

Université de Montréal

Modélisation complexe des interactions entre la végétation et le déplacement des sédiments

Par

Phillipe Gauvin-Bourdon

Département de géographie, Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de

Maître des sciences (M.Sc.) en Géographie

Mai, 2020

© Phillipe Gauvin-Bourdon, 2020

Université de Montréal

Département de Géographie, Faculté des arts et des sciences

Ce mémoire intitulé

Modélisation complexe des interactions entre la végétation et le déplacement des sédiments

Présenté par

Phillipe Gauvin-Bourdon

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

François Cavayas

Président-rapporteur

James King

Directeur de recherche

Liliana Perez

Co-directrice

Oliver Sonnentag

Membre du jury

Résumé

Les environnements arides végétalisés seront parmi les environnements les plus impactés par la désertification dans le cadre du changement climatique. Ces environnements légèrement végétalisés sont caractérisés par une balance précaire entre un état de résilience et de vulnérabilité qui est intrinsèquement menacé par la désertification pouvant potentiellement mener à une augmentation du transport des sédiments éolien et une dégradation des environnements. Le nombre d'interactions présentes entre la végétation, la pluie, le transport des sédiments et la présence d'herbivore en milieu aride, ainsi que leur nature non-linéaire rend difficile de représenter ces interactions à l'aide de modèle physique et mathématique. La modélisation complexe est mieux adaptée à la représentation des interactions complexes entre la végétation, la pluie, le transport des sédiments et la présence d'herbivores dans les systèmes arides. Un nombre considérable d'études ont utilisées les modèles complexes pour étudier l'effet de la végétation sur le transport des sédiments ou l'effet de la présence d'herbivore sur la végétation, mais peu d'études ont utilisées une approche intégrant ces trois composantes en un même modèle.

Un nouveau modèle d'herbivorie basé sur l'agent (GrAM) est présenté sous forme d'extension du modèle ViSTA_M17 et permet une meilleure représentation de l'impact des régimes de pâturage en environnement aride végétalisé. Cet ajout ayant un modèle complexe de transport des sédiments et de végétation déjà établi vise présenter un modèle hybride pouvant représenter l'impact de l'herbivorie sur la composition végétale et le transport des sédiments en environnement aride à l'échelle du paysage. Le développement du nouveau module à l'intérieur de la structure du modèle ViSTA original a souligné certaines limites de ce dernier, notamment une sensibilité importante de la végétation et de la force de cisaillement du vent. Le modèle ViSTA_GrAM répond à certaines limites du modèle original par l'intégration d'un nouveau module d'herbivorie et présente une avancée vers une modélisation environnementale englobante permettant une meilleure compréhension des dynamiques spatiales et temporelles des environnements arides. L'approche englobante utilisée par le modèle ViSTA_GrAM est bénéfique à la prise de décision, puisqu'elle offre un outil permettant d'explorer les réponses des environnements arides à un changement de leur végétation, leur régime de pluie, leur régime de transport des sédiments ou leur régime d'herbivorie. Les modèles complexes et l'exploration de

scénarios futurs des environnements arides peuvent permettre d'améliorer la gestion de ces mêmes environnements.

Mots-clés : Modélisation et simulation numérique, Modèle basé sur l'agent, Gestion de pâturage, Transport des sédiments, Environnement aride végétalisé

Abstract

Vegetated arid environments will be among one of the most affected by desertification as a result of climate change. These sparsely vegetated regions exhibit a delicate balance of resilience and vulnerability that are profoundly challenged by desertification, potentially producing an important positive feedback leading to increased aeolian activity and therefore land degradation. The high level of interaction between rainfall, vegetation, sediment transport and grazing in these arid environments and the non-linear nature of these interactions make them difficult to predict by traditional mathematical modeling mean. Complex modeling, on the other hand, offer better representation of the intricate relation between vegetation, rainfall, sediment transport and grazing in an arid environment system. A sizable amount of studies has been conducted with complex models to explore the effect of vegetation on sediment transport or grazing effect on vegetation, but few have used a truly integrative approach where all tree components were represented in a complex model.

This research present a novel agent-based model (GrAM) integrated as an extension to already complete sediment transport-vegetation complex model (ViSTA) allowing a more refined representation of grazer's impact in vegetated arid environments. This addition to the ViSTA model is aimed to combine a land management and systematic approach in a coupled model, to represent, at a landscape level, the impact of grazing on the composition of vegetation and sediment movement in arid environments. The development of this new module within the original ViSTA model, has highlighted some limitations of this model, most notably concerning its sensitivity to vegetation and wind shear. The ViSTA_GrAM model addresses these limitations through integrating a new module of grazing as the next step toward an integrated modelling effort that permits models to effectively increase our spatial and temporal understanding of arid environments vegetation, sediment transport and grazing dynamics. Integrative approach, like the one provided by the ViSTA_GrAM model, is beneficial to decision making by providing tools to investigate the response of an arid environment to different state of their vegetation, rainfall regime, wind stress and grazing regime. By developing complex modeling in arid environment and exploring various future scenarios for arid environment, we hope to lead to better management plan of those same environment.

Keywords : Computational modelling and simulation, Agent-based modelling, grazing management, sand transport, vegetated arid environment.

Table des matières

RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES FIGURES	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVII
REMERCIEMENTS	XXIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION ET CONTEXTE DE RECHERCHE	25
1.1 INTRODUCTION GÉNÉRALE	25
1.2 CONTEXTE THÉORIQUE	27
1.2.1 <i>Les environnements arides et leurs enjeux</i>	27
1.2.2 <i>La complexité des environnements arides</i>	30
1.3 QUESTION DE RECHERCHE	34
1.3.1 <i>Objectif 1</i>	34
1.3.2 <i>Objectif 2</i>	34
1.3.3 <i>Objectif 3</i>	34
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	35
2.1 DYNAMIQUES DES PAYSAGES ARIDES	36
2.2 L'ÉVOLUTION DES MODÈLES D'ENVIRONNEMENTS ARIDES	47
2.2.1 <i>Modèles mathématiques</i>	50
2.2.2 <i>Modèles de la dynamique des fluides computationnelle</i>	52
2.2.3 <i>Modèles basés sur l'agent</i>	53
2.2.4 <i>Automates cellulaires simples</i>	56
2.2.5 <i>Automates cellulaires avancés</i>	57
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE	61
3.1 GESTION DES FICHIERS DE MODÈLES	61
3.2 DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE GRAM	63
3.3 ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE ET SENSIBILITÉ DU MODÈLE	65
CHAPITRE 4 L'ARTICLE SCIENTIFIQUE	67

PRÉSENTATION DE L'ARTICLE	67
ACCORD DES CO-AUTEURS.....	67
ABSTRACT	68
4.1 INTRODUCTION.....	69
4.2 METHODS.....	71
4.2.1 <i>Vegetation-sediments interactions</i>	71
4.2.2 <i>GrAM module description</i>	72
4.2.3 <i>Model applications: simulation scenarios</i>	75
4.3 RESULTS.....	77
4.3.1 <i>Pre-grazing simulations</i>	78
4.3.2 <i>Grazing simulations</i>	81
4.4 DISCUSSION.....	84
4.4.1 <i>Vegetation dynamics</i>	84
4.4.2 <i>Rainfall</i>	86
4.4.3 <i>Sediment transport</i>	87
4.4.4 <i>Grazing</i>	89
4.5 CONCLUSION.....	90
CHAPITRE 5 DISCUSSION ET CONCLUSION GÉNÉRALE.....	91
5.1 DISCUSSION GÉNÉRALE.....	91
5.1.1 <i>Objectif 1 : Développer un modèle basé sur l'agent représentatif des comportements des herbivores dans les environnements arides et de leur impact sur leur environnement</i>	92
5.1.2 <i>Objectif 2 : Tester la sensibilité du modèle à différents états de l'environnement</i>	93
5.1.3 <i>Objectif 3 : Comparer les différentes simulations retournées par le modèle ViSTA_GrAM avec d'autres modèles et les connaissances théoriques actuelles</i>	95
5.1.4 <i>Travaux Futures</i>	95
5.2 CONCLUSION GÉNÉRALE.....	96
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	98
ANNEXES	117
ANNEXE I COMMENT MODÉLISER LE TRANSPORT DES SÉDIMENTS ?	117
ANNEXE II COMPARAISON DES MODÈLES COMPLEXES REPRÉSENTANT LES ENVIRONNEMENTS ARIDES	121
ANNEXE III VARIABLES ET UTILISATION DU MODEL	127
<i>Annexe III.a Échelle spatiale</i>	127
<i>Annexe III.b Échelle temporelle</i>	130
<i>Annexe III.c Vitesse du vent</i>	131
<i>Annexe III.d Mouvement des sédiments</i>	133
<i>Annexe III.e Végétations</i>	135

<i>Annexe III.f Pluie</i>	136
<i>Annexe III.g Perturbations</i>	137
ANNEXE IV ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DE VISTA_M17	138
<i>Annexe IV.a Échelle spatiale</i>	138
<i>Annexe IV.b Échelle temporelle</i>	141
<i>Annexe IV.c Transport des sédiments</i>	146
<i>Annexe IV.d Végétation</i>	152

Liste des tableaux

Tableau 2.1 - Résumé de l'annexe II, présentant les principaux modèles de transport de sédiment des sédiments dans les environnements arides.....	48
Table 4.1. - Description of the parametrization of simulations testing the impact of vegetation dynamics and rainfall influence on resulting arid environments.	76
Table 4.2. - Summary of the parametrization of simulations made with ViSTA_GrAM model...77	
Tableau I.1. - Présentation de quelques modèles de transport des sédiments (inspiré de Dong et al.,2003) où B est un coefficient de proportionnalité, $K_t = v_w/U^*t$, v_w est la vitesse de déposition des particules et $R_t = U^*/U^*t$	120

Liste des figures

Figure 1.1. - Répartition des différents types d'environnements arides et les aires urbaines qu'elles abritent (Reproduction de la figure 7.1 de (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)).	29
Figure 2.1. - Comparaison du traitement des zones « d'ombre » des éléments de rugosité entre les modèles de Raupach et al. (1993) et Okin (2008). Les zones les plus foncées présentes une force de vent moindre que les zones pâles. (Inspiré de la figure 5 de Okin, 2008).	40
Figure 2.2. - Représentation d'une simulation du modèle de ver de Werner et Gillepsie (1993). (Reproduction de la figure 2 de Werner et Gillepsie, 1993)	51
Figure 2.3. - Image d'une simulation d'un champ de barkhanes dans le modèle de Génois et al. (2013). Les différentes couleurs représentent la hauteur des dunes en mètres. (Inspiré e de la figure 4 de Génois et al., 2013).	54
Figure 2.4. - Représentation 3D d'une simulation d'un champ de nebka après 0 ans (a), 25 ans (b) et à la fin de la simulation (c) par le modèle ViSTA_M17 (Mayaud et al., 2017a). Les intervalles de dimension des dunes et inter-dunes sont indiqués à l'aide des flèches en (c). (Reproduction de la figure 15 de Mayaud et al., 2017)	59
Figure 4.1. - Flow diagram summarizing the main behaviours of the grazing agents in the GrAM module.	73
Figure 4.2. - Time series of the proportion of the simulation grid occupied by each vegetation type during simulations. The fully dynamic simulations (FD) represent environments where the vegetation is sensitive to a sediment balance stress and have a dynamic recolonization process. The first semi-dynamic simulations (SDa) represent environments where the vegetation recolonization is dynamic, but no sediment balance stress is applied. The second semi-dynamic simulations (SDb) represent environments where the vegetation is sensitive to a sediment balance stress, but the vegetation recolonization is static. The nondynamic simulations (ND) represent environments where the vegetation is not sensitive to a sediment balance stress and the vegetation recolonization is static.	79
Figure 4.3. - Time series of eroded sediment volume and the mean erosion rate of 5-year simulations with different windspeeds.	81

Figure 4.4. - Time series of the available amount of forage available to grazers on the simulation grid.	83
Figure 4.5. - Relation of the mean saltation rate and their standard deviations with shear stress (p -value = $6.59 \cdot 10^{-3}$).	88
Figure IV.1. - Résultats des tests de sensibilité de la taille des cellules dans le modèle ViSTA. Les grilles de simulations ont toutes une dimension de 100 cellules par 100 cellules et une couverture végétale de 30% de la grille initiale. Les grilles finales représentent la hauteur de sable présent sur chaque cellule à la suite de simulation de 1 an de durée et où chaque itération représente un événement de vents de $7,5 \text{ m s}^{-1}$ durant 300 minutes. a) La première simulation présente une grille de simulation avec des cellules de 2 m de côté, b) la seconde grille a des cellules de 5 m, c) la troisième simulation a des cellules de 10 m et d) la simulation finale a des cellules de 20 m.....	141
Figure IV.2. - Représentation initiale et finale des hauteurs des sédiments pour les simulations ayant une fréquence de transport des sédiments de a) 10 h par mois, b) 5 h par mois avec une mise à jour de la végétation au 6 mois, c) 5 h par mois avec une mise à jour de la végétation au 3 mois et d) 4 h par demi-semaines.....	144
Figure IV.3. - Représentation de la hauteur des sédiments à la suite de tests de sensibilité sur l'impact de la vitesse de vent sur la grille. Les grilles de simulation ont subi des événements de vent de 300 minutes à toutes les itérations du modèle pour une durée équivalente à 5 ans. Les vitesses de vent varient de $5,625 \text{ m s}^{-1}$ en a), à $7,5 \text{ m s}^{-1}$ en b), à $10,0 \text{ m s}^{-1}$ en c), à $12,5 \text{ m s}^{-1}$ en d) avec une vitesse de vent critique au transport de $5,0 \text{ m s}^{-1}$ pour toutes les simulations. Les environnements présentés ont tous un régime de précipitation de 450 mm/an pour la durée complète des simulations. Les grilles débutent avec une couverture à 90% en végétation.....	149
Figure IV.4. - Représentation des paysages résultant de simulations ayant différents angles de vent. Les simulations ont été effectuées sur des grilles de 50 cellules X 50 cellules où chaque cellule a une largeur de 5 m. La vitesse de vent est maintenue stable à $7,5 \text{ m s}^{-1}$ pour les 5 ans de simulation.	152

Liste des sigles et abréviations

ABM/MBA	Agent-based model/Modélisation basée sur l'agent
P	Quantité de précipitation
ET	Quantité d'évapotranspiration
Z₀	Rugosité aérodynamique (m)
d₀	Hauteur de déplacement de la surface d'écoulement d'un fluide (m)
λ	Densité de rugosité
n	Nombre d'éléments de rugosité
b	Largeur des éléments de rugosité
h	Hauteur des éléments de rugosité
s	Aire d'étude
σ	Ratio entre l'aire latéral et la base d'un objet
β	Ratio entre les coefficients de trainée d'un élément et de la surface
C_R	Coefficient de trainée de l'élément
C_S	Coefficient de trainée de la surface
SSR	Ratio de stress à la surface
u_{tR}*	Seuil de transport de la vitesse de frottement en présence d'élément de rugosité (m s ⁻¹)
u_{tS}*	Seuil de transport de la vitesse de frottement sur une surface nue (m s ⁻¹)
u_R*	Vitesse de frottement en présence d'élément de rugosité (m s ⁻¹)
u_S*	Vitesse de frottement sur une surface nue (m s ⁻¹)

IFA	Index d'aire frontale
P_d	Possibilité d'un point d'être à une distance x de la plante la plus proche
u*	Vitesse de cisaillement (m s ⁻¹)
V_z	Vitesse de vent prise à une hauteur z (m s ⁻¹)
z	Hauteur de la mesure de la vitesse du vent (m)
K	Constante de von Karman (0.4)
z₀	Hauteur de rugosité d'une surface (m)
u_t*	Seuil de transport de la vitesse de cisaillement (m s ⁻¹)
q	Flux de transport des sédiments (kg m ⁻¹ s ⁻¹)
c	Coefficient de distribution de la taille des grains de sable de Bagnold
d	Taille moyenne des grains de sable
D	Taille standard des grains de sable déterminé par Bagnold (2 * 10 ⁻⁵ m)
ρ	Densité d'un fluide (g m ⁻³)
g	Constante d'accélération gravitationnelle terrestre (9,8 m s ⁻²)
V	Vitesse de vent (m s ⁻¹)
v_h	Vitesse de vent horizontaux (m s ⁻¹)
v_t	Seuil de transport de la vitesse de vent (m s ⁻¹)
a_D	Constante empirique (2.81)
B	Coefficient de proportionnalité de la vitesse de déposition et de la vitesse seuil de transport des sédiments
vw	Vitesse de déposition des sédiments
SIG	Systèmes d'information géographiques
CA	<i>Cellular Automaton</i> , modélisation par automate cellulaire

LSU *Living stocking Unit*, Unité de mesure de densité d'un pâturage équivalent à un bovin pesant 450 kg.

À mes parents
Jacqueline et Éric

Remerciements

J'aimerais remercier toutes les personnes qui ont aidé à l'accomplissement de cette recherche. Je tiens à remercier mes directeurs de recherche, James King et Liliana Perez, pour leur support, leur patience et leurs conseils tout au long de mon parcours. Leur dévouement et leur volonté de partager leurs connaissances ont été une source d'inspiration dans l'accomplissement de ce projet. J'aimerais aussi particulièrement remercier James King pour m'avoir fait confiance et pour m'avoir introduit au monde de la recherche éolienne, il y a cinq ans. Je n'oublierais jamais l'incroyable opportunité qu'il m'a offert et l'aide qu'il m'a apporté dans mon développement académique.

J'aimerais aussi remercier Saeed Harati, Simon Constantineau et Jean Daoust pour leurs conseils sur le développement de programmes informatiques et les discussions méthodologiques qu'ils m'ont permis d'entretenir avec eux. Je suis reconnaissant à Jérôme Mayaud pour avoir rendu disponible le code de son modèle et m'avoir autorisé à le modifier. Les ressources de Calcul Québec ont été d'une aide indispensable quant à l'exécution des simulations de mon modèle et ont permis d'accélérer considérablement les analyses.

Pour le support financier qu'ils ont offert et la possibilité d'enseigner à des élèves de premier cycle, j'aimerais remercier le département de Géographie de l'université de Montréal.

Finalement, je remercie infiniment ma famille pour leur support et leurs encouragements tout au long de mes études. Je n'y serais pas arrivé sans vous.

Chapitre 1 Introduction et contexte de recherche

1.1 INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le changement climatique est une préoccupation mondiale qui touche tous les domaines d'études puisqu'il est en grande partie dû à l'influence humaine sur son environnement et puisque le changement climatique change l'environnement dans lequel les humains évoluent. Les changements climatiques prévus risquent d'amener des changements dans la distribution et la composition des écosystèmes de la Terre (IPCC, 2014). Les environnements arides sont un des écosystèmes particulièrement à risque puisqu'ils sont caractérisés par un équilibre précaire entre les processus qui les modèlent et le fait qu'un faible changement du climat peut entraîner une dégradation majeure de ces environnements (Houghton, 2011). Une dégradation importante des environnements arides va diminuer la productivité de l'environnement et aussi limiter la biodiversité que celui-ci peut supporter. La dégradation des environnements arides menace aussi les populations humaines qui les habitent. Cela s'applique autant au niveau de la petite population agricole ou nomade à la grande métropole comme Las Vegas et Dubaï (Middleton, 2011). Les populations humaines ont ainsi intérêt à tenter de prévoir les possibles évolutions des environnements arides dans le cadre du changement climatique afin de pouvoir en faire une gestion plus durable et améliorer leur réponse aux changements à venir. La modélisation complexe est un outil particulièrement utile à l'étude des états possibles des environnements arides dans le futur, car elle permet d'interpoler le comportement possible des composantes des environnements arides à partir des connaissances de leurs comportements présents connus ou de l'étude de leur réponse à des changements dans le passé. La modélisation des environnements arides vise aussi à combler le manque de données de terrain dû à une répartition très éparse des sites de collecte de données. Depuis la fin des années 1990, il y a déjà eue plusieurs modèles qui ont été développés afin de représenter les dynamiques de transport des sédiments et celles de la végétation en milieu aride (Baas, 2007; Mayaud et al., 2017a; Nishimori et Tanaka, 2001). La modélisation s'est principalement concentrée sur la représentation des processus de transport des sédiments et des processus végétaux sans explicitement considérer l'impact que pouvait avoir les activités humaines dans le milieu. Le présent document vise donc à présenter les résultats de la recherche d'une

méthode optimale de représentation des dynamiques d'environnements arides et des relations entre les composantes naturelles et anthropiques de ces environnements.

Il sera défendu que la meilleure méthode de représentation des dynamiques naturelles et anthropiques dans les environnements arides est la modélisation complexe. Un nouveau modèle basé sur l'agent (ABM) a donc été développé et intégré au modèle d'automate cellulaire (CA) « Vegetation and Sediment TrAnsport » ViSTA [identifié ViSTA_M17 dans le présent document] (Mayaud et al., 2017a), afin de produire ViSTA_GrAM et améliorer la représentation de l'influence des herbivores dans le modèle. Le modèle ViSTA_GrAM est donc un modèle hybride qui peut représenter les dynamiques de déplacement des sédiments, de croissance végétale, de régime d'herbivorie et de régime de feux en région aride. Le modèle veut rendre disponible aux chercheurs et preneurs de décision un outil à la fine pointe de la technologie et qui permet de combler les lacunes de l'étude de terrain en environnement aride (La disponibilité du modèle est décrite à la section 3.1).

La présentation de ce nouveau modèle (section 3.2) débute par une mise en contexte et une revue de la littérature existante sur la modélisation des environnements arides et des processus qui les définissent. Le contexte qui encadre les environnements arides et les modèles complexes serviront à établir les principes théoriques importants à la compréhension de la problématique établie et qui soutiennent la démarche proposée pour résoudre cette problématique. Une revue de littérature permettra de résumer les connaissances actuelles sur les processus modelant les environnements arides et les techniques de modélisation qui ont été utilisées jusqu'à maintenant pour les reproduire. L'identification des lacunes dans la littérature actuelle permettront par la suite de préciser les objectifs à remplir pour répondre à la question de recherche qui aura été établie. Les tests de sensibilité ayant permis la paramétrisation du nouveau modèle seront présentés à la suite des objectifs. Après avoir expliqué la calibration et le fonctionnement de la base du modèle, la présentation des améliorations apportées par le modèle ViSTA_GrAM sera fait sous forme d'article scientifique. L'article offrira aussi la possibilité de comparer les résultats retournés par le modèle ViSTA_GrAM avec la littérature. Finalement, un retour sur ce qui a été accompli par les réponses à chacun des objectifs de recherche et une discussion sur les possibilités de prochains travaux en lien avec le modèle concluront la présentation du modèle ViSTA_GrAM.

