux -Foin fauché ou acheté entièrement consommé
	N_conso_animal : Quantité d'N consommée par animal	kg N.jour-1	Animal	Bovins: (Peyraud <i>et al.</i> , 2012); ovins: (Manneville, 2016)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation modéré (approche de référence : CV=0,25)		
	Jours_hivernage : Nombre de jours passés en étable (alimentation au foin)	jour	Cheptel	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	(Deboeuf, 2009)	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	
	Achat_foin : Quantité de foin achetée	tonne.an-1	Agriculteur	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	(Deboeuf, 2009)	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	Entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d’Arène	
	24 : Quantité d'N par tonne de foin	kg N.(tonne foin) ⁻¹	-	(CORPEN, 1999)		Même approche que (Kros <i>et al.</i> , 2012): coefficient de variation modéré (approche de référence : CV=0,25)		
	Surf_fauche_agri : Surfaces fauchées par agriculteur	ha	Agriculteur	Base de données sur le site d'étude (cartographie des TU pour 1971)	Base de données sur le site d'étude (croisement du parcellaire de 2009 et de la cartographie des TU de 2003)	/	/	
Lixiviation	Leach_N : Quantité totale d'N lessivée annuellement (Total Dissolved Nitrogen)	microg N.(g dw) ⁻¹ .an-1	TU	(Saccone <i>et al.</i> , in prep.)		Ecart-type calculé		-Quantité d'N lessivée constante dans le temps (peu importe les précipitations) et dans l'espace (notamment profondeur de sol) à l'échelle de la TU, et ce depuis 1970 -TU 5 = TU 6 = TU 7
	Prof_sol : Profondeur du sol	m	TU	Base de données sur le site d'étude (relevés de terrain)		Ecart-type calculé		
	Bulk_density : Densité du sol	g dw.cm-3	TU	(Saccone <i>et al.</i> , in prep.)		Ecart-type calculé		

3.2.3 Quantification et analyse de l'incertitude

Comme précisé en introduction (point 3.1), les sources d'incertitude des BA peuvent être classées en deux catégories, à savoir incertitudes fondamentale et opérationnelle. Ce travail se concentre uniquement sur la deuxième et l'appréhende au moyen d'une approche par simulation de type Monte-Carlo. Les objectifs sont d'une part de quantifier l'incertitude des BA, d'autre part d'analyser la contribution de l'incertitude de chaque paramètre à l'incertitude globale. Toutes les analyses de cette partie ont été réalisées à l'aide du logiciel @RISK 7.5 (Palisade).

La méthode de Monte-Carlo est une technique numérique qui permet d'étudier la propagation de l'incertitude de l'ensemble des entrées d'un modèle (données et paramètres) à son résultat (Payraudeau, van der Werf & Vertès, 2007). Elle consiste à simuler une gamme probable de résultats par tirage aléatoire de valeurs pour les entrées du modèle ; elle suppose donc que la distribution de probabilité des entrées et leurs corrélations aient été préalablement caractérisées. Cette méthode est couramment utilisée dans les études visant à estimer des flux (De Vries *et al.*, 2003; Oenema, Kros & de Vries, 2003; Miller, Landis & Theis, 2006; Payraudeau, van der Werf & Vertès, 2007; Kros *et al.*, 2012). Les paragraphes qui suivent décrivent dans l'ordre les étapes de l'analyse qui a été conduite.

▪ Paramétrisation des densités de probabilité des entrées incertaines

La distribution de probabilité des entrées du modèle intègre leur incertitude au sens large, c'est-à-dire à la fois leur variabilité naturelle (incertitude irréductible) et le manque de connaissance (incertitude épistémique). De manière générale, les paramètres incertains (cfr Tableau 3) ont été caractérisés par une distribution gaussienne, mis à part l'achat de foin (*Achat_foin*). Pour cette entrée, une distribution uniforme a été utilisée, étant donnée sa grande variabilité interannuelle liée à la météo. Lorsqu'aucun descripteur statistique de l'incertitude de l'entrée n'était renseigné, l'approche proposée par Kros *et al.* (2012) a été adoptée : un niveau d'incertitude (le même que l'approche de référence de Kros *et al.* (2012)), associé à un certain coefficient de variation, a été attribué à l'entrée (Tableau 4).

Tableau 4 - Niveau d'incertitude attribué aux entrées dont l'incertitude n'était pas renseignée et coefficient de variation associé

Niveau d'incertitude	Coefficient de variation
Faible	0,10
Modérée	0,25
Elevée	0,50

Par ailleurs, par manque d'information, toutes les entrées ont été considérées comme indépendantes (coefficient de corrélation nul). Cela conduit donc à une surestimation de l'incertitude globale (Payraudeau, van der Werf & Vertès, 2007).

▪ Simulation des bilans

Pour chaque période, 1000 jeux d'entrées ont été générés, avec lesquels un BA a été calculé. Ce nombre de simulations a été choisi pour représenter de manière adéquate la distribution préalablement définie de chaque entrée. Cela fournit donc, sur base d'une gamme de 1000 résultats, une distribution de probabilité du BA qui prend en compte la variabilité naturelle de ce dernier et l'incertitude épistémique liée à sa quantification.

▪ Analyse de la contribution des paramètres à l'incertitude globale

Afin d'identifier les entrées participant le plus à l'incertitude globale, leur contribution à la variance du résultat a été quantifiée, comme proposé par le logiciel @RISK 7.5 (Palisade Corporation, 2016). Pour ce faire, une analyse de régression du résultat a été conduite en utilisant la technique de la

contribution séquentielle à la variance. Cette technique consiste à calculer la partie additionnelle de la variance du résultat expliquée par l'ajout d'une entrée au modèle de régression. La sélection des entrées et l'ordre dans lequel elles sont intégrées dans le modèle sont déterminés par la procédure de régression en escalier (« *stepwise* »). Cette procédure est pertinente lorsque le modèle comprend un grand nombre de variables, car elle élimine toutes celles dont la contribution est insignifiante.

3.2.4 Analyses statistiques des résultats

L'ensemble des analyses suivantes ont été réalisées avec les résultats des 1000 simulations à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2017). Cependant, pour l'interprétation des résultats, il est utile de garder en mémoire que le nombre élevé de réplicats (1000) conduit à des variations significatives même pour des différences faibles, et l'interprétation des différences sur la base des erreurs-types est plus réaliste.

Tout d'abord, une comparaison des moyennes des BA à l'hectare à l'échelle du versant (kg N/ha/an) a été effectuée entre les deux périodes au moyen d'un test de Student bilatéral. La condition de normalité des distributions est considérée comme respectée en vertu du théorème central limite (taille des échantillons largement supérieure à 30), tandis que la correction de Welch a été effectuée pour tenir compte de la différence de variance des deux variables.

Après cela, l'effet du type de pratique agricole (fauche/pâturage), de la période et de l'interaction de ces deux variables qualitatives sur le BA à l'hectare des prairies (kg N/ha/an) a été testé via une analyse de la variance (ANOVA) à deux facteurs croisés. Pour ce faire, un modèle linéaire généralisé a été ajusté aux données en prenant ces deux facteurs (à deux modalités) et leur interaction comme variables explicatives. Ce type de modèle autorise les variables non normales, mais également l'hétéroscédasticité. Comme l'interaction entre les facteurs s'est révélée très hautement significative, une ANOVA à un facteur avec la combinaison « type de pratique x période » comme variable indépendante suivie d'un test post-hoc HSD de Tukey (package « *multcomp* », (Hothorn, Bretz & Westfall, 2008)) ont été utilisés pour déterminer les différences significatives entre les moyennes de chaque combinaison. Les mêmes analyses ont été conduites pour le BA total (kg N/an) de chaque TU. L'ensemble de ces opérations a ensuite été répété en remplaçant le facteur « type de pratique » par le facteur « profil » de la prairie, distinguant les terrasses (TU 1, 2 et 3), les prairies de pente (TU 4, 5 et 6) et les pentes fortes et alpages (TU 7 et 9).

Pour terminer, en vue de distinguer l'effet des changements de surface des TU (c'est-à-dire conversion de la fauche vers le pâturage) de celui des changements de pratiques agricoles (e.g. modification de la pression de pâturage, baisse de la fertilisation) dans l'évolution des BA totaux entre les deux périodes, deux scénarios ont été simulés. Ces scénarios visent à représenter l'évolution des BA totaux (kg N/an), respectivement :

- (1) En considérant uniquement les changements de surface des TU entre les deux périodes, selon l'équation suivante :

Équation 11 - Simulation du bilan azoté total des prairies selon leur profil en considérant uniquement les changements de surface des TU entre les deux périodes étudiées (pratiques agricoles au sein des TU constantes)

$$Bilan_{profil_scénario1} = \sum_{TU} Bilan_{ha_1970/79} * Surface_{2000/15}$$

- (2) En considérant uniquement les changements de pratiques agricoles au sein des TU entre les deux périodes, selon l'équation suivante :

Équation 12 - Simulation du bilan azoté total des prairies selon leur profil en considérant uniquement les changements de pratiques agricoles au sein des TU entre les deux périodes étudiées (surfaces des TU constantes)

$$Bilan_{profil_scénario2} = \sum_{TU} Bilan_{ha_2000/15} * Surface_{1970/79}$$

Pour tester l'hypothèse iii, les calculs ont été réalisés en différenciant les profils de prairie.

3.3. RESULTATS

3.3.1 Evolution de la distribution des flux d'N à l'échelle du versant

La distribution géographique des flux azotés d'origine agricole est représentée en Figure 6. Les trois autres flux quantifiés ne sont pas représentés, car ils sont homogènes et constants

- soit au sein des TU et suivent donc la même évolution que ces dernières, cfr Figure 3 (pour la fixation symbiotique et la lixiviation) ,
- soit à l'échelle du versant et la cartographie est donc inutile (pour les dépôts atmosphériques humides).

Les données écologiques et agronomiques par trajectoire, ainsi que les flux d'N moyens, figurent dans les annexes (I et II).

▪ *Prairies pâturées*

Les flux d'N d'origine agricole entrant et sortant des prairies pâturées sont respectivement les déjections animales (Figure 6 A-B) et les exportations par pâturage (Figure 6 E-F) ; leur distribution est directement liée à l'organisation spatio-temporelle de la conduite des troupeaux. Etant donné que ces deux flux sont en rapport constant (cfr Équation 6 et Équation 9), ils suivent la même évolution. Dans les terrasses (du sud au sud-ouest du versant), on remarque d'une part une augmentation entre les deux périodes des surfaces pâturées, d'autre part une diminution en valeur absolue des flux azotés moyens liés au pâturage. Cela reflète la conversion de terrasses de fauche en pâturages d'intersaison, accompagnée d'une diminution de l'intensité du pâturage sur ces derniers (liée à l'augmentation de leur surface). Une augmentation des surfaces pâturées est également visible lorsqu'on monte en altitude (par exemple à l'ouest et dans le sud-sud-est du versant), ce qui traduit l'abandon de la fauche dans les prairies de pente au profit du pâturage. En revanche, sur ces surfaces ainsi que dans les alpages proprement dits (TU 7), les flux moyens augmentent globalement en valeur absolue. Cela est dû à l'accroissement de la taille des cheptels, principalement des troupeaux ovins transhumants.

▪ *Prairies fauchées*

La sortie d'N d'origine agricole dans les prés de fauche correspond aux exportations par la fauche, tandis que la fertilisation (par épandage de fumier) constitue le seul apport potentiel d'N. Il apparaît tout d'abord que les surfaces de fauche ont diminué (Figure 6 G-H), aussi bien dans les terrasses que dans les prairies de pente (en miroir avec les évolutions des surfaces pâturées). En outre, la baisse de la fertilisation ressort également clairement (Figure 6 C-D), à la fois au niveau des surfaces fertilisées et des quantités d'N épandues. Pour remarque, les différences entre parcelles en 2000-2015 au niveau de l'intensité de l'exportation d'N par la fauche sont dues au fait que ce flux a été calculé par agriculteur en fonction de ses cheptels et surfaces de fauche (cfr Équation 10), il n'a pas été vérifié si cela correspondait avec des différences de productivité entre parcelles.

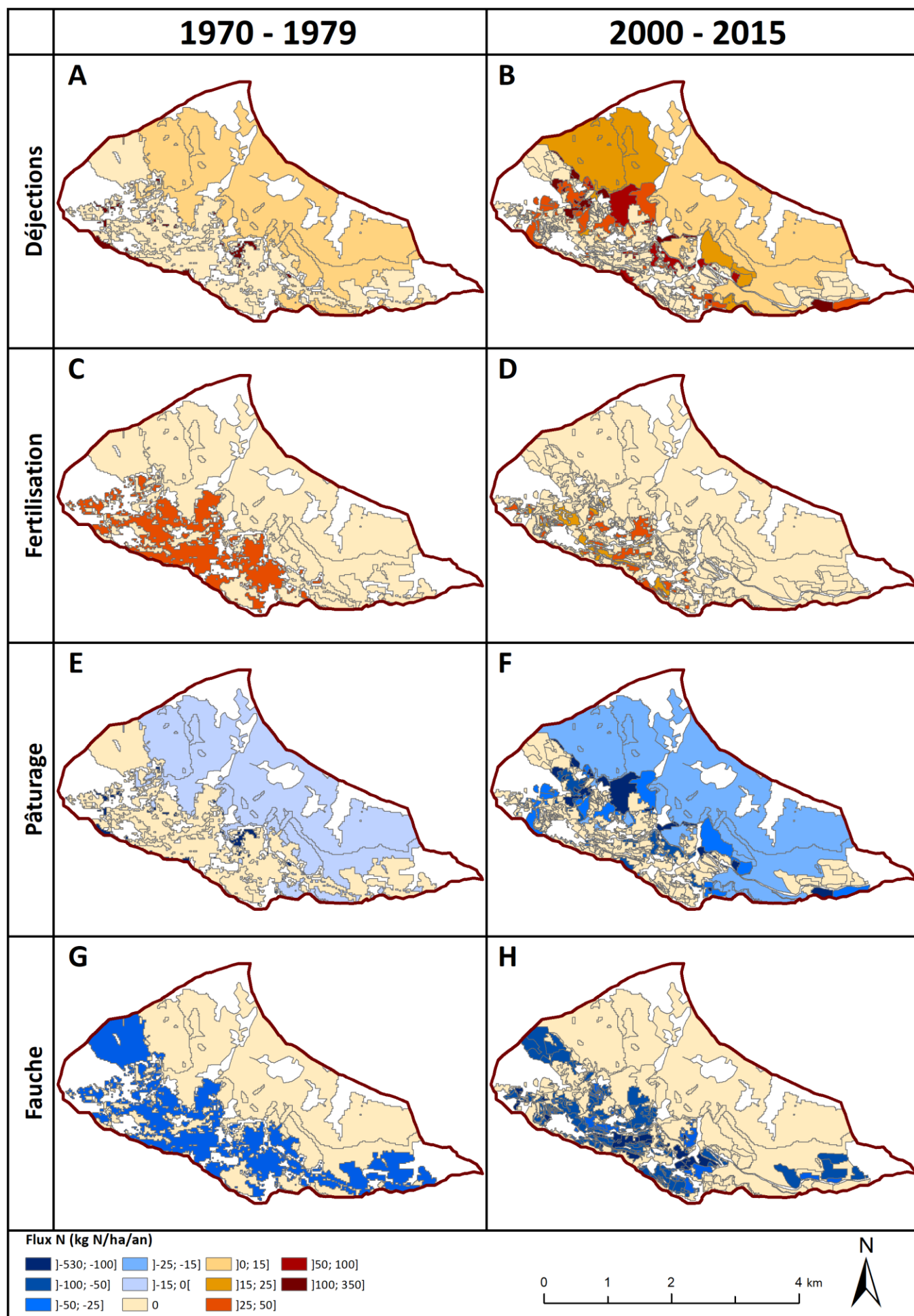
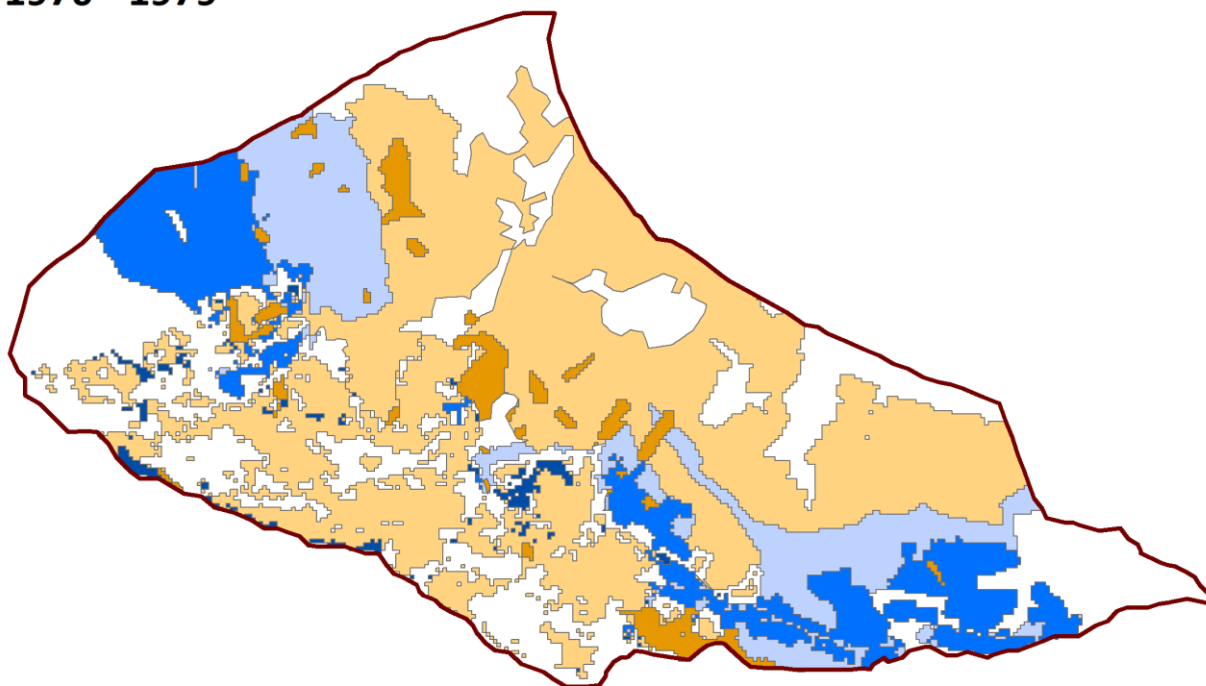
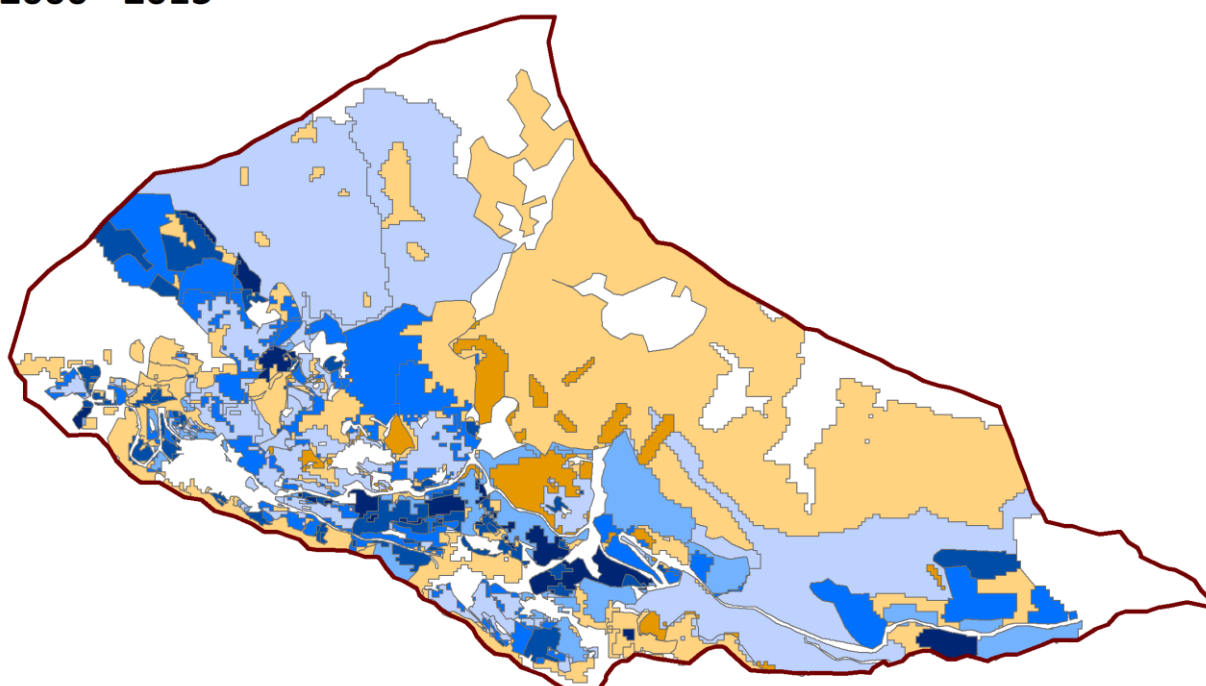