1.2 CONTEXTE THÉORIQUE

1.2.1 Les environnements arides et leurs enjeux

Les environnements arides sont difficiles à définir sur le plan spatial, partiellement dû au fait que leur définition est en elle-même plutôt vague. Dans le but de commencer à comprendre ce que représente un environnement aride, il faut bien définir le concept d'aridité. L'aridité est définie en fonction d'un ratio entre les précipitations et l'évapotranspiration mensuelle. Les valeurs mensuelles sont par la suite reportées sur une année pour produire l'index d'aridité (Middleton et Thomas, 1997). L'index d'aridité représentant la balance d'humidité pour l'année, un index supérieur à 1 signifie qu'il y a une accumulation de l'humidité pour l'année, alors qu'un index inférieur à 1 signifie qu'il y a une perte d'humidité de la part de l'environnement (Middleton et Thomas, 1997). Comme tous types d'écosystèmes et d'environnements, les environnements arides peuvent être catégorisés en fonction de plusieurs attributs différents en fonction du domaine d'étude. Cependant, les environnements arides étant particulièrement définies par un manque flagrant d'eau pour une durée significative, ils sont généralement catégorisés comme étant des environnements ayant un index d'aridité de moins de 0.65 (Middleton et Thomas, 1997). Dans cette grande classe d'environnement aride, une sous-division est effectuée en environnement sub-humide, semi-aride, aride et hyper-aride (Middleton et Thomas, 1997). Ces sous-divisiones sont, elles aussi, définies en fonction du ratio (P/ET) de la quantité de précipitation (P) par la quantité d'évapotranspiration (ET) (Middleton et Thomas, 1997). Respectivement les environnements sub-humides sont définis par un ratio P/ET entre 0.65 et 0.5, les environnements semi-arides ont un ratio P/ET entre 0.5 et 0.2, les environnements arides ont un ratio P/ET entre 0.2 et 0.05 et les environnements hyper-arides ont un ratio P/ET inférieur à 0.05 (Middleton et Thomas, 1997). La majorité des environnements arides permettent la croissance d'une certaine végétation et offre la possibilité de pratiquer une certaine forme d'agriculture (Middleton et Thomas, 1997). Bien entendu, plus le ratio P/ET diminue, plus la végétation et l'agriculture sont soumises à des variations importantes dans la quantité de précipitations qu'ils reçoivent par année (Middleton et Thomas, 1997). De toutes ces sous-divisiones, seulement les environnements hyper-arides sont des réelles déserts dépourvus de végétation et hautement inhospitalier à la vie. Il est même commun d'observer une absence complète de précipitation sur une base annuelle dans des environnements hyper-arides (Middleton et Thomas, 1997). Il est important de noter que les

environnements froids ne sont pas inclus dans cette définition de la grande famille des environnements arides, étant donné que leurs dynamiques et problématiques sont trop différentes de leurs homologues chauds (Middleton et Thomas, 1997). Dans le cadre de la présente recherche, les sous-divisions d'environnements arides chauds ne changent pas le type de dynamiques présentes dans l'environnement, donc le modèle devrait être capable de représenter l'ensemble des environnements arides simplement en changeant la configuration de départ de la grille, mais en utilisant le même algorithme. À partir de maintenant, le terme d'environnement aride sera donc utilisé pour référer à la grande famille des environnements arides chauds par soucis de concision.

Le manque d'humidité, caractérisant les environnements arides, est aussi la raison pour laquelle ces environnements sont particulièrement vulnérables. Les environnements arides étant déjà dans une position d'équilibre assez précaire en ce qui concerne leur accessibilité à l'eau, une perturbation mineure peut avoir des répercussions importantes sur l'environnement. Les changements climatiques promettant d'apporter des changements significatifs au niveau des régimes de précipitation et de la répartition des espèces végétales qui perturberont plusieurs écosystèmes incluant les environnements arides (Houghton, 2011). Le risque de dégradation des environnements arides ne provient pas seulement de l'action des changements climatiques, mais vient aussi d'une problématique liée à la mauvaise gestion des ressources du territoire par les populations humaines. La dégradation de la terre dans les environnements arides est nommée désertification, tel que défini par les Nations Unies en 1994 (United Nations General Assembly, 1994). La désertification n'est pas contrainte à la situation actuelle, tout comme elle n'est pas contrainte à une forme de dégradation naturelle ou anthropique. En fait, les grands déserts que nous connaissons actuellement, comme par exemple le Sahara, ont possiblement connus un état de végétalisation (Solé, 2007). Suite à des changements majeurs de climats dans ces régions, la végétation s'est dégradée et a laissé place aux environnements désertiques tels qu'ils sont aujourd'hui (Solé, 2007). Ces changements se sont passés il y a des milliers d'années et ont eu lieu à cause des variations naturelles des climats. Ces changements ont demandé une certaine adaptation de la part des organismes vivants qui étaient présents à l'époque (Solé, 2007). Le problème avec le phénomène de désertification que l'on observe aujourd'hui est que la dégradation des terres arides se produit à la suite d'une mauvaise gestion du territoire de la part de l'homme ou par des événements climatiques extrêmes qui sont en partie aussi une répercussion des actions humaines.

Non seulement, l'humanité est-elle en partie une des sources de désertification, mais elle subit aussi les répercussions des conséquences de la désertification. Les environnements arides représentent un peu plus de 40 % de la surface terrestre et plus du cinquième de la population mondiale les habitent (Houghton, 2011; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La figure 1.1 illustre bien la répartition des différentes régions arides dans le monde et les installations humaines qui y sont établies. Les deux tiers des environnements arides sont concentrés en Afrique et en Asie où les populations ne sont pas toujours en mesure de faire face aux problématiques amenées par la dégradation de leur environnement (Houghton, 2011; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les enjeux de la désertification ne sont donc pas seulement environnementaux, mais aussi humains. La modélisation des environnements arides permettrait donc de mieux les comprendre et de prévoir une meilleure gestion de ceux-ci dans le futur.

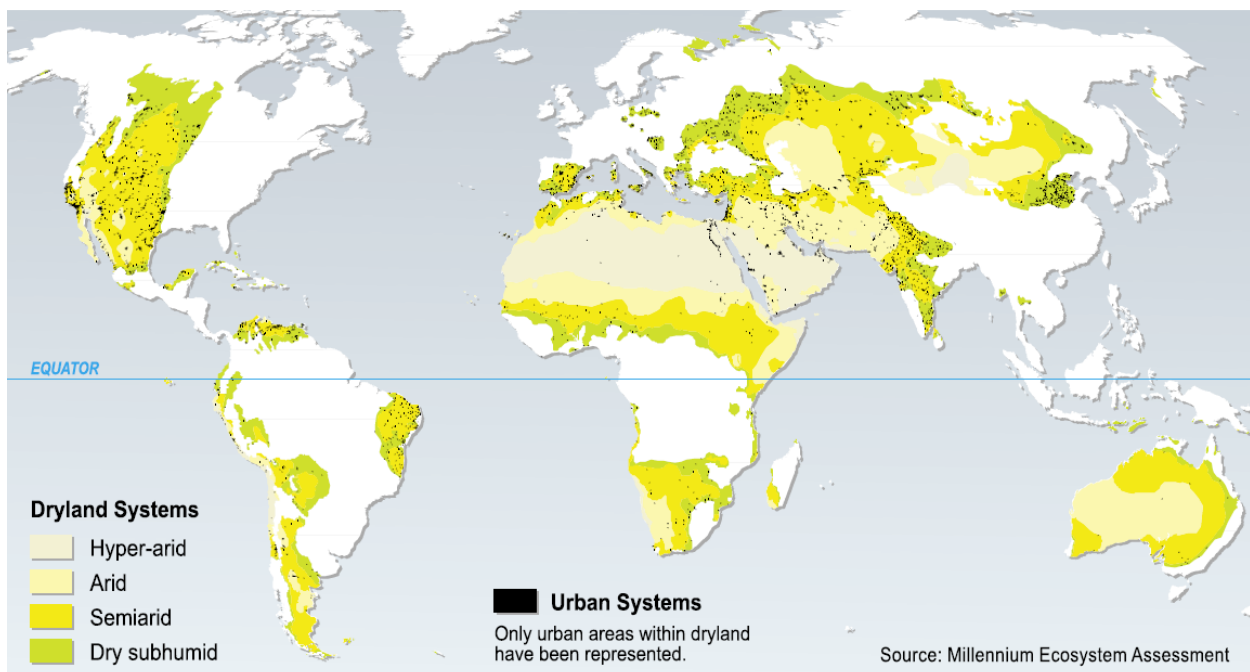


Figure 1.1. - Répartition des différents types d'environnements arides et les aires urbaines qu'elles abritent (Reproduction de la figure 7.1 de (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Finalement, il faut aussi comprendre que les interactions entre les environnements arides et les climats globaux ne sont pas unilatérales. Les environnements arides sont une des sources principales des aérosols atmosphériques et les aérosols à leurs tours influencent le climat

(Houghton, 2011; Randerson et al., 2009). La désertification des environnements arides entraîne une dégradation de la végétation notable, ce qui encourage la mise en suspension d'aérosols ayant une influence sur le climat par la suite. La perte du couvert végétal va aussi modifier la capacité de rétention d'eau et l'albédo du sol influençant le climat à leur tour (Bhattachan et al., 2014; D'Odorico et al., 2013). Il y a donc une rétroaction positive qui complexifie la relation entre l'atmosphère et les environnements arides. La désertification des environnements arides est non seulement préoccupante pour les habitants de ces mêmes environnements, mais aussi pour l'entièreté de la population planétaire.

La désertification des environnements arides demande une attention particulière à titre de grands défis modernes. Il est estimé que déjà 10 à 20 % des terres arides sont dégradées (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ce pourcentage ne risque que de grandir dans le contexte de changement climatique et de l'utilisation du sol actuel par les populations humaines dans ces régions. Les environnements arides font partie intégrante du système complexe qu'est la Terre, influençant en retour son atmosphère et les écosystèmes qui la constitue. Les populations humaines qui habitent et utilisent ces environnements arides sont elles aussi mises à risques par la dégradation des environnements arides. Une attention particulière doit donc être portée à l'avenir des environnements arides dans le but de limiter la dégradation entraînée par l'humain et de mieux prévoir les adaptations que les habitants de ces environnements auront à entreprendre dans le futur. La nature des environnements arides et leurs multiples interactions avec les nombreuses composantes du système planétaire demandent donc d'approcher la problématique avec une vision large de ces processus.

1.2.2 La complexité des environnements arides

Les environnements arides sont des systèmes en interactions constantes et de multiples façons avec leur environnement. Un système, peut être défini, de plusieurs façons différentes, mais une des définitions qui correspond le mieux à la recherche actuelle est celle qui émet que « un système est une entité constituant un tout complexe qui peut recevoir les réactions de son environnement » (Ryan, 2008). La sensibilité, des environnements arides aux changements climatiques, indique, que ceux-ci, remplissent bien le premier critère de définition des systèmes voulant que les systèmes doivent avoir une certaine interaction rétroactive avec leur environnement. La complexité interne des environnements arides est le second critère

d'identification des environnements en tant que système. La définition de la complexité des environnements arides mérite une attention particulière pour bien comprendre la nécessité d'utiliser la modélisation complexe pour la présente étude.

La complexité ne s'identifie pas nécessairement par une définition précise et stricte. Elle a plutôt, une liste de caractéristiques, qui permet de l'identifier comme tel. Ces caractéristiques sont l'hétérogénéité, la non-linéarité, le dynamisme, la rétroaction, l'auto-organisation ou l'émergence de comportement de la part des composantes du système (Batty et Torrens, 2005; Cilliers, 1998; Green et Sadedin, 2005; Manson et O'Sullivan, 2006; Werner, 1995). Un système n'a pas besoin de nécessairement comprendre toutes ces caractéristiques pour être considéré complexe, mais il doit en respecter minimalement une. Il est donc nécessaire d'énumérer les caractéristiques des systèmes complexes remplis par les environnements arides pour définir ces derniers comme des systèmes complexes.

Premièrement, les environnements arides sont des systèmes hétérogènes, si on les considère dans leur ensemble. Les environnements hyper-arides n'auront pas la même composition que les environnements sous-humides et même à l'intérieur d'un sous-type d'environnement aride donné la distribution et le type de végétaux, ou de sédiments, ne sera pas le même partout (Middleton et Thomas, 1997). Cette hétérogénéité dans l'espace ou dans la composition des systèmes empêchent l'application d'une règle généralisatrice à tous les éléments qui le composent.

Deuxièmement, l'évolution de tels systèmes n'est pas linéaire. Il peut être dit de la non-linéarité que c'est le fait de ne pas pouvoir prédire l'évolution d'un objet. Cependant, cela n'est pas totalement vrai. Il est vrai qu'un environnement aride n'a pas un avenir défini par une relation directe entre deux éléments afin de permettre de savoir avec précision comment l'environnement va réagir à un changement précis. Les réactions dépendent souvent de l'état précédant du système (Sengupta, 2006; Solé, 2007). Cependant, il est possible de connaître les réactions les plus probables, adopter et offrir un intervalle d'options possibles pour le futur. Le dynamisme constant des environnements arides provient d'une multitude de forces qui s'affrontent et tentent de diriger l'évolution d'un environnement aride. Elles sont rarement capables d'atteindre un état d'équilibre, ce qui force l'environnement dans un constant état d'adaptation où pour chaque tentative de retrouver l'équilibre le nombre d'état final du système augmente exponentiellement.

Troisièmement, les environnements arides vont agir en rétroaction à des éléments qui leur sont extérieurs comme discuté plus tôt, mais il y a des boucles de rétroactions à l'intérieur d'un tel système (Cilliers, 1998). Par exemple, pour n'en nommer que quelques-uns, le transport des sédiments va favoriser sa propre augmentation par l'action du bombardement de la surface par les particules, ou encore, la concentration de végétation élevée va renforcer l'établissement de végétation près de celle déjà établit (Solé, 2007).

Finalement, toutes ces interactions ne se produisent pas à la même échelle allant de l'échelle microscopique, pour les interactions entre sédiments, à l'échelle globale planétaire, pour les interactions entre le transport des sédiments à grande échelle et le climat. Les différentes échelles interagissent ensemble de plusieurs façons, ce qui fait transparaître les deux dernières caractéristiques des systèmes complexes, soit l'émergence et l'auto-organisation. L'auto-organisation est le processus par lequel les éléments les plus petits du système aride, comme une particule des sédiments, va être chaotique, s'ils sont regardés de façon individuelle, mais que l'interaction de plusieurs de ces éléments du système aride vont être source d'une organisation à plus grande échelle comme les serpentins des sédiments (Bak et al., 1988). L'émergence, quant à elle, est définie par la formation de motifs à grande échelle, tel l'organisation d'un champ de dunes, qui est dicté par le comportement d'un processus à plus petite échelle, comme le transport des sédiments (Batty et Torrens, 2005). Pour développer l'exemple d'auto-organisation et d'émergence donnée ci-dessus, le transport des sédiments est chaotique à l'échelle microscopique, mais leurs mouvements se coordonnent lorsqu'une quantité plus importante de sédiments se mobilisent créant des serpentins de sédiments. Les sédiments qui sont déplacés peuvent ensuite rencontrer un obstacle qui va entraîner leur déposition et peut-être la formation d'une dune, qui par son interaction avec d'autre dune à proximité va dicter l'organisation de son environnement.

La complexité des environnements arides, telle que décrite ci-haut, demande que l'on utilise un type particulier de modèle lorsque l'on veut observer les interactions entre plusieurs des composantes d'un environnement aride. Les modèles complexes sont bien adaptés à la représentation des environnements arides, puisqu'ils sont définis comme des modèles mathématiques qui décrivent un système complexe. Afin de bien décrire un système complexe, les modèles complexes se doivent d'offrir une certaine flexibilité, que les modèles mathématiques et physiques ne sont pas capables d'atteindre, en ce qui concerne l'évolution de leurs composantes.

La flexibilité des modèles complexes provient de leur utilisation de règles de décision et de leur focus à représenter les unités les plus simples d'un système (Torrens et Benenson, 2005). Ces règles de décision permettent de représenter certaines interactions qu'il serait autrement impossible de représenter à l'aide d'une équation mathématique comme les interactions non-linéaires et celles présentes entre des processus avec différentes échelles temporelles ou spatiales (Green et Sadedin, 2005). Le focus des modèles complexes sur la représentation des unités les plus simples d'un système, permet non seulement d'expliquer certains phénomènes observables à plus grande échelle dans ce système, mais offre aussi aux modèles un plus grand pouvoir d'adaptation (Grimm et Railsback, 2012; Stewart et al., 2014). Un modèle complexe est donc capable d'explorer plusieurs phénomènes affectant un même environnement, sans modifier les paramètres définissant les plus simples unités de cet environnement, mais simplement en modifiant le contexte de leurs interactions. Les phénomènes observables dans les modèles arides sont donc formés de façon organique et peuvent présenter des réponses inattendues de la part de leur environnement. Les modèles mathématiques présenteront des réponses de leur environnement tendant toujours vers celles qui sont connues et attendues par l'auteur du modèle (Stewart et al., 2014). Alors que la rigidité des modèles mathématiques favorise leur capacité de prédiction, la flexibilité des modèles complexes leur permet de mieux expliquer les phénomènes qu'ils représentent et en font de très bons outils pour faire l'étude des états de stabilité d'un système.

La complexité et le nombre d'interaction existant entre la végétation, la pluie, le transport des sédiments et l'herbivorie en milieu aride rend leur futur difficile à prédire. Il subsiste donc encore une grande incertitude quant à l'impact que les changements climatiques auront sur les environnements arides et comment l'utilisation humaine de ces environnements, en tant que pâturage par exemple, peut modifier leur état. Afin de pouvoir améliorer les plans de gestions des environnements arides, il est donc nécessaire d'accroître nos connaissances des dynamiques qui les définissent. Pour ce faire, les modèles complexes sont particulièrement intéressants, puisqu'ils permettent d'établir les connaissances fondamentales acquises à propos des dynamiques comme le transport des sédiments, pour faire l'exploration de scénarios futurs des environnements arides. Bien qu'il existe déjà un bon nombre de modèle explorant l'effet de la pluie et de la végétation sur le transport des sédiments en milieu aride, très peu de modèles complexes ont intégrés l'impact de l'herbivorie à ces trois composantes. Il existe néanmoins un intérêt pour une représentation plus complexe de l'herbivorie, puisque l'une des utilisations principales des espaces arides est le

pâturage. Une meilleure compréhension du rôle que joue l'herbivorie dans les systèmes arides et la capacité d'explorer plusieurs scénarios futures aiderait certainement à faire une meilleure gestion des environnements arides.

1.3 QUESTION DE RECHERCHE

L'objectif de la présente recherche est donc de représenter l'effet de l'herbivorie dans les environnements arides à l'aide de la modélisation complexe. Cet objectif est formulé en la question suivante afin de guider le projet de recherche : Est-il possible de modéliser l'effet de l'herbivorie sur le développement des environnements arides à l'aide d'un modèle basé sur l'agent et comment ce type de modèle améliorerait-il la représentation apportée par les modèles déjà présents ?

Pour répondre à la question de recherche proposée, les trois objectifs suivants ont été établis:

1.3.1 Objectif 1

Développer un modèle basé sur l'agent représentatif des comportements des herbivores dans les environnements arides et de leur impact sur leur environnement. Ce qui implique que le modèle devra définir des règles de prise de décisions, définissant le déplacement des herbivores, qui se baseront sur le relief et la distribution de la végétation dans l'environnement. Aussi l'impact des déplacements des herbivores sur l'environnement devra être représenté sur la distribution et les caractéristiques de la végétation.

1.3.2 Objectif 2

Tester la sensibilité du modèle à la modification de ces paramètres d'entrée (e.g. échelle spatiale et temporelle, vitesse de vents, régime de précipitation, etc.) Cela implique de tester le comportement du modèle ViSTA, dans son état original et à la suite de l'addition du nouveau module (ViSTA_GrAM), en réponse à différents états de son environnement. Les différents paramètres environnementaux testés devront être extrêmes et réalistes pour être capable de déterminer les limites d'applications du modèle et la sensibilité du modèle aux variations de ces paramètres d'entrée.

1.3.3 Objectif 3

Comparer les différentes simulations retournées par le modèle ViSTA_GrAM avec d'autres publications de modèles et les connaissances théoriques actuelles. Cela permettra de déterminer

l'impact du module sur les simulations et de déterminer si l'ajout du module est bénéfique à l'application du modèle ViSTA_M17 dans un contexte de gestion de territoire et de changement climatique.

Afin de répondre aux objectifs établis ci-dessus, il est admis comme hypothèse, que l'agrégation des comportements individuels des herbivores dans l'espace et le temps, résulte en une organisation de l'impact que les herbivores ont sur le paysage. La représentation des comportements individuels des herbivores permettra donc de mieux représenter et permettre de comprendre comment l'organisation des environnements arides est influencée par les herbivores.

Chapitre 2 REVUE DE LITTÉRATURE

L'étude des environnements arides est souvent centralisée autour de l'explication du transport des sédiments et des formes de paysages formées par le transport des sédiments. Le transport des sédiments sous forme de poussière, représente l'une des principales interactions entre les environnements arides et le climat planétaire, mais est aussi l'un des processus fondamentaux caractérisant les environnements arides. Le transport des sédiments interagit avec plusieurs autres composantes des environnements arides qui limitent la quantité de transport des sédiments pouvant être produit ou qui sont eux-mêmes modelés par le transport des sédiments. Une étude intégrative des environnements arides doit prendre en compte les dynamiques de transport des sédiments, les dynamiques de croissance végétale, la météorologie et les perturbations anthropiques qui interagissent pour produire les paysages que l'on observe dans la nature. Une telle intégration, des processus caractérisant les environnements arides, n'a été possible qu'à la suite du développement des techniques de modélisation. Étant donné que chaque modèle est développé pour répondre à un certain objectif le plus efficacement possible, chacun des modèles a ses limites et paramètres d'applications. Afin de pouvoir améliorer et développer un modèle, il est important de comprendre la recherche théorique qui a été faite sur le sujet, mais aussi de connaître les différentes techniques de modélisation pouvant être utilisées et leurs conditions d'application. Une révision de la littérature est nécessaire dans le but d'appréhender l'état actuel des connaissances sur les environnements arides et permettre d'identifier les limites de la modélisation de ces mêmes environnements.

La revue sera divisée en deux grandes catégories, soit la revue des dynamiques de paysages en lien avec les modifications apportées au modèle ViSTA_GrAM, puis une revue des techniques de modélisation permettant d'étudier ces dynamiques de paysages. Pour chaque catégorie, il sera question de présenter les principaux travaux qui ont été effectués sur le sujet et expliquer comment ces travaux ont influencé l'étude des environnements arides et le transport des sédiments. Une discussion de la performance des modèles et de leur applicabilité conclura la revue de littérature.

2.1 DYNAMIQUES DES PAYSAGES ARIDES

La non-linéarité des environnements arides est principalement dû au fait que les environnements arides répondent au principe d'hystérésis (Scheffer et al., 2001). L'hystérésis peut être défini comme le phénomène dictant que l'état final d'un système dépend de l'état passé du même système (Scheffer et al., 2001). Cette définition est très générale, mais signifie essentiellement que l'évolution d'un tel système n'est pas linéaire et qu'elle dépend des interactions entre les différentes composantes du système. Une des caractéristiques, du principe d'hystérésis, qui est particulièrement inquiétante en ce qui concerne les environnements arides, est le fait que les changements qui sont apportés au système, sont souvent abruptes et difficilement réversibles, parce qu'ils sont amenés par une boucle de rétroaction positive entre plusieurs composantes du paysage (Scheffer et al., 2001). Par exemple, dans une région aride, la perte de couvert végétal va augmenter la disponibilité des sédiments au transport et donc la quantité moyenne de transport dans la région (Bailey, 2011; Bhattachan et al., 2014). En ayant plus de transport des sédiments, la végétation aura plus de difficulté à se développer, menant à une perte plus grande de la couverture végétale. Ce type d'enchaînement de changement dans l'environnement peut rapidement mener à une dégradation sévère et irréversible du paysage. Comme le transport des sédiments rend plus difficile la croissance végétale, pour être capable de revégétaliser le paysage dégradé, il faudra plus d'énergie de la part des plantes en comparaison à leur croissance dans un paysage déjà végétalisé (Bailey, 2011; Bhattachan et al., 2014). L'évolution du paysage au cours de la dégradation de la végétation ne sera donc pas la même que lors de la revégétalisation du paysage, ce qui est un symptôme caractéristique du principe d'hystérésis. Il faut connaître l'état initial du milieu pour pouvoir connaître comment un changement donné l'affectera.

Dans le cadre de l'étude du transport des sédiments, la morphologie d'un paysage, est discutée en termes d'éléments de rugosité. Que ce soit une dune, une roche ou simplement la taille

des sédiments à la surface du sol, il faut caractériser comment un obstacle peut perturber l'écoulement de l'air et limiter la capacité de transport du fluide derrière l'obstacle. Il existe deux types de rugosité pour une surface, la rugosité aérodynamique (z_0) (Bagnold, 1941) et la rugosité d'éléments non-érodables (Wolfe et Nickling, 1993). La hauteur de rugosité aérodynamique est en lien avec la taille des sédiments qui forment la surface d'écoulement et la forme de la surface (par exemple, présence d'ondulation ou pas) (Bagnold, 1941). Ce type de rugosité est surtout intéressant dans le cadre de l'étude de la quantité des sédiments transportés par le vent, mais ne représente que peu d'intérêt dans l'étude des formes de paysage. Les éléments de rugosité aérodynamique étant vu comme une caractéristique uniforme de la surface d'écoulement, ils représentent donc un environnement plat et régulier (Wolfe et Nickling, 1993). À l'inverse, les éléments de rugosité non-érodables sont des formes de relief comme les roches, la végétation ou les dunes qui sont vus comme des perturbations de la surface d'écoulement plane, qui amènent une hétérogénéité de l'action du vent sur la surface (Gillies et al., 2000; King et al., 2005; Wiggs et al., 1994, 1996). L'hétérogénéité des éléments de rugosité non-érodables rend impossible leur représentation à partir d'une simple valeur de z_0 contrairement aux éléments de rugosité, aérodynamiques (King et al., 2005; Wolfe et Nickling, 1993). Les éléments de rugosité non-érodables doivent être représentés par une hauteur, mais aussi, selon leur forme, leur organisation et leur densité (King et al., 2005). Par exemple, une densité très élevée des éléments de rugosité peut simplement reproduire une nouvelle surface d'écoulement protégeant les sédiments sous-jacents (Wolfe et Nickling, 1993). Alors qu'une densité faible limitera considérablement l'effet des éléments de rugosité et affectera seulement des parties isolées de l'environnement, même si les éléments de rugosité sont très élevés (Okin, 2008; Wolfe et Nickling, 1993). Il est même possible avec une densité d'éléments de rugosité particulièrement élevée, qu'une nouvelle surface d'écoulement est formée au-dessus de la surface d'écoulement naturelle du milieu. Dans cette situation, les sédiments se trouvant près des éléments de rugosité sont protégés du vent et ne peuvent pas être déplacés, c'est ce que l'on appelle un flux d'écroulement (Wolfe et Nickling, 1993). Une correction est alors appliquée à la hauteur de rugosité sous la forme d'une hauteur de déplacement (d_0) pour représenter l'élévation de la surface d'écoulement apportée par les éléments de rugosité (Jackson, 1981; Thom, 1971). Une densité de rugosité élevée n'est pas la seule façon d'offrir une protection complète du vent aux sédiments. Un élément de rugosité particulièrement grand, tel une grosse roche ou une dune pourrait perturber l'écoulement de l'air de façon suffisante pour créer un vide sur sa face opposée à l'écoulement et

empêcher le transport des sédiments. De façon simpliste, il est possible de définir la rugosité d'un environnement comme un indice de densité de rugosité (λ) (Blanco-Canqui et Lal, 2010; Gillette et Stockton, 1989) (Équation 1).

$$\lambda = nbh/s \quad (\text{Équation 1})$$

Où n est le nombre d'éléments de rugosité, b est la largeur des éléments de rugosité (m), h est la hauteur des éléments de rugosité (m) et s est l'aire d'étude (m^2) (Lee et Soliman, 1977). Cette façon d'aborder les éléments de rugosité, considère tous les éléments de rugosité comme étant d'une même nature et prend pour acquis, que tous les éléments de rugosité ont la même dimension. L'équation 1, n'est évidemment pas applicable sur le terrain, puisqu'elle ne prend pas en compte les formes multiples et complexes que peuvent adopter les éléments de rugosité, mais aussi la différence de porosité de ceux-ci. Par exemple, une plante n'aura pas le même impact qu'une roche sur l'écoulement du vent, même si les deux ont la même hauteur et la même largeur. L'équation 1, permet simplement d'établir la base du principe, selon lequel l'impact de la rugosité dans un environnement est un ratio entre la surface produite par les éléments de rugosité sur l'aire totale d'étude (Wiggs, 2011).

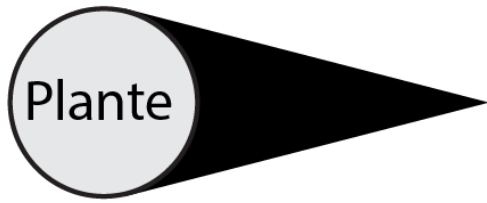
En plus de la spatialité des éléments de rugosité, il est aussi très important de considérer leurs caractéristiques individuelles et leur nature. Simplement en connaissant la nature des éléments de rugosité, il est possible d'avoir une vague idée de l'impact qu'ils vont avoir sur l'environnement et leur distribution dans l'espace. Les roches vont majoritairement former un pavé qui va protéger les sédiments ou former un bon nucléide pour les dunes si leur répartition est plus aléatoire. Les dunes sont plus complexes à modéliser, puisqu'elles sont parties intégrante des dynamiques de transport des sédiments. Il est possible de les traiter de façon semblable à une roche de la même forme en ce qui concerne leur apport à la rugosité du paysage, puisque leurs dynamiques se produisent sur une échelle temporelle, nettement plus longue que le transport de particules sédimentaires. La végétation est certainement le type de rugosité la plus complexe et une des plus importantes en ce qui concerne la production de forme de paysage. Alors que les roches et les dunes sont principalement caractérisées par leur forme, l'influence des végétaux sur l'écoulement de l'air, est déterminée par leurs tailles, la porosité de leur canopée, la hauteur de leur tronc et leur habilité à plier sous la force du vent (Gillies et al., 2000, 2002; King et al., 2005; Leenders et al., 2007, 2011). Il n'est pas toujours évident de représenter ces caractéristiques dans les modèles, mais il

existe principalement deux façons de représenter le partitionnement de la force du vent par les éléments de rugosité non-érodables. L'approche de Raupach, Gillette et Leys (1993) est la plus complexe en demandant comme paramètre d'entrée un ratio entre l'aire latérale et la base de l'objet (σ), un rapport (β) des coefficients de traînée d'un élément de rugosité sur celui de la surface (C_R/C_S) et un indicateur de la variation temporelle et spatiale du stress apporté par le vent sur la surface (m) (Équation 2). Il représente une version améliorée du modèle de Raupach (1992), qui détermine simplement un ratio (SSR) entre le seuil d'érosion sans aucun élément de rugosité (u_{*ts} , $m s^{-1}$) et le seuil d'érosion en présence d'élément de rugosité (u_{*tR} , $m s^{-1}$) sans considérer σ ou inclure l'indicateur m dans l'équation.

$$SSR = \frac{u_{*ts}}{u_{*tR}} = \left(\frac{\tau'_S}{\tau} \right)^{1/2} = \left(\frac{1}{(1-m\sigma\lambda)(1+m\beta\lambda)} \right)^{1/2} \quad (\text{Équation 2})$$

Le modèle Raupach (1993) considère les éléments de rugosité comme étant solide et non poreux, de façon à considérer la diminution de stress sur la surface derrière l'obstacle de façon uniforme. Bien que ces assumptions ne correspondent pas à la réalité, plusieurs études indiquent que le modèle Raupach (1993) permet tout de même de bien reproduire les données de terrains et d'expérimentation en soufflerie (Gillette et al., 2006; Gillies et al., 2000; King et al., 2005; Wiggs, 2011). Une autre façon de représenter le partitionnement du stress du vent sur la surface est celle présentée par le modèle de Marticorena et Bergametti (1995). Bien que le modèle original soit pensé pour modéliser le transport de poussière, le raisonnement utilisé par ce modèle a inspiré un modèle plus récent dans l'étude de la relation entre le transport des sédiments et la végétation (Okin, 2008). Le modèle Okin (2008) inverse la logique de Raupach (1993) en partitionnant le stress à la surface du vent en fonction du ratio (u_{*R}/u_{*S}) du stress en présence d'éléments de rugosité (u_{*R} , $m s^{-1}$) sur le stress en l'absence d'éléments de rugosité (u_{*S} , $m s^{-1}$). Le modèle d'Okin (2008) considère aussi les éléments de rugosité comme étant poreux ce qui change la façon de définir les éléments de rugosité et leur « ombre » sur la surface. La force du vent, derrière les éléments de rugosité, est influencée sous forme d'un corridor rectangulaire où la force du vent est grandement diminuée près de la rugosité et reprend graduellement de la force en s'éloignant de la rugosité (Okin, 2008) (Figure 2.1). Ce traitement de l'action des éléments de rugosité sur la force du vent est plus réaliste que l'approche de Raupach (1993), qui considère une zone d'ombre triangulaire où la force du vent est nulle, autant pour le traitement des objets poreux que pour les objets opaques (Okin, 2008).

Raupach (1992 & 1993)



Okin (2008)



Figure 2.1. - Comparaison du traitement des zones « d'ombre » des éléments de rugosité entre les modèles de Raupach et al. (1993) et Okin (2008). Les zones les plus foncées présentes une force de vent moindre que les zones pâles. (Inspiré de la figure 5 de Okin, 2008).

Pour représenter la végétation, les premiers modèles de partition des vents utilisent l'aire frontale pour représenter la surface des végétaux qui font face au vent et calculé le coefficient de traînée de cet élément (Gillies et al., 2002; Marticorena et Bergametti, 1995; Raupach, 1994). L'aire frontale est certainement efficace pour représenter la taille des végétaux et la porosité de son feuillage, même que si l'on recalcule l'index d'aire frontale (IFA) pour chaque incrément de vitesse de vent appliquée sur les végétaux, il est même possible de représenter l'habilité des végétaux à plier sous l'effet de la force du vent (Gillies et al., 2002). Cependant, il est difficile de calculer cette aire frontale sur le terrain et elle ne prend pas en compte la distribution des éléments de rugosité dans l'espace (Okin, 2008). C'est pourquoi le modèle de Okin (2008) utilise plutôt la taille des espaces entre les éléments de rugosité comme variable principale dans son calcul du partitionnement de la force du vent. Le ratio de stress à la surface (SSR) est calculé à l'aide de l'équation 3,

$$SSR = \int_0^{\infty} \left(\frac{u^*_{s}}{u^*_{R}} \right) P_{d(x/h)} d_{(x/h)} \quad (\text{Équation 3})$$

où P_d représente la possibilité d'un point d'être à une certaine distance, x (m), d'une plante de hauteur, h (m), contre le vent. Le ratio de (u^*_{s}/u^*_{R}) représente la zone « d'ombre » des éléments de rugosité à partir d'une courbe exponentielle (Équation 4),

$$\left(\frac{u^*_{s}}{u^*_{R}} \right) = \left(\frac{u^*_{s}}{u^*_{R}} \right)_{x=0} + \left[1 - \left(\frac{u^*_{s}}{u^*_{R}} \right)_{x=0} \right] \left[1 + e^{\left(\frac{-xc_1}{h} \right)} \right] \quad (\text{Équation 4})$$

Où c_1 , est une constante représentant à quelle vitesse en termes de hauteur de plante, h (m), la force du vent sur la surface se rétablit derrière l'élément de rugosité. Le modèle de Okin (2008)

a été testé dans plusieurs environnements différents, pendant de longues périodes et est reconnue comme étant l'un des plus polyvalents existant (Li et al., 2013). La simplicité des paramètres d'entrée demandés par le modèle d'Okin (2008) aide considérablement son application à de grandes surfaces (Wiggs, 2011). Bien que le modèle ne considère pas la couverture de végétation comme étant homogène sur le territoire, le flux des sédiments, calculé par le modèle est une représentation globale du territoire d'étude (Mayaud et al., 2017a; Okin, 2008). Ce modèle ne peut donc pas prendre en compte la formation de forme de paysage à partir des interactions entre les sédiments transportés et les éléments de rugosité. Aussi, le modèle de Okin (2008) ne considère pas toute la partie sous-terraine des végétaux et la forme des végétaux qui peuvent avoir une influence sur l'action du vent sur la surface. Par exemple, il a été démontré que les arbres qui ont une canopée qui ne protège pas le sol du vent, peuvent provoquer une érosion accrue du sol en comparaison à un arbuste dont le feuillage protège les sédiments à sa base (Leenders et al., 2007). Aussi, le modèle de Okin (2008) est statique dans sa représentation de l'espace. Il doit recevoir en entrée les informations sur la distribution de la végétation, mais ne peut pas laisser la végétation développer sa propre organisation en réponse au transport des sédiments. Cela indique donc, que bien qu'étant plus polyvalent que les modèles comme celui de Raupach (1993), le modèle d'Okin (2008) n'est pas plus adapté à la représentation dynamique des formes de paysages à l'échelle des végétaux.

La modélisation du transport des sédiments doit aussi prendre en considération l'humidité du sol (Fécan et al., 1999; Hausteine et al., 2015; Ishizuka et al., 2008; McKenna-Neuman et Nickling, 1989). L'humidité de la surface augmente la force capillaire entre les sédiments, augmentant la cohésion de la surface et rendant plus difficile le détachement de particules solitaires (McKenna-Neuman et Nickling, 1989). La force de vent nécessaire à la production d'un potentiel transport des sédiments, est augmentée par l'humidité du sol (Davidson-Arnott et al., 2005, 2008; Fécan et al., 1999). Une simple augmentation du seuil de transport ne permet toutefois pas de représenter l'influence de l'humidité sur le transport des sédiments (Davidson-Arnott et al., 2005, 2008). Pour calculer, l'influence d'une variation de l'humidité sur le flux des sédiments à un endroit donné, il faut prendre en compte la texture de la surface, la profondeur de la nappe phréatique et l'exposition de la surface au vent (Davidson-Arnott et al., 2008; Fécan et al., 1999; Reynolds et al., 2007).

La texture de la surface est importante afin de déterminer le pourcentage d'humidité minimum requis pour affecter le seuil et donc déterminer l'efficacité de l'humidité à influencer le transport (Fécan et al., 1999). Plus les particules sont fines, plus le pourcentage d'humidité du sol doit être important avant d'avoir un impact sur le seuil de transport (Fécan et al., 1999). Par exemple, Fécan et al. (1999) ont déterminés qu'une surface de sable est influencée par la concentration d'humidité du moment qu'elle est supérieure à 0 %, alors qu'une surface d'argile n'observe pas de changement du seuil de transport sous une concentration d'humidité inférieure à environ 12 %. L'influence de l'humidité sur le seuil de transport est déterminé par un ratio entre le seuil de transport d'une surface lorsque mouillée et celui d'une surface lorsque sèche (Fécan et al., 1999). La relation entre le pourcentage d'humidité du sol et le ratio des seuils de transport est inversement proportionnel à la racine carrée de la tension capillaire inter-particules (Fécan et al., 1999; McKenna-Neuman et Nickling, 1989).

L'humidité de la surface est variable non seulement en fonction de la texture de la surface, mais aussi en fonction de l'exposition de la surface au vent (Davidson-Arnott et al., 2005, 2008). La concentration d'humidité est dynamique dans le temps (Davidson-Arnott et al., 2005). Elle est à son maximum suite à un événement de précipitation, mais diminue progressivement au fil du temps entre chaque épisode de précipitation (Davidson-Arnott et al., 2005). Ce phénomène peut créer une intermittence, du transport des sédiments, plus importante que la normale si l'humidité de la surface est suffisante pour empêcher le transport des sédiments (Davidson-Arnott et al., 2005, 2008). Dans ce type de situation, le transport est retenu jusqu'à ce que l'humidité de la surface soit diminuée par l'action de séchage du vent et que le seuil de transport s'abaissent sous la vitesse du vent (Davidson-Arnott et al., 2005). Une fois, les sédiments secs sont déplacés de la surface, ce sont les sédiments humides sous-jacents qui forme une nouvelle surface et qui peuvent de nouveau retarder le transport si le niveau d'humidité est suffisamment élevé (Wiggs, 2011). L'humidité, va donc influencer le transport de façon dynamique en fonction de la force des vents et non de façon statique comme certains éléments de rugosité non-érodable (Wiggs et al., 2004).

Il est aussi possible d'observer une variation spatiale de l'effet de l'humidité sur le transport. Tout d'abord, la surface n'est pas uniformément influencée par le vent, mais aussi les processus d'enclenchement du transport des sédiments peuvent varier le long d'un transect parallèlement à la direction du vent. Le transport des sédiments, est estimé plus élevé en aval du vent, jusqu'à un

point de saturation, à cause du bombardement de la surface par les sédiments amorçant un mouvement de saltation en amont sur une surface sèche (Chepil et Milne, 1939). Une surface humide offre une réponse différente à ce phénomène d'entraînement de la saltation des particules en fonction de sa concentration en humidité (Davidson-Arnott et al., 2005). Une surface hautement humide et non compacte peut totalement stopper le transport des sédiments en absorbant l'élan des particules qui retombent, alors qu'une surface humide et compacte laissera les particules en saltation rebondir en absorbant que très peu de l'élan des particules (Davidson-Arnott et al., 2005). Dans le cas où le niveau d'humidité de la surface n'est pas suffisant pour avoir une influence sur le seuil de transport, l'entraînement des sédiments par saltation est alors le même que pour une surface sèche. Ce dynamisme de la réponse de la surface et des sédiments à un changement de leur humidité résulte donc en une importante variation spatiale et temporelle du seuil de transport des milieux (Davidson-Arnott et al., 2005, 2008; Davidson-Arnott et Bauer, 2009).

Dans certains cas, la fluctuation d'humidité de la surface va amener la formation d'une croûte dense à la surface du sol restreignant la liberté des sédiments qu'elle recouvre (Haustein et al., 2015; Ishizuka et al., 2008; Rice et al., 1996). Les croûtes des sédiments, sont ainsi formées par la variation du niveau de la nappe phréatique entre une hauteur permettant l'évapotranspiration de l'eau à travers la surface et un niveau ne permettant pas l'évapotranspiration (Reynolds et al., 2007). Lorsque la nappe phréatique est suffisamment élevée pour permettre l'évaporation de l'eau à partir de la surface, il est possible d'observer la formation d'un dépôt de minéraux à la surface plus poreuse (Reynolds et al., 2007). En diminuant, la quantité d'eau évaporée par le retrait de la nappe phréatique en profondeur, il est possible d'observer une cimentation et compaction des minéraux et des sédiments en surface pour créer une croûte rigide (Reynolds et al., 2007).

Dans un environnement où la hauteur de la nappe phréatique est souvent variable on observe un haut niveau de dynamisme du taux de transport des sédiments en fonction de la distribution d'une croûte à la surface (Reynolds et al., 2007; Rice et al., 1996). Rice et al. (1996, 1997) ont établi que le transport des sédiments en présence de croûte solide à la surface du sol était amorcé à la suite du démantèlement de la croûte par l'impact des sédiments en saltation. La capacité de transport des environnements ayant une croûte en surface est donc fonction de la relation entre la solidité de la croûte et la force d'impact des sédiments en saltation (Rice et al., 1996, 1997). La force d'impact des sédiments sur la croûte augmente avec la taille des sédiments présents, la force

du vent et la présence des sédiments libres en amont de la croûte. La résistance de la croûte quant à elle est proportionnelle à la salinité et au taux d'évaporation du sol, mais est inversement proportionnelle à la taille des sédiments (Rice et al., 1996, 1997).

Un tel nombre de variables influençant l'impact de la croûte sur le transport des sédiments, entraîne une grande hétérogénéité du seuil de transport dans l'espace et dans le temps et rend difficile de le définir par une seule valeur. Davidson-Arnott et Bauer (2009) ont déjà souligné les limites de l'estimation d'une valeur unique du seuil de transport pour caractériser l'humidité d'une surface et ont proposés d'utiliser une gamme de valeurs possibles pour le seuil de transport plutôt. Le même problème survient avec l'étude des surfaces ayant une croûte et il est important de considérer cette variation de la valeur du seuil de transport dans l'étude du transport des sédiments au-dessus de ces surfaces.

L'herbivorie en environnement aride est un perturbateur de la couverture végétale et de la surface des sédiments. Une augmentation de l'intensité de l'herbivorie est généralement associée à une augmentation du transport des sédiments (Barbier et al., 2006; Middleton, 2011; Nash et al., 2004). Les herbivores réduisent la couverture végétale des environnements arides en se nourrissant des plantes présentes dans ces environnements. La présence d'herbivores peut aussi réduire l'efficacité d'une croûte solide à contenir le transport des sédiments en brisant cette croûte par piétinement. La présence d'herbivorie dans les environnements arides agit donc à titre de catalyseur pour le transport des sédiments favorisant un transport des sédiments plus rapide ou plus important (HilleRisLambers et al., 2001). L'impact de l'herbivorie dans les environnements arides est donc souvent interdépendant de l'impact de d'autres composantes environnementales, comme la quantité de pluie reçue ou la composition du sol (Aubault et al., 2015; Dreber et Esler, 2011; HilleRisLambers et al., 2001; Rietkerk et al., 1997). Il est souvent difficile de prédire la réponse qu'un environnement aura face à une présence d'herbivores dû à la complexité de leurs interactions avec leur environnement et de leur comportement.