Figure 6 – Cartographie de la distribution des flux d'N d'origine agricole à l'échelle de l'adret de Villar d'Arène. Pour la période ancienne, les flux sont quantifiés par trajectoire, tandis que pour la période récente, ils le sont par trajectoire et par agriculteur.

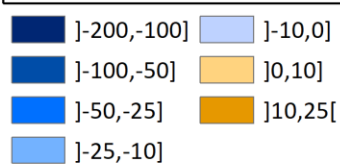
1970 - 1979



2000 - 2015



Solde azoté (kg N/ha/an)



0 0,5 1 2 km



Figure 7 - Cartographie de l'évolution des bilans azotés à l'hectare des prairies de l'adret de Villar d'Arène

Suite à l'évolution des flux d'N, les BA à l'hectare diminuent globalement dans les terrasses (du sud au sud-ouest) entre les deux périodes, tandis que la situation est plus contrastée dans les prairies de pente et qu'ils sont stables dans les alpages (Figure 7). Ainsi, dans les années 70, la majorité des prairies avaient un BA proche de l'équilibre (entre -10 et 10 kg N/ha/an en tenant compte des incertitudes). Seules les prairies de pente fauchées (TU 4), où il n'y avait déjà pas de fertilisation à l'époque, ainsi que les pâturages d'intersaison (TU 3), où le pâturage était intense pendant de courtes périodes, avaient un BA clairement négatif. Pour la période récente en revanche, une proportion importante des terrasses ont un BA négatif. Le BA des alpages est toujours à l'équilibre de manière générale. Dans les prairies de pente, la situation est plus hétérogène, mais une tendance s'y dégage tout de même, à savoir une augmentation du BA dans les prairies où la fauche a été abandonnée au profit du pâturage (par exemple sud-est du versant). Pour les deux périodes, les surfaces avec un BA positif correspondent principalement aux pentes fortes pâturées (TU 9), où la sortie d'N par lixiviation est inférieure à celle des autres TU à cause de la faible profondeur du sol – cela est lié au fait que ce flux ne prend pas en compte les pertes d'N par voie aqueuse depuis les déjections, ni les flux latéraux par ruissellement.

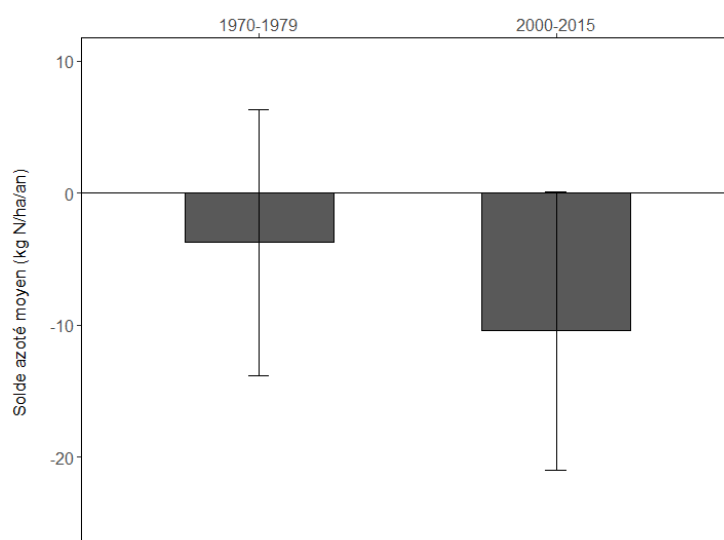


Figure 8 - Evolution du bilan azoté moyen du versant entre les deux périodes étudiées. Les barres d'erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. La différence entre les moyennes est significative (p -valeur $< 2,2e-16$ ***).

Du fait de ces changements, le BA moyen du versant (Figure 8), proche de l'équilibre dans les années 1970 (-3,8 \pm 10,1 kg N/ha/an), est négatif pour la période récente (-10,4 \pm 10,6 kg N/ha/an). Pour remarque, les BA à l'hectare sont renseignés plutôt que les BA totaux, parce que les surfaces pour lesquelles ils ont été calculés varient entre 1970-1979 et 2000-2015 (respectivement 869,6ha et 959ha). Cette différence est due d'une part au fait que la surface des labours (TU 0) était plus élevée dans le passé (environ 45ha dans les années 1970 contre quelques hectares actuellement), or cette TU n'est pas prise en compte dans le BA ; d'autre part à des imprécisions dans la cartographie (TU et/ou agriculteur inconnus pour certaines surfaces). Si l'on considère que les BA ont suivi une évolution linéaire depuis les années 1970 – comme l'ont fait globalement les surfaces des différentes TU (Lavorel *et al.*, 2017) – cela conduit à une perte cumulée de -284 \pm 410 tonnes d'N entre 1970 et 2015 (en considérant la plus petite surface).

3.3.2 Impact du type d'usage : fauche versus pâturage

La diminution du BA moyen est plus prononcée dans les prés de fauche (TU 1, 2 et 4) que dans les pâturages (TU 3, 5, 7 et 9) (leur BA moyen respectif en 1970-79 : $-9,1 \pm 14,6$ et $-0,7 \pm 10,5$ kg N/ha/an, et en 2000-15 : $-38,0 \pm 7,3$ et $-3,5 \pm 13,5$ kg N/ha/an) (Figure 9A). En d'autres termes, les changements de pratiques agricoles au sein des deux types d'usage des prairies (fauche/pâturage) conduisent à une diminution du BA des prairies, mais cet effet est beaucoup plus marqué dans les prairies de fauche, y conduisant à un BA très nettement négatif.

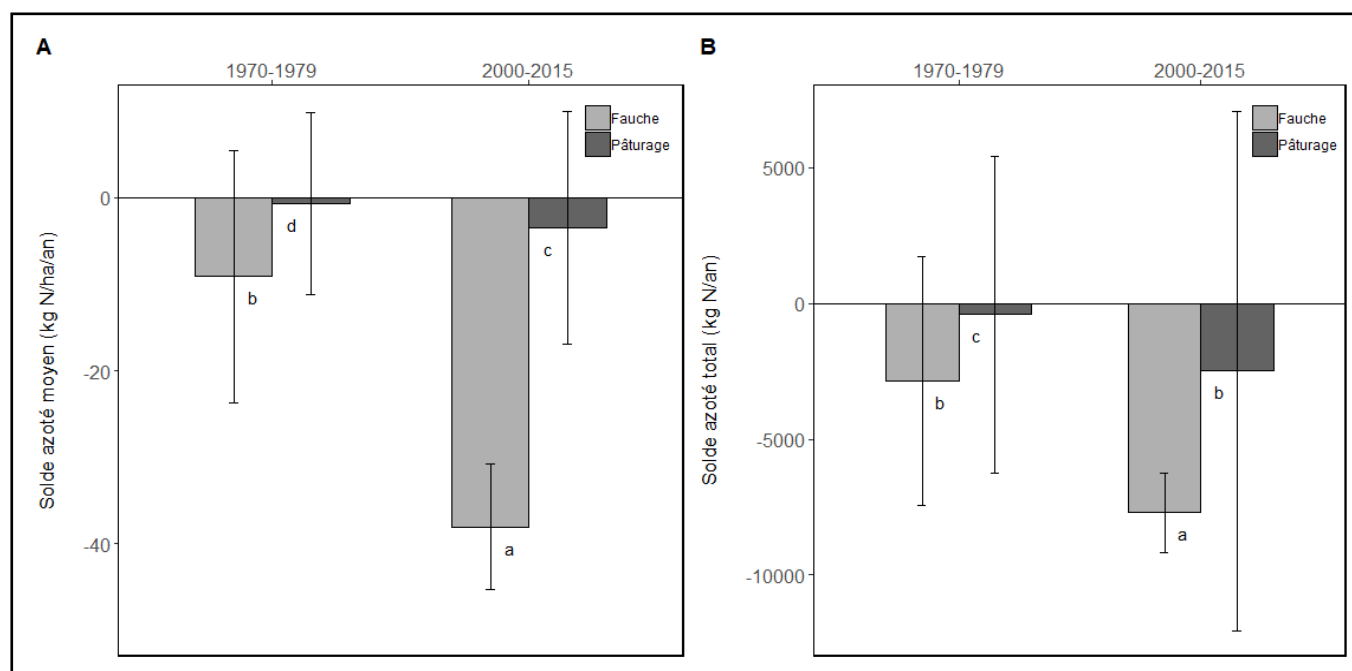


Figure 9 - Comparaison des bilans azotés selon le type d'usage des prairies et la période étudiée. A) Bilan moyen par type d'usage et par période, B) bilans totaux par type d'usage et par période. Les barres d'erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. Pour A) et B), les effets des 2 facteurs et de leur interaction sont significatifs (p -valeur $< 2,2e-16$ ***), les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes.

Cela s'explique facilement par le fait que sur les prairies de fauche, il n'existe aucun retour d'N d'origine agricole en l'absence d'épandage de fumier, or la fertilisation a diminué voire a été complètement abandonnée dans de nombreuses parcelles (Figure 6 C-D). Si le fumier n'était pas exporté de la commune par camion mais était épandu entièrement sur les prés de fauche, le BA de ces derniers serait de $-10,3 \pm 24,0$ kg N/ha/an – donc équivalent à celui des années 1970 et beaucoup plus proche de l'équilibre qu'à l'état actuel. En plus de ce manque de retour d'N, le flux de sortie par la fauche augmente entre les deux périodes (Figure 6 G-H, Annexe II). Comme dit précédemment, cela est lié au fait que ce flux est calculé d'après la taille des cheptels et les surfaces de fauche, mais il n'a pas été vérifié si cela correspondait avec une augmentation de la productivité des prairies – ce qui semble improbable étant donnés les résultats de cette analyse. Dans les prairies pâturées, une partie de l'N ingéré par les troupeaux revient toujours sur les prairies via les déjections. Toutefois, ces deux flux (« Pâturage » et « Déjections ») ne s'équilibrent pas complètement à cause des pertes gazeuses depuis les déjections et des exportations d'N hors du système via les produits animaux (production de lait et de viande). La légère diminution du BA moyen des prairies pâturées peut donc être expliquée par une augmentation de la pression de pâturage (les flux non-agricoles étant stables entre les deux périodes, cfr Annexe II). La taille des cheptels a effectivement augmenté, surtout dans les estives (TU 5, 7 et 9) du fait des troupeaux ovins transhumants. Ainsi, dans les estives, la taille des cheptels est passée

d'environ 140 UGB⁶ dans les années 1970 à près de 370 UGB actuellement (dont transhumants : 135 UGB), mais cette augmentation est en partie contrebalancée par l'augmentation des surfaces pâturées (charge moyenne dans les estives : environ 0,3 UGB/ha auparavant contre 0,6 UGB/ha actuellement). Toutefois, pour les pâturages, le déséquilibre des flux reste faible, voire même insignifiant au vu de l'incertitude des BA.

Bien que le BA à l'hectare des prés de fauche ait largement plus diminué que celui des pâturages depuis les années 1970, la différence est moins marquée au niveau des BA totaux à cause des changements de surface de chaque type d'usage (Figure 9B), à savoir une augmentation des surfaces pâturées au détriment de la fauche. Cela est notable puisque le BA total des pâturages en 2000-2015 est aussi faible que celui des prés de fauche dans les années 1970 (pas de différence significative). Pour remarque, les écart-types des BA totaux sont très grands à cause du fait qu'il s'agit des écart-types des BA à l'hectare multipliés par les surfaces des TU.

3.3.3 Causes de l'évolution du bilan azoté selon le profil des prairies

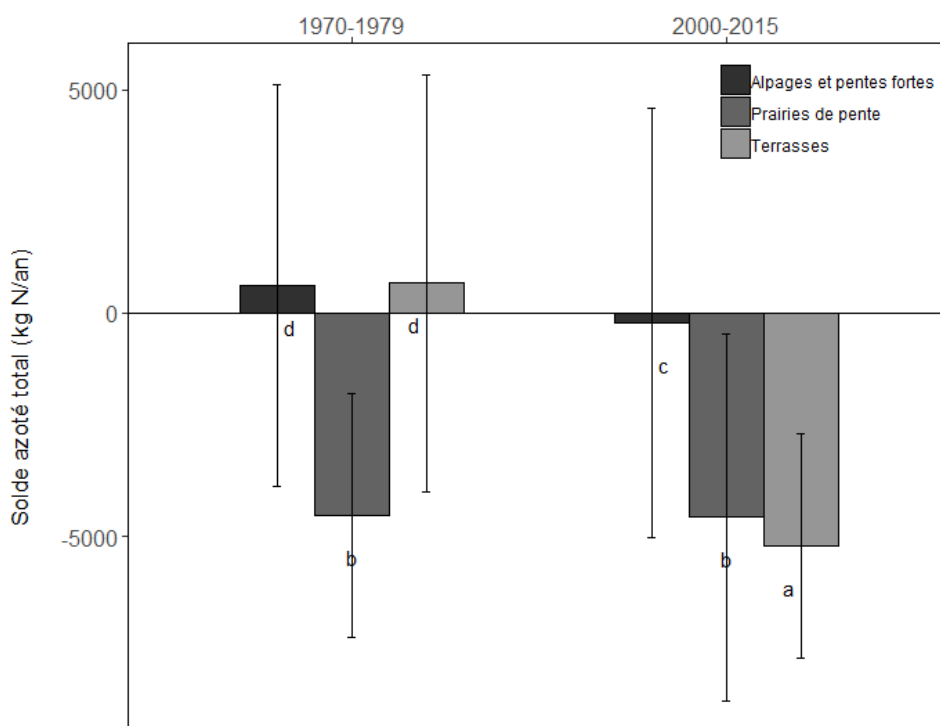


Figure 10 - Comparaison des bilans azotés totaux selon le profil des prairies et la période étudiée. Les barres d'erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. Les effets des 2 facteurs et de leur interaction sont significatifs (p -valeur $< 2,2 \times 10^{-16}$ ***), les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes.

Les effets des changements de surface des TU et des changements de pratiques agricoles au sein des TU se distinguent selon le profil des prairies, à savoir terrasses (TU 1 à 3), prairies de pente (TU 4 à 6) ou alpages et pentes fortes (TU 7 et 9). Ainsi, la Figure 10 met en évidence une évolution contrastée des BA totaux pour chaque profil. Une diminution très forte a eu lieu dans les terrasses : le BA était à l'équilibre dans le passé et est devenu nettement négatif. Les alpages ont connu une diminution beaucoup moins prononcée – voire discutable étant données les incertitudes liées à l'estimation des

⁶ UGB : Unité Gros Bétail. Les coefficients de conversion utilisés selon le type d'animal sont : 1 ovin = 0,15 UGB, 1 génisse = 0,6 UGB, 1 vache laitière = 1 UGB (d'après les coefficients fixés par l'Annexe II du règlement d'exécution (UE) n° 2016/669).

bilans – avec un BA proche de zéro pour les deux périodes. Quant aux prairies de pente, leur BA total n’a pas changé et est resté négatif.

Le Tableau 5 permet d’analyser les causes de ces changements, c’est-à-dire de distinguer les effets des deux facteurs jouant dans les BA totaux (surfaces des TU *versus* pratiques agricoles dans les TU). Dans les terrasses, les deux facteurs conduisent à une diminution du BA total. En d’autres termes, la baisse de fertilisation des terrasses de fauche (en quantités épandues par hectare et en surface) et la conversion de terrasses de fauche en pâturages d’intersaison (si les pratiques étaient celles des années 1970), ont contribué toutes deux à rendre le BA des terrasses négatif, avec un effet presque 50% plus fort de la baisse de fertilisation. La situation est différente dans les prairies de pente. Pour ce profil, la conversion de la fauche vers le pâturage (changement de surface des TU) conduit à une évolution positive du BA (pour une intensité de pâturage constante). Cela est logique puisque le BA moyen des TU 4 est inférieur à celui des TU 5 (cfr Annexe II), vu qu’il n’y a aucun retour d’N d’origine agricole sur les premières. Cependant, cet effet est contrebalancé par l’accroissement de la taille des cheptels, en particulier ovins transhumants, ce qui signifie que la pression de pâturage s’est accrue. Dans les alpages et pentes fortes, seuls les changements de pratiques, à savoir l’augmentation de la pression de pâturage, contribuent à la légère baisse du BA observée, étant donné que leurs surfaces n’ont pas évolué depuis les années 1970.