Les interactions entre les herbivores et leur environnement sont non-linéaire et appliquent une pression sur les environnements arides qui peuvent entraîner des changements de leur état. Le niveau de pression qui doit être appliqué, afin de produire un changement de l'état de l'environnement, est difficile à définir cependant et n'a pas de valeur précise. Plusieurs études ont été menées afin de définir le niveau critique d'herbivorie amenant à un changement d'état, (Aubault

et al., 2015; Bhattachan et al., 2014; HilleRisLambers et al., 2001; Jeltsch et al., 1997b; Leriche et al., 2001; Rietkerk et al., 1997; Wang et al., 2012; Weber et Jeltsch, 1997). Le niveau critique d'herbivorie qu'un environnement aride peut supporter dépend non seulement de la gestion spatiale et temporelle de l'activité herbivore dans cet environnement, mais dépend aussi de la disponibilité de l'eau, la distribution de la végétation et les propriétés du sol (Aubault et al., 2015; Bhattachan et al., 2014; HilleRisLambers et al., 2001). Une variation importante de la quantité d'eau disponible tend à rendre les environnements arides plus vulnérable à l'impact de l'herbivorie, par exemple. (Aubault et al., 2015; Bhattachan et al., 2014; D'Odorico et al., 2013; HilleRisLambers et al., 2001). La possibilité qu'il y ait une fréquence plus importante de sécheresse, dans le futur, dans le contexte de changements climatiques, est donc particulièrement inquiétant pour les gestionnaires de pâturages. Une fréquence accrue des sécheresses en environnements arides limite la capacité de récupération de la végétation suite à une perte de biomasses dû à l'herbivorie (Bhattachan et al., 2014; D'Odorico et al., 2013; HilleRisLambers et al., 2001).

Dû à la nature dynamique des environnements arides, une perte de biomasses dû à l'herbivorie peut enclencher une boucle de rétroaction menant à un changement de la couverture végétale à l'échelle du paysage. (Bhattachan et al., 2014; D'Odorico et al., 2013; Sasaki et al., 2018). Les principaux problèmes issus de la présence d'herbivores dans les environnements arides, comme l'envahissement de l'espace par des espèces d'arbustes et l'augmentation des taux de transport des sédiments, se renforcent mutuellement précipitant un changement d'organisation des environnements arides, parfois irréversible. (Aubault et al., 2015; Bhattachan et al., 2014; D'Odorico et al., 2013; HilleRisLambers et al., 2001; Rietkerk et al., 1997). Une bonne gestion de l'herbivorie en milieu d'environnement arides se doit d'être flexible et de répondre aux variations de stabilité de l'environnement (Aubault et al., 2015). Une compréhension intégrative des dynamiques d'herbivorie, de croissance végétale et de transport des sédiments est donc particulièrement avantageuse, pour permettre une meilleure gestion des environnements arides.

L'étude de l'impact de l'herbivorie en environnement aride est complexe, non seulement dû à la nature dynamique de ces conséquences, mais aussi dû à la nature des comportements herbivores. En effet, les comportements herbivores sont dictés par certaines préférences et habitudes et peuvent difficilement être définis par des équations mathématiques. L'impact des herbivores sur leur environnement peut être représenté stochastiquement et de façon homogène ou

de façon hétérogène et complexe. Toutefois, l'approche stochastique et homogène de la représentation des comportements herbivores est simpliste, puisque les herbivores ajustent leur comportement en fonction de la présence d'autres herbivores et de l'état de leur environnement (Marion et al., 2005; Sharpe et Kenny, 2019; Weber et al., 1998). Les caractéristiques des herbivores peuvent aussi changer au sein d'une même espèce. Par exemple, la masse corporelle, la diète journalière ou la distance effectuée par un animal dans une journée peut varier d'un animal à l'autre (Hart et al., 1993; Hodgson et al., 1991; Marion et al., 2005). Il existe tout de même certaines normes ayant été établit quant à la définition des caractéristiques des herbivores. Par exemple, une unité de bétail est généralement définie comme suit : un animal de 450 kg, voyageant environ 7 km par jour (Hodgson et Jamieson, 1981; McLean et al., 2014). Une telle généralisation des caractéristiques des herbivores permet de simplifier leur représentation dans un modèle tout en conservant l'habilité de représenter la complexité de leurs interactions avec leur environnement.

De façon semblable, il est possible de généraliser certaines préférences, en lien avec la hauteur de l'herbe mangée ou la topographie du terrain parcourus, de la part des herbivores dictant leur prise de décisions (Jeltsch et al., 1997b; Sharpe et Kenny, 2019). Il est reconnu que les préférences de pâturage peuvent varier grandement d'une espèce à l'autre, mais il y a tout de même certaines similitudes dans les préférences de pâturage du bétail. Pour une même teneur en nutriment, l'herbe la plus haute sera préférée, le bétail évite généralement les terrains trop dénivelés et va aussi se concentrer dans un rayon de 3 km d'un point d'eau (Jeltsch et al., 1997b; Kaufmann et al., 2013; Sharpe et Kenny, 2019). De telles règles ne permettent pas de représenter les préférences personnelles des herbivores (Sharpe et Kenny, 2019), mais permettent de définir les facteurs d'influence principaux de la prise de décision chez les herbivores. Ces règles de décisions des herbivores supportent donc une seconde partie aléatoire des comportements des herbivores et représentent le niveau d'organisation le plus bas observable à l'aide d'études de terrains. La modélisation complexe de l'herbivorie en milieu aride s'inspire de l'observation des comportements des herbivores sur le terrain pour créer une structure décisionnelle pertinente à la représentation des herbivores.

2.2 L'ÉVOLUTION DES MODÈLES D'ENVIRONNEMENTS ARIDES

La modélisation des environnements arides porte une grande importance à la représentation des processus de transport des sédiments. L'étude des processus définissant les environnements arides sous forme de modèles réductionnistes de transport des sédiments peut donc être vu comme la première forme de modélisation des environnements arides (voir Annexe I pour une description en profondeur des modèles physique de transport des sédiments). Les limites d'applications de ces modèles à des environnements non-linéaire et hétérogènes ont encouragé le développement de nouvelles techniques de représentation des environnements arides afin de les étudier. Vers la fin du 20^e siècle, le développement rapide de l'imagerie satellite (e.g. Landsat et MODIS), lors de la guerre froide, a apporté de nouvelles méthodes de prise de données et de suivi de l'évolution des paysages. La capacité de couvrir de grandes surfaces à des intervalles temporels réguliers a permis de faciliter l'étude des effets de changements climatiques sur les couverts végétaux et le transport des sédiments dans les environnements semi-arides et arides (Goldstein et Thompson, 2008). Plusieurs chercheurs comme Yuhas et Goetz (1994) ou Ares, Bertiller et Bisigato (2003) ont développé un intérêt pour l'utilisation des GIS et de l'imagerie satellite pour faire l'étude de l'évolution de la couverture végétale des environnements arides dans le contexte des changements climatiques. Sans être à proprement parler des modèles, les GIS et les imageries satellites font partie intégrante du processus de modélisation en fournissant les données nécessaires à la paramétrisation ou la vérification du modèle. En conclusion, les GIS et l'images satellites sont des outils particulièrement intéressant, voir même nécessaire à la modélisation aujourd'hui, mais ils doivent être jumelés et vérifiés à partir de données de terrain pour une meilleure pratique de modélisation.

La modélisation de phénomène complexe est une discipline assez récente. Les avancées technologiques permettant l'application des théories complexes concernant les interactions dans l'environnement ne sont pas apparues avant les années 1970 et l'intérêt pour leur application dans la modélisation des interactions entre la végétation et le transport des sédiments n'est apparu que dans les années 2000. Des modèles sur le transport des sédiments en lui-même avant cela, ainsi que des modèles qui ne sont pas considérés comme complexes, mais qui ont quand même inspirés le développement de modèles complexes. Le tableau 2.1 présente un tableau sommaire de l'évolution

des différents modèles simples ou complexes s'intéressant au transport des sédiments de façon générale. Les prochaines pages porteront sur la description des grandes catégories de modèles utilisés pour la modélisation du transport des sédiments et la présentation des exemples du tableau 2.1 pour chaque catégorie.

Tableau 2.1 - Résumé de l'annexe II, présentant les principaux modèles de transport de sédiment des sédiments dans les environnements arides

Nom du modèle	Contribution
Modèles mathématiques	
Ver de Werner (Werner et Gillespie, 1993)	Démonstration du principe d'émergence comme un mécanisme important des formes de paysages éoliens.
Rietkerk97 (Rietkerk et al., 1997)	Permet la caractérisation des changements drastiques de la végétation à la suite d'un manque en eau ou en nutriments.
Líma02 (Lima et al., 2002)	Simuler à partir de loi simple les lois spatiales d'un champ de dunes et les échanges de sable inter-dunes
Dúran08 (Dúran et al., 2008)	Permet une représentation simple des relations d'échelles et de distributions des dunes
Zhou16 (Zhou et al., 2016)	Permet de numériquement représenter l'évolution d'une dune dans sa phase de dégradation et correspond aux simulations dans des tunnels de vent
Modèles de la dynamique des fluides computationnelle	
Ortiz06 (Ortiz et Smolarkiewicz, 2006)	Permet de simuler plusieurs types d'écoulement et de transport des sédiments dans des géométries complexes sur une grande plage d'échelles
Pelletier09 (Pelletier, 2009)	Permet la modélisation précise et fiable d'environnement éolien à différentes échelles
Narteau09 (Narteau et al., 2009)	Permet une représentation plus complète des interactions entre le vent et le déplacement des sédiments / Permet une représentation plus détaillée des formes de paysages et de l'écoulement de l'air
ReSCALE (Rozier et Narteau, 2014)	Approche plus générale de la modélisation des paysages complexes, basée sur une approche statistique qui permet de ne pas forcer une définition des lois physiques régissant les dynamiques d'études

Modèles basés sur l'agent	
Marion05 (Marion et al., 2005)	Permet d'expliquer de façon spatialement explicite le comportement des herbivores en considérant les influences visuelles et olfactives de la prise de décision.
Dúran11 (Dúran et al., 2011)	Permet une représentation efficace des interactions entre les dunes, tout en reconnaissant que certains facteurs déterminant la distribution spatiale des dunes n'ont pas encore été pris en compte
Génois13 (Génois et al., 2013)	Permet une bonne représentation des interactions entre les dunes et des relations entre les tailles des dunes et leur distribution spatiale
ABMGG (Yu et al., 2019)	Permet l'utilisation de l'imagerie satellite (MODIS) en temps réel pour simuler différents scénarios de gestion de l'espace et aider à la prise de décision.
Automates cellulaires simples	
Werner95 (Werner, 1995)	Reproduction fidèle de plusieurs formes de dune / Création d'une bonne base théorique pour les prochaines applications
Jeltsch97 (Jeltsch et al., 1997a)	Permet une représentation explicite de l'impact de l'herbivorie dans le temps et dans l'espace.
Momiji00 (Momiji et al., 2000)	Permet une représentation plus réaliste des formes des dunes et des champs de dunes
Nishimori01 (Nishimori et Tanaka, 2001)	Ajoute une représentation de la végétation au modèle original de 1998
Eastwood11 (Eastwood et al., 2011)	Permet de reproduire des formes plus complexes comme des complexes de dunes superposées qui n'avaient pas été modélisés avant
Automates cellulaires avancés	
DECAL (Baas et Nield, 2007)	Intégration de la végétation dans les modèles de transport des sédiments
Bailey11 (Bailey, 2011)	Permet l'observation de la distribution des végétaux dans un environnement en tenant compte des influences environnementales et spatiales
Jjumba16	Étend les possibilités de représentation d'environnement plus complexe à partir d'une troisième dimension spatiale

(Jjumba et Dragičević, 2016)	
Extended-DECAL (Yan et Baas, 2017)	Complexification de la fonction de croissance végétale en prenant en considération l'âge du végétal et le cycle saisonné
DECAL-CAESAR (Liu et Coulthard, 2017)	Intégration de deux modèles des processus éoliens et fluviaux d'environnement aride pour mieux décrire les environnements où ils interagissent
ViSTA_M17 (Mayaud et al., 2017a)	Meilleure intégration et couplage des dynamiques entre les végétaux et le transport des sédiments / Commence à intégrer la considération des impacts de perturbations humaines et écologiques dans le modèle

2.2.1 Modèles mathématiques

Les premiers modèles traitant des formes de paysages arides sont des modèles mathématiques. Ces modèles utilisent des formules mathématiques ou des calculs de probabilité pour reproduire les processus observés sur le terrain. Ces modèles mathématiques n'offrent pas de représentation spatiale des processus qu'ils représentent. Cela signifie donc qu'ils sont moins demandant en termes de puissance de calcul. Werner et Gillespie (1993) est l'un des premiers modèles portant sur l'organisation spatiale des environnements arides. Ce modèle tente de reproduire les interactions, comme le phénomène de fusion, entre les ondulations de sable et observer comment une certaine configuration d'ondulations pouvait se former à partir d'un espace de départ chaotique. En fait, le champ d'ondulation est représenté comme un anneau de cercles comme représenté par la figure 2.2, où chaque anneau représente une ondulation, ce qui lui a valu le nom de ver de Werner.

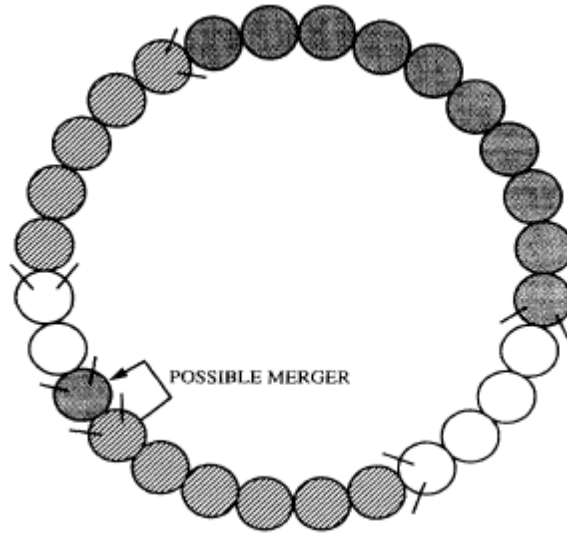


Figure 2.2. - Représentation d'une simulation du modèle de ver de Werner et Gillespie (1993). (Reproduction de la figure 2 de Werner et Gillespie, 1993)

Le modèle déplace des plaquettes des sédiments entre les différentes ondulations en fonction d'une probabilité (Werner et Gillespie, 1993). Bien que le modèle n'ait pas vraiment beaucoup d'applications pratiques, il constitue une base importante, sur laquelle presque tous les modèles suivants ont été bâtis. C'est-à-dire en liant le transport à une probabilité de déplacement. Le modèle ayant été développé à la base comme un moyen de démontrer que les ondulations de sable adoptaient une certaine organisation en fonction des conditions auxquelles elles étaient soumises. Dans ce sens, le modèle de ver de Werner démontre bien que le principe d'émergence et d'auto-organisation est à la base des fondements de la formation des formes de paysages éoliens comme les ondulations et les dunes. Cette mise en évidence a pu mettre l'emphase sur le besoin d'utiliser des modèles complexes pour bien représenter le transport des sédiments et les formes qu'il produit. Tous les modèles sur les dunes et leur organisation ne sont pas nécessairement des CA suivant la même logique que celui de Werner (1995). Certains modèles ont plutôt tenté de rester le plus simple possible dans leur fonctionnement en conservant une approche mathématique (Lima et al., 2002; Zhou et al., 2016). Les modèles qui ont conservé une approche plus déterministe et qui tentent de modéliser l'évolution d'une dune ou d'un champ de dunes à partir de formule mathématique sont moins nombreux que leurs équivalents complexes, mais il n'en reste pas moins qu'ils ont leur mérite. Par exemple, Lima et al. (2002) ont publié un modèle mathématique déterministe qui est capable de simuler à partir de loi simple les échanges de sable entre des dunes barkhanes et leur évolution en ligne droite à travers le champ. Plus récemment, un autre modèle a

aussi été développé en utilisant une approche purement mathématique, mais cette fois dans le but de simuler la phase de dégradation d'une dune en croissant (Zhou et al., 2016).

Les modèles mathématiques ont aussi été utilisés afin de décrire les dynamiques spatiales de la végétation en environnement aride. Rietkerk et al. (1997) ont proposé des approches basées sur les équations différentielles de Turing pour représenter les changements d'organisation de la végétation en milieu aride. Bien qu'elles permettent de représenter la résilience des environnements arides face à l'herbivorie, l'approche de Rietkerk et al. (1997) demande d'utiliser des modèles différents pour les environnements ayant des ressources en eau limitées, puis pour les environnements ayant des ressources en nutriments limités respectivement. Comme l'organisation des environnements arides est significativement différente pour chaque type de limite à la croissance végétale, il est impossible d'évaluer l'impact de l'herbivorie de la même façon pour chaque type d'environnement. Bien que chacun de ces modèles mathématiques ait réussi à simuler avec succès les dynamiques de résilience des environnements arides, il faut reconnaître que leur application est restreinte. Il est commun pour les modèles mathématiques d'être restreint de telle façon, puisqu'ils se concentrent sur un type d'environnement en particulier et sont souvent limités à la représentation d'une échelle spatiale précise. Les modèles mathématiques ne représentent donc pas une approche idéale pour faire l'étude de la transition d'un environnement aride entre différent type d'organisation ou de l'organisation de l'environnement entre les processus agissant à différentes échelles spatiales.

2.2.2 Modèles de la dynamique des fluides computationnelle

Les modèles de la dynamique de fluides computationnelle (CFD) se rapprochent des modèles mathématiques, bien qu'ils demeurent nettement plus complexes. Ces modèles utilisent les principes de dynamique des fluides pour reproduire le processus de transport des sédiments à partir des principes physiques sous-entendus. Bien que l'application simple des principes physiques de transport des sédiments repose sur des formules mathématiques de la même façon que les autres modèles mathématiques discutés plus haut, ce qui les différencie réellement est que les processus qu'ils définissent par des formules mathématiques ne présentent pas de caractéristiques particulièrement complexes et qu'ils sont jumelés à un modèle de CA pour permettre une représentation spatiale des formes produites par les sédiments (Narteau et al., 2009; Pelletier, 2009; Rozier et Narteau, 2014). Trois modèles CFD sont particulièrement intéressants en

ce qui concerne le transport des sédiments éoliens et la modélisation de dunes. Le modèle de Pelletier (2009) vise à comprendre comment l'espacement entre des ondulations ou des dunes se définissait dans un environnement abondant en sable (Pelletier, 2009). Ces modélisations ont en effet permis de modéliser avec grande précision les formes produites par les sédiments, que ce soit à l'échelle des ondulations ou des dunes de plus grandes tailles (Pelletier, 2009). Un second modèle CFD, publié en 2009, a pour objectif principal de caractériser les interactions entre l'écoulement d'air et les formes de paysages créées par le transport des sédiments dans le but d'apporter une nouvelle vision de la modélisation du phénomène (Narteau et al., 2009). Un peu plus tard, Rozier et Narteau (2014) développèrent un nouveau modèle, nommé ReSCALE, qui a pour objectif de présenter un espace d'expérimentation 3D pour toutes études des dynamiques de systèmes complexes. Le modèle ReSCALE a été testé dans un contexte d'étude de morpho-dynamiques des dunes éoliennes en 3D avec succès, en plus de plusieurs autres applications (Rozier et Narteau, 2014). Bien que les modèles CFD réussissent à simuler avec grande précision les dynamiques de transport des sédiments et les formes qu'ils produisent, ils sont aussi extrêmement demandant en termes de ressources informatiques (Mayaud et al., 2017a). Cela fait donc en sorte que bien qu'ils puissent modéliser avec grande précision les résultats du transport des sédiments à l'échelle des ondulations ou de quelques dunes, une simulation à l'échelle du paysage ou d'une région en entier n'est pas envisageable par manque de puissance de calcul que les ordinateurs d'aujourd'hui peuvent fournir (Mayaud et al., 2017a; Rozier et Narteau, 2014).

2.2.3 Modèles basés sur l'agent

La simulation de champs de dunes a aussi utilisé l'approche des modèles basés sur l'agent (MBA). Ce type de modèle permet de considérer chaque dune comme un individu avec ses propres attributs prenant ses décisions en fonction de son environnement. Dans le cas des dunes, on ne parle évidemment pas d'un choix que la dune fait, en parlant de décision, mais plutôt d'une réaction à l'évolution de son environnement et de ses caractéristiques. L'utilisation du MBA dans l'étude des interactions inter-dunes permet de spécifier précisément les caractéristiques de chaque dune individuellement et d'avoir une unité de base étant les dunes en elles-mêmes, peu importe leur taille. Ce que les modèles de CA ne peuvent pas accomplir, car il repose sur une base de cellules représentant une aire définie, qui peut être qu'une fraction d'une dune où comprendre la dune et son environnement immédiat. Dúran et al. (2011) est l'un des meilleurs exemples d'application des MBA, dans le cadre de l'étude des interactions dans un champ de dunes. Ce modèle cherche à

explorer les interactions entre les dunes dans un champ de dunes barkhanes qui dictent la taille caractéristique des dunes pour un champ donné (Dúran et al., 2011). Un autre modèle basé sur l'agent semblable a été développé par Génois et al. (2013) pour modéliser le même phénomène. Les deux modèles représentent spatialement chaque dune dans le champ expérimental, mais ne caractérisent pas l'espace qui existe entre ces dunes (Figure 2.3). Dans le cas d'un champ de barkhanes il est facilement possible de faire l'assomption que cet espace inter-dunes est dépourvu des sédiments comme c'est une caractéristique première de ce type de dune, mais cela n'est pas applicable à tous les types de dunes (Christopherson, 2007; Wilson, 1972).

Les modèles de Durán et al. (2009) et de Génois et al. (2013) ne considèrent pas la possible présence de végétation dans les champs de dunes, puisque les champs de dunes barkhanes sont formés dans des environnements faibles en sédiments et où la végétation est absente (Christopherson, 2007; Wilson, 1972). La paramétrisation de ces deux modèles limite, donc, leur application à un contexte plus général. L'utilisation d'un modèle basé sur l'agent où les dunes sont l'unité de base permet l'absence d'échelle minimale pour une dune dans le modèle et donc d'avoir une représentation plus précise de la dimension des dunes. Cependant, l'on perd par le fait même la possibilité de représenter la distribution des sédiments qui ne constituent pas une dune.

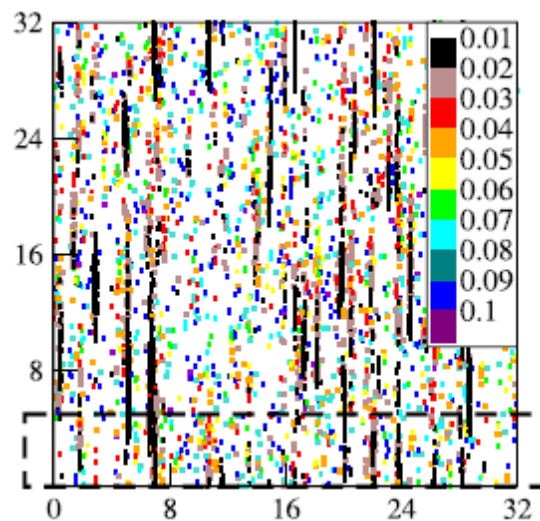


Figure 2.3. - Image d'une simulation d'un champ de barkhanes dans le modèle de Génois et al. (2013). Les différentes couleurs représentent la hauteur des dunes en mètres. (Inspiré e de la figure 4 de Génois et al., 2013)

La modélisation basée sur l'agent a aussi été souvent utilisée pour faire la représentation de l'activité herbivore. Deux approches sont principalement adoptées en ce qui concerne l'étude de

l'herbivorie dans les environnements arides. La première est de représenter les herbivores de façon individuelle et de simuler leur comportement face à leur environnement à l'aide de règles de décision. Cette approche a été utilisée par Marion et al. (2005) afin d'étudier l'hétérogénéité de l'impact des herbivores dans un pâturage. Le modèle représente chaque individu herbivore sous la forme d'un agent choisissant l'espace où il broute en fonction de trois règles de décision simple (Marion et al., 2005). Les règles de décision du modèle de Marion et al. (2005) établissent qu'un agent préfère se diriger vers un espace où la hauteur de l'herbe est la plus haute, qu'il se dirige vers l'espace où la valeur en nutriment est la plus élevée, mais qu'il s'éloigne d'un espace ayant été contaminé par des matières fécales. Ce type d'approche a démontré une flexibilité d'application à divers types d'environnement supérieure au modèle déterministe.

La seconde approche de la représentation de l'herbivorie en milieu aride utilise les agents pour représenter les preneurs de décisions. Yu et al. (2019) utilisent cette approche afin d'étudier l'impact qu'ont différents types de gestion des pâturages sur la couverture végétale dans la région de Zeku en Chine. Le modèle de Yu et al. (2019) utilise les images de MODIS afin de caractériser la surface du sol et caractérise la couverture végétale à l'aide de l'IFA. L'activité herbivore, est donc représentée dans le modèle sous forme d'une modification de l'IFA et peut varier en fonction de la stratégie de gestion du territoire adoptée (Yu et al., 2019). Les stratégies de gestion des herbivores dictent comment les herbivores peuvent se déplacer sur la grille et indiquent quels sont les options qui s'offrent aux gestionnaires des herbivores pour mitiger la dégradation de l'IFA de la végétation par les herbivores. Le modèle de Yu et al. (2019) a permis de faire une analyse cellule par cellule de la dégradation de l'herbe en temps réel pour chaque type de stratégie de gestion de l'herbivorie. Une comparaison de la distribution du nombre de cellules non-dégradées, faiblement dégradées, moyennement dégradées ou fortement dégradées associée à chacune des stratégies de gestion permet de faire une comparaison de l'efficacité de chacune de ces stratégies. Le modèle de Yu et al. (2019) est particulièrement bien adapté à l'évaluation et à la prédiction des impacts de différentes stratégies de gestion du territoire au niveau de la couverture végétale. Cependant, le modèle ne permet pas de représenter avec précision les interactions entre le transport des sédiments, la végétation et l'activité herbivore au niveau des processus eux-mêmes. Bien qu'il soit capable d'offrir un outil de prise de décision très pertinent, le modèle de Yu et al. (2019) ne permet pas le développement d'une meilleure compréhension des processus d'herbivorie en milieu aride.

2.2.4 Automates cellulaires simples

Les CA sont un type de modèle simulant des processus naturels à partir d'une grille où chaque cellule peut avoir un nombre fini d'état (Langlois, 2010). On y voit l'état de chaque cellule selon le voisinage de celle-ci qui varie selon des règles de transitions qui évaluent l'état de la cellule concernée en relation avec ses voisines (Langlois, 2010). Werner (1995) est un CA qui reproduit les différentes formes de dunes que l'on retrouve dans la nature à partir des mêmes prémices que le modèle de Ver (1993). En effet, les CA traitent chaque case comme une couche de sédiments d'une hauteur donnée possédant une probabilité d'érosion et une probabilité de déposition. Si les conditions de transport sont remplies, une plaque de sédiments est déplacée, puis déposée sur la prochaine case, lui permettant de remplir les conditions de déposition (Werner, 1995). Le modèle est assez minimaliste dans sa demande en configuration, ce qui permet de laisser plus de liberté aux interactions entre les éléments du modèle et leur expression comme forme de paysage. Malgré le fait qu'il ne prend pas en compte toutes les variables influençant le transport des sédiments, le modèle de Werner (1995) est capable de représenter tous les types de dunes de sable pur de façon assez réaliste. Le modèle a été retravaillé par plusieurs auteurs, dans le but de le rendre plus réaliste ou d'étendre son champ d'application. Par exemple, Momiji et al. (2000) ont publié une nouvelle version du modèle de Werner qui intègre la pensée voulant que les zones d'ombres sur le côté des dunes, étant protégé du vent « Lee » ne peuvent pas permettre l'érosion des sédiments. Ils ont aussi pris en compte le fait que l'on observe une accélération du vent sur le côté des dunes faisant face au vent, ce qui encourage le transport des sédiments (Momiji et al., 2000). Eastwood et al. (2011) ont également repris le modèle proposé par Werner en l'étendant et en le paramétrant à leur façon pour permettre de simuler les dunes superposées et simuler des formes de dunes qui se rapprochent plus de la réalité. Le modèle de Werner (1995) a été, non seulement, une inspiration pour les modèles des dunes de sable pur, mais plusieurs autres modèles ont aussi tenté d'étendre le modèle de Werner (1995) afin de permettre de simuler les champs de dunes où la végétation est présente. Une des premières applications de l'intégration d'une variable de végétation dans un modèle de transport des sédiments, est celui de Nishimori & Tanaka (2001). Dans leur modèle, Nishimori & Tanaka (2001) intègrent la végétation comme une valeur de densité pour chaque case qui influence les probabilités d'érosion et de déposition des sédiments. Tous ces modèles, découlant de celui proposé par Werner (1995), n'ont pas défini d'échelle spatiale ou temporelle, mais ils sont

tous de bonnes bases théoriques sur lesquelles plusieurs modèles se sont basés pour atteindre une base plus théorique.

Les CA ont aussi été utilisés pour étudier l'impact de l'activité herbivore et des feux sur la végétation en milieux arides. Jeltsch et al. (1997a) ont proposé un tel modèle pour étudier l'organisation spatiale de la végétation en environnement aride en lien avec les régimes de précipitation et l'activité herbivore. Le modèle a permis de représenter l'impact des herbivores sur la végétation des environnements semi-arides, plus particulièrement autour de réservoirs d'eau dans la région du Kalahari. Les cellules du modèle de Jeltsch et al. (1997a) sont définies par une quantité de biomasse disponible dans l'espace qu'elles représentent. La quantité de biomasse dans chaque cellule est premièrement déterminée par la disponibilité d'humidité dans les couches de sol et le régime de précipitation. L'action de l'herbivorie est représentée par une perte en biomasse sur les cellules choisies, aléatoirement selon un gradient préférentiel pour les cellules les plus proches des points d'eau. La perte de biomasse d'herbe sur une cellule peut ensuite mener à la croissance d'arbuste pour remplacer l'herbe. Cette méthodologie a permis de souligner l'importance de l'aspect spatial et temporelle des interactions, entre l'action des précipitations et de l'herbivorie sur la végétation, dans le cadre de l'invasion des environnements arides par les arbustes (Jeltsch et al., 1997a).

2.2.5 Automates cellulaires avancés

Malgré que ces modèles ont débuté comme étant plutôt simple et sans échelle, les modèles de CA restent le type de modèles complexes le plus populaire pour la modélisation des dynamiques de paysages arides et de transport des sédiments. La facilité que les CA, à représenter l'espace et à produire des patrons spatiaux complexes en se basant sur des règles de décisions simples (Chen et al., 2008) a encouragé leur utilisation dans l'étude des interactions spatiales en environnement aride. Malgré que leur structure reste relativement simple en comparaison avec d'autres types de modèle, les CA, ont vu leur structure se complexifier au fil du temps afin de répondre à des besoins de représentation de plus en plus précis. Certains ont ajouté une nouvelle dimension spatiale, ayant ainsi un espace 3D évoluant dans le temps en comparaison aux espaces 2D qui ont été discutés jusqu'à maintenant (Jjumba et Dragičević, 2016). Pour l'instant, cette ouverture d'une troisième dimension spatiale a été faite dans le cas d'un modèle représentant un environnement de sable pur, mais est hautement prometteur pour le futur de la modélisation. Les avancées les plus intéressantes

dans un contexte d'étude du paysage, sont l'addition explicite de caractéristiques comme la végétation, les feux, l'herbivorie et les précipitations. L'un des modèles introduisant le paramètre de la végétation dans la représentation du transport des sédiments avec le plus de profondeur, est le modèle « discret ecogeomorphic aeolian landscape model » (DECAL) (Baas, 2007; Baas et Nield, 2007). Ce modèle simule l'évolution des dunes côtières paraboliques, qui sont définies par leurs bras végétalisés (Baas et Nield, 2007). Le modèle représente la végétation pour chaque cellule par un index équivalent à l'IAF et considère 3 types de végétations possibles (Baas, 2007; Baas et Nield, 2007). Chaque type de végétation ayant sa propre relation au bilan de transport des sédiments pour déterminer sa croissance (Baas, 2007; Baas et Nield, 2007). Une version améliorée du même modèle a été publiée, où les cycles de croissance de la végétation prennent maintenant compte de la saisonnalité et de l'âge du plant. (Yan et Baas, 2017, 2018). Bailey (2011) a aussi publié un modèle semblable qui veut simuler la réponse des végétaux à une variation de stress dans le but d'identifier les indicateurs d'effondrement des milieux arides. Le modèle le plus complet et détaillé est le modèle ViSTA_M17 (Mayaud, 2017; Mayaud et al., 2017a). Le modèle ViSTA_M17 est un CA, utilisant plusieurs modules, gérant différentes composantes du paysage et influençant les caractéristiques de la grille principale. Le modèle est constitué de trois modules gérant respectivement, la végétation, le vent et le transport des sédiments (Mayaud et al., 2017b). ViSTA considère aussi l'effet de la précipitation, des feux et de la présence d'herbivores dans le paysage (Mayaud et al., 2017a). Les perturbations extérieures au transport des sédiments et aux végétaux sont simplement représentées par une probabilité de modifier la grille principale et non par un module complet comme les trois composantes principales (Mayaud et al., 2017a). L'intégration stochastique des perturbations de la végétation par broutage ou par feux ne permet pas de faire l'étude de leur dynamique au niveau d'un paysage (100 ha et plus), mais cela est suffisant pour représenter la formation de dunes végétalisées (e.g. surface de moins de 5 ha). Le modèle a confirmé sa capacité à représenter des environnements arides complexes, en comparant les grilles de sorties du modèle, à une reconstitution par LIDAR d'un champ de Nebka de la vallée du Huab en Namibie (Figure 2.4). La représentation des interactions entre la végétation et le transport des sédiments dans le modèle ViSTA_M17, permet donc de faire l'étude de l'évolution et de l'organisation des environnements arides (Mayaud et al., 2017a). De plus, le modèle ViSTA_M17 est accueillant pour les travaux futurs étant donné son organisation en modules qui permet de

modifier un seul module à la fois ou d'ajouter un nouveau module sans avoir à modifier l'entièreté du modèle.

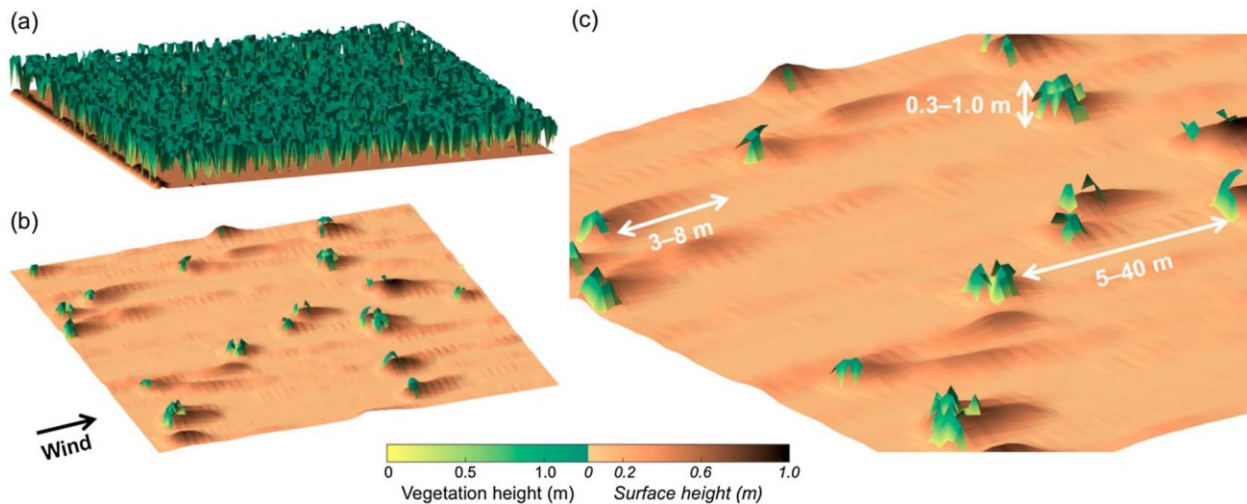


Figure 2.4. - Représentation 3D d'une simulation d'un champ de nebkka après 0 ans (a), 25 ans (b) et à la fin de la simulation (c) par le modèle ViSTA_M17 (Mayaud et al., 2017a). Les intervalles de dimension des dunes et inter-dunes sont indiqués à l'aide des flèches en (c). (Reproduction de la figure 15 de Mayaud et al., 2017)

La modélisation, d'un système complexe comme les environnements arides, est en constante expansion grâce aux avancées technologiques et à la constante recherche dans le domaine. Il a été démontré que plusieurs types de modèles ont été utilisés pour simuler les environnements arides, chaque type ayant leurs propres avantages. Les CA, représentent la majorité des modèles qui sont utilisés pour représenter spatialement les processus de transport des sédiments (Baas et Nield, 2007; Mayaud et al., 2017a; Werner, 1995; Yan et Baas, 2018). L'un des principaux avantages de l'utilisation des CA, est qu'ils permettent de présenter les interactions entre les composantes des environnements arides, tel que la végétation et le transport des sédiments, à l'aide d'une quantité minimale de données, entrées de la part de l'utilisateur (Mayaud et al., 2017a). La vitesse du vent, la direction du vent et la quantité annuelle de précipitation sont généralement les seules variables, devant être défini par l'utilisateur pour l'entièreté de la simulation. Les paramètres définissant l'état de la grille de simulation, tel que la hauteur de la couche des sédiments ou la distribution de la végétation, ne doivent être défini qu'au début des simulations et sont par la suite automatiquement pris en charge et mise à jour par les modèles. En comparaison, les modèles mathématiques demandent une définition des caractéristiques de la surface des sédiments et de la

végétation, à chaque intervalle temporel, en plus de la définition de la vitesse de vent, de la direction du vent et de la quantité de précipitation. La capacité de représenter des processus dans l'espace et dans le temps en demandant une quantité minimale d'entrée de données est caractéristique des modèles complexes. Les MBA ont donc souvent une demande en données d'entrée similaire au CA. Toutefois, les MBA sont moins adaptés à la représentation d'un espace continu, puisque les espaces entre les agents ne sont pas directement considérés par le modèle. Les modèles CFD sont eux aussi capables de représenter les processus de transport des sédiments dans l'espace et dans le temps à partir d'une quantité de données d'entrée plus raisonnable que les modèles mathématiques, mais demandent souvent des entrées de données plus complexes que les CA. Afin de représenter les processus de transport des sédiments avec plus de précision, les modèles CFD demandent aussi plus d'information sur l'état du fluide (e.g. densité de fluide) dans lequel les sédiments se déplacent que les CA. Ils demandent une définition spatiale et temporelle plus fine de ces paramètres d'entrée (Zhang et al., 2010). La précision des modèles CFD demande aussi beaucoup plus de ressources informatiques que les CA pour représenter la même surface.

La représentation de l'herbivorie est aussi avantageuse par la versatilité et la faible demande en entrée de données de la modélisation complexe (e.g. un nombre d'herbivores et une fréquence d'occurrence seulement). Les CA et les MBA, sont mieux adaptées à la représentation spatiale des comportements herbivores et permettent de représenter l'adaptation des herbivores à l'état de leur environnement (Marion et al., 2008; Yu et al., 2019). En comparaison, les modèles mathématiques sont très limitatifs quant au contexte dans lequel ils sont applicables et ne peuvent pas représenter une distribution hétérogène des herbivores dans l'espace (HilleRisLambers et al., 2001; Rietkerk et al., 1997). En plus de leur capacité à représenter l'hétérogénéité des interactions spatiales des herbivores, les MBA, sont capables de représenter l'impact de l'herbivorie selon plusieurs types d'approche (e.g. : point de vue des herbivores ou point de vue des gestionnaires de territoire). Alors que l'approche axée sur l'état de la couverture végétale des CA ne permet pas une telle versatilité de la représentation des processus d'herbivorie. La modélisation des processus d'herbivorie a donc principalement été faite à l'aide des MBA au cours des quinze dernières années (Marion et al., 2005, 2008; Swain et al., 2007; Yu et al., 2019). La combinaison d'un CA, pour représenter la surface des sédiments et la végétation, et d'un MBA, pour représenter les comportements individuels des herbivores dans l'espace, est donc une approche particulièrement intéressante dans le cadre de l'étude intégrative des dynamiques des environnements arides.

Chapitre 3 Méthodologie

Le développement d'un nouveau module d'herbivorie pour le modèle ViSTA_M17 veut permettre une représentation spatiale accrue de l'impact de l'herbivorie sur la couverture végétale et le transport des sédiments en environnements arides. Afin de combiner élégamment le modèle ViSTA_M17 et le nouveau module d'agent, il est nécessaire d'établir une méthodologie permettant de comprendre les capacités du modèle ViSTA_M17 original, de créer un module d'agent adapté aux limites du modèle original, puis permettre une seconde série de tests évaluant les capacités du nouveau modèle ViSTA_GrAM.

En premier lieu, une section de la méthodologie sera consacrée à discuter de l'organisation des répertoires de travail et des fichiers entrant et sortant du modèle. Bien que cette partie ne corresponde pas spécifiquement à l'un des objectifs du projet de recherche, le nombre de fichiers produit par une telle démarche de modélisation est très important et se lancer dans l'application d'un tel modèle sans avoir au préalable défini un système d'organisation des fichiers, est voué à porter à la confusion et affectera la robustesse et la reproductibilité des résultats finaux. Un système d'organisation des fichiers a donc été préétabli avant de commencer les tests afin de pouvoir facilement retrouver les résultats des simulations effectuées. Ensuite, il sera possible de présenter la paramétrisation et les outils utilisés pour faire le développement du modèle ViSTA_GrAM représentant l'effet de l'herbivorie sur les environnements arides. Une fois la structure du nouveau module que l'on veut insérer dans le modèle bien défini, il sera question d'aborder la démarche empruntée afin de tester la sensibilité du modèle ViSTA_M17 dans son état original. Cette étape est nécessaire à la vérification du nouveau modèle ViSTA_GrAM afin de définir comment les limites d'applications du modèle ViSTA_M17 pourraient influencer le comportement du nouveau module GrAM. Ces tests ont servi à tester la robustesse du modèle ViSTA_M17 et définir les champs d'applications communs entre ce dernier et le nouveau module GrAM.

3.1 GESTION DES FICHIERS DE MODÈLES

La quantité de résultats qui est retournée par le modèle ViSTA_GrAM est considérable. Une simulation représente environ un fichier contenant, en moyenne, 50 documents différents. Ces fichiers contiennent notamment les scripts pythons spécifiques à la simulation qu'ils contiennent,

des images de figures retournées par le modèle, puis des fichiers textes contenant les valeurs de chacune des grilles de simulations ou des statistiques importantes calculées par le modèle. Un système d'organisation est donc nécessaire afin de faciliter le travail entre les différentes étapes du développement et la récupération des fichiers de simulations précédentes. Une version générique des scripts pythons qui régissent et définissent le comportement du modèle en lui-même, est conservée dans un fichier qui leur est propre, nommer « `~\ViSTA_GrAM\script\2.2` » où l'on retrouvera tous les scripts à jour permettant de faire fonctionner le modèle. Des sous-documents, nommer par de plus petits nombres contiennent d'anciennes versions du code auquel des modifications ont été apportées. Le document contenant la version, la plus récente, du script du modèle est également disponible à l'adresse https://github.com/Phillgb/ViSTA_GrAM afin de faciliter le partage du modèle et aider à la gestion du versionnage. En ce qui concerne la gestion des fichiers d'entrée et de sortie du modèle, ils seront respectivement gérés, dans leur propre fichier séquentiel, selon le format suivant « `~\ViSTA_GrAM\data\simulation...` ». Chaque simulation a ensuite été décrite dans un fichier Excel de métadonnée qui contient, les numéros de simulations, la valeur attribuée à chaque paramètre initial de la simulation, ainsi que les notes reliées à la simulation. La nature séquentielle, des noms de fichiers des simulations, permet de facilement exécuter les simulations l'une après l'autre sur des serveurs de calculs. Le fichier de métadonnées permettra donc de retracer les fichiers produits par le modèle, le plus clairement et facilement possible, dans le but de reconstituer la démarche utilisée pour son développement.

Les simulations ont été exécutées sur les grappes de calculs de Calcul Canada (https://docs.computecanada.ca/wiki/Compute_Canada_Documentation/fr) afin de bénéficier de leur capacité à exécuter des programmes sur de longues périodes (24 h). Le modèle ViSTA_GrAM a été exécuté plus particulièrement sur le serveur Béluga. Le serveur Béluga est un serveur de calcul de haute performance offrant un accès à plus de 800 grappes de calcul avec un accès d'un minimum de 92 Gb de mémoire vive et 40 cœurs par grappe. Chaque cœur est formé d'un double processeur Intel Gold 6148 Skylake @ 2.4 Ghz. Les serveurs de calculs, de Calcul Canada, permettent d'exécuter un ensemble de tâches de calculs séquentiels simultanément afin de limiter le temps total d'exécution des simulations du modèle ViSTA_GrAM. Cependant, puisque les serveurs priorisent les tâches de calculs étant proprement parallélisées, les tâches séquentielles sont limitées à un temps d'exécution maximal de 24 h. Les simulations du modèle ViSTA_GrAM ne peuvent donc pas excéder 24 h de durée d'exécution.