Tableau 5 - Evolution depuis les années 1970 des bilans azotés (BA) totaux des différents profils de prairies : distinction des effets (i) des changements de surface des usages du sol (TU), et (ii) des changements de pratiques agricoles au sein des TU (reflétés par l’évolution des BA moyens par TU). La colonne « 2000-2015 » renseigne les changements effectifs des BA entre les deux périodes étudiées. Le scénario 1 représente l’évolution des BA dans le cas où seules les surfaces des TU changent (pratiques constantes, (i)), le scénario 2 le cas où seules les pratiques agricoles au sein des TU changent (surfaces constantes, (ii)). Les Δ Soldes sont exprimés en tonnes N/an (moyenne \pm écart-type).

Profil	Δ Soldes			
	2000-2015	Scénario 1 Changements de surface	Scénario 2 Changements de pratiques	
Terrasses	-2,9 \pm 5,1	-2,4 \pm 5,4	-3,5 \pm 5,4	
Prairies de pente	0,0 \pm 4,0	1,2 \pm 2,0	-1,1 \pm 2,4	
Alpages et pentes fortes	-0,4 \pm 4,4	-0,1 \pm 0,1	-0,4 \pm 4,4	

3.3.4 Incertitudes des bilans

Les incertitudes liées à la quantification des bilans sont relativement élevées, comme l’indiquent les écart-types et barres d’erreur renseignés dans les résultats des paragraphes précédents. Cela est d’autant plus vrai pour les BA totaux, parce que leurs incertitudes sont celles des BA moyens multipliées par les surfaces.

Le Tableau 6 permet d’identifier les paramètres contribuant le plus à l’incertitude des BA moyens par TU et pour l’ensemble du versant. Ainsi, les données acquises lors des entretiens contribuent très peu à la variabilité des résultats, peu importe la TU ou la période considérée. En revanche, la contribution des deux autres types de sources varie de manière importante selon la TU et la période. L’ensemble des paramètres issus de la littérature sont utilisés pour le calcul des flux agricoles, tandis que les mesures de terrain servent à la quantification des flux « naturels » (fixation symbiotique, lixiviation et dépôts atmosphériques humides). Il est donc intéressant de remarquer que de manière générale, la proportion de l’incertitude causée par les paramètres issus de la littérature est plus importante pour la période récente : cela est dû mécaniquement à l’accroissement de la taille des cheptels depuis les années 1970. En effet, les flux d’N liés aux troupeaux sont le résultat de sommes de flux par animal, et il en va de même pour leur incertitude. Un autre élément remarquable est la grande sensibilité du modèle aux pertes gazeuses après l’épandage du fumier. Cela peut s’expliquer par le fait que la fertilisation est le seul retour d’N sur les prairies de fauche, or la proportion d’N perdue par

volatilisation est un paramètre hautement incertain (Payraudeau, van der Werf & Vertès, 2007). Comme illustration, l'incertitude du BA des prés de fauche est plus élevée lorsque la fertilisation est plus forte (BA actuel : $-38,0 \pm 7,3$; et si tout le fumier était épandu : $-10,3 \pm 24,0$ kg N/ha/an (cfr p.29)).

Pour rappel, ces incertitudes prennent en compte à la fois l'incertitude épistémique et la variabilité naturelle des BA. Les paramètres dont la contribution est importante ne doivent donc pas être considérés systématiquement comme des données dont l'estimation nécessiterait un effort supplémentaire, car ils sont souvent naturellement hautement variables (incertitude irréductible).

Tableau 6 - Analyse de sensibilité du modèle : contribution des paramètres à l'incertitude des bilans azotés moyens. La propagation de leur incertitude au résultat du modèle est étudiée via une approche de Monte-Carlo. Les tirets (-) indiquent que le paramètre n'intervient pas dans le calcul du bilan. Les totaux selon la source des paramètres (entretiens, littérature ou mesures de terrain) sont renseignés. Pour les informations concernant chaque paramètre, se référer au Tableau 3 (les paramètres N_foin, N_fumier, Pertes_N_post_ep et Pertes_N_pre_ep correspondent respectivement à la teneur du foin en N, à la teneur du fumier en N, aux pertes gazeuses lors du stockage et aux pertes gazeuses après épandage)

Contribution à la variance des bilans azotés moyens (%)																
Paramètre	1970 - 1979							2000 - 2015								
	TU						Versant	TU								
	1	3	4	5	7	9		1	2	3	4	5	6	7	9	Versant
Entretiens	0,2	1,2	0,8	0	0,1	0	0,1	3,9	3,9	0,1	4,3	0,1	0	0	0	0,0
Achat_foin	0,0	-	0,0	-	-	-	0,0	0,9	1,9	-	2,2	-	-	-	-	0,0
Duree_pat_bovin	-	1,1	-	0,0	0,1	0,0	0,0	-	-	0,1	-	0,1	-	0,0	0,0	0,0
Duree_pat_ovin	-	0,1	-	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0	-	0,0	-	0,0	0,0	0,0
Estimation_epandage	-	-	-	-	-	-	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0
Jours_hivernage	0,1	-	0,8	-	-	-	0,1	1,0	2,0	-	2,2	-	-	-	-	0,0
Jours_recolte_fumier	0,0	-	-	-	-	-	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Littérature	40,1	93,9	30,3	18,0	21,4	26,8	62,2	60,1	66,0	90,5	45,1	82,5	-	58,9	63,2	86,0
N_conso_animal	10,7	20,5	30,3	4,0	4,4	6,0	25,2	26,0	64,7	3,6	43,7	2,9	-	8,5	9,2	7,5
N_excr_animal	3,3	8,0	0,0	1,6	1,7	2,0	4,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,7	-	4,0	5,0	1,9
N_foin	0,0	-	0,0	-	-	-	0,0	0,4	1,3	-	1,4	-	-	-	-	0,0
N_fumier	-	-	-	-	-	-	-	7,9	-	-	-	-	-	-	-	0,0
Pertes_N_post_ep	13,2	65,4	-	12,5	15,3	18,7	30,5	25,7	-	86,6	-	78,9	-	46,4	49,1	76,6
Pertes_N_pre_ep	13,0	-	-	-	-	-	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mesures	52,3	1,1	67,1	79,7	75,6	70,7	34,5	30,3	26,9	3,8	47,3	14,1	98,3	37,9	34,5	9,6
Bulk_density	0,0	0,0	0,5	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Leach_N	0,0	0,0	0,7	1,3	1,5	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,5	0,2	1,9	0,6	0,0	0,1
Legum_abondance	33,9	0,3	3,5	0,3	3,7	7,3	7,2	21,1	8,2	0,6	2,2	0,1	0,0	2,5	3,6	0,5
N_precip	13,3	0,6	34,3	38,9	44,1	57,0	16,2	7,3	16,3	3,1	26,5	7,6	49,8	23,7	29,6	6,1
Prod_biomasse_tot	3,6	0,0	0,3	0,0	0,9	0,2	0,9	1,8	2,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
Prof_sol	0,4	0,1	23,4	34,7	20,9	0,2	8,0	0,1	0,1	0,1	17,3	6,0	44,3	9,6	0,1	2,8
Quantite_precip	1,1	0,1	4,3	4,3	4,3	6,0	1,8	0,1	0,2	0,0	0,5	0,2	2,2	0,9	1,2	0,1
Total général	92,7	96,1	98,1	97,8	97,1	97,5	96,9	94,2	96,9	94,4	96,8	96,6	98,3	96,8	97,7	95,6

3.4. DISCUSSION

3.4.1 Limites de la méthode

La quantification des flux agricoles repose sur le principe que les exploitations fonctionnent en cycle quasi-fermé, où la seule entrée d’N est l’achat de foin, et les seules sorties sont les pertes gazeuses depuis les déjections et les exportations de produits animaux et de fumier. Cette hypothèse permet d’estimer l’ensemble des flux sur base de la taille des cheptels, d’où la sensibilité générale du modèle aux paramètres liés aux animaux (cfr Tableau 6). Cette manière de procéder explique notamment l’augmentation de l’exportation d’N par la fauche entre les deux périodes étudiées (cfr Figure 6 G-H p.26). En effet, il semble peu probable que ce flux ait pu s’intensifier depuis les années 1970 : cela supposerait que la biomasse exportée lors de la fauche ait elle-même augmenté, or il semble peu vraisemblable que la productivité des prairies se soit accrue depuis cette période – surtout au vu du BA négatif des prés de fauche qui conduirait potentiellement *a contrario* à une baisse de rendement. Trois hypothèses potentielles pour expliquer ce résultat surprenant pourrait être soit que les agriculteurs achètent à présent plus de foin et autres compléments alimentaires (par exemple des céréales) qu’ils ne l’ont déclaré lors des entretiens, soit que certaines prairies de fauche n’étaient pas fauchées chaque année dans le passé – ce qui est peu vraisemblable, ou bien que les années 2000 à 2015 ont été particulièrement défavorables à la pousse de l’herbe et que la distribution uniforme utilisée pour caractériser l’achat de foin n’est pas appropriée. Même si la période étudiée a été marquée par plusieurs aléas (sécheresses des années 2005 et 2006, pullulation de campagnols en 2009-2010), le rôle de la dernière explication semble également moins plausible, étant donnée la faible contribution de l’achat de foin à l’incertitude des BA des prés de fauche.

Etant donné la complexité de la dynamique de l’N, le fait que des flux dont l’existence est connue (et peut-être d’autres) n’ont pas été pris en compte dans les BA et les incertitudes dans les flux quantifiés, les résultats de cette étude doivent être interprétés de manière semi-quantitative plutôt que quantitative. Les BA sont naturellement hautement variables et en plus de cela, leur quantification implique inévitablement d’importantes incertitudes épistémiques (Kroeze *et al.*, 2003; Oenema, Kros & de Vries, 2003). Pour remarque, le fait que les paramètres intervenant dans les flux azotés ont été considérés ici comme indépendants conduit à une surestimation de l’incertitude globale, et l’analyse de sensibilité des bilans n’a pas été poussée jusqu’à celle de la sensibilité aux incertitudes supposées. Toutefois, les BA restent des outils utiles pour révéler d’éventuels déséquilibres dans la gestion globale de l’N (Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005; CORPEN, 2006). Dans le cadre de cette étude, ils permettent de mettre en lumière des tendances dans l’évolution de la dynamique de l’N à l’échelle de l’adret de Villar d’Arène et des points critiques dans sa gestion.

3.4.2 Du bilan azoté à la fertilité au sens agronomique

Les résultats de cette analyse conduisent à la validation des trois hypothèses de travail, à savoir :

- i. une diminution du BA du versant agricole depuis les années 1970 (Figure 8);
- ii. une diminution du BA des prés de fauche plus forte que dans les pâturages (Figure 9) ;
- iii. des différences entre terrasses, prairies de pente et alpages/pentes fortes au niveau des causes de l’évolution de leur BA (Figure 10 et Tableau 5).

Toutefois, leur interprétation en termes de fertilité nécessite la discussion de différentes notions et de leurs relations.

Pour commencer, le modèle utilisé pour quantifier le BA des prairies permet de traduire un résultat négatif comme un déstockage d’N du sol – en supposant tout de même que les entrées d’N dans le système ont été incluses de manière suffisamment exhaustive. En effet, selon l’Équation 1, un solde

négalif implique nécessairement un Δ stock négatif. L'interprétation est donc moins équivoque que dans le cas d'un résultat positif (Kroeze *et al.*, 2003), mais il est toutefois important de garder à l'esprit qu'un BA négatif ne signifie pas une absence de pertes du système vers l'environnement (Ledgard, 2001; Peyraud *et al.*, 2012), y compris par le ruissellement latéral potentiellement important en situation de montagne, mais non pris en compte dans cette étude.

Le lien entre un déstockage d'N et la fertilité du sol, c'est-à-dire la capacité de ce dernier à supporter la croissance des plantes (Turbé *et al.*, 2010), est en revanche moins immédiat. En effet, il est connu que c'est souvent la disponibilité des éléments nutritifs qui limite la productivité primaire dans les communautés alpines (Duru, Balent & Langlet, 1994; Makarov *et al.*, 2003; Bowman *et al.*, 2015). La disponibilité de l'N pour les plantes dépend principalement de la minéralisation (Runge, 1983), or il a été montré que l'abandon de la gestion dans les prairies subalpines conduit à une diminution de la minéralisation de l'N (Zeller *et al.*, 2000; Robson *et al.*, 2007, 2010; Grigulis *et al.*, 2013), sans changement du stock d'N total (Zeller *et al.*, 2000). Le BA proche de zéro ($3,5 \pm 11,6$ kg N/ha/an) obtenu dans cette étude pour les prairies abandonnées (TU 6) est en accord avec ce dernier élément, soit la stabilité du stock d'N après l'abandon de la gestion. A l'inverse, la gestion des prairies provoque des changements directs et indirects dans les communautés végétales et microbiennes favorables au recyclage de l'N, ce qui augmente la disponibilité de l'N pour les plantes (Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005; Patra *et al.*, 2006; Robson *et al.*, 2007, 2010). Dans le même sens, une étude sur les effets du pâturage ovin sur la dynamique de l'N dans des prairies montagnardes (Martinsen *et al.*, 2012) a montré que le pâturage stimulait le cycle de l'N et que le déstockage d'N causé par le pâturage était faible en comparaison avec le stock total d'N. La pression de pâturage appliquée était inférieure à celle de Villar d'Arène, mais cela semble correct d'extrapoler leurs conclusions à ce site d'étude au vu du BA moyen presque à l'équilibre des prairies pâturées ($-3,5 \pm 13,5$ kg N/ha/an, cfr Figure 9). Ces différentes études concluent donc que dans de telles situations d'agriculture extensive, la fauche et le pâturage sont bénéfiques pour la fertilité, alors que ces pratiques ne peuvent seules (c'est-à-dire sans fertilisation) conduire à une augmentation du stock d'N, *a fortiori* pour la fauche. La fertilisation organique, elle, conduit non seulement à une accélération du recyclage de l'N, mais aussi à une augmentation de la quantité d'N dans le sol (Robson *et al.*, 2010).

Un élément supplémentaire à prendre en compte d'un point de vue agronomique est la valeur fourragère de la végétation. Ainsi, sur des sols pauvres en éléments nutritifs, l'appétence de la végétation a tendance à diminuer suite à la conversion de la fauche vers le pâturage (Quétier, Thébault & Lavorel, 2007) ou à la diminution de l'intensité du pâturage (Dorioz, 1998), car ces changements provoquent la colonisation des communautés végétales par des espèces à moins bonne valeur fourragère. Cette transition a été effectivement mise en évidence dans les prairies subalpines des Ecrins (PNE & CERPAM, 2005), et en particulier dans les prairies de ce site d'étude (Lavorel *et al.*, 2004, 2011; Quétier, Thébault and Lavorel, 2007; Grigulis *et al.*, 2013), où l'arrêt de la fauche provoque la colonisation par des graminées peu appétentes, telles que *Patzkea paniculata* dans les prairies de pente, au détriment de communautés riches en dicotylédones à meilleure valeur fourragère. Cela est associé au ralentissement du cycle de l'N par des phénomènes de rétroaction (Quétier, Thébault & Lavorel, 2007; Robson *et al.*, 2010; Grigulis *et al.*, 2013).

En conclusion, les hypothèses de travail sont validées, mais les effets des pratiques agricoles dans les prairies de Villar d'Arène sur le recyclage de l'N et sur la valeur fourragère des communautés végétales sont à mettre en confrontation avec le déstockage d'N qu'elles provoquent pour comprendre leur impact à long terme sur la fertilité. Parmi les trois types de pratiques, à savoir fauche + fertilisation organique, fauche seule ou pâturage seul, seul le premier peut potentiellement avoir un effet bénéfique à la fois sur la quantité d'N du sol, sa disponibilité et la valeur fourragère des prairies.

IV. DEUXIEME PARTIE : EVOLUTION DE LA FERTILITE DEPUIS 2007 SOUS L'EFFET DES PRATIQUES AGRICOLES ET DE LEURS CHANGEMENTS

4.1. INTRODUCTION

Les pratiques agricoles des systèmes agropastoraux extensifs influencent la fertilité du sol en modifiant son pouvoir de fourniture en N, parce qu'elles affectent à la fois la quantité d'N présente dans le système (Runge, 1983; Loiseau, Louault & L'Homme, 1998) et la disponibilité de cet élément nutritif (Zeller *et al.*, 2000; Patra *et al.*, 2006; Robson *et al.*, 2007, 2010). Les bilans azotés (BA) sont un outil qui permet d'étudier leur effet sur le stock d'N (cfr point III et références y figurant). Cependant, la quantification des BA ne peut s'affranchir d'incertitudes relativement élevées. Qui plus est, lorsque le système « sol – végétation » est considéré comme une boîte noire (comme dans les BA calculés en première partie), l'effet sur l'assimilation de l'N par la végétation n'est pas renseigné, parce que la variation du contenu du sol en N ne donne pas d'information sur sa disponibilité – alors que la disponibilité des nutriments est souvent un élément limitant pour la croissance des végétaux dans les écosystèmes alpins (cfr point 3.4.2 et références y figurant). Considérant cela, la deuxième partie du travail vise à valider et compléter la première grâce à des mesures sur le terrain de paramètres liés à la fertilité, qui avaient déjà été mesurés par l'équipe du LECA il y a une dizaine d'années (soit pour la dernière fois en 2007), à savoir : indice de nutrition azotée de la végétation (INN) et teneurs du sol en N et carbone (respectivement N_{sol} et C_{sol}). Elle adopte une approche à la fois synchronique, parce qu'elle compare les différentes TU (trajectoire d'utilisation, cfr point 2.2) à l'état actuel, et diachronique, parce qu'elle analyse l'évolution depuis 11 ans de ces paramètres en lien avec les pratiques agricoles depuis cette période. Les BA calculés en première partie ont mis en évidence que les pratiques agricoles, en particulier la fauche, conduisent à un déficit en N qui s'est globalement aggravé depuis les années 1970. Suivant ces résultats, les hypothèses testées ici sont que (i) la teneur en N du sol des prés de fauche a baissé au cours de la dernière décennie ; et que (ii) leur fertilité (évaluée d'après leur INN) a également diminué.