3.2 DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE GRAM

Comme mentionné précédemment, il n'est pas question de développer un nouveau modèle représentant l'impact de l'herbivorie sur les environnements arides. Le but est plutôt d'ajouter un module au modèle ViSTA_M17 déjà existant afin d'améliorer la gestion des herbivores par celui-ci. Dans cette optique, il ne sera donc pas nécessaire de développer l'environnement spatial dans lequel vont évoluer les individus herbivores pour ce projet. Il est prévu de simplement réutiliser celui du modèle ViSTA_M17. Le nouveau module MBA, est responsable de l'addition d'agent représentant des individus herbivores sur la grille du modèle ViSTA_M17 et sera responsable de mettre à jour leurs attributs et celle de la grille en fonction des interactions entre les individus herbivores et l'environnement à chaque itération. Le fonctionnement et la paramétrisation du modèle ViSTA_M17 ne seront pas discutés en profondeur dans le prochain paragraphe, puisqu'il est possible de se référer au texte original (Mayaud et al., 2017a) pour une explication plus en profondeur du modèle.

Il est important de comprendre que le modèle est construit en séquence modules. La simulation de la grille de l'environnement doit être importée au début de chaque module et une version mise à jour de cette grille, est retournée à la fin du module pour que le module suivant puisse interagir avec son environnement en fonction des modifications apportées par le module qui le précède. Le nouveau module qui est actuellement proposé doit donc respecter la structure du modèle ViSTA_M17 afin de pouvoir s'insérer facilement dans le modèle et permettre une jonction facile entre les modules. Le modèle ViSTA_M17 a été développé dans le langage de programmation Python 3.5.0 et c'est donc le même langage Python, dans sa récente version stable (3.7.6), qui sera utilisé pour développer le nouveau module. Le langage Python est utilisé non seulement parce qu'il permet une intégration facile du module dans le modèle original, mais aussi parce qu'il constitue un langage versatile et puissant à des fins de modélisation scientifique. Le langage Python est disponible, peu importe le système d'opération que l'utilisateur utilise, ce qui permet d'assurer un accès facile au modèle pour un large auditoire.

En réutilisant le code du modèle ViSTA qui existe déjà, le nouveau module constituera surtout une collection d'agents qui pourront interagir avec la grille principale et prendre leur propre décision en fonction de leur environnement. Pour faciliter la représentation et la gestion de tel agent, le module constitue principalement un programme orienté objet. Chaque individu herbivore

est représenté par un agent (objet) et par l'attribution de plusieurs caractéristiques le définissant. Le nombre d'agents qui doivent être créés est déterminé par le produit de la surface de la grille pour chaque simulation et une densité de pâturage observée. En arrondissant le produit à la baisse, il est alors possible d'obtenir le nombre d'individus qui se déplacent sur la grille. Le module principal comporte aussi des variables de temporalité pour définir le pâturage, soit la récurrence du pâturage et la durée du pâturage. En d'autres mots, ces deux variables représentent respectivement la durée de temps entre les épisodes de pâturage et la durée de temps où les animaux sont présents dans l'espace d'étude. Ces paramètres de récurrence et d'équivalence en durée réelle sont déjà utilisés par le modèle ViSTA_M17 pour calculer l'impact de l'herbivorie sur le territoire, mais un nouveau paramètre définissant l'équivalence en termes d'itérations du module d'herbivorie GrAM pour chaque événement d'herbivorie devra être ajouté au modèle. L'importance de ces paramètres temporels dans la représentation des dynamiques de pâturage, est déjà bien reconnue (HilleRisLambers et al., 2001; Rietkerk et al., 1997), il est donc important de laisser une liberté de paramétrisation provenant de l'utilisateur à ce niveau. Alors que les paramètres qui déterminent la temporalité des épisodes de pâturage et la densité des troupeaux d'herbivores sont des paramètres généraux servant à appeler et initier le module d'herbivorie, le module doit aussi établir des paramètres de localisation pour chaque agent herbivore. Les paramètres de localisation constituent simplement les coordonnées de l'agent sur la grille de simulation. À l'initiation du module, les coordonnées de chaque agent sont déterminés aléatoirement, puis ils sont mis à jour en fonction des déplacements de l'agent à chaque itération pour la suite de l'épisode de pâturage.

Les déplacements des agents sont simulés deux fois par jour pour représenter les habitudes des herbivores observés dans plusieurs études de terrain (Chacon et al., 1976; Hodgson, 1985; Hodgson et al., 1991; Orr et al., 2001). À chaque itération, un individu peut donc se déplacer vers un emplacement où il y a présence d'herbe et consommer de cette herbe. Dans le cas où la grille ne contiendrait plus suffisamment d'herbe pour subvenir au besoin des herbivores, le module serait alors suspendu jusqu'à ce que le niveau d'herbe retourne à un niveau permettant à tous les agents herbivores de manger selon leur allocation journalière de 10 kg d'herbe. Le taux de consommation journalier des herbivores (Aubault et al., 2015; Burgess, 2006; Chacon et al., 1976; Hodgson et al., 1991; Orr et al., 2001) et le processus de prise de décision (Jeltsch et al., 1997b; Marion et al., 2008; Sharpe et Kenny, 2019; Weber et Jeltsch, 1997) sont déterminés suite à une analyse de la littérature et une série de tests de calibration. À la fin de chaque itération, le module devra donc

retourner l'état de la grille modifiée par l'action des herbivores tout en conservant l'emplacement de ceux-ci en mémoire. Une fois la période de pâturage, ayant été établie, terminée, les agents herbivores seront alors retirés de la grille de simulation et leurs coordonnées effacées pour en établir de nouvelles au début du prochain épisode de pâturage.

3.3 ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE ET SENSIBILITÉ DU MODÈLE

Le développement du modèle ViSTA_GrAM a été entrepris dans l'optique de compléter le modèle ViSTA_M17 et agrandir son champ d'application. Une majeure partie de la recherche a donc été consacrée à la compréhension et au test du modèle d'origine afin d'assurer la compatibilité de toutes nouvelles modifications. En premier lieu, il a été nécessaire d'effectuer une révision méticuleuse et approfondie du modèle ViSTA_M17 afin de bien comprendre le modèle auquel doit être rattaché le module GrAM. Ensuite, une série de tests de sensibilité ont aussi été effectués sur le modèle ViSTA_M17 afin de connaître les limites à l'intérieur desquelles il était possible d'opérer le modèle original (Annexe IV). Il a donc été possible de faire un choix de paramétrisation à suivre pour le développement et les tests du nouveau modèle ViSTA_GrAM afin qu'il soit représentatif des dynamiques d'herbivorie en environnement aride. Les séries de test de sensibilité (Annexe IV) ont non seulement permis d'encadrer la création du module GrAM, mais elles ont aussi permis de souligner certaines limites du modèle original. Les principales composantes du modèle ayant été testées, sont : l'échelle spatiale, l'échelle temporelle, le transport des sédiments, la végétation, puis les processus de perturbation.

Les tests de sensibilité des échelles spatiales et temporelles ont permis de confirmer les tests présentés dans la littérature originale du modèle ViSTA_M17 (Mayaud et al., 2017a) et permis de définir que la taille maximale que la grille de simulation pouvait adopter pour exécuter des simulations de 100 ans sur les serveurs de calculs Canada (Annexe IV.b). Afin de permettre l'intégration d'agents herbivores sur la grille de simulation et permettre la représentation d'une surface maximale, la taille de cellules idéales pour le modèle ViSTA_GrAM est de 5 m (Annexe IV.a). Les tests de sensibilité, en lien avec le transport des sédiments et la végétation, ont majoritairement confirmés les comportements attendus de la part du modèle ViSTA_M17 (Annexe IV.d). La quantité de transport des sédiments et l'influence de l'angle d'incidence du vent sur la quantité de transport produit sont deux composantes ne se comportant pas en accord avec la théorie.

Le modèle original a démontré une capacité à produire une quantité de transport des sédiments anormalement élevés pour les vitesses de vent qui sont appliquées (Annexe IV.c). Le modèle ViSTA_GrAM modifie donc la gestion du transport des sédiments afin de limiter l'érosion des sédiments sous la végétation. La quantité des sédiments transportés au cours des simulations se rapproche donc plus de la théorie à la suite de la modification du processus de transport apportée dans ViSTA_GrAM (Annexe IV.c). L'angle d'incidence du vent semble aussi produire une quantité de transport supérieure pour les vents verticaux (90° - 150° et 270° - 330°) en comparaison aux vents horizontaux (0 - 60° et 180 - 240°) (Annexe IV.c). La résolution de la problématique de l'angle du vent demanderait une révision complète du processus de transport des sédiments. Puisque cela dépasse le cadre du projet, l'angle d'incidence du vent a été conservé le même (120°) afin de permettre la comparaison des différentes simulations.

Finalement, les paramètres régissant les processus de feux et d'herbivorie sur la grille de simulation, sont principalement testés avec les simulations finales, puisqu'ils sont l'objet principal de la recherche. Comme les processus de feux n'ont pas été nécessaires afin de produire des environnements pouvant supporter la présence d'herbivore sur la grille, ils sont principalement ignorés au cours des simulations de test du module GrAM. Les paramètres concernant les processus de feux et leur fonction sont quand même présentés dans l'annexe III. L'explication de la création des simulations finales pour le modèle ViSTA_GrAM, au chapitre 4, explique plus en profondeur la caractérisation des environnements des simulations finales. Les paramètres régissant les processus d'herbivorie sont eux aussi principalement décrits dans le prochain chapitre puisqu'ils ont directement une influence sur le fonctionnement du module GrAM. En raison d'une problématique de correspondance des agents du module GrAM et ceux du modèle ViSTA_M17, une modification à la paramétrisation de la temporalité a été apportée. L'ajout d'une valeur « GrAM » aux paramètres définissant le type de série temporelle utilisé pour définir l'herbivorie sur la grille a été effectué afin de permettre d'exécuter le nouveau module GrAM au moment de simuler les herbivores. La calibration de ces paramètres a donc été réalisée après le développement du modèle ViSTA_GrAM et sera abordée avec la description du modèle lui-même dans le chapitre 4.

Chapitre 4 L'article scientifique

Gauvin-Bourdon P., King J. and Perez L. "Impacts of grazing on vegetation dynamics in a sediment transport complex model", *Earth Surface Dynam. Discuss.*, <https://doi.org/10.5194/esurf-2020-52>, en révision, 2020

PRÉSENTATION DE L'ARTICLE

Cet article a été écrit dans le cadre du développement du modèle ViSTA_GrAM et vise à présenter la démarche utilisée pour valider le modèle et sa représentation des environnements arides végétalisés. Le modèle ViSTA_GrAM présenté dans l'article est une mise à jour du modèle ViSTA_M17 publié par Mayaud et al. (2017a) auquel un MBA a été ajouté pour mieux représenter les interactions entre les herbivores et leur environnement. Les actions des herbivores, sont représentées par des règles de décisions permettant aux agents herbivores de réagir à leur environnement. En retour, l'influence des herbivores sur leur environnement provoque elle aussi une réaction de celui-ci, ce qui permet au modèle ViSTA_GrAM de présenter une évolution de l'environnement menée par l'interaction de ses composantes. Afin d'évaluer la capacité du modèle à représenter des dynamiques environnementales réalistes, le modèle ViSTA_GrAM a été soumis à multiples régimes de dynamiques végétales, de pluie, de vent et de pâturage caractéristique des environnements semi-arides du Kalahari. Les résultats de ces tests ont permis de conclure que le modèle ViSTA_GrAM offrait une représentation réaliste des dynamiques des environnements arides et semi-arides.

ACCORD DES CO-AUTEURS

Cet article a été écrit conjointement par Phillipe Gauvin-Bourdon (étudiant), James King (directeur de recherche) et Liliana Perez (co-directrice de recherche). Phillipe Gauvin-Bourdon a été responsable d'effectuer la revue de la littérature, le développement du modèle, l'analyse, l'interprétation des résultats et la majorité de l'écriture du manuscrit. James King a aidé à la structuration de l'analyse et de l'article, ainsi que l'écriture de l'introduction et la révision du manuscrit. Liliana Perez a contribué à l'orientation du projet de recherche, ainsi qu'à la structuration et la révision de l'article.

À titre de co-auteur, j'autorise Phillipe Gauvin-Bourdon, à publier l'article « Integration of a grazing agent-based model in the modelling of sand transport and vegetation growth interactions » dans le cadre de son mémoire de maîtrise.

James King

Liliana Perez

Co-auteur

Co-auteur

ABSTRACT

Arid environments are characterized by the complex interaction between vegetation cover, surface soil properties, and the climate. The dynamic balance between these components makes arid environments highly susceptible to swift changes in vegetation cover and surface morphology in response to climate change. Furthermore, arid environments often support grazing activities, which influence other ecogeomorphic processes and alter the stability of vegetation cover in these environments. Despite the growing knowledge and the parallel modelling advances to simulate the sediment transport, vegetation distribution, and grazing, in arid environments, relatively little progress has been accomplished on the interaction between all these components in combination. Here we present an adaptation of an already established sediment transport-vegetation cellular automata model (Vegetation and Sediment TrAnsport or ViSTA) that represents landscape dynamics, with an agent-based model (GrAM) representing the activity of grazers on the landscape. In this study, our resulting model, ViSTA_GrAM, is subjected to a series of 100-year long tests that aim to highlight the capacity of the model to represent ecogeomorphic processes linked to vegetation composition, rainfall, windspeed, and grazing pressure. While these simulations do not allow to evaluate the performance of the new model to reproduce realistic semi-arid environments, they present the capacity of the model to reproduce and explain major feedback complexities between grazers and the vegetation, in addition to providing insight on the vegetation and wind shear sensitivity of the original model. The simulations reinforce our current knowledge on the resilience of grass-based landscapes to foraging activities and highlight the need to identify growth response rates at the species level to fully understand the complexity of the interactions between individual components within arid environments. Overall, the ViSTA_GrAM model presents the foundation of a better assessment of semi-arid environments response to landscape management measures and a better understanding of the complex interactions shaping semi-arid landscapes.

4.1 INTRODUCTION

Ecosystems in arid and semi-arid environments are defined by complex interactions between anthropogenic land-uses, climatic variability, and in many cases, persistent wind erosion (Nicholson, 1978, 2000; Okin et al., 2006; Peters et al., 2006). Persistent transport of sediment can act to modify a landscape by redistributing resources such as soil nutrients necessary to vegetation growth (Okin and Gillette, 2001), as well as leading to landform adjustments (e.g., dune building or dune reactivation (D'Odorico et al., 2013)). A loss of vegetation coverage resulting from decreasing annual rainfall or a significant drought can induce an increase in wind transport of sediment, which in turn alters the vegetation perennity and its organization by relocating important soil nutrients (Bhattachan et al., 2014; Thomas et al., 2005). In arid regions where there is an important use of grazing, a failure to adapt the land use strategy to rainfall variability can result in irreversible loss of forage. In this context, the onset and severity of wind erosion induced by changes in climatic variables or grazing pressure is an important source of dust and presents important challenges in the context of climate change (Chappell et al., 2018). Additionally, although sediment transport by wind can be modelled using empirical approaches, the synergistic impact of grazing pressure on vegetation growth combined with a climatic shift in aridity or wind regime, demands a more integrative assessment. It is therefore advantageous to take a complex modelling approach to help elucidate the spatial and temporal connectivity within these interactions to increase the understanding of how a semi-arid landscape may respond to a changing climate. In addition, a better understanding of the landscape dynamics in semi-arid environments enables better management of those environments in the future.

Studies looking at the impacts of grazing within arid environments have taken various approaches including remote sensing (Ares et al., 2003), empirical modelling (Aubault et al., 2015) and complex modelling (Jeltsch et al., 1997b; Yu et al., 2019), yet very few have combined a complex modelling approach to analyse the interaction between grazing and wind erosion at the individual scale. Remote sensing studies on vegetation cover in arid environments were developed to track the changes in grazed landscapes and effectively analyse the results of landscape management, but the analysis of the functions and processes that shape the resulting landscape are more difficult to extract (Ares et al., 2003; Yuhas and Goetz, 1994). Aubault et al. (2015) implemented a unidimensional empirical model representing pasture growth and soil-water balance based on climatic and land management inputs, evaluating the pasture production based on the land

management used at each pasture. However, it does not represent the spatial distribution of the vegetation in these pastures leading to an informative model at the management level but without the processes needed to study the dynamics shaping semi-arid environments. Similarly, the related erosion model by Webb et al. (2009) presents an erodibility index for the landscape between 0 and 1, but does not calculate the actual transport rate of sediment. A combined ABM approach and real time remotely sensed vegetation leaf area index by Yu et al. (2019), evaluates the consequences of different grazing management strategies on vegetation cover in the region of Zeku, China. Nevertheless, this combined approach is based at a landscape scale and focused on the management strategies rather than the description of the dynamics between the landscape and the grazers (Yu et al., 2019). The cellular automata (CA) model of Jeltsch et al. (1997b) represents the effect on vegetation cover from preferential grazing around a borehole in the Kalahari Desert. The model provides a good representation of the preferential grazing gradient around a borehole but does not simulate any sediment transport and is only implemented at the herd level. From these past approaches, it is then appropriate to ascertain the possible advantages to combine a CA model for sediment transport within sparsely vegetated landscapes with an ABM for grazing impacts on vegetation at appropriate spatial and temporal scales within an arid environment.

The past development of CA models for sediment transport and those specifically via wind erosion within vegetation, reflected by the then increasing interest in shear stress partitioning approaches developed for sparsely vegetated arid environments (King et al., 2005; Okin, 2008). From this development, currently available CA models representing the vegetation-wind dynamics and the wind-fluvial dynamics in parabolic and barchans dune fields with good precision are the DECAL (Baas and Nield, 2007; Yan and Baas, 2017) and DECAL-CAESAR (Liu and Coulthard, 2017) respectively. The ViSTA_M17 model reused a similar methodology to the DECAL model and the Bailey (2011) vegetation model to create a more integrative model to simulate a wind erosion driven landscape. Mayaud et al. (2017a) presented a CA Vegetation and Sediment TrAnsport (ViSTA) model detailed in Mayaud et al. (2017a) hereafter referred to as ViSTA_M17, as a convincing representation of sediment and vegetation dynamics and did include a stochastic representation of grazing. This stochastic approach overlooks some important dynamics like the heterogenic distribution of the grazing that becomes important when representing larger regions and limit the possible comparisons with field studies. Therefore, the objective of this research is to identify the response of a semi-arid landscape to climatic and grazing variabilities with an improved

representation of herbivory. To achieve this, we have added an herbivory agent-based model (ABM) to the ViSTA_M17 model and updated several key modules, to improve its representation of the semi-arid environment at larger spatial scales, in the aim to test the resulting model against an existing point or spatially limited datasets.

4.2 METHODS

The proposed and implemented model used to represent the arid environment process in this research study is named the ViSTA_GrAM model (Gauvin-Bourdon, 2020), which integrates the new Grazing Agent Module (GrAM), an ABM representing grazer disturbance, into the ViSTA_M17 CA model. The CA nature of ViSTA_M17 offers a good base structure for an ABM because its representation of the interactions between sediment transport and vegetation are dynamic and can easily interact with another model. It also provided an already tested procedure to represent sediment transport and vegetation growth (Mayaud et al., 2017a, 2017d). Nevertheless, we have made some changes to the original model structure for better representation and integration of the new GrAM. The first modification brought by ViSTA_GrAM concerns the way sediment transport is processed and the second is the way grazing disturbance is incorporated, as explained in the following two sections. The third section outlines the various scenarios simulated for this application.

4.2.1 Vegetation-sediments interactions

The changes concerning the sediment transport function were introduced to improve the oversensitivity of the model to sediment transport in the presence of vegetation (see Annexe IV.c). To enhance the representativeness of sediment transport in the presence of vegetation of significant height, a new condition was introduced in the erosion processing function of the model. This condition states that if there is vegetation of a significant height on a cell, erosion is not possible on that cell, keeping all other interactions possible (Burri et al., 2011; King et al., 2005, 2006; Lancaster and Baas, 1998; Okin, 2008; Raupach et al., 1993). The significant height at which the vegetation suppresses the erosion is that where the sediment deposition will begin. This addition relates the capacity of the vegetation tall enough to trap the sediment, equally with its capacity to suppress the wind flow and consolidate the substrate, keeping sediment under it from moving (Burri et al., 2011; Dupont et al., 2014; Mayaud and Webb, 2017).

4.2.2 GrAM module description

The second improvement made with the ViSTA_GrAM model is the addition of a new module simulating a spatially explicit impact of grazing. The GrAM module is implemented using an ABM that allows the representation of grazers as agents that can move on the grid and forage on available grasses. Each grazing event is characterized in the model by a frequency, a duration, and the number of agents introduced on the grid. The ViSTA_M17 model already included a frequency of occurrence variable for grazing events (Mayaud et al., 2017a), which is used to define when the GrAM module is called in sequence within the main portion of the ViSTA_M17 model. This frequency variable allows the model to represent different types of grazing strategy (e.g. continuous grazing or rotational grazing) like grazing management specific models (Yu et al., 2019). A new variable was introduced for defining the discrete time scale (*GrAM_event_duration*) for adding grazing agents compared to the stochastic approach used originally in the ViSTA_M17 (Mayaud et al., 2017a). This new *GrAM_event_duration* variable represents the number of days the grazers stay on the grid for each grazing event and is necessary for any model with explicit representation of the grazing activities (Jeltsch et al., 1997a; Marion et al., 2005, 2008). In terms of the model function, the number of iterations executed by GrAM at each grazing event is equal to double the grazing event length (in days). The days are divided into two to represent the tendency of bovine grazers to concentrate their wandering and eating periods at specific morning and afternoon sessions centered around solar noon (Chacon et al., 1976; Hodgson et al., 1991; Orr et al., 2001). The number of agents on the grid, which influences the grazing function, is determined by the combination of the grid size and the stocking rate implemented in the setup of a model simulation. For example, if there is a grid of 1000 m by 1000 m and a stocking rate of 0.06, the GrAM module will place 6 grazing agents on the grid at the beginning of each grazing event.

Once the grazing agents have been introduced on the grid, they all follow the same rules to guide their movement throughout the simulation space; moving to a cell with grass and then subsequently eating the grass on the surrounding cells at each iteration of the grazing event. Figure 4.1 illustrates each logical step of the grazing agents' cycle when the GrAM module is called. The grazing agents created in the initial step of each grazing event are randomly distributed on the simulation grid. A new set of agents with new random starting positions are created at the beginning of each subsequent grazing event. The simulation grid is not necessarily representing an enclosed pasture in its entirety and each grazing agent does not have any unique attribute except its position.

This approach of the grazing agents in the module corresponds to natural environments; whereby domestic grazers roam through a bigger pasture or whereby wildlife range in fully open environments (Burgess, 2006; Ludwig et al., 2017).

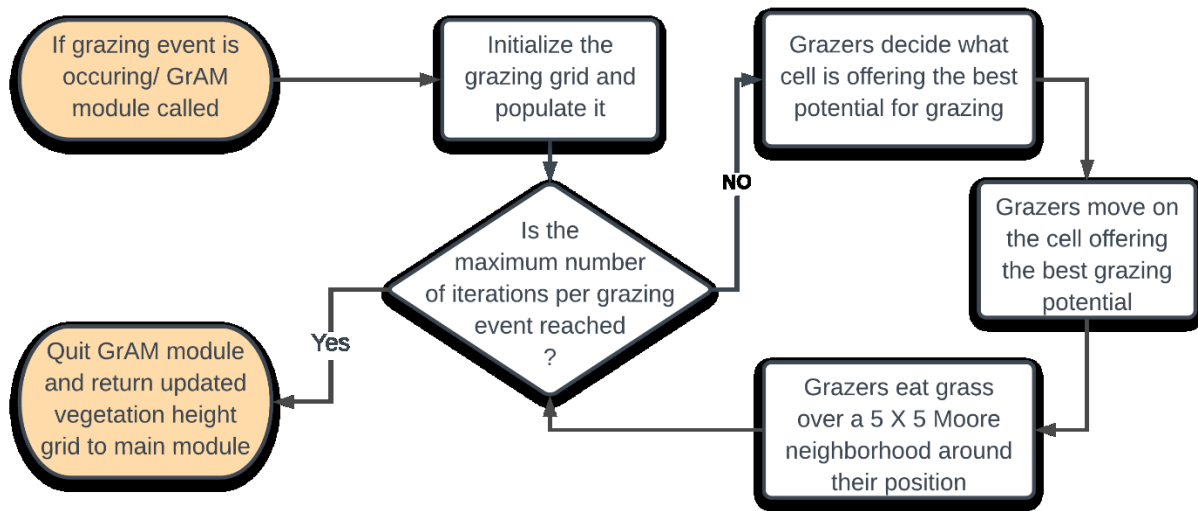


Figure 4.1. - Flow diagram summarizing the main behaviours of the grazing agents in the GrAM module.

Grazing agents have three behaviours that determine how they act on the model grid: 1) Choosing what cell is the best to move to next; 2) the movement to the next cell; and 3) eating the grass that is in those cells. For choosing which cell to move to next, a function operating on a scoring system is established to decide the best next move for the agent (similar to Jeltsch et al. (1997a, 1997b) and Marion et al. (2008)). This decision function takes into consideration five factors to determine what the best cell is, with each factor having a positive or negative influence on the total score of the cell, and with a total score calculated for each cell on the grid before the grazing agent chooses its next destination. The five factors in order of their importance are: 1) presence of grazers in the cell; 2) the presence of walls (e.g. rock formation) in the cell; 3) the height of the grass in the cell; 4) the slope of sediment surface, and; 5) the previous visit or not of grazers in that cell. The presence of a wall or a grazing agent in a cell has a highly negative impact on the total score of that cell, because it is unrealistic to have a grazer on a wall and because they cannot be physically on top of each other. The height of the grass is second most important factor in the decision-making process; used as an indicator of the amount of forage available for a grazer at this specific location. Cells where no grass is present above the ground are automatically

attributed a score of zero, since they do not hold any forage for the grazer to eat. While for cells containing above ground grass, the highest score (0.8) is attributed to cell with a medium height (30-75% of the maximum height), since they would strike the perfect balance between forage amount and forage quality (Jeltsch et al., 1997b). While the least desirable grass cells would be the ones which have a very low amount and sub-optimal quality of forage (heights less than 20% of the maximum height) resulting in a minimal score (0.4) and all other heights of grass in a cell would correspond to a score of 0.6. The sediment surface slope of a cell is another factor having a negative influence on the score of a cell. It is recognized that grazers are less mobile in steep slope terrains compared to terrains with small slopes (Kaufmann et al., 2013; Sharpe and Kenny, 2019). A decrease in score of 0.4 is therefore applied to cells having a sediment surface slope superior to 25° to represent the preference of cattle for more horizontal terrains. These exact values were determined through a series of sensitivity tests and in relation to the height of grass score. The last factor that can influence the decision of a grazing agent in this model is its memory. To represent the observation that grazers have a slight preference for locations they already visited and where they have found good forage in the past (Jeltsch et al., 1997a, 1997b; Sharpe and Kenny, 2019), the score of a cell is increased by 0.2 when the grazer has already visited the cell. This increase is not enough to make a bare cell more attractive than one with minimal grass but can make a familiar cell with medium forage quality as attractive as an unfamiliar cell with high forage quality. The memory of each grazer is of short term and still limited to the present grazing event because at each new grazing event new agents are created. While other factors, like the distance to the nearest waterhole and the presence of faeces, have been identified as potential influences of grazing ranging patterns (Jeltsch et al., 1997b; Marion et al., 2005, 2008; Sharpe and Kenny, 2019; Weber and Jeltsch, 1997), the limited size of the grid and its openness significantly limit the impact of these factors, minimizing their necessity in the present experimental design.

The second behaviour of grazing agents is their movement, based on the result of the above-mentioned decision function. The third behaviour is responsible for the grazing agents eating the grass around them once they have moved to a new position. Once agents have chosen their new position and have moved to it, each grazing agent will then eat the vegetation around that chosen cell in a 625 m^2 Moore neighbourhood centered on the chosen cell. For each grass cell in the 625 m^2 area around the grazer, 0.03 m of the vegetation height is removed to simulate the grazing. The grazed surface and the amount of grass removed at each iteration are determined based on a daily

intake of foraging cattle weighing ~450 kg and subsequent sensitivity tests. Depending on their weight and the quality of forage, cattle need between 8 and 18 kg of forage per day to be in good health (Aubault et al., 2015; Burgess, 2006; Chacon et al., 1976; Hodgson et al., 1991; Orr et al., 2001). By eating the equivalent to 0.03 m of grass over an area of 625 m² twice a day, the grazing agents of the model eat a maximum of 15 kg per day given simulated grass of a 400 g m⁻³ volumetric mass (Dougill and Thomas, 2004; Hodgson et al., 1991; Jeltsch et al., 1997a; Ludwig et al., 2017; Meyer et al., 2014; Scholes et al., 2002; Wang et al., 2012). Considering that not all cells around the grazing agent will be covered by grass, the amount of grass eaten by the agent in the simulations typically varies between 7 kg and 15 kg, which corresponds to realistic values (Aubault et al., 2015; Burgess, 2006; Chacon et al., 1976; Hodgson, 1985; Orr et al., 2001) and would allow the agents to sustain themselves only on the grid. In the case where an agent eats an amount of grass significantly lower than this recommended quantity, it is assumed that the missing balance of food is found outside of the grid (due to its openness) or it is supplemented. In conclusion, the new GrAM module takes an open and relative approach of the grazer's behaviour on the grid, to limit the number of user inputs and calibration necessary to its application.

4.2.3 Model applications: simulation scenarios

To assess the applicability of the new ViSTA_GrAM model, six groups of scenarios were created to compare the model response to variations in its major components with results published in peer-reviewed literature. The scenarios all take place on a grid of 200 x 200 cells of 5 m resolution each, and therefore representing 100 hectares, over 100 years, to allow the simulated environment to display a recognizable evolution trend. The first components tested were the sediment balance stress applied on vegetation by sand burial and the vegetation recolonization. The sediment balance stress is an additional factor influencing the vegetation survival chance, based on the response of certain vegetation types to burial or erosion when turned on. The vegetation recolonization is either dynamic and influenced by current vegetation proportions or it is non-dynamic and determined by static probabilities. The combination of these two components allowed us to create four different types of simulations ranging from fully dynamic to non-dynamic (Table 4.1). A fully dynamic simulation (FD) represents an environment where a sediment balance stress is applied to the vegetation and the vegetation recolonization is dynamic, while a non-dynamic simulation (ND) represents neither of these processes. The semi-dynamic simulations have either

a dynamic vegetation recolonization (SDa) or a sediment balance stress applied to the vegetation (SDb).

Table 4.1. - Description of the parametrization of simulations testing the impact of vegetation dynamics and rainfall influence on resulting arid environments.

Simulations	Vegetation dynamics
Fully Dynamic (FD)	Sediment balance stress on Recolonization dynamic on
Semi-Dynamic A (SDa)	Sediment balance stress off Recolonization dynamic on
Semi-Dynamic B (SDb)	Sediment balance stress on Recolonization dynamic off
Nondynamic (ND)	Sediment balance stress off Recolonization dynamic off

Rainfall is the second major factor studied (Table 4.2). Simulated annual rainfall regimes at 150 mm year⁻¹, 270 mm year⁻¹, and 450 mm year⁻¹, all correspond to natural rainfall regimes in semi-arid environments (Jeltsch et al., 1996, 1997b; Ludwig et al., 2017; Meyer et al., 2014; Thomas and Twyman, 2004; Weber et al., 1998). The applied rainfall regime of 1000 mm year⁻¹ is not characteristic of semi-arid environments but offers good comparison for the three other rainfall regimes. This range of rainfall regimes is selected to allow for the representation of multiple environments ranging from semi-arid grasslands to tree savannas. No windspeed was applied to simulations testing the sediment balance stress, the vegetation recolonization and the rainfall regime, to help isolate the effect of these components. It was later introduced in the simulations testing sediment transport (Table 4.2) since the transported sediment of an arid environment is linked to the capacity of the wind to initiate transport (Bagnold, 1941; Hsu, 1971; Kawamura, 1951; Lettau and Lettau, 1978; Owen, 1964; Zingg, 1953) and the response of an environment to different sediment balances is a function of windspeed. With all other parameters kept constant (SDa2 simulations with 270 mm yr⁻¹) and a surface windspeed threshold of 5 m s⁻¹, four simulations were made at 5 m s⁻¹, 7.5 m s⁻¹, 10 m s⁻¹ and 12.5 m s⁻¹. All simulations testing the four components above were executed with 6-month vegetation update to maximize efficiency.

Table 4.2. - Summary of the parametrization of simulations made with ViSTA_GrAM model.

Simulation	Rainfall (mm yr ⁻¹) *			
FD	150	270	450	1000
SDa1	150	270	450	1000
SDb	150	270	450	1000
ND	150	270	450	1000
	Windspeed (m s ⁻¹) **			
SDa2	5	7.5	10	12.5
	Stocking rate (LSU ha ⁻¹) ***			
SDa3	0.00	0.01	0.03	0.06
*All simulations executed with windspeeds of 0.0 m s ⁻¹ . **All simulations were executed with 270 mm yr ⁻¹ of rainfall. ***All simulations executed with windspeeds of 7.5 m s ⁻¹ and rainfall of 270 mm yr ⁻¹				

Finally, the last component of the model tested is the response of an environment to different stocking rates of grazers (Table 4.2). The stocking rates of 0.01, 0.03 and 0.06 Living Stocking Unit (LSU) ha⁻¹, along with a control simulation where no grazers were introduced, are applied. To highlight the impact of the stocking rate, the other parameters are kept at their median levels, including a windspeed (7.5 m s⁻¹) and the yearly rainfall (270 mm yr⁻¹) across all SDa3 simulations with sediment stress turned off. A 3-month vegetation update was used in this last series of simulations to minimize the time scale difference between the wind, the grazing, and the vegetation processes. Additionally, a vegetation health index is also calculated at the end of each simulation, representing the relative well-being of each type of vegetation. This index is representative of the ratio between the mean height of given vegetation and the potential maximum height of this type of vegetation based on the parameterisation of the simulation. Therefore, a vegetation health index near 1 represents an optimal growth of the vegetation when most cells are near their maximum height.

4.3 RESULTS

In parallel to the development of the new GrAM module, the scenarios outlined above function as tests to assess the capacity of the ViSTA_GrAM model to create simulations supporting the presence of grazers. The resulting tests of pre-grazing (vegetation dynamics, rainfall,

windspeed) and grazing are presented in a progressive construction of the final simulations to inform the representation of a grazed semi-arid environment.

4.3.1 Pre-grazing simulations

The sediment balance stress and the vegetation recolonization heavily influence the vegetation composition (Fig. 4.2). All four simulations (FD, SDA1, SDB and ND) present their unique evolution of vegetation composition, but they also present many similarities. The vegetation composition time series identifies similarities among each type of simulation (Fig. 4.2), while isolating the respective impacts of sediment balance stress and dynamic vegetation recolonization in the model.

Beginning with the most dynamic simulation type, the FD simulations all have a rapid reduction of the grass proportion from 80% to nearly 1% in the first 30 years. In response to this grass proportion decrease, the proportion of shrubs increases toward 100%. With higher annual rainfall, it is possible to observe a decrease in the rate at which the shrubs approach a proportion of 100%. Trees fill the proportion gap between grasses and shrubs, representing under 20% of the total vegetation in all simulations, except in the rainfall regime of 1000 mm yr⁻¹, with a peak proportion at the beginning of the simulation that gradually diminishes towards 30%. The SDA1 simulations are more responsive to rainfall influence and present a more gradual modification of the final vegetation proportions compared to the simulation FD. The SDA1 simulations present a general decrease in grass proportion coupled with a general increase in shrub proportion. The tree proportion stays below 20% for all simulations except the 1000 mm yr⁻¹ of rainfall. The SDB and ND simulations, where dynamic vegetation recolonization is disabled, present similar proportions of vegetation type regardless of the rainfall regime applied. The SDB simulations show a quick decrease in the grass proportion from 80% to 30% in the first 40 years, mirrored by a shrub increase from 10% to 56% over the same period, while the ND simulations present virtually no variations of the vegetation proportions, staying near the initial proportions of grass, shrub, and tree of 65%, 17%, and 17%, respectively.

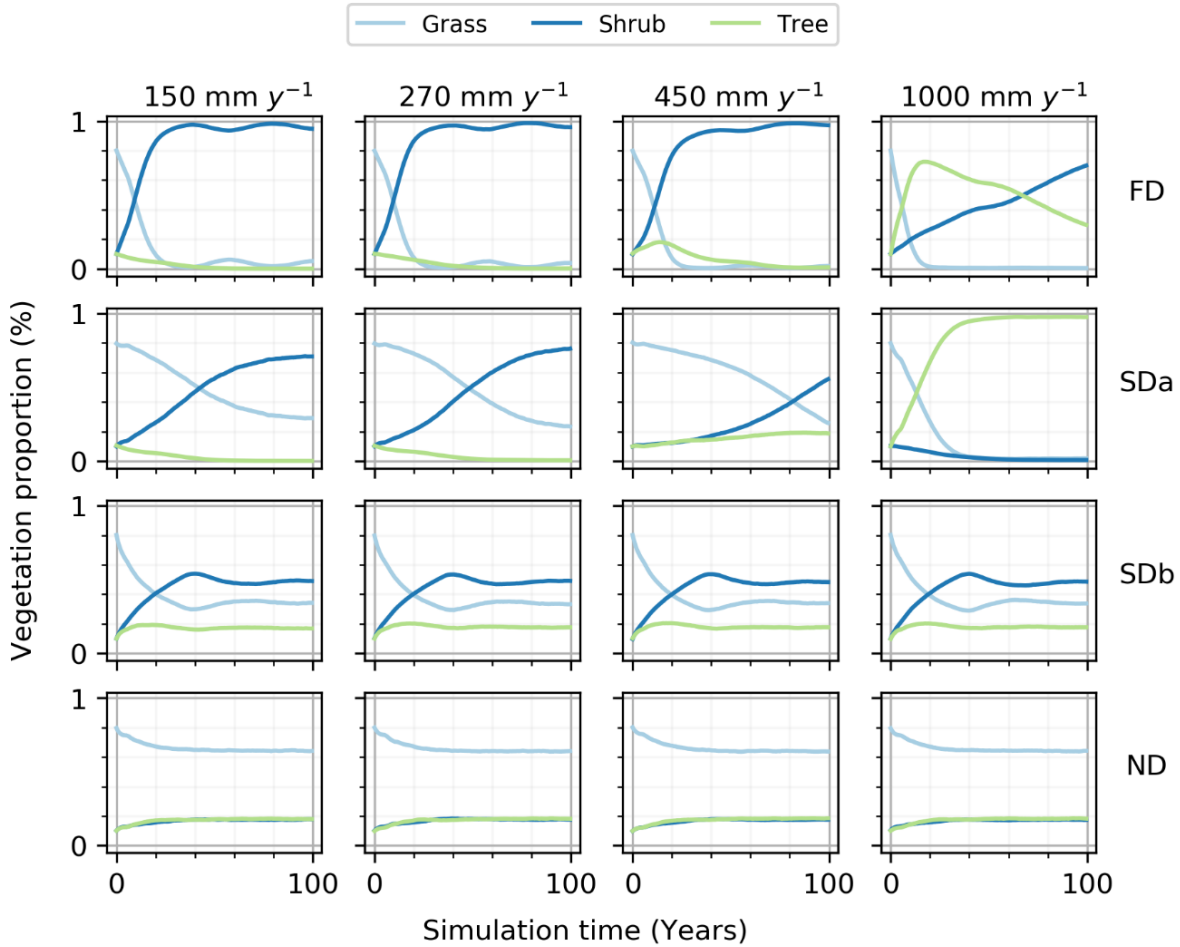


Figure 4.2. - Time series of the proportion of the simulation grid occupied by each vegetation type during simulations. The fully dynamic simulations (FD) represent environments where the vegetation is sensitive to a sediment balance stress and have a dynamic recolonization process. The first semi-dynamic simulations (SDa) represent environments where the vegetation recolonization is dynamic, but no sediment balance stress is applied. The second semi-dynamic simulations (SDb) represent environments where the vegetation is sensitive to a sediment balance stress, but the vegetation recolonization is static. The nondynamic simulations (ND) represent environments where the vegetation is not sensitive to a sediment balance stress and the vegetation recolonization is static.

The effect of rainfall on vegetation is best observed through the SDa1 simulations. The SDa1 simulations show a different temporal evolution of the vegetation proportions and a different composition of the final state of the environment with each rainfall level (Fig. 4.2). Without the important influence of the sediment balance stress on vegetation growth, the impact of each rainfall level on the grid is more easily distinguished. Most SDa1 simulations tend to favour the encroachment of shrubs on the grid. As the rainfall regimes increase from 150 mm yr⁻¹ to 450 mm

yr⁻¹, the proportion of trees on the final grid becomes more important (going from 0% to 19%), while the grass and shrub composition fluctuate around their initial values. This increase in the tree proportion continues with the highest rainfall regime of 1000 mm yr⁻¹ to 97%, with only 2% and 1% coverage by shrubs and grass, respectively. Additionally, an increase in rainfall from 150 mm yr⁻¹ to 450 mm yr⁻¹ induces prolongation of the period of grass prevalence on the grid. The change between a grass dominated environment to a shrub dominated one occurs after 42, 48 and 82 years of simulations for the 150 mm yr⁻¹, 270 mm yr⁻¹ and 450 mm yr⁻¹ simulations, respectively. The 1000 mm yr⁻¹ simulation is the only simulation not following this trend, with the grass proportion decreasing quickly initially and replaced by trees instead of shrubs.

The health index calculated for each of these simulations is not very sensitive to rainfall. For example, the SDa1 simulations have a grass health index of 0.8 ± 0.01 , a shrub health index of 0.54 ± 0.02 and a tree health index of 0.46 ± 0.02 across all rainfall regimes. This contrast in the vegetation health trend with the large trends in observed vegetation proportion demonstrates that a higher proportion of a given vegetation type does not directly imply a healthier development. This difference also suggests that vegetation growth is not limited by rainfall.

Sediment transport is expected to scale with windspeed if no modifications are made to the surface (Martin and Kok, 2017). The SDa2 simulations effectively show a proportional increase in the mean sediment transport with each increase in windspeed level above the 5 m s⁻¹ sediment transport threshold (Fig. 4.3). Compared to the base erosion rate of 5.48×10^{-4} g m⁻² s⁻¹ in the 5 m s⁻¹ simulation, there is a large increase to 8.99×10^{-2} g m⁻² s⁻¹, 2.43×10^{-1} g m⁻² s⁻¹ and 3.28×10^{-1} g m⁻² s⁻¹ with windspeeds of 7.5 m s⁻¹, 10 m s⁻¹ and 12.5 m s⁻¹, respectively. The ratios between the volume of sediment eroded during each iteration and the maximum volume eroded registered over the entire simulation suggests a general decrease in the erosion rate over the length of the simulations. More specifically, the simulations above the erosion threshold observe average eroded volumes representing $\approx 40\%$ of their maximum eroded volumes (coefficient of variation of 1.01, 0.13, 0.15, 0.18, for 5 m s⁻¹, 7.5 m s⁻¹, 10 m s⁻¹ and 12.5 m s⁻¹, respectively). While the total amount of sediment eroded is increasing with the windspeed applied on the grid, the ratio to the maximum volume of erosion is decreasing with increasing windspeed. At 7.5 m s⁻¹, the transport represents 60% to 90% of its maximum volume eroded, while at 10 m s⁻¹ the ratio is 50% to 75%, and at the 12.5 m s⁻¹ windspeed between 40% to 70% of its maximum volume eroded.

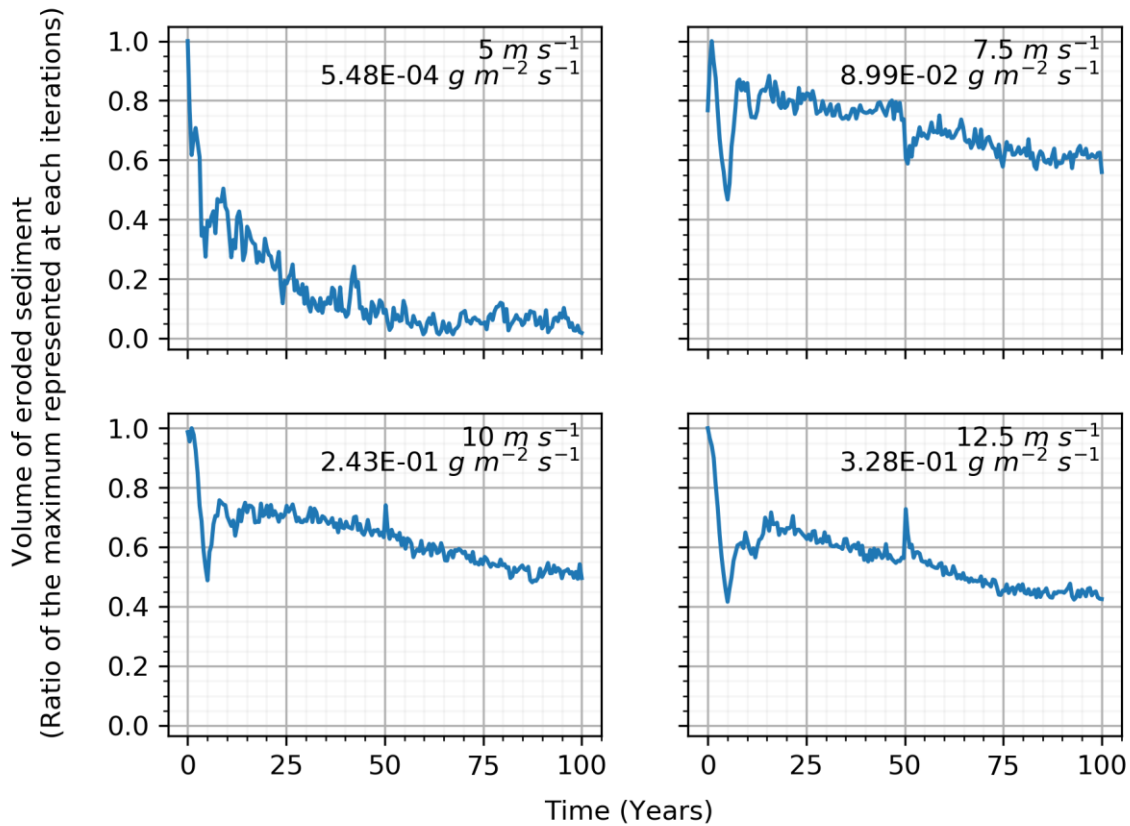


Figure 4.3. - Time series of eroded sediment volume and the mean erosion rate of 5-year simulations with different windspeeds.