Dans les écosystèmes limités en N comme le sont souvent les prairies subalpines (Robson *et al.*, 2007, 2010), la croissance des plantes repose en grande partie sur le pouvoir de fourniture du sol en N minéral (NH_4^+ et NO_3^-) (Runge, 1983). Cependant, la concentration du sol en NH_4^+ et NO_3^- à un moment donné est peu informative quant au pouvoir de fourniture du sol en N minéral, parce qu'elle représente seulement l'équilibre instantané entre production et consommation. C'est pourquoi a été développé l'indice de nutrition azotée (INN) (Lemaire & Gastal, 1997), qui évalue le niveau d'N disponible pour les végétaux via la quantité d'N assimilée par ceux-ci. Son calcul repose sur le principe qu'en conditions non limitantes, la teneur en N de la végétation varie avec la biomasse aérienne selon une fonction puissance décroissante, appelée courbe de dilution de l'N (Lemaire *et al.*, 1984) et validée pour les prairies multi-espèces (Duru, Lemaire & Cruz, 1997). Pour une biomasse donnée, cette courbe indique une concentration en N critique en-deçà de laquelle l'N devient limitant. Dès lors, le rapport entre la concentration actuelle en N de la végétation et cette concentration critique indique le degré de limitation en N – il s'agit de l'INN. Il a été montré que de manière générale, cet indice explique une grande part de la variabilité observée dans la productivité des prairies semi-naturelles (Garnier *et al.*, 2007), d'où sa pertinence comme indicateur de fertilité. Néanmoins, afin de pouvoir relier cette partie du mémoire avec la première, l'analyse ne pouvait se passer de la mesure du contenu du sol en N (N_{sol}). En effet, les BA calculés dans la première partie sont des indicateurs de la variation de la quantité d'N totale dans les prairies (Δstock , cfr Équation 1), toutes formes d'N confondues, c'est-à-dire qu'il soit disponible pour les végétaux ou non. En outre, C_{sol} a également été mesurée, car C_{sol} et N_{sol} sont toutes

deux directement liées au contenu du sol en matière organique et que l'effet du régime d'utilisation est souvent presque identique sur les deux variables dans les prairies semi-naturelles (Garnier *et al.*, 2007). Par ailleurs, le rapport C:N renseigne sur la qualité de la matière organique (Runge, 1983; Bardgett & Wardle, 2010) – cfr le travail de Zeller *et al.* (2000) où ce rapport est utilisé pour mettre en lumière un ralentissement du recyclage de la matière organique suite à l'abandon de la gestion dans les prairies subalpines. Ici, cette variable est utilisée comme proxy pour le (dé)stockage d'N.

La deuxième partie du mémoire consiste donc en une nouvelle campagne d'échantillonnage des prairies selon leur TU (TU 1 à 5), avec 5 à 6 réplicats par TU. Les mesures ont porté sur N_{sol} et C_{sol} , ainsi que sur la production de biomasse aérienne et sa teneur en N, qui ont servi à calculer l'INN (Lemaire & Gastal, 1997). Les alpages et pentes fortes pâturées (TU 7 et 9) n'ont pas été considérés, parce que les changements de fertilité ont été supposés mineurs sur ces deux TU, et que les pratiques agricoles y sont relativement stables – cela est soutenu par les BA calculés en première partie (cfr Figure 9). Les prairies abandonnées (TU 6) ont également été écartées, puisque l'agriculture n'y a plus d'impact. Par ailleurs, les expérimentations récentes des agriculteurs en matière de fertilisation ont été incluses dans le protocole d'échantillonnage, mais uniquement à visée exploratoire, car elles concernent un nombre réduit de parcelles, soit deux prés de fauche où la fertilisation a été (ré)introduite – ce qui est considéré comme un changement de pratiques agricoles. L'objectif est de quantifier l'évolution effective de la fertilité sous l'effet des (changements de) pratiques agricoles depuis 2007, grâce à la comparaison des INN actuels avec ceux de cette période. De plus, l'évolution de N_{sol} et C_{sol} donne des indications sur l'évolution du stock d'N dans les prairies (soit le Δ stock évalué dans la première partie du mémoire).

4.2. MATERIEL ET METHODES

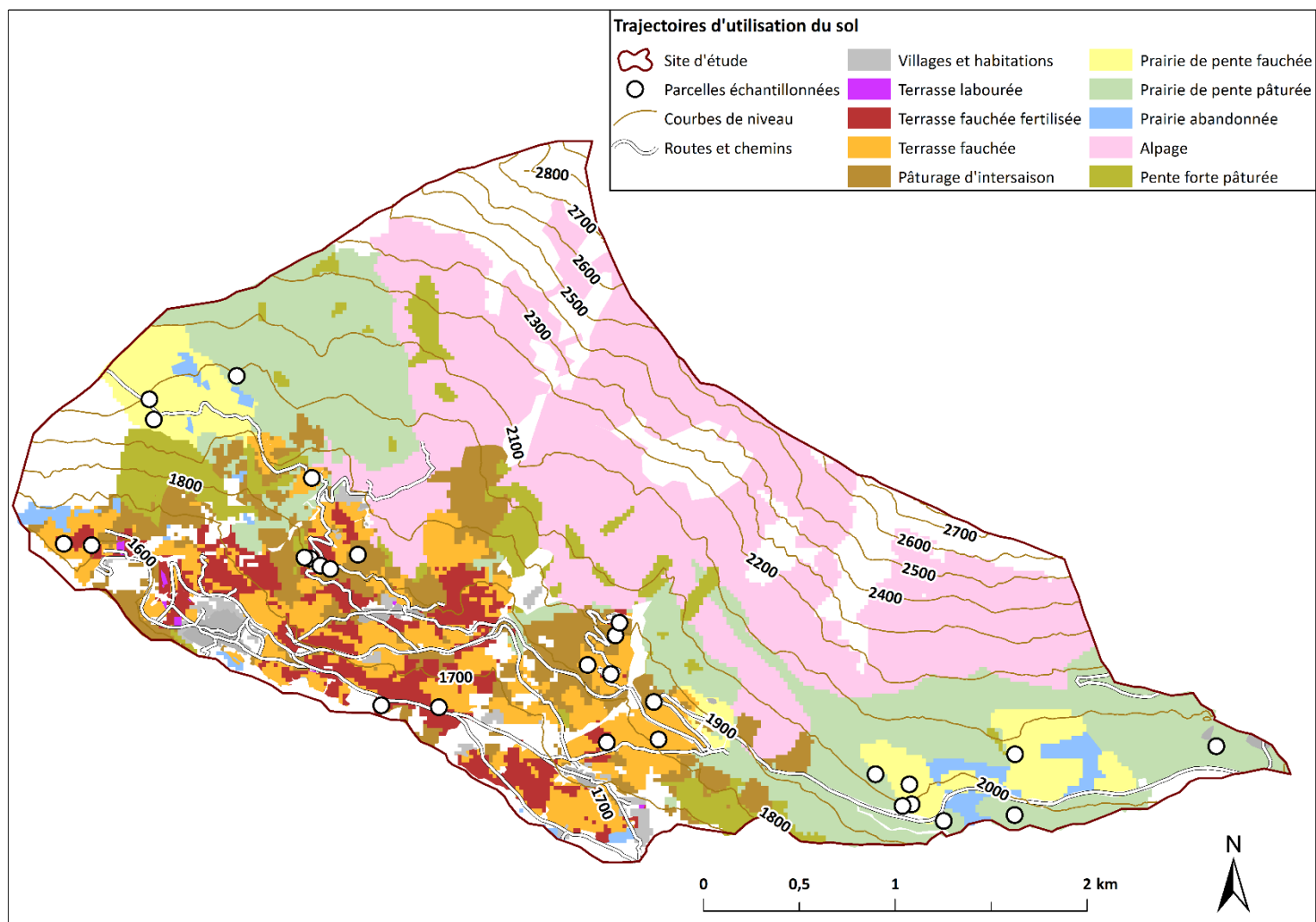


Figure 11 - Localisation des parcelles échantillonnées dans le cadre de la deuxième partie de ce mémoire. Source des données sur les trajectoires d'utilisation du sol : Lavelle et al., 2017.

4.2.1 Plan d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé sur 28 prairies, c'est-à-dire 5 réplicats pour les 5 TU étudiées (TU 1 à 5) plus un réplicat supplémentaire pour la TU 1, où les pratiques de fumure sont variables entre agriculteurs (mais non documentées de manière précise), ainsi que les deux prés de fauche, un en terrasse et l'autre pas, qui n'étaient pas fertilisés avant les années 2000 et le sont à présent. Dans la suite de ce rapport, le code de la trajectoire de ces deux derniers sera respectivement « 2f » et « 4f », pour renseigner le fait qu'ils sont à présent fertilisés par épandage de fumier. Ces nouvelles TU sont intégrées à l'analyse à visée uniquement exploratoire, en vue d'un suivi potentiel de leur fertilité à plus long terme. La prairie de la TU 4f est fertilisée depuis 2002 à raison de 5 tonnes de fumier bovin à l'hectare (soit environ 25 kg N/ha (Peyraud et al., 2012)) tous les 2 à 3 ans, tandis que celle de la TU 2f n'a été fertilisée au lisier bovin que pour la 3^{ème} année consécutive (quantités exactes inconnues, mais ordre de grandeur similaire aux autres parcelles) (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène⁷). L'ensemble de ces prairies ont déjà été échantillonnées en 2007 ; le plan d'échantillonnage est résumé dans le Tableau 7, tandis que leur localisation est renseignée dans la

⁷ Voir paragraphe 3.2.2 (p. 16) pour les informations concernant ces entretiens.

Figure 11. L'ensemble des mesures décrites dans les paragraphes qui suivent ont été effectuées au sein de ces prairies, sur des parcelles d'environ 15x15m visuellement homogènes dont les coordonnées géographiques du centre sont connues afin de permettre leur suivi (Lavorel *et al.*, 2011).

Tableau 7 - Parcelles échantillonnées dans le cadre de la deuxième partie du mémoire. Les TU sont décrites dans le Tableau 1. Le code des parcelles est celui qui a été utilisé lors de la campagne d'échantillonnage de 2007, il n'a pas été modifié pour faciliter la comparaison. Les parcelles en italiques sont celles qui n'étaient pas fertilisées avant les années 2000. Comme il s'agit d'un changement de pratique agricole non observé avant cette date, elles sont associées à de nouvelles TU, à savoir les TU 2f et 4f respectivement.

		Trajectoire d'utilisation (TU)				
		1	2	3	4	5
Code des parcelles		1.1	2.1	3.1	4.1	5.1
		1.2	2.3	3.2	4.2	5.2
		1.8	2.6	3.3	4.6	5.3
		1.9	2.7	3.7	4.8	5.5
		1.11	2.9	3.9	4.9	5.8
		1.12				
	Fertilisation récente		2.2		4.4	

4.2.2 Détermination des teneurs en N et C du sol

Les prélèvements de sol ont été réalisés comme en 2007 au cours de la dernière semaine de mai, après la fonte de la dernière chute de neige (particulièrement tardive cette année), lorsque la saison de végétation était bien en place (plus de sol nu, couverture végétale d'environ 15-20 cm). Dans les prairies subalpines, cette période correspond à un pic de disponibilité en N pour la croissance des végétaux (Robson *et al.*, 2007), ainsi qu'à une compétition réduite avec les microorganismes du sol pour l'assimilation de cet N (Legay *et al.*, 2013). Dans chaque parcelle, 10 carottes de sol, dispersées aléatoirement le long d'un transect, ont été collectées à l'aide d'une tarière de 5cm de diamètre sous la zone racinaire (entre 5 et 15cm de profondeur). Le prélèvement ne s'est concentré que sur la couche supérieure du sol (peu profond ici ; Robson *et al.*, 2007), parce que c'est là que se trouve la majeure partie de la matière organique (Runge, 1983). Ces 10 prélèvements ont été mélangés pour former un seul échantillon composite par parcelle. Les 28 échantillons composites ont ensuite été transportés en laboratoire, où ils ont été tamisés avec un tamis de maille 5,6mm afin d'enlever les racines et les cailloux. Après cela, un sous-échantillon a été séché à l'air libre et broyé à l'aide d'un broyeur à billes, puis environ 15mg de ce sol sec broyé ont servi à la détermination de N_{sol} et C_{sol} avec un analyseur élémentaire FlashEATM 1112 (Thermo Fisher Scientific Inc.).

4.2.3 Détermination de l'indice de nutrition azotée

La récolte de biomasse a eu lieu au cours du mois de juin au pic de biomasse végétative, environ un mois avant le pic de floraison (qui a généralement lieu début juillet dans ces prairies (Quétier, Thébaud & Lavorel, 2007; Robson *et al.*, 2010; Legay *et al.*, 2013), soit dans la période de validité de la courbe de dilution de l'N (Duru, Lemaire & Cruz, 1997). Elle a été réalisée en commençant par les prairies les plus précoces (c'est-à-dire les terrasses de fauche fertilisées, TU 1) ; les pâturages d'intersaison ont été échantillonnés en dernier pour que la végétation ait eu le temps de repousser après le premier passage des troupeaux, qui sortent dès la fin de l'hiver (soit dans le courant du mois de mai) et montent vers les TU 5 dans la deuxième moitié du mois de juin. La standardisation de la période de la récolte, qui avait eu lieu au même moment en 2007, permet d'éviter un biais dans les mesures causé par la

variabilité intra-annuelle du niveau de nutrition azotée. En effet, ce dernier est rarement stable au cours de la pousse de l'herbe et tend à diminuer à l'approche de l'épiaison (Duru *et al.*, 1992, 2000), mais le coefficient de variation de l'INN pour une même année et une même parcelle est généralement inférieur à 10% (Duru *et al.*, 1992). Dans chaque prairie, la biomasse a été prélevée sur 1m², ce qui correspond à une surface représentative pour les communautés herbacées (Wiegert, 1962). Cette surface a été répartie dans 4 quadrats de 0,5x0,5m dispersés aléatoirement sur la parcelle. Lorsque la biomasse récoltée était insuffisante pour les analyses (ce qui était le cas dans 2 parcelles, de TU 2 et 3 respectivement), la surface d'échantillonnage a été doublée. La végétation a été tondue à environ 2-3cm du sol, puis a été emmenée dans des sacs plastiques et stockée au frigo en laboratoire en attendant les opérations ultérieures. Là-bas, elle a été triée en 4 catégories (légumineuses, parties végétatives, inflorescences et biomasse sénescence/morte) puis mise à sécher à l'étuve à 60°C le soir-même de la récolte – à l'exception de la dernière catégorie qui n'a pas été conservée. Le séchage a duré 5 jours au minimum, après quoi les échantillons secs ont été pesés afin de déterminer la production nette de biomasse aérienne des parcelles (MS, pour quantité de matière sèche). Les échantillons de parties végétatives non légumineuses (deuxième catégorie du tri) ont ensuite été envoyés au laboratoire CESAR (Ceyzériat, France) pour la détermination de leur teneur en N (%N_{veg}). Seuls les échantillons de la deuxième catégorie ont été utilisés pour les analyses, parce que la présence d'inflorescences et de légumineuses peut conduire à un diagnostic de l'état de nutrition azotée des prairies non valide (Duru *et al.*, 2000; Cruz *et al.*, 2006). Pour terminer, ces mesures ont servi à déterminer les INN selon l'équation empirique suivante :

Équation 13 – Formule pour le calcul de l'indice de nutrition azotée (INN) établie par Lemaire & Gastal (1997), avec %N_{veg} la teneur en N de la végétation (%), MS la quantité de matière sèche aérienne (tonne/ha) et %N_{critique} la « teneur en N critique » (%) (Lemaire *et al.*, 1984).

$$INN = 100 * \frac{\%N_{veg}}{\%N_{critique}} = 100 * \frac{\%N_{veg}}{4,8 * MS^{-0,32}}$$

4.2.4 Analyse des données

Les effets respectifs de la TU, de l'année de mesure (facteur « Année ») et de l'interaction de ces facteurs sur les différentes variables de réponse (INN, N_{sol} et C_{sol}) ont été testés au moyen d'ANOVA à deux facteurs fixes croisés en utilisant des modèles linéaires généralisés (un pour chaque variable de réponse). Lorsqu'un effet de la TU et/ou de l'interaction « TU x Année » sur la variable de réponse était identifié, un nouveau modèle linéaire a été ajusté avec la combinaison « TU x Année » comme seul facteur fixe, puis l'ANOVA a été suivie d'un test post-hoc HSD de Tukey (package « multcomp », (Hothorn, Bretz & Westfall, 2008)) afin d'identifier les différences significatives entre moyennes. Ensuite, une analyse de régression linéaire de C_{sol} en fonction N_{sol} a été réalisée afin de vérifier que ces variables sont effectivement corrélées. Les résidus ont chaque fois été examinés (normalité et hétéroscédasticité) pour vérifier la validité des modèles linéaires ; les parcelles des TU 2f et 4f n'ont pas été incluses dans les modèles par manque de répétitions (un réplicat par TU). L'ensemble de ces analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2017).

4.3. RESULTATS

4.3.1 Evolution des teneurs en N et C du sol

Comme attendu, les teneurs du sol en N et C sont liées par une relation linéaire très hautement significative ($R^2 = 0,76$; p -valeur $< 2,2e-16$). Leurs moyennes selon la TU de la prairie et l'année de mesure sont présentées dans la Figure 12, tandis que les résultats des ANOVA figurent dans le Tableau 8. La TU des prairies est un facteur très hautement significatif pour expliquer la variance observée au niveau de N_{sol} . Globalement, sans faire la distinction entre les deux années, N_{sol} diminue progressivement dans les terrasses le long du gradient de gestion que forment les TU 1 (moyenne interannuelle de N_{sol} dans la TU 1 = $0,81 \pm 0,20\%$), TU 2 ($0,77 \pm 0,11\%$) et TU 3 ($0,55 \pm 0,07\%$). Dans les prairies de pente, la différence entre prairies fauchées et pâturées n'est pas significative ($0,67 \pm 0,10$ et $0,62 \pm 0,10\%$ respectivement, p -valeur = 0,93). L'année de mesure a également un effet non négligeable sur cette variable. Ainsi, N_{sol} diminue dans les TU 1 entre 2007 et 2018, bien que de manière non significative (p -valeur = 0,17). Cette diminution est tout de même suffisamment prononcée pour que la TU 1 de 2018 soit plus proche de la TU 2 de 2007 (p -valeur = 1,00) que de son état passé. Une tendance semblable mais moins manifeste est observée dans les TU 4 (p -valeur = 0,58 pour la comparaison des moyennes entre années) ; tandis que les différences interannuelles au sein des autres TU sont encore moins significatives (p -valeur = 1,00 pour les TU 2, 3 et 5). Par ailleurs, l'effet de l'année de mesure est plus souligné sur C_{sol} . Comme pour N_{sol} , la variation interannuelle la plus élevée est relevée dans les TU 1 (p -valeur = 0,02). Cela conduit au même glissement des TU 1 vers les TU 2 que constaté pour N_{sol} . Une baisse non significative de C_{sol} est également observée au sein des TU 4 entre 2007 et 2018 (p -valeur = 0,55), tandis que la significativité de la variation interannuelle de C_{sol} au sein des trois autres TU est semblable à celle de N_{sol} (p -valeur = 1,00).

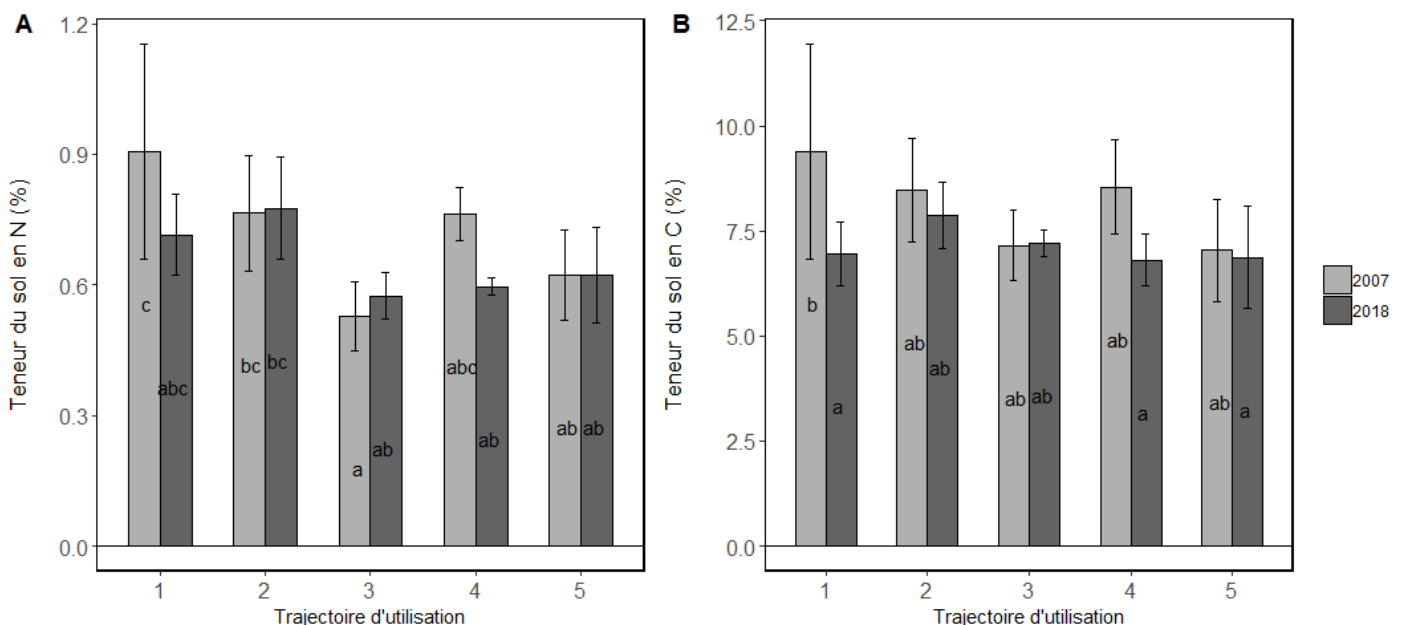


Figure 12 - Comparaison de A) la teneur du sol en N (N_{tot}) et B) la teneur du sol en C (C_{tot}) en fonction de la trajectoire d'utilisation des prairies (TU) et l'année de mesure. Les barres d'erreur indiquent les moyennes \pm écart-types. Les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes (p -valeur $< 0,05$).

	N_{sol}	C_{sol}	INN
TU	$F(4,47) = 8,12; p < 0,001$	$F(4,47) = 2,16; p = 0,089$	$F(4,48) = 6,72; p < 0,001$
Année	$F(1,46) = 3,29; p = 0,077$	$F(1,46) = 8,26; p = 0,006$	$F(1,47) = 12,79; p < 0,001$
TU x Année	$F(4,42) = 2,13; p = 0,094$	$F(4,42) = 1,97; p = 0,117$	$F(4,43) = 0,79; p = 0,536$

Tableau 8 - Résultats de l'analyse de la variance des différents paramètres mesurés sur le terrain (teneurs du sol en N (N_{sol}) et C (C_{sol}), indice de nutrition azotée (INN)). Les deux facteurs fixes croisés inclus dans le modèle sont la trajectoire d'utilisation du sol (TU) et l'année de mesure.

4.3.2 Evolution des indices de nutrition azotée

La quantification des INN montre que l'N est toujours un élément limitant pour la croissance des végétaux (INN <80%), peu importe l'année ou la TU. Toutefois, les effets de la TU et de l'année de mesure sur l'état de nutrition azotée de la végétation sont très hautement significatifs (Tableau 8, Figure 13). Une tendance notable est la diminution générale de l'INN entre 2007 et 2018, et ce dans l'ensemble des TU. Pour chaque année de mesure, les variations entre TU sont assez semblables : un gradient de fertilité décroissante de la TU 1 à la TU 3 est observé dans les terrasses, tandis qu'il n'existe pas de différence prononcée entre TU pour les prairies de pente (entre les TU 4 et 5). Cependant, bien que l'interaction entre TU et année de mesure ne soit pas significative dans la variance des INN, il existe tout de même des différences entre les TU dans le degré de la baisse de l'INN. En effet, la diminution la plus forte est observée dans les TU 1 (p-valeur = 0,05). Par suite, la limitation en N de la TU 1 devient aussi forte que celle des TU 2 en 2007 (p-valeur = 1,00 pour cette comparaison) alors qu'elle n'était que modérée en 2007, tandis que l'INN moyen de la TU 2 en 2018 passe à un niveau intermédiaire entre celui de 2007 (p-valeur = 0,92) et l'INN moyen de la TU 3 en 2007 (p-valeur = 1,00). Dans les terrasses, on observe donc un glissement global des TU vers un niveau de fertilité plus bas. La même tendance se retrouve dans les prairies de pente (p-valeur respective de 0,87 et 0,98 pour la comparaison interannuelle des INN au sein des TU 4 et 5).

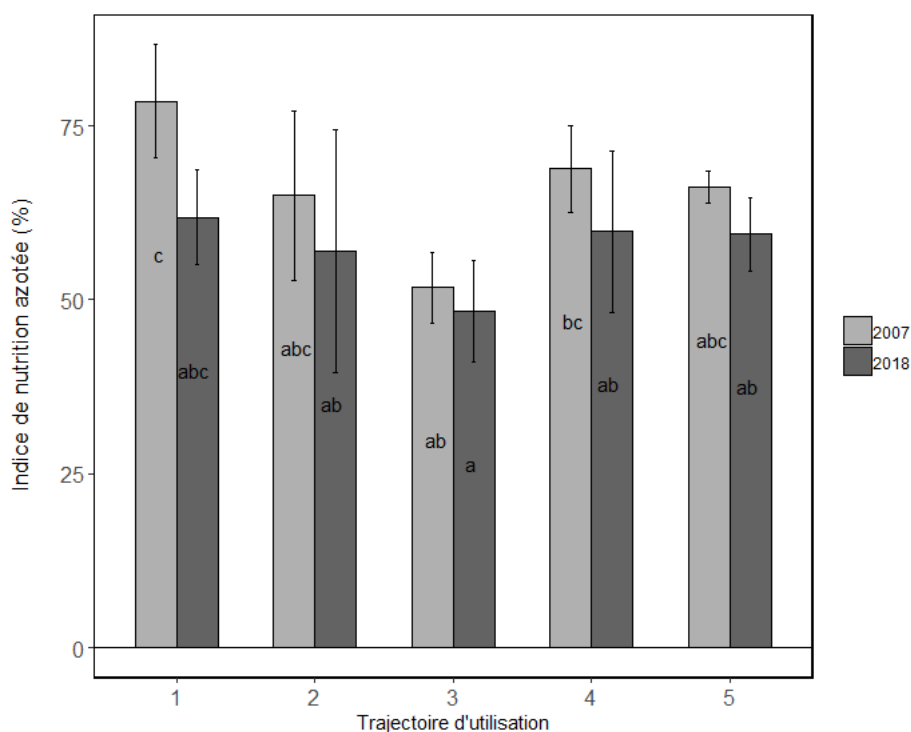


Figure 13 - Comparaison des indices de nutrition azotée (INN) selon la trajectoire d'utilisation des prairies (TU) et l'année de mesure. Les barres d'erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. Les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes (lettres différentes : p-valeur < 0,05).

4.3.3 Effets de l'introduction de la fertilisation

Tableau 9 - Evolution des paramètres liés à la fertilité dans les deux prés de fauche qui n'étaient pas fertilisées avant les années 2000 et reçoivent à présent du lisier bovin. La parcelle de la TU 4f est fertilisée depuis 2002, tandis que celle de la TU 2f l'est depuis 2016. L'ensemble des paramètres (indices de nutrition azotée (INN), teneurs du sol en N (N_{sol}) et C (C_{sol})) sont exprimés en %.

		2007	2018
TU 4f	INN	72	75
	N_{sol}	0,83	0,68
	C_{sol}	9,55	8,09
TU 2f	INN	58	43
	N_{sol}	0,69	0,63
	C_{sol}	8,61	7,64

Les résultats des mesures dans les parcelles où la fertilisation a été (ré)introduite de manière plus ou moins récente sont présentés dans le Tableau 9. Pour rappel, ils ne concernent qu'un réplicat par TU. Pour la parcelle de la TU 4f, fertilisée depuis maintenant plus de 15ans, l'INN suggère une certaine stabilité de la fertilité, par contraste avec la diminution (non significative) observée dans les autres prairies de pente fauchées (TU 4). Les teneurs du sol en C et N, quant à elles, suivent la même tendance non significative que dans les parcelles de la TU 4, compte tenu de leur gamme de variation pour une même année (cfr barres d'erreur de la Figure 12). Par ailleurs, la valeur de chaque paramètre correspond voire est supérieure aux valeurs maximales mesurées dans les prairies de la TU 4. En revanche, celles mesurées dans la prairie de la TU 2f correspondent à la tranche inférieure de la gamme des valeurs de la TU 2, et ce pour l'ensemble des paramètres. En outre, leur évolution est similaire à celle observée dans la TU 2 – la baisse d'INN est même plutôt forte en comparaison avec la variation non significative relevée pour la TU 2. Cette parcelle n'était pas encore fertilisée au moment de la première année de mesure, puisqu'elle ne l'est que depuis 2016.

4.4. DISCUSSION

4.4.1 Evolution de la fertilité selon les usages du sol

Les analyses de l'INN des prairies ont montré que les variations entre TU actuelles sont globalement semblables à celles d'il y a dix ans. En concordance avec les travaux antérieurs sur la dynamique de l'N réalisés dans les prairies de Villar d'Arène (Quétier, Thébault & Lavorel, 2007; Robson *et al.*, 2007, 2010; Grigulis *et al.*, 2013) ou des écosystèmes similaires (Zeller *et al.*, 2000), la fertilité des terrasses décroît avec l'extensification de leur gestion, c'est-à-dire le long du gradient de gestion que forment les TU 1, 2 et 3. Comme également observé auparavant sur ce site d'étude, cette différence entre fauche et pâturage n'est pas relevée dans les prairies de pente.

Cependant, le niveau de fertilité est plus bas qu'il y a 10 ans. Ces résultats sont toutefois à interpréter avec précaution, parce que les causes de cette diminution peuvent être multiples. En effet, l'assimilation de l'N par les plantes n'est pas seulement impactée par la quantité d'N minéral dans le sol, mais aussi par l'interaction avec d'autres facteurs limitants, tel qu'un déficit en eau (Duru, Lemaire & Cruz, 1997). Dédire une tendance dans l'évolution de la fertilité à partir de deux années de mesure est donc une extrapolation assez risquée, puisque la météo peut être à l'origine de variations entre années. La baisse des INN observée entre 2007 et 2018 peut être contextualisée par rapport à leur variabilité interannuelle relevée sur ce site d'étude par l'équipe du LECA, où leur coefficient de variation au sein d'une prairie est de l'ordre de 10% (ce qui correspond à une erreur-type de l'ordre de

5% ; données du LECA non publiées). Seule la diminution observée dans les TU 1 sort clairement de cette marge, où l'INN passe de $78,5 \pm 8,1\%$ à $61,8 \pm 6,8\%$. Conclure que l'INN a baissé au cours de la dernière décennie ne semble donc raisonnable que pour les prairies de la TU 1. Qui plus est, cette tendance ne peut être caractérisée que de manière semi-quantitative. Dans ces prairies, la fertilisation organique a diminué depuis les années 1970 et ne représente plus maintenant que l'équivalent de 40-50 kg N/ha épandus en moyenne tous les 3 ans (cfr Annexe II) ; or le pouvoir de fourniture du sol en N disponible y est maintenant aussi faible que celui des terrasses de fauche non fertilisées (TU 2) en 2007. Ces résultats suggèrent donc que le niveau de fertilisation n'est pas suffisant pour maintenir l'état de nutrition azotée de ces prairies. Il serait tout de même intéressant de prendre en considération le nombre d'années entre chaque mesure et le dernier épandage de fumier puisque ce dernier n'a pas lieu chaque année, mais cette information n'était pas disponible.

4.4.2 Evolution des stocks de nutriments du sol

De manière générale, les variations interannuelles des teneurs en N et C du sol au sein des TU sont peu significatives à cause de la variabilité élevée de ces paramètres entre parcelles. Cela est classique lors de l'étude des teneurs en nutriments des sols, car celles-ci sont spatialement hautement variables, même dans des écosystèmes agricoles visuellement homogènes où les mêmes pratiques sont appliquées depuis des décennies (Robertson *et al.*, 1997). Cette variabilité naturelle rend donc difficile la détection de changements. Malgré cela, l'examen parallèle de N_{sol} et C_{sol} permet d'identifier certaines tendances, car ces deux paramètres sont tous deux directement liés à la teneur en matière organique du sol et varient donc de manière conjointe sous l'effet des pratiques agricoles (Garnier *et al.*, 2007) ; la corrélation entre les deux variables est vérifiée ici. Ainsi, une diminution des stocks du sol en C et N est détectée dans les terrasses de fauche fertilisées (TU 1), ainsi que dans les prairies de pente fauchées (TU 4), mais de manière moins significative. En revanche, aucun changement n'est détecté dans les pâtures (TU 3 et 5), ni dans les terrasses de fauche non fertilisées (TU 2).

Ces résultats concordent avec les tendances mises en lumière par les BA calculés en première partie, mise à part la TU 2 (cfr Annexe II). En effet, les BA proches de l'équilibre des TU 3 et 5 sont corroborés par la stabilité des teneurs en N et C du sol des pâtures. De même, le déstockage d'N mis en évidence par les BA négatifs des TU 1 et 4 est également décelé dans les résultats des mesures de terrain. Pour la TU 1, cela mène à la conclusion que la baisse de la fertilisation organique conduit à une diminution significative du stock en N du sol, parce que la quantité d'N épandue représentait une fraction importante de la quantité d'N totale du sol, et/ou que la fertilisation ne compense plus l'exportation d'N lors de la fauche comme c'était le cas auparavant (cfr BA de la TU 1 dans les années 1970, Annexe II). La raison pour laquelle aucune diminution du stock en matière organique n'est relevée dans les TU 2, alors que c'est pour ce type d'usage que le déficit en N est le plus important d'après les BA, est inconnue. Une explication potentielle est que l'effet du déstockage d'N est difficilement décelable par rapport au stock d'N historiquement plus élevé dans ces prairies que dans les TU 4, car elles étaient auparavant fertilisées. Cette apparente stabilité des teneurs en C et N des sols pourrait donc cacher une « dette » sur l'héritage du passé (Carrillo *et al.*, 2012). Une autre hypothèse pourrait être que le labour ancien des TU 2 a causé une homogénéisation de la couche supérieure du sol (Runge, 1983), et donc à une répartition de la matière organique sur une plus grande profondeur. Pour tester cette hypothèse, il serait possible de faire un carottage du sol à plus grande profondeur, mais le rôle de cette éventuelle homogénéisation est limité au vu de la faible profondeur du sol dans les TU 2 (30cm maximum). De manière générale, l'historique de l'utilisation des prairies est une composante essentielle pour la compréhension de leur dynamique actuelle (Quétier, Thébault and Lavorel, 2007).

4.4.3 Relation entre fertilité et stocks de nutriments

Il est sans doute utile de rappeler (cfr point 3.4.2) la distinction cruciale qui existe entre quantité et disponibilité des nutriments. En effet, la mesure de N_{sol} et C_{sol} permet d'évaluer la quantité des ressources présentes (stock), mais cela ne donne pas d'information sur ce qui est assimilable par les plantes (flux) (Garnier *et al.*, 2007), c'est-à-dire sur ce qui contrôle la fertilité dans ce type d'écosystème (Duru, Balent & Langlet, 1994; Loiseau, Louault & L'Homme, 1998; Makarov *et al.*, 2003; Bowman *et al.*, 2015). Pour cette raison, il n'existe pas de relation mécaniste entre INN d'une part et N_{sol} et C_{sol} d'autre part ; un exemple révélateur est le fait que l'abandon de la gestion dans les prairies subalpines conduit à une diminution de la minéralisation (Zeller *et al.*, 2000; Robson *et al.*, 2010; Grigulis *et al.*, 2013) et à une augmentation du contenu du sol en matière organique (Zeller *et al.*, 2000; Tappeiner *et al.*, 2008; Grigulis *et al.*, 2013). Malgré cela, une diminution est systématiquement observée pour chacun des paramètres dans les TU 1, ce qui suggère que la baisse de la fertilisation a un effet négatif à la fois sur le contenu azoté total du sol et sur la fertilité. Pour revenir aux hypothèses de départ, les hypothèses (i) et (ii) sont donc validées pour les TU 1, mais pas pour les autres types de prés de fauche (TU 2 et 4). L'hypothèse (i) est tout de même discutable pour les TU 4, tandis qu'aucun changement n'a été détecté dans les pâtures (TU 3 et 5).

4.4.4 Effet de l'introduction de la fertilisation

La première exploration des effets des expérimentations par les agriculteurs en matière de fertilisation laisse penser que l'introduction de la fertilisation peut permettre de maintenir le niveau de fertilité des prés de fauche, même aux faibles doses appliquées actuellement, mais que cet effet n'est pas immédiat. Comme le soulignent Loiseau, Louault & L'Homme (1998), un BA positif peut à long terme améliorer la capacité de fourniture en N du sol des prairies en situation extensive, et donc leur productivité ultérieure. Des analyses sur le long terme sont cependant nécessaires pour confirmer cette hypothèse. Dans ce cadre, un suivi sur plusieurs années des indices de nutrition, de la productivité et de la teneur en éléments nutritifs du sol de prairies subalpines où sont appliqués différents régimes de fertilisation (en termes de quantité, mais aussi de qualité : fumier *versus* lisier, méthodes de compostage) et où le niveau de fertilité de départ est variable pourrait être organisé conjointement avec les agriculteurs sur un plus grand nombre de parcelles. Ce suivi permettrait d'examiner quelles sont les pratiques permettant de maintenir à long terme les stocks de nutriments du sol et la capacité de production des prairies (tout en ne provoquant pas de pollution environnementale), ainsi que le temps nécessaire pour que leurs effets soient détectables. En outre, la concertation avec les agriculteurs servirait de garantie pour la faisabilité des pratiques étudiées.

V. DISCUSSION GENERALE ET PERSPECTIVES

5.1. DURABILITE DU SYSTEME AGRICOLE

Comme une décennie plus tôt, la mesure du niveau de nutrition azotée des prairies a montré que la fertilité décroît avec l'extensification de la gestion des terrasses, tandis que dans les prairies de pente, la fertilité des pâturages et des prés de fauche sont équivalentes. Pourtant, il s'avère que l'usage provoquant le BA actuellement déficitaire à l'échelle du versant est la fauche, car celle-ci est rarement accompagnée d'un retour de nutriments sur les prairies, de telle manière que les prés de fauche perdent en moyenne $-38,0 \pm 7,3$ kg N/ha chaque année (cfr Figure 9). Le fait que les prés de fauche soient toujours autant voire plus fertiles que les pâtures peut s'expliquer par le fait que la fauche favorise les communautés végétales à croissance rapide et à stratégie exploitatrice, ce qui stimule le recyclage de l'N par des phénomènes de rétroaction (Quétier, Thébaud and Lavorel, 2007; Robson *et al.*, 2007, 2010; Grigulis *et al.*, 2013). Le pâturage à faible intensité favorise plutôt la dominance des espèces à stratégie conservatrice, mais peut tout de même être plus bénéfique à la dynamique de l'N que l'abandon de la gestion des prairies (Dahlin, Emanuelsson and McAdam, 2005; Martinsen *et al.*, 2012).

Toutefois, malgré les effets positifs que les pratiques agricoles peuvent avoir sur le recyclage de l'N, le stock d'N du versant ne peut éternellement diminuer, et le système agricole actuel n'est donc pas durable du point de vue de la gestion de l'N. Pour équilibrer le BA des prés de fauche, il faudrait épandre l'équivalent de 8 tonnes de fumier à l'hectare chaque année (cfr Peyraud *et al.* (2012) pour la teneur en N du fumier bovin) sur l'ensemble de ceux-ci. Pourtant, les surfaces fertilisées (qui représentent moins d'un tiers de l'ensemble des surfaces fauchées) ne reçoivent 8 à 10 tonnes/ha de fumier que tous les 2 à 3 ans, voire en moindre quantité et plus rarement (sources : Deboeuf, 2009 ; entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène). Le pâturage, lui, ne provoque pas de déséquilibre manifeste, parce qu'une majeure partie de l'N consommé par les troupeaux se retrouve dans les déjections (Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005). Du point de vue de son effet direct sur la dynamique de l'N à l'échelle du versant, l'augmentation de l'intensité du pâturage dans les prairies de pente et alpages causée par l'accroissement de la taille des troupeaux ovins transhumants est donc moins critique que la sous-fertilisation des prés de fauche – en supposant que le pâturage ne conduit pas à des pertes d'N à l'origine de pollutions environnementales, qui peuvent survenir même en conditions extensives (Loiseau, Louault & L'Homme, 1998). L'importance du maintien de la fertilisation organique a été confirmée par les baisses mesurées dans les TU 1 pour l'INN ainsi que pour N_{sol} et C_{sol} .

Au vu des résultats de ce mémoire, il est donc crucial que les exploitations agricoles améliorent leur gestion de l'N. Si l'on veut faire perdurer ce système agricole basé sur la spécialisation agro-pastorale, deux options se dessinent⁸. La première est de revoir la gestion du fumier : si l'entièreté du fumier était épandue sur les prés de fauche de la commune, leur BA serait de $-10,3 \pm 24,0$ kg N/ha/an, soit bien moins déficitaire qu'il ne l'est actuellement (voire neutre au vu des incertitudes élevées). De manière générale, la gestion du fumier est essentielle pour la dynamique de l'N dans les systèmes agropastoraux extensifs (van der Hoek, 2017), mais elle a toujours été une question problématique pour les agriculteurs de la région (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène ; Girel *et al.*, 2010). Dans les années 1970, le fumier des troupeaux ovins était sorti des étables à la fourche à la fin de l'hiver, puis il était utilisé comme combustible. Le fumier d'origine bovine, lui, était

⁸ Pour remarque, l'augmentation de la fixation symbiotique au moyen d'un réensemencement en légumineuses (Ledgard, 2001; Dahlin, Emanuelsson & McAdam, 2005) est écarté des solutions potentielles, parce que ces prairies sont situées en zone Natura 2000 (PNE, 2003).

évacué tous les jours et peu de temps après, les agriculteurs allaient le déposer en tas sur les terrasses avec un traineau ; il n'était étalé qu'à la fonte de la neige. Inutile de dire que tout cela était une lourde tâche, ce qui explique que les agriculteurs voient comme un service le fait que le fumier soit évacué des étables par une société de compostage, même sans contrepartie. Cependant, afin de valoriser cette ressource, un achat de matériel pour l'épandage de fumier ou de lisier adapté aux terrains montagneux serait envisageable grâce au système de la CUMA⁹. Il existe déjà une CUMA dans la commune, mais elle n'est pas ancrée dans les mœurs et peu de matériel est mis en commun (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène ; Quétier, 2006; Lamarque, 2012). La deuxième option est d'abandonner l'autonomie fourragère, car l'achat de foin constituerait une entrée d'N et permettrait de réduire non seulement l'usage du sol déficitaire en N, mais aussi la pression sur les prairies pâturées (en supposant que la taille des cheptels n'augmente pas et que des prés de fauche soient convertis en pâturage). Toutefois, un problème majeur avec l'abandon de l'autonomie fourragère est qu'il accentuerait inévitablement l'abandon de la pratique de la fauche, or la préservation des prés de fauche est un enjeu majeur, comme développé dans le point suivant.

5.2. PERSPECTIVES DE LA GESTION DES PRAIRIES

Du fait de la biodiversité élevée que les prairies permanentes de montagne abritent et de la multitude de services écosystémiques qu'elles fournissent (Lamarque *et al.*, 2011; Lavorel *et al.*, 2011; Schirpke *et al.*, 2013), leur gestion est régie par un grand nombre de règles, que celles-ci soient formelles ou informelles (Schermer *et al.*, 2016). Le rôle des traditions culturelles dans la gestion des prairies de montagne est essentiel (Maurer *et al.*, 2006), notamment à Villar d'Arène où les agriculteurs voient la pratique de la fauche comme une partie de leur identité malgré les contraintes techniques qu'elle engendre (Lamarque *et al.*, 2014). L'agriculture est également fortement encadrée par un ensemble de lois et politiques de régulation, y compris les conditions d'éligibilité aux aides financières prévues par la Politique Agricole Commune de l'Union Européenne. Ces dernières sont particulièrement décisives pour les pratiques agricoles dans les prairies de montagne, étant donné que ces prairies représentent un enjeu de conservation et que le revenu des agriculteurs est dépendant des subventions *a fortiori* dans ces zones marginalisées (Schermer *et al.*, 2016). Ainsi, les agriculteurs de Villar d'Arène bénéficient de diverses primes et subventions (Lamarque, 2012), notamment via les « contrats Natura 2000 ». Ces contrats sont passés dans le cadre de la Mesure Agroenvironnementale Territorialisée (MAET) portée par le Parc National des Ecrins, qui comprend un ensemble de mesures de gestion visant à la conservation de la biodiversité, dont celle des prairies de fauche¹⁰ (PNE, 2003).

Globalement, l'ensemble de ces éléments est donc en faveur de la conservation des prairies de fauche. Or ce mémoire a montré que les pratiques agricoles actuelles ne permettaient pas d'assurer leur maintien à long terme à cause du déstockage en N provoqué. Comme le soulignent Schermer *et al.* (2016), la résilience des socio-écosystèmes passe aussi par la capacité d'évoluer lorsque la configuration actuelle n'est plus durable. Un agriculteur exploitant les prairies de Villar d'Arène s'est déjà tourné vers un mode de fonctionnement combinant les deux options proposées dans le point précédent : il achète environ la moitié de la quantité de foin consommée par ses troupeaux, et apporte des amendements organiques sur l'ensemble des surfaces qu'il fauche (la parcelle de la TU 4f étudiée dans la deuxième partie est l'une des siennes). Dans le même sens, deux jeunes agriculteurs se sont récemment installés dans la commune pour élever des chèvres, avec le choix de ne pas pratiquer la fauche (source : entretiens de 2018 avec les agriculteurs de Villar d'Arène). La généralisation de ces modes de fonctionnement conduirait bien entendu à la conversion de prés de fauche en pâturages.

⁹ Coopérative d'Utilisation de Matériel Agricole

¹⁰ Habitat Natura 2000 « 6520 - Prairies de fauche de montagne »

A côté de ces choix individuels, les politiques de régulation peuvent influencer significativement la résilience des prairies de montagne (Schermer *et al.*, 2016). Actuellement, la MAET encourage la pratique de la fauche, sans rien préciser au niveau de la fertilisation. Pourtant, une baisse de fertilité dans les prairies de Villar d'Arène engendre également une diminution de leur biodiversité à cause de leurs faibles ressources en éléments nutritifs (Lavorel *et al.*, 2004; Robson *et al.*, 2010), à l'inverse de ce qui est observé dans les écosystèmes plus fertiles (où une augmentation de la fertilisation va plutôt à l'encontre d'objectifs environnementaux). Cela démontre que les pratiques favorisant la multifonctionnalité des prairies sont spécifiques à un site (Duru *et al.*, 2015), c'est pourquoi les mesures visant à la préservation des prairies de montagne doivent être flexibles sur la manière d'atteindre cet objectif (Darnhofer *et al.*, 2017). Or les contrats Natura 2000 permettent justement cette flexibilité, puisqu'il s'agit de plans de gestion établis « sur mesure ». Des prescriptions quant à la fertilisation des prés de fauche pourraient donc être prévues dans ces contrats, d'autant que la Chambre d'Agriculture des Hautes-Alpes est déjà sensibilisée aux problèmes de qualité des fumiers. Par ailleurs, puisque l'agriculture multifonctionnelle – c'est-à-dire alliant des fonctions de conservation et de production – est hautement dépendante du contexte, elle nécessite des connaissances empiriques locales ainsi que des processus itératifs d'apprentissage (Duru *et al.*, 2015). Un suivi d'expérimentations en matière de fertilisation organique établi en collaboration avec les agriculteurs, comme proposé plus haut, pourrait s'insérer dans ce cadre.

VI. CONCLUSION

Mon travail a utilisé deux approches complémentaires qui ont chacune mené à la même conclusion principale, à savoir que la baisse de la fertilisation organique observée actuellement à Villar d'Arène est préjudiciable à la dynamique de l'N et la fertilité dans les prairies ; cette baisse de fertilisation a lieu en termes à la fois de quantités d'N épandues et de surfaces fertilisées. L'interprétation des deux approches ne peut se faire que de manière semi-quantitative, mais la concordance de leurs résultats conduit à leur validation respective. Globalement, malgré le manque de retour d'N sur les prés de fauche, leur fertilité et la quantité de nutriments de leur sol sont toujours supérieures ou égales à celles des pâtures, mais l'impact de la baisse de la fertilisation des terrasses de fauche est déjà sensible sur ces deux paramètres. Les deux composantes de l'extensification de la gestion des prairies, soit la baisse de fertilisation et la conversion de la fauche vers le pâturage, ont donc des effets contrastés sur la dynamique de l'N. En effet, alors que la première a un effet négatif à la fois sur le recyclage de l'N et le stock d'N du sol, la conversion de la fauche vers le pâturage ralentit le cycle de l'N mais est plutôt favorable au bilan azoté des prairies, en tout cas si les prairies n'étaient pas fertilisées avant cette conversion. Cependant, la préservation des prés de fauche est un enjeu essentiel, en particulier pour la riche biodiversité qu'elles abritent. Maintenir ce patrimoine ne pourra s'accomplir sans que les exploitations agricoles améliorent leur gestion de l'N. A l'issue de ce mémoire, je propose donc d'établir en collaboration avec les agriculteurs un suivi de la fertilité de leurs prairies sous l'effet de différents régimes de fertilisation, afin d'identifier des pratiques faisables qui permettent la pérennité de l'agriculture et de la biodiversité. Pour terminer, l'exemple de Villar d'Arène n'est pas un cas isolé, il est au contraire représentatif d'une grande partie des régions agricoles des Alpes.

REFERENCES

- Agreste (2016) 'Provence-Alpes-Côte d'Azur: mémento de la statistique agricole, édition 2016'. Marseille: DRAAF PACA.
- Aubert, S., Bec, S., Choler, P., Douzet, R., Michalet, R. and Thuiller, W. (2011) *Découverte botanique de la région du Lautaret et du Briançonnais - Eléments d'écologie alpine à l'usage des curieux, amateurs et étudiants. Cahier Illustré du Lautaret n°2, partie 1: Eléments d'écologie alpine.*
- Bakker, M. M., Govers, G., van Doorn, A., Quétier, F., Chouvardas, D. and Rounsevell, M. (2008) 'The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern', *Geomorphology*, 98(3–4), pp. 213–226.
- Balestrini, R., Galli, L. and Tartari, G. (2000) 'Wet and dry atmospheric deposition at prealpine and alpine sites in northern Italy', *Atmospheric Environment*, 34(9), pp. 1455–1470.
- Bardgett, R. D. (2017) 'Plant trait-based approaches for interrogating belowground function', *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 117B(1), pp. 1–13. Available at: <http://www.jstor.org/stable/10.3318/bioe.2017.03>.
- Bardgett, R. D. and Wardle, D. (2010) 'Aboveground-Belowground linkages. Biotic interactions, ecosystem processes, and global change', *Austral Ecol.*, 37, pp. e26–e27.
- Battaglini, L., Bovolenta, S., Gusmeroli, F., Salvador, S. and Sturaro, E. (2014) 'Environmental sustainability of Alpine livestock farms', *Italian Journal of Animal Science*, 13(2), pp. 431–443.
- Bockstaller, C., Vertès, F., Aarts, F., Fiorelli, J.-L., Peyraud, J.-L. and Rochette, P. (2012) 'Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs', in Peyraud, J.-L., Cellier, P., Donnars, C., and Réchauchère, O. (eds) *Les flux d'azote liés aux élevages: réduire les pertes, rétablir les équilibres*. France: INRA, pp. 337–412.
- Bourgeois, I. (2017) *Dépôt des nitrates atmosphériques sur les prairies subalpines du Lautaret*. Université Grenoble Alpes.
- Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W. and Billen, G. (2009) 'Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050', *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4). doi: 10.1029/2009GB003576.
- Bowman, W. D., Theodose, T. A., Schardt, J. C. and Conant, R. T. (2015) 'Constraints of Nutrient Availability on Primary Production in Two Alpine Tundra Communities Linked references are available on JSTOR for this article : CONSTRAINTS OF NUTRIENT AVAILABILITY ON PRIMARY PRODUCTION IN TWO ALPINE TUNDRA COMMUNITIES ', 74(7), pp. 2085–2097.
- Briner, S., Elkin, C. and Huber, R. (2013) 'Evaluating the relative impact of climate and economic changes on forest and agricultural ecosystem services in mountain regions', *Journal of Environmental Management*. Elsevier Ltd, 129, pp. 414–422. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.07.018.
- Carrillo, Y., Ball, B. A., Strickland, M. S. and Bradford, M. A. (2012) 'Legacies of plant litter on carbon and nitrogen dynamics and the role of the soil community', *Pedobiologia*. Urban und Fischer Verlag Jena, 55(4), pp. 185–192.
- Clément, G., Quétier, F., Mallen, M., Choler, P., Douzet, R., Girel, J. and Lavorel, S. (2003) 'Les différentes trajectoires d'utilisation des terres à l'étage sub-alpin ont-elles laissé une marque significative dans le paysage actuel du Col du Lautaret ?', *Evaluation des risques environnementaux pour une gestion durable des espaces, Actes des journées 2003 de l'Association Internationale pour l'Ecologie du Paysage IALE France*, pp. 117–122.
- Clément, J.-C. (2012) *Manteau neigeux et pratiques agricoles - Impacts sur le fonctionnement biogéochimique des prairies subalpines*. Biodiversité et Ecologie. Université Grenoble Alpes. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01684052/document>.
- CORPEN (1999) *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager - Influence de l'alimentation et du niveau de production*. CORPEN, Groupe 'Alimentation Animale', sous groupe 'Vaches laitières', Paris (France). Available at: http://documents.cdrflorac.fr/CORPEN_EstimationFluxAzotePhosphorePotassium.pdf.

CORPEN (2006) *Des indicateurs AZOTE pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire*. CORPEN, Groupe 'Azote/Indicateurs', Paris (France).

Crook, D. S., Siddle, D. J., Dearing, J. A. and Thompson, R. (2004) 'Human impact on the environment in the Annecy Petit Lac catchment, Haute-Savoie: A documentary approach', *Environment and History*, 10(3), pp. 247–284.

Crouzat, E., Mouchet, M., Turkelboom, F., Byczek, C., Meersmans, J., Berger, F., Verkerk, P. J. and Lavorel, S. (2015) 'Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: Insights from the French Alps', *Journal of Applied Ecology*, 52(5), pp. 1145–1155.

Cruz, P., Jouany, C., Theau, J.-P., Petibon, P., Lecloux, E. and Duru, M. (2006) 'L'utilisation de l'indice de nutrition azotée en prairies naturelles avec présence de légumineuses', *Fourrages*, 187, pp. 369–376.

Dahlin, A. S., Emanuelsson, U. and McAdam, J. H. (2005) 'Nutrient management in low input grazing-based systems of meat production', *Soil Use and Management*, 21(1), pp. 122–131.

Darnhofer, I., Schermer, M., Steinbacher, M., Gabillet, M. and Daugstad, K. (2017) 'Preserving permanent mountain grasslands in Western Europe: Why are promising approaches not implemented more widely?', *Land Use Policy*. Elsevier, 68(July 2016), pp. 306–315.

Deboeuf, E. (2009) *Adaptabilité des systèmes d'élevage de haute-montagne à des aléas. Le cas de Villar d'Arène - Parc National des Ecrins - Hautes-Alpes*. ENITA de Clermont Ferrand.

Devaux, C. (2016) *Résilience des services écosystémiques à l'échelle du paysage. Un cadre conceptuel et une analyse pour un socio-écosystème de montagne*. Université Grenoble Alpes.

Dorioz, J. M. (1998) 'Alpages, prairies et pâturages d'altitude, l'exemple du Beaufortain', *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 35, pp. 33–42.

Duru, M., Balent, G. and Langlet, A. (1994) 'Mineral nutritional status and botanical composition of pastures. I. Effects on herbage accumulation', *European Journal of Agronomy*. Gauthier-Villars, 3(1), pp. 43–51. doi: 10.1016/S1161-0301(14)80109-3.

Duru, M., Cransac, Y., Dalmière, A., Rosière, M., Marion, P. and Roussel, R. (1992) 'Diagnostic de la nutrition minérale de prairies permanentes au printemps. II. Validation de références', *Agronomie*, 12(5), pp. 345–357.

Duru, M., Cruz, P., Jouany, C. and Theau, J. P. (2000) 'Intérêt, pour le conseil, du diagnostic de nutrition azotée de prairies de graminées par analyse de plante', *Fourrages*, 164, pp. 381–395.

Duru, M., Lemaire, G. and Cruz, P. (1997) 'Grasslands', in Lemaire, G. (ed.) *Diagnosis of the nitrogen status in crops*, pp. 59–72.

Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M. A., Justes, E., Journet, E. P., Aubertot, J. N., Savary, S., Bergez, J. E. and Sarthou, J. P. (2015) 'How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review', *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), pp. 1259–1281. doi: 10.1007/s13593-015-0306-1.

European Environment Agency (2010) *Europe's ecological backbone: recognising the true value of our mountains*, *Europe's ecological backbone: recognising the true value of our mountains*. doi: 10.2800/43450.

Flechard, C. R., Nemitz, E., Smith, R. I., Fowler, D., Vermeulen, A. T., Bleeker, A., Erisman, J. W., Simpson, D., Zhang, L., Tang, Y. S. and Sutton, M. A. (2011) 'Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: A comparison of inferential models across the NitroEurope network', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(6), pp. 2703–2728. doi: 10.5194/acp-11-2703-2011.

Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, E., Cruz, P. and Al, E. (2007) 'Assessing the Effects of Land-use Change on Plant Traits, Communities and Ecosystem Functioning in Grasslands: A Standardized Methodology and Lessons from an Application to 11 European Sites', *Annals of Botany*, 99, pp. 967–985. Available at: https://www.jardinalpindulautaret.fr/sites/sajf/files/pdf/Garnier_al2007Annbot.pdf.

Girel, J., Quétier, F., Bignon, A. and Aubert, S. (2010) *Histoire de l'agriculture en Oisans (Haute Romanche et pays faranchin, Villar d'Arène, Hautes-Alpes)*. La Galerie. Jardin botanique alpin du Lautaret.

- Grigulis, K., Lavorel, S., Krainer, U., Legay, N., Baxendale, C., Dumont, M., Kastl, E., Arnoldi, C., Bardgett, R. D., Poly, F., Pommier, T., Schloter, M., Tappeiner, U., Bahn, M. and Clément, J. (2013) 'Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services', *Journal of Ecology*, 101, pp. 47–57. doi: 10.1111/1365-2745.12014.
- Hinojosa, L., Lambin, E. F., Mzoughi, N. and Napoléone, C. (2016) 'Place attachment as a factor of mountain farming permanence: a survey in the French Southern Alps', *Ecological Economics*, 130, pp. 308–315. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01413569/document>.
- Hinojosa, L., Napoléone, C., Moulery, M. and Lambin, E. F. (2016) 'The “mountain effect” in the abandonment of grasslands: Insights from the French Southern Alps', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, pp. 115–124. Available at: http://www.project-regards.org/Hinojosa-et-al_AGEE-Land-abandonment.pdf.
- Höchtel, F., Lehringer, S. and Konold, W. (2005) '“Wilderness”: What it means when it becomes a reality - A case study from the southwestern Alps', *Landscape and Urban Planning*, 70(1–2), pp. 85–95. doi: 10.1016/j.landurbplan.2003.10.006.
- van der Hoek, K. W. (2017) 'Nitrogen cycling in extensive grassland-based animal production systems', in Porqueddu, C., Franca, A., Lombardi, G., Molle, G., Peratoner, G., and Hopkins, A. (eds) *Grassland resources for extensive farming systems in marginal lands: major drivers and future scenarios. Proceedings of the 19th Symposium of the European Grassland Federation, Alghero, Italy, 7-10 May 2017*. Sassari (Italy).
- Hothorn, T., Bretz, F. and Westfall, P. (2008) 'Simultaneous Inference in General Parametric Models', *Biometrical Journal*, 50(3), pp. 346–363.
- Hunsaker, C. T. and Levine, D. A. (1995) 'Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers', *BioScience*, 45(3), pp. 193–203. doi: 10.2307/1312558.
- Hunziker, M. and Kienast, F. (1999) 'Potential impacts of changing agricultural activities on scenic beauty - A prototypical technique for automated rapid assessment', *Landscape Ecology*, 14(2), pp. 161–176. doi: 10.1023/A:1008079715913.
- Jacot, K. A., Lüscher, A., Nösberger, J. and Hartwig, U. A. (2000) 'The relative contribution of symbiotic N₂ fixation and other nitrogen sources to grassland ecosystems along an altitudinal gradient in the Alps', *Plant and Soil*, 225, pp. 201–211.
- Kalina, M. F., Zambo, E. and Puxbaum, H. (1998) 'Assessment of wet, dry and occult deposition of sulfur and nitrogen at an alpine site', *Environmental Science and Pollution Research*, (January 1998), pp. 53–58.
- Kroeze, C., Aerts, R., van Breemen, N., van Dam, D., van der Hoek, K. W., Hofschreuder, P., Hoosbeek, M., de Klein, J., Kros, H., van Oene, H., Oenema, O., Tietema, A., van der Veeren, R. and de Vries, W. (2003) 'Uncertainties in the fate of nitrogen I: An overview of sources of uncertainty illustrated with a Dutch case study', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66, pp. 43–69.
- Kros, J., Heuvelink, G. B. M., Reinds, G. J., Lesschen, J. P., Ioannidi, V. and De Vries, W. (2012) 'Uncertainties in model predictions of nitrogen fluxes from agro-ecosystems in Europe', *Biogeosciences*, 9(11), pp. 4573–4588. doi: 10.5194/bg-9-4573-2012.
- Lamarque, P. (2012) *Une approche socio-écologique des services écosystémiques. Cas d'étude des prairies subalpines du Lautaret*. Université Grenoble Alpes.
- Lamarque, P., Meyfroidt, P., Nettiér, B., Lavorel, S. and Reinhart, K. O. (2014) 'How Ecosystem Services Knowledge and Values Influence Farmers' Decision-Making', *PLoS ONE*, 9(9): e107572).
- Lamarque, P., Tappeiner, U., Turner, C., Steinbacher, M., Bardgett, R. D., Szukics, U., Schermer, M. and Lavorel, S. (2011) 'Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity', *Reg. Environ. Change*, 11, pp. 791–804. doi: 10.1007/s10113-011-0214-0.
- Lavorel, S. and Grigulis, K. (2012) 'How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services', *Journal of Ecology*, 100(1), pp. 128–140. doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01914.x.

- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M., Garden, D., Girel, J., Pellet, G. and Douzet, R. (2011) 'Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services', *Journal of Ecology*, 99, pp. 135–147. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Kohler, M., Schirpke, U. and Tappeiner, U. (2017) 'Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European alpine landscapes', *Reg. Environ. Change. Regional Environmental Change*, 17, pp. 2251–2264. doi: 10.1007/s10113-017-1207-4.
- Lavorel, S., Quétier, F., Gaucherand, S. and Choler, P. (2004) 'Apports des traits fonctionnels végétaux pour l'évaluation écologique des trajectoires de gestion en milieux prairiaux', *Fourrages*, 178, pp. 179–191.
- Ledgard, S. F. (2001) 'Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures', *Plant and Soil*, 228(1), pp. 43–59. doi: 10.1023/A:1004810620983.
- Legay, N. (2013) *Une approche fonctionnelle des relations plantes-microorganismes dans le cadre du cycle de l'azote. Cas des prairies de montagnes*. Sciences agricoles. Université Grenoble Alpes. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00951131/document>.
- Legay, N., Grassein, F., Robson, T. M., Personeni, E., Bataillé, M. P., Lavorel, S. and Clément, J. C. (2013) 'Comparison of inorganic nitrogen uptake dynamics following snowmelt and at peak biomass in subalpine grasslands', *Biogeosciences*, 10(11), pp. 7631–7645. doi: 10.5194/bg-10-7631-2013.
- Lemaire, G. and Gastal, F. (1997) 'N Uptake and Distribution in Plant Canopies', in Lemaire, G. (ed.) *Diagnosis of the Nitrogen Status in Crops*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 3–43.
- Lemaire, G., Salette, J., Sigogne, M. and Terrasson, J. (1984) 'Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères. I. – Etude de l'effet du milieu', *Agronomie*, 4(5), pp. 423–430.
- Loiseau, P., Louault, F. and L'Homme, G. (1998) 'Gestion des écosystèmes pâturés en situations extensives : apports de l'écologie fonctionnelle et perspectives de recherches appliquées en moyenne montagne humide', *Annales de zootechnie*, 47(5–6), pp. 395–406. Available at: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00889740>.
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J. and Gibon, A. (2000) 'Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response', *Journal of Environmental Management*, 59(1), pp. 47–69. doi: 10.1006/jema.1999.0335.
- Makarov, M. I., Glaser, B., Zech, W., Malysheva, T. I., Bulatnikova, I. V. and Volkov, A. V. (2003) 'Nitrogen dynamics in alpine ecosystems of the northern Caucasus', *Plant and Soil*, 256(2), pp. 389–402. doi: 10.1023/A:1026134327904.
- Manneville, V. (2016) *Estimation des flux d'azote associés aux ovins, aux caprins, aux équins et à leurs systèmes fourragers*. France: Institut de l'Elevage. Available at: <http://idele.fr/presse/publication/idelesolr/recommends/estimation-des-flux-dazote-associes-aux-ovins-aux-caprins-aux-equins-et-a-leurs-systemes-fourrage.html>.
- Marston, R. A. (2008) 'Land, Life, and Environmental Change in Mountains Land', *Annals of the Association of American Geographers*, 98(3), pp. 507–520. doi: 10.1080/00045600802118491.
- Martinsen, V., Mulder, J., Austrheim, G., Hessen, D. O. and Mysterud, A. (2012) 'Effects of sheep Grazing on availability and leaching of soil nitrogen in low-alpine grasslands', *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 44(1), pp. 67–82. Available at: <http://www.bioone.org/doi/pdf/10.1657/1938-4246-44.1.67>.
- Maurer, K., Weyand, A., Fischer, M. and Stöcklin, J. (2006) 'Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps', *Biological Conservation*, 130(3), pp. 438–446. doi: 10.1016/j.biocon.2006.01.005.
- Miller, S. A., Landis, A. E. and Theis, T. L. (2006) 'Use of Monte Carlo analysis to characterize nitrogen fluxes in agroecosystems', *Environ. Sci. Technol.*, 40, pp. 2324–2332. Available at: <https://pdfs.semanticscholar.org/519f/4ea5b9d812e1eec6cc27a67c1cb2a1ca9a72.pdf>.
- MNHN (2018) *Natura 2000 - Formulaire standard de données. FR9301498 - Combeynot - Lautaret - Ecrins*.

Available at: <http://inpn.mnhn.fr/site/natura2000/FR9301498>.

Mottet, A., Ladet, S., Coqué, N. and Gibon, A. (2006) 'Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(2–4), pp. 296–310. doi: 10.1016/j.agee.2005.11.017.

Oenema, O., Kros, H. and de Vries, W. (2003) 'Approaches and uncertainties in nutrient budgets : implications for nutrient management and environmental policies', *European Journal of Agronomy*, 20, pp. 3–16. doi: 10.1016/S1161-0301(03)00067-4.

Palisade Corporation (2016) 'User's Guide @RISK Version 7: Risk Analysis and Simulation Add-In for Microsoft® Excel'. New York (Etats Unis). Available at: http://www.palisade.com/downloads/documentation/75/EN/RISK7_EN.pdf.

Patra, A. K., Abbadie, L., Clays-Josserand, A., Degrange, V., Grayston, S. J., Guillaumaud, N., Loiseau, P., Louault, F., Mahmood, S., Nazaret, S., Philippot, L., Poly, F., Prosser, J. I. and Roux, X. Le (2006) 'Effects of management regime and plant species on the enzyme activity and genetic structure of N-fixing, denitrifying and nitrifying bacterial communities in grassland soils', *Environmental Microbiology*, 8(6), pp. 1005–1016. doi: 10.1111/j.1462-2920.2006.00992.x.

Payraudeau, S., van der Werf, H. M. G. and Vertès, F. (2007) 'Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems', *Agricultural Systems*, 94(2), pp. 416–430. doi: 10.1016/j.agsy.2006.11.014.

Peyraud, J.-L., Cellier, P., Donnars, C. and Réchauchère, O. (2012) *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective : synthèse du rapport*. Paris (France): INRA.

PNE (2003) *Document d'objectifs – Natura 2000 – PR 02 'Lautaret - Combeynot - Ecrins'*. Available at: http://hautes-alpes.n2000.fr/sites/hautes-alpes.n2000.fr/files/documents/page/1_T1_Combeynot.pdf.

PNE and CERPAM (2005) 'Gestion des alpages du parc national des Ecrins, enjeux écologiques et pastoraux: 10 fiches techniques.' Parc National des Ecrins (PNE) & Centre d'études et de réalisations pastorales Alpes-Méditerranée (CERPAM). Available at: <http://www.ecrins-parcnational.fr/document/alpages-prairies-de-fauche-mesures-agri-environnementales>.

Quétier, F. (2006) *Vulnérabilité des écosystèmes semi-naturels européens aux changements d'utilisation des terres*. Académie de Montpellier.

Quétier, F., Thébault, A. and Lavorel, S. (2007) 'Plant traits in a state and transition framework as markers of ecosystem response to land-use change', *Ecological Monographs*, 77(1), pp. 33–52.

R Core Team (2017) 'R: A Language and Environment for Statistical Computing'. Vienna, Austria. Available at: <https://www.r-project.org/>.

Robertson, G., Klingensmith, K. M., Klug, M. J., Paul, E. A., Crum, J. R. and Ellis, B. G. (1997) 'Soil resources, microbial activity, and primary production across an agricultural ecosystem', *Ecological Applications*, 7(1), pp. 158–170. doi: 10.1890/1051-0761(1997)007[0158:SRMAAP]2.0.CO;2.

Robson, T. M., Baptist, F., Clement, J. and Lavorel, S. (2010) 'Land use in subalpine grasslands affects nitrogen cycling via changes in plant community and soil microbial uptake dynamics', *Journal of Ecology*, 98, pp. 62–73. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01609.x.

Robson, T. M., Lavorel, S., Clement, J. and Le Roux, X. (2007) 'Neglect of mowing and manuring leads to slower nitrogen cycling in subalpine grasslands', *Soil Biology and Biochemistry*, 39, pp. 930–941. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.11.004.

Runge, M. (1983) 'Physiology and ecology of nitrogen nutrition', in Lange, O. L., Nobel, P. S., Osmond, C. B., and Ziegler, H. (eds) *Physiological Plant Ecology III. Encyclopedia of Plant Physiology (New Series)*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 163–200.

Rutherford, G. N., Bebi, P., Edwards, P. J. and Zimmermann, N. E. (2008) 'Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape in the European Alps', *Ecological Modelling*, 212(3–4), pp. 460–

471. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.10.050.

Saccone, P., Delorme, S., Lochet, J., Arnoldi, C., Lavorel, S. and Clément, J. (no date) 'Land-use history and climate change in subalpine grasslands affect the quantity and quality of their water losses', *in prep*.

SCEES and INSEE (1990) 'Recensement agricole 1988: comparaison 1970-79-88'. France: Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Institut national de la statistique et des études économiques.

Schermer, M., Darnhofer, I., Daugstad, K., Gabillet, M., Lavorel, S. and Steinbacher, M. (2016) 'Institutional impacts on the resilience of mountain grasslands: An analysis based on three European case studies', *Land Use Policy*. Elsevier Ltd, 52, pp. 382–391. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.12.009.

Schirpke, U., Kohler, M., Leitinger, G., Fontana, V., Tasser, E. and Tappeiner, U. (2017) 'Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience', *Ecosystem Services*. The Authors, 26, pp. 79–94. doi: 10.1016/j.ecoser.2017.06.008.

Schirpke, U., Leitinger, G., Tasser, E., Schermer, M., Steinbacher, M. and Tappeiner, U. (2013) 'Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: Past, present and future', *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 9(2), pp. 123–135. doi: 10.1080/21513732.2012.751936.

Tappeiner, U., Tasser, E., Leitinger, G., Cernusca, A. and Tappeiner, G. (2008) 'Effects of historical and likely future scenarios of land use on above- and belowground vegetation carbon stocks of an Alpine valley', *Ecosystems*, 11(8), pp. 1383–1400. doi: 10.1007/s10021-008-9195-3.

Tasser, E., Mader, M. and Tappeiner, U. (2003) 'Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides', *Basic and Applied Ecology*, 4(3), pp. 271–280. doi: 10.1078/1439-1791-00153.

Tasser, E. and Tappeiner, U. (2002) 'Impact of land use changes on mountain vegetation', *Applied Vegetation Science*, 5, pp. 173–184. doi: 10.1658/1402-2001(2002)005[0173:IOLUCO]2.0.CO;2.

Tasser, E., Walde, J., Tappeiner, U., Teutsch, A. and Noggler, W. (2007) 'Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118(1–4), pp. 115–129. doi: 10.1016/j.agee.2006.05.004.

Turbé, A., De Toni, A., Benito, P., Lavelle, P., Lavelle, P., Ruiz, N., Van der Putten, W. H., Labouze, E. and Mudgal, S. (2010) *Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers*. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment). Available at: http://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/biodiversity_report.pdf.

De Vries, W., Kros, J., Oenema, O. and de Klein, J. (2003) 'Uncertainties in the fate of Nitrogen II: a quantitative assessment of the uncertainties in major N fluxes in Netherlands', *Nutrient cycling in agroecosystems*, 66(1), pp. 71–102.

Watson, C. A. and Atkinson, D. (1999) 'Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: A comparison of three methodological approaches', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53(3), pp. 259–267. doi: 10.1023/A:1009793120577.

Wiegert, R. G. (1962) 'The Selection of an Optimum Quadrat Size for Sampling the Standing Crop of Grasses and Forbs', *Ecology*, 43(1), pp. 125–129. Available at: <http://www.jstor.org/stable/1932047>.

Zeller, V., Bahn, M., Aichner, M. and Tappeiner, U. (2000) 'Impact of land-use change on nitrogen mineralization in subalpine grasslands in the Southern Alps', *Biology and Fertility of Soils*, 31(5), pp. 441–448. doi: 10.1007/s003740000200.

Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G. and Tappeiner, U. (2010) 'Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps', *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier B.V., 139(1–2), pp. 13–22. doi: 10.1016/j.agee.2010.06.010.

TABLE DES ILLUSTRATIONS

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Trajectoires d'utilisation du sol (TU) identifiées pour les parcelles de l'adret de Villar d'Arène sur base de l'évolution de l'usage des terres entre 1810 et 2003 (d'après le travail de Lamarque, 2012). Les surfaces renseignées sont celles qui ont été considérées dans la première partie du travail (point III). Les TU en italique ne sont pas étudiées dans ce travail. Source des données cartographiques : Lavoirel et al., 2017. 11	11
Tableau 2 - Profil des intervenants interrogés lors des entretiens semi-directifs réalisés à l'occasion de ce mémoire	16
Tableau 3 - Synthèse des données, paramètres et modèles utilisés dans le calcul des flux d'N. Les trajectoires d'utilisation du sol (TU) représentent les usages du sol et leur historique. Remarque : Pour 1970, les données censées être définies à l'échelle de l'agriculteur ne le sont en réalité qu'à l'échelle de la commune (les données issues du recensement agricole de 1970 (SCEES & INSEE, 1990) sont à l'échelle de la municipalité).	20
Tableau 4 - Niveau d'incertitude attribué aux entrées dont l'incertitude n'était pas renseignée et coefficient de variation associé	23
Tableau 5 - Evolution depuis les années 1970 des bilans azotés (BA) totaux des différents profils de prairies : distinction des effets (i) des changements de surface des usages du sol (TU), et (ii) des changements de pratiques agricoles au sein des TU (reflétés par l'évolution des BA moyens par TU). La colonne « 2000-2015 » renseigne les changements effectifs des BA entre les deux périodes étudiées. Le scénario 1 représente l'évolution des BA dans le cas où seules les surfaces des TU changent (pratiques constantes, (i)), le scénario 2 le cas où seules les pratiques agricoles au sein des TU changent (surfaces constantes, (ii)). Les Δ Soldes sont exprimés en tonnes N/an (moyenne \pm écart-type).	31
Tableau 6 - Analyse de sensibilité du modèle : contribution des paramètres à l'incertitude des bilans azotés moyens. La propagation de leur incertitude au résultat du modèle est étudiée via une approche de Monte-Carlo. Les tirets (-) indiquent que le paramètre n'intervient pas dans le calcul du bilan. Les totaux selon la source des paramètres (entretiens, littérature ou mesures de terrain) sont renseignés. Pour les informations concernant chaque paramètre, se référer au Tableau 3 (les paramètres N_foin, N_fumier, Pertes_N_post_ep et Pertes_N_pre_ep correspondent respectivement à la teneur du foin en N, à la teneur du fumier en N, aux pertes gazeuses lors du stockage et aux pertes gazeuses après épandage)	32
Tableau 7 - Parcelles échantillonnées dans le cadre de la deuxième partie du mémoire. Les TU sont décrites dans le Tableau 1. Le code des parcelles est celui qui a été utilisé lors de la campagne d'échantillonnage de 2007, il n'a pas été modifié pour faciliter la comparaison. Les parcelles en italiques sont celles qui n'étaient pas fertilisées avant les années 2000. Comme il s'agit d'un changement de pratique agricole non observé avant cette date, elles sont associées à de nouvelles TU, à savoir les TU 2f et 4f respectivement.	38
Tableau 8 - Résultats de l'analyse de la variance des différents paramètres mesurés sur le terrain (teneurs du sol en N (N_{sol}) et C (C_{sol}), indice de nutrition azotée (INN)). Les deux facteurs fixes croisés inclus dans le modèle sont la trajectoire d'utilisation du sol (TU) et l'année de mesure.	41
Tableau 9 - Evolution des paramètres liés à la fertilité dans les deux prés de fauche qui n'étaient pas fertilisées avant les années 2000 et reçoivent à présent du lisier bovin. La parcelle de la TU 4f est fertilisée depuis 2002, tandis que celle de la TU 2f l'est depuis 2016. L'ensemble des paramètres (indices de nutrition azotée (INN), teneurs du sol en N (N_{sol}) et C (C_{sol})) sont exprimés en %.	42

LISTE DES FIGURES

Figure 1 – L’adret de Villar d’Arène, vu depuis la Pyramide de Laurichard (photo : Babette Massinon, juillet 2017)	3
Figure 2 - Localisation du site d’étude (adret de Villar d’Arène) au sein du département français des Hautes-Alpes	7
Figure 3 - Evolution des trajectoires d'utilisation du sol (TU, décrites dans le Tableau 1) entre les années 1970 et la période 2000-2015. Les TU renseignent à la fois les usages anciens (du XIXème siècle) et les usages de la période en question. Cette cartographie des TU correspond à celle qui a été utilisée dans la première partie de ce mémoire (pour le calcul des bilans azotés). D’après les données de Lavorel et al. (2017).	10
Figure 4 - Evolution de la surface des TU étudiées dans ce mémoire entre les années 1970 et la période 2000-2015. Les surfaces renseignées sont celles qui ont été considérées dans la première partie du mémoire. Pour la définition des TU, se référer au Tableau 1. Pour les années 1970, l’hypothèse est faite que l’ensemble des terrasses fauchées étaient fertilisées (pas de TU 2) ; tandis qu’en 2000-2015, ~40% l’étaient. D’après les données de Lavorel et al., 2017	11
Figure 5 - Modèle utilisé pour le calcul du bilan azoté annuel des prairies. Le système étudié est la parcelle agricole et comprend le sol et la végétation ; les flèches correspondent aux flux d’N entrant et sortant de ce système. Le flux « fixation » correspond à la fixation symbiotique par les légumineuses ; « précipitations » aux dépôts atmosphériques humides ; « déjections » aux déjections des troupeaux déposées lors du pâturage ; « fertilisation » aux apports par épandage de fumier ; « fauche » aux exportations via la fauche ; « pâturage » à l’N consommé par les troupeaux lors du pâturage, « lixiviation » aux pertes par voie aqueuse.	15
Figure 6 – Cartographie de la distribution des flux d’N d’origine agricole à l’échelle de l’adret de Villar d’Arène. Pour la période ancienne, les flux sont quantifiés par trajectoire, tandis que pour la période récente, ils le sont par trajectoire et par agriculteur	26
Figure 7 - Cartographie de l’évolution des bilans azotés à l’hectare des prairies de l’adret de Villar d’Arène	27
Figure 8 - Evolution du bilan azoté moyen du versant entre les deux périodes étudiées. Les barres d’erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. La différence entre les moyennes est significative (p -valeur $< 2,2 \times 10^{-16}$ ***).	28
Figure 9 - Comparaison des bilans azotés selon le type d’usage des prairies et la période étudiée. A) Bilan moyen par type d’usage et par période, B) bilans totaux par type d’usage et par période. Les barres d’erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. Pour A) et B), les effets des 2 facteurs et de leur interaction sont significatifs (p -valeur $< 2,2 \times 10^{-16}$ ***), les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes.	29
Figure 10 - Comparaison des bilans azotés totaux selon le profil des prairies et la période étudiée. Les barres d’erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. Les effets des 2 facteurs et de leur interaction sont significatifs (p -valeur $< 2,2 \times 10^{-16}$ ***), les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes.	30
Figure 11 - Localisation des parcelles échantillonnées dans le cadre de la deuxième partie de ce mémoire. Source des données sur les trajectoires d’utilisation du sol : Lavorel et al., 2017.	37
Figure 12 - Comparaison de A) la teneur du sol en N (N_{tot}) et B) la teneur du sol en C (C_{tot}) en fonction de la trajectoire d’utilisation des prairies (TU) et l’année de mesure. Les barres d’erreur indiquent les moyennes \pm écart-types. Les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes (p -valeur $< 0,05$).	40
Figure 13 - Comparaison des indices de nutrition azotée (INN) selon la trajectoire d’utilisation des prairies (TU) et l’année de mesure. Les barres d’erreur indiquent la moyenne \pm écart-type. Les lettres indiquent les différences significatives entre moyennes (lettres différentes : p -valeur $< 0,05$).	41

LISTE DES EQUATIONS

Équation 1 - Principe général des bilans azotés (mis à part le Δ stock, les termes sont en valeur absolue)	14
Équation 2 - Termes du modèle utilisé pour la quantification des bilans azotés à la parcelle	15
Équation 3 - Estimation de l'entrée d'N par fixation symbiotique (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $\text{Fixation}_{\text{ha}}$ est quantifié par parcelle.	17
Équation 4 - Estimation de l'entrée d'N via les précipitations (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $\text{Précipitations}_{\text{ha}}$ est quantifié par parcelle.	17
Équation 5 - Estimation de la sortie d'N par lixiviation (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $\text{Lixiviation}_{\text{ha}}$ est quantifié par parcelle.	17
Équation 6 - Estimation de l'entrée d'N par les déjections des troupeaux (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $[\text{N_excr_annuel}]$ est quantifié par cheptel, $[\text{N_excr_annuel_ovin}]$ et $[\text{N_excr_annuel_bovin}]$ par agriculteur, $\text{Déjections}_{\text{ha}}$ par parcelle.	18
Équation 7 - Estimation de l'entrée d'N par fertilisation pour la période 1970-1979 (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $[\text{N_fumier_annuel}]$ est quantifié par cheptel, $[\text{N_fumier_dispo}]$ par agriculteur, $\text{Déjections}_{\text{ha}}$ par parcelle.	18
Équation 8 - Estimation de l'entrée d'N par fertilisation pour la période 2000-2015 (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $\text{Fertilisation}_{\text{ha}}$ est quantifié par parcelle.	18
Équation 9 - Estimation de la sortie d'N par pâturage des troupeaux (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $[\text{N_conso_annuel}]$ est quantifié par cheptel, $[\text{N_conso_annuel_ovin}]$ et $[\text{N_conso_annuel_bovin}]$ par agriculteur, $\text{Pâturage}_{\text{ha}}$ par parcelle.	18
Équation 10 - Estimation de la sortie d'N par la fauche (en $\text{kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$). $[\text{N_conso_annuel}]$ et $[\text{N_conso_etab}]$ sont quantifiés par cheptel, $[\text{N_foin_tot}]$ et $[\text{N_achat}]$ par agriculteur, $\text{Fauche}_{\text{ha}}$ par parcelle.	19
Équation 11 - Simulation du bilan azoté total des prairies selon leur profil en considérant uniquement les changements de surface des TU entre les deux périodes étudiées (pratiques agricoles au sein des TU constantes).....	24
Équation 12 - Simulation du bilan azoté total des prairies selon leur profil en considérant uniquement les changements de pratiques agricoles au sein des TU entre les deux périodes étudiées (surfaces des TU constantes).....	25
Équation 13 – Formule pour le calcul de l'indice de nutrition azotée (INN) établie par Lemaire & Gastal (1997), avec $\%N_{\text{veg}}$ la teneur en N de la végétation (%), MS la quantité de matière sèche aérienne (tonne/ha) et $\%N_{\text{critique}}$ la « teneur en N critique » (%) (Lemaire et al., 1984).	39

ANNEXES

ANNEXE I – DONNEES ECOLOGIQUES ET AGRONOMIQUES PAR TRAJECTOIRE D'UTILISATION DU SOL UTILISEES DANS LE CALCUL DES BILANS AZOTES

Période 1970-1979

TU	Legum_abondance	Prod_biomasse_tot	Duree_pat_ovin	Duree_pat_bovin	Quantite_precip	N_precip	Leach_N	Prof_sol	Bulk_density
1	0,21 $\pm 0,15$	5,08 $\pm 1,23$	0 ± 0	0 ± 0	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,82 $\pm 0,05$	0,3 $\pm 0,1$	1,51 $\pm 0,06$
2	0,17 $\pm 0,12$	3,14 $\pm 1,06$	0 ± 0	0 ± 0	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,71 $\pm 0,04$	0,3 $\pm 0,1$	1,4 $\pm 0,06$
3	0,12 $\pm 0,10$	2,46 $\pm 0,68$	48 ± 7	48 ± 7	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,67 $\pm 0,03$	0,3 $\pm 0,1$	1,48 $\pm 0,14$
4	0,05 $\pm 0,04$	3,39 $\pm 0,98$	0 ± 0	0 ± 0	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,75 $\pm 0,18$	0,5 $\pm 0,3$	1,21 $\pm 0,1$
5	0,01 $\pm 0,01$	4,66 $\pm 0,98$	116 ± 7	116 ± 7	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,98 $\pm 0,23$	0,5 $\pm 0,3$	1,31 $\pm 0,04$
6	0,01 $\pm 0,01$	4,86 $\pm 0,62$	0 ± 0	0 ± 0	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,98 $\pm 0,23$	0,5 $\pm 0,3$	1,31 $\pm 0,04$
7	0,07 $\pm 0,06$	2,28 $\pm 0,98$	116 ± 7	116 ± 7	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,98 $\pm 0,23$	0,5 $\pm 0,2$	1,31 $\pm 0,04$
9	0,09 $\pm 0,07$	2,53 $\pm 0,32$	116 ± 7	116 ± 7	907,7 $\pm 160,7$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,67 $\pm 0,03$	0,15 $\pm 0,05$	1,48 $\pm 0,14$

Période 2000-2015

TU	Legum_abondance	Prod_biomasse_tot	Duree_pat_ovin	Duree_pat_bovin	Quantite_precip	N_precip	Leach_N	Prof_sol	Bulk_density
1	0,21 $\pm 0,15$	5,08 $\pm 1,23$	0 ± 0	0 ± 0	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,82 $\pm 0,05$	0,3 $\pm 0,1$	1,51 $\pm 0,06$
2	0,17 $\pm 0,12$	3,14 $\pm 1,06$	0 ± 0	0 ± 0	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,71 $\pm 0,04$	0,3 $\pm 0,1$	1,4 $\pm 0,06$
3	0,12 $\pm 0,10$	2,46 $\pm 0,68$	67 ± 10	56 ± 10	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,67 $\pm 0,03$	0,3 $\pm 0,1$	1,48 $\pm 0,14$
4	0,05 $\pm 0,04$	3,39 $\pm 0,98$	0 ± 0	0 ± 0	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,75 $\pm 0,18$	0,5 $\pm 0,3$	1,21 $\pm 0,1$
5	0,01 $\pm 0,01$	4,66 $\pm 0,98$	122 ± 10	122 ± 10	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,98 $\pm 0,23$	0,5 $\pm 0,3$	1,31 $\pm 0,04$
6	0,01 $\pm 0,01$	4,86 $\pm 0,62$	0 ± 0	0 ± 0	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,98 $\pm 0,23$	0,5 $\pm 0,3$	1,31 $\pm 0,04$
7	0,07 $\pm 0,06$	2,28 $\pm 0,98$	122 ± 10	122 ± 10	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	1,98 $\pm 0,23$	0,5 $\pm 0,2$	1,31 $\pm 0,04$
9	0,09 $\pm 0,07$	2,53 $\pm 0,32$	122 ± 10	122 ± 10	923,3 $\pm 97,9$	1,63E-06 $\pm 8,78E-07$	0,67 $\pm 0,03$	0,15 $\pm 0,05$	1,48 $\pm 0,14$

Note : Les moyennes \pm écart-types sont renseignés. Pour les unités et autres métadonnées, se référer au Tableau 3.

ANNEXE II – FLUX AZOTES MOYENS PAR TRAJECTOIRE D'UTILISATION DU SOL (TU) EN (KG N/HA/AN)

Période 1970-1979

TU	Surface (ha)	Fixation	Précipitations	Lixiviation	Fertilisation	Déjections	Pâturage	Fauche	Solde
1+2	171,3	18,2	14,8	3,7	17,1	0,0	0,0	37,8	8,6
3	13,8	5,5	14,8	3,0	0,0	148,4	224,1	0,0	-58,4
4	141,9	3,2	14,8	10,6	0,0	0,0	0,0	37,8	-30,4
5	138,4	1,3	14,8	13,0	0,0	9,1	13,8	0,0	-1,5
7	360,9	2,9	14,8	13,0	0,0	9,1	13,8	0,0	0,1
9	43,3	4,1	14,8	1,5	0,0	9,1	13,8	0,0	12,8
Versant	869,6	5,8	14,8	10,0	3,4	8,0	12,2	13,6	-3,8

Période 2000-2015

TU	Surface (ha)	Fixation	Précipitations	Lixiviation	Fertilisation	Déjections	Pâturage	Fauche	Solde
1	56,9	18,2	15,1	3,7	15,0	0,0	0,0	69,4	-24,8
2	86,0	9,3	15,1	3,0	0,0	0,0	0,0	67,5	-46,1
3	90,6	5,5	15,1	3,0	0,0	35,6	51,4	0,0	1,8
4	59,5	3,2	15,1	10,6	0,0	0,0	0,0	46,6	-39,0
5	225,3	1,3	15,1	13,0	0,0	32,2	46,3	0,0	-10,6
6	45,8	1,4	15,1	13,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5
7	361,8	2,9	15,1	13,0	0,0	18,4	25,1	0,0	-1,7
9	32,9	4,1	15,1	1,5	0,0	15,1	20,9	0,0	11,8
Versant	959,0	4,3	15,1	10,0	0,9	18,4	25,9	13,1	-10,4

Note : Ces flux ont été calculés selon les équations Équation 3 et Équation 10.