4.3.2 Grazing simulations

The stocking rate is tested with the SDA3 simulations (7.5 m s^{-1} windspeed and 270 mm yr^{-1} rainfall regime), resulting in an environment with a continuous majority of grass during the 100 years of simulation. Without grazing, the grass proportion decreases from $\approx 85\%$ to $\approx 68\%$ of the grid through the simulation, mirrored by a proportional increase of shrubs, while the trees disappear after the 55th year of simulation. The grass is also in good health with a final health index of ≈ 0.72 , while the shrubs are significantly well developed with a final health index of ≈ 0.40 . Since the grass is in good health and represents more than 68% of the vegetation on the grid, the environment of reference with no grazing shows it can sustain a good quality of forage for the entirety of the simulation. Therefore, any significant degradation of the grass that would deny the grazers the ability to sustain themselves can then be confidently attributed to the grazers themselves and not to the natural degradation of the environment. With the addition of grazing agents in the SDA3 simulation, no large effect on the vegetation proportions and the vegetation health is observed. The

final grass proportion, regardless of the stocking rate applied, is around 68% and with a final shrub proportion around 32%. The health of the vegetation is invariant among each simulation, equal to ≈ 0.72 for the grass, ≈ 0.40 for the shrubs, and ≈ 0.22 for the trees. The final vegetation health index of trees is more variable than the other vegetation types, but they also represent less than 1% of the vegetation on the grid, so their index is appreciably more sensitive.

Even if the presence of grazing agents does not translate to a significant modification of the vegetation on the simulation grid, we cannot conclude that the grazers do not affect the landscape in the simulations. One of the outputs of the ViSTA_GrAM model illustrating the impact of stocking rate on the vegetation more accurately is the total amount of forage available to grazers at each iteration (Fig. 4.4a). The total amount of forage on the grid represents the sum of the volume of grass on each cell multiplied by its volumetric mass. While the forage availability is similar at the seasonal scale (Fig. 4.4b), there is an increasingly large variation of the amount of forage available between each seasonal vegetation update with an increase in the stocking rate (Fig. 4.4c). The removal of grass in the short term by the grazers is therefore mitigated by a considerable regrowth of the grass with each new vegetation (seasonal) iteration, which increases with stocking rate and compensates for the action of the grazers (Fig. 4.4a). The mean natural (no grazing) regrowth rate of 43 mm per season in the simulation increases to 46 mm, 52 mm, and 60 mm for the simulations with 0.01 LSU ha^{-1} , 0.03 LSU ha^{-1} and 0.06 LSU ha^{-1} , respectively. And therefore, the amount of available forage over the long term is similar in all simulations with the final amount of foraging approaching $1.85 \times 10^5 \text{ kg}$, regardless of the stocking rate applied and despite that the mean daily foraging is kept at $\approx 9.5 \text{ kg day}^{-1} \text{ grazer}^{-1}$. The grazers are therefore eating enough daily to sustain themselves on the grid without external supplementing (e.g., roaming off-grid or feed) with the grass re-growing the biomass required to conserve sufficient grazing efficiency.

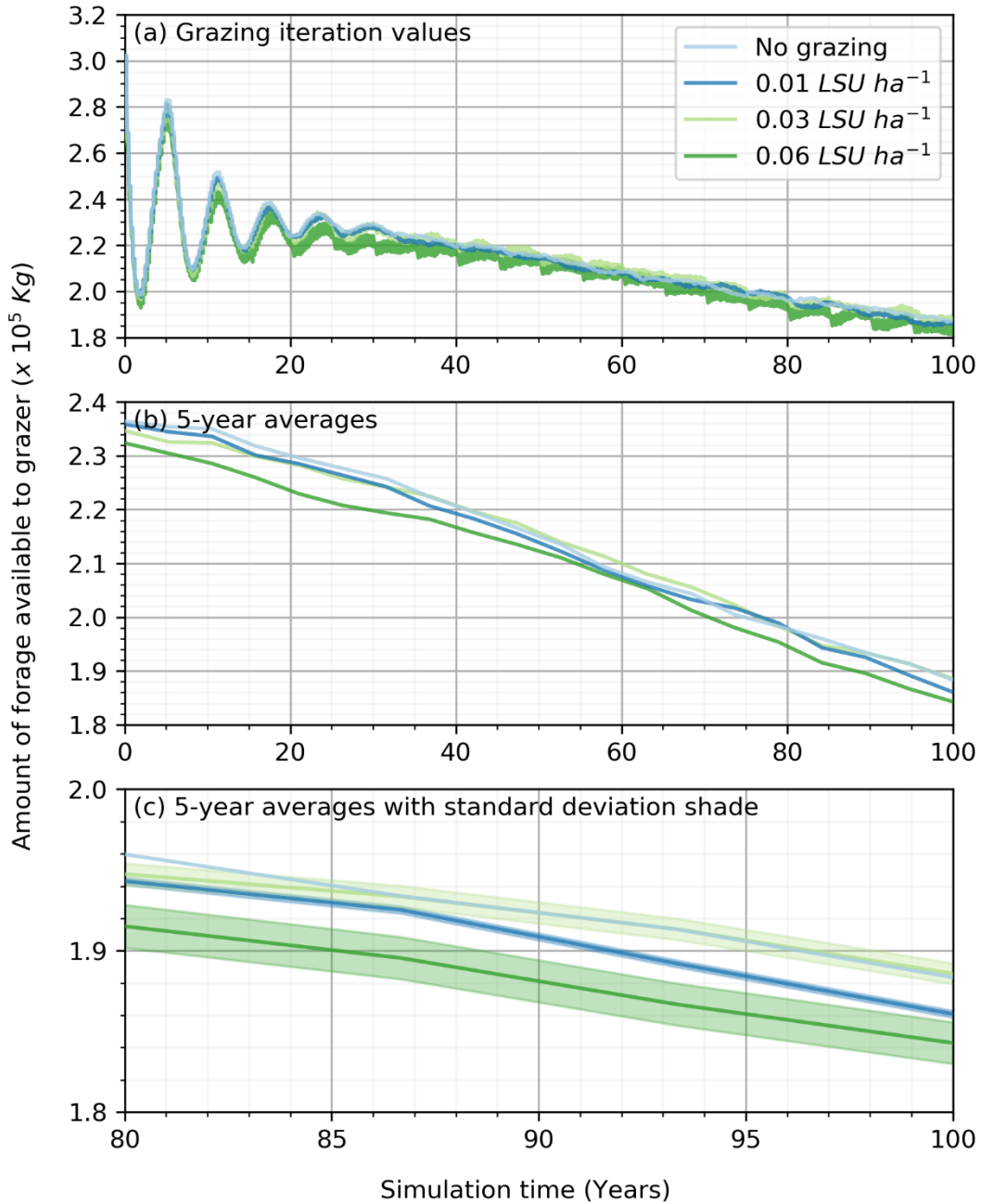


Figure 4.4. - Time series of the available amount of forage available to grazers on the simulation grid.

The limited impact of the grazing on the vegetation is also limiting its impact on sediment transport. Temporal removal of vegetation on the grid surface between each vegetation update could be releasing patches of sediments previously trapped by vegetation. The mean saltation rate of the simulations with no grazing is $1.37 \times 10^{-4} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ and increases slightly to $1.43 \times 10^{-4} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ with the highest stocking rate of 0.06 LSU ha^{-1} . In contrast, both the 0.01 LSU ha^{-1} and the

0.03 LSU ha⁻¹ simulations observe slight increases in mean saltation rates of $1.38 \times 10^{-4} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ and $1.39 \times 10^{-4} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ relative to the no grazing simulation. These differences in sediment transport between the diverse stocking rate simulations are not pronounced enough to be significant but suggest the possible effect of greater vegetation degradation on simulations.

4.4 DISCUSSION

The components of arid environments (e.g., vegetation, rainfall, sediment transport, and grazing) studied in the simulations of the ViSTA_GrAM model are all fundamental factors defining the state and composition of their respective environment and any modification to their associated processes should then yield different states of the environment. The outputs obtained from the ViSTA_GrAM simulations demonstrate a good sensitivity of the model to variation in rainfall, windspeed and stocking rate. The impacts of each component on the final state of the model are not only interesting for its ability to inform about future scenarios but also because they provide the opportunity to compare the level of influence of each change in the environment in conjunction with one another.

4.4.1 Vegetation dynamics

A poor proportion of grass on the FD and SDb simulation grids are observed since there is no transport of sediment in these simulations, significantly hindering the survival of grass. In comparison, the shrubs observe optimal growth with a sediment balance of 0 m. This makes it the favoured vegetation type, even over the trees which have a stress index of zero with a sediment balance of 0 m. In the absence of sediment transport, the vegetation composition of the grids is heavily influenced towards one dominated by shrubs. The original model was parametrized to represent the sediment balance stress effect on pioneer grass that optimally grows when buried by sediments (Mayaud et al., 2017c). These results are not representative of all types of semi-arid environments. Most of the humid and stabilized sandy environments of Southern Africa, for example, show a greater proportion of trees as opposed to shrubs (Bond et al., 2003; Staver et al., 2011). Even at lower rainfall regimes, the quickly increasing proportion of shrubs in the FD simulations, compared to the results of the SDa1 simulations, is indicative of the model being sensitive to the sediment balance stress. While windborne sediment transport is expected to be an important factor for the vegetation organisation in environments where the moisture availability is low, it is also expected to decrease with increasing moisture availability (Ravi et al., 2010). The

effect of sediment transport on the growth curve of vegetation is also difficult to generalize to a wide variety of species considering that each species growth function will have a unique response to sediment burial or erosion (Brown, 1997; Dech and Maun, 2006; Maun, 1998; Maun and Perumal, 1999; Moore, 1996; Van der Putten et al., 1993). For example, the parametrization of a sediment balance stress for coastal dunes would then not apply to inland stabilized desert dunes. Even if it allows for the observation of an important dynamic in some specific arid environments, the sediment balance stress was not applied to vegetation in subsequent tests. The heavy reliance on the parametrization and subsequent sensitivity of the model to sediment transport would have made it difficult to obtain a balanced coexistence of the multiple vegetation types.

The dynamism of the vegetation recolonization is another important component of the model that significantly influences the simulations through environmental conditions (e.g., rainfall regimes) to significantly influence the vegetation proportions on the grid. This dynamism is normally observed in a natural environment where the water availability and established vegetation will influence the type of vegetation that is the most likely to prosper in that environment (Baudena et al., 2010; Higgins et al., 2000; Scholes et al., 2002; Scholes and Archer, 1997; Van Langevelde et al., 2003). A non-dynamic vegetation recolonization in arid environments, in comparison, represents an actively managed landscape. The ND simulations represent environments where similar proportions of each vegetation type are maintained by an external force each year regardless of the water availability or the established vegetation. While this does not prevent the vegetation to die, it ultimately balances the vegetation proportions between the mortality rate and the recolonization rate of each vegetation type. If the effort of keeping the vegetation cover stable in these environments stops, the environment often undergoes a significant modification of its present vegetation cover (Abella et al., 2009; Carpenter et al., 1986). The importance of changes in the vegetation composition, once any external influences stop, can give an appreciation of the amount of energy necessary to keep their composition stable. Since the model does not explicitly calculate the amount of energy necessary to maintain its environment stable, the ND simulations are difficult to use as realistic prevision models for future scenarios. Nevertheless, non-dynamic simulations like the ND and SDb constitute a good example to highlight the dynamic nature of SDA1 and FD simulations.

The FD and SDA1 simulations have demonstrated their capacity to realistically representing fundamental processes within arid environments. While the FD simulations explicitly consider more interactions between its components, the hypersensitivity of the vegetation to sediment stress limits the viability of this type of simulation to evaluate the impact of other landscape dynamics. The more reasonable sensitivity to environmental changes in the SDA1 simulations makes it more realistic for observing the impact of rainfall, windspeed, or grazing regimes on the model.

4.4.2 Rainfall

The rainfall regime of an environment is one of the most influential components of the vegetation state of simulation when the vegetation recolonization is dynamic. Since climate classification systems are based on rainfall amounts to classify the types of environment around the globe (Lehmann et al., 2011; Middleton and Thomas, 1997), it is expected that this component of the model will have a significant impact on the evolution of the environments simulated. The reduction of rainfall in some arid environments could lead to dune remobilization to completely change the dynamic states of these environments (Bhattachan et al., 2014). In the context of climate change, the study of rainfall regime impacts on arid environment composition is of key interest.

The model ViSTA_M17 calibration tests already demonstrated that the response of the vegetation to multiple rainfall regimes with similar conditions to the SDA1 simulations corresponded to real vegetation patterns and temporal evolution (Mayaud et al., 2017a). The dominance of the shrubs over the grass in all SDA1 simulations with 450 mm yr⁻¹ or less, does not correspond to what was initially expected, but it is also not outside of what is realistically observed. In reality, semi-arid environments with less than 650 mm yr⁻¹ of rainfall tend to present higher proportions of grass (Hassler et al., 2010; Ludwig et al., 2017; Sankaran et al., 2005), but will also have a lesser vegetation composition reliance on rainfall regime (Bond et al., 2003; Lehmann et al., 2011). Under low rainfall regimes, if there is no secondary factor encouraging the growth of grass, a significant proportion of shrubs emerges alongside grasses (Burgess, 2006; Kraaij and Milton, 2006; Oñatibia and Aguiar, 2016). The simulation where grass persists the longest (rainfall regime of 450 mm yr⁻¹), is also where rainfall has the most influence on the vegetation proportions and therefore encouraging a grass-dominated vegetal cover. Tree populations thrive at rainfall amounts of over 650 mm yr⁻¹ and in the absence of recurring fires, this influence of the rainfall is expected to ultimately lead to a closed woodland (Bond et al., 2003; Burgess, 2006; Lehmann et al., 2011;

Sankaran et al., 2005; Scanlon et al., 2007; Staver et al., 2011). The resulting landscape observed with the SDA1 simulation at 1000 mm yr⁻¹ is a prime example of this situation (Fig. 4.2). The ViSTA_GrAM model demonstrates the major impact a rainfall regime can have on the vegetation composition of an environment but also highlights the need to consider other factors to represent the entirety of the possible arid environment vegetation diversity.

The relatively high and constant health index of the grasses observed in the SDA1 simulations regardless of the rainfall regime and grass proportion is another indicator of the complexity involved in the growth of vegetation in arid environments. Even if the final proportion of grass is often lower than the proportion of shrubs and trees, the grasses have a more rapid growth than the two other types of vegetation. This optimization also explains why an increased grass proportion is observed in simulations with a vegetation update every 3 months compared to update every 6 months. This change in vegetation composition represents the importance of the seasonality of disturbances in environments with limited moisture availability (Lehmann et al., 2011; Staver et al., 2011). The resulting landscape of the SDA3 simulations with an update in vegetation every seasonal change (3 months) is very similar to what is observed in the ranging land of Namibia (Hassler et al., 2010; Ludwig et al., 2017) and why the SDA3 simulation (with the 3 months vegetation update) is used in the simulations testing stocking rate effects in the ViSTA_GrAM model.

4.4.3 Sediment transport

The effect of climate change on windspeed is regionally variable and uncertain (McInnes et al., 2011), encouraging studies of wind-driven environments response to multiple wind regimes. Arid environments benefit from such measures since an increase in wind speed could increase the erosion rate even if there is no modification of the surface. Furthermore, with an increase in windspeed coupled to the remobilization of sediment due to a decrease in vegetation, the resulting transport could exponentially increase (Bhattachan et al., 2014). The SDA2 simulations present similar surfaces to interact with varying windspeeds, resulting in a linear increase in saltation rate with windspeed (Fig. 4.5), corresponding to the findings of Martin and Kok (2017). To allow a better comparison of the results between the two studies, the windspeeds of 5.0 m s⁻¹, 7.5 m s⁻¹, 10 m s⁻¹ and 12.5 m s⁻¹ were transformed to an equivalent shear stress of 0.09 N m⁻², 0.14 N m⁻², 0.18 N m⁻² and 0.23 N m⁻², respectively. From Figure 4.5, it is possible to identify significant

similarities between the results of the SDa2 simulations in the ViSTA_GrAM and the Martin and Kok (2017) Jericoacoara and Rancho Guadalupe sites (their Fig. 2). The increase in sediment transport, between each shear stress level, is nearly identical between the model and the field studies, despite the different values of sediment transport since the landscapes of the SDa2 simulations are highly vegetated and the sites of Jericoacoara and Rancho Guadalupe sites are bare. The rate of eroded sediment emissions in the ViSTA_GrAM model is difficult to compare to empirical data directly because the model is presently not able to return a horizontal saltation flux. The sediment interactions are not less realistic in the model because of this, but the addition of the saltation flux as a module-level output would certainly help the model to study future landscape management scenarios.

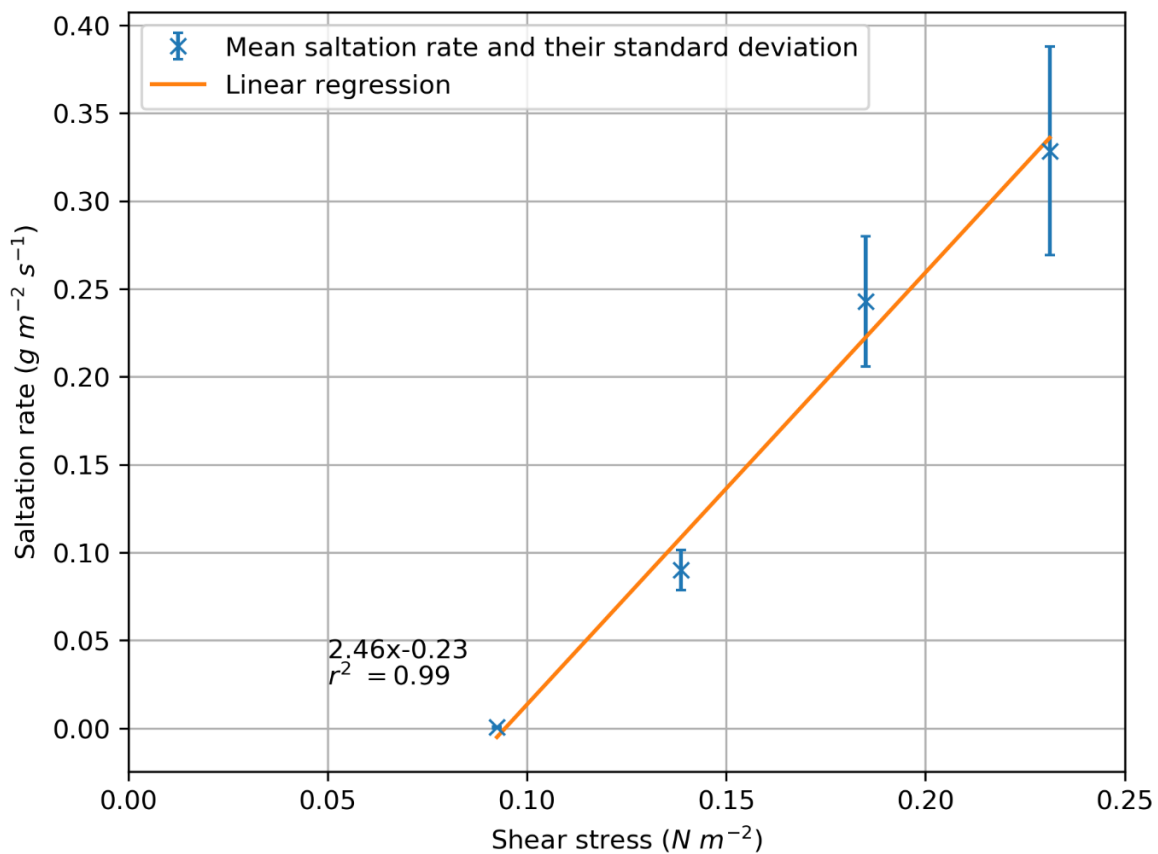


Figure 4.5. - Relation of the mean saltation rate and their standard deviations with shear stress (p-value = $6.59 \cdot 10^{-3}$).

4.4.4 Grazing

Grazing is a type of disturbance and is generally approached as harming the environment; expected to present degradation of the vegetation cover over time. The SDA3 simulations, testing the impact of the grazers with the model ViSTA_GrAM (Table 4.2), show little influence of grazing on vegetation final states. Even if these results are not very different from those obtained by the original model ViSTA_M17 (Mayaud et al., 2017a), the ViSTA_GrAM model simulations present additional insights on the interaction between grazers and vegetation in semi-arid environments. While the vegetation is not altered by the grazing enough to produce a change in its spatial organisation or coverage, the impact of the grazing is noticeable when looking at the evolution of the total biomass of grasses between the update of vegetation and the response in the mean growth of the grasses. The combination of a decrease of the available grass biomass and an increase of the mean growth of the grass under an increasing stocking rate applied in the simulations suggest that the environment can compensate for the action of the grazer. The grasses observe an increasing growth rate under grazing, allowing for the environment to recuperate the foraged biomass. This compensation mechanism is already recognized in multiple previous studies (Hickman and Hartnett, 2002; Leriche et al., 2001; McNaughton, 1983) as able to highly limit the degradation of vegetation under low to moderate stocking regime. Under an intensive stocking regime, the regrowth rate of the vegetation does not equate to the grazing degradation and results in a change in the organisation of the vegetation (Aubault et al., 2015; Hickman and Hartnett, 2002; Jeltsch et al., 1997a). The maximum stocking rate an environment can sustainably carry is highly variable based on the vegetation species, the nutrient availability, and the water availability (Hickman and Hartnett, 2002; McNaughton, 1983; Rietkerk et al., 1997, 2002). Therefore, the environmental conditions of a landscape influence the impact of the grazers and concurrently influence the vegetation repartition, making their impacts in shaping landscapes less apparent than other variables (e.g., rainfall) because the impact is muted by other environmental dynamics. Multiple studies in arid and semi-arid grasslands, with environmental conditions similar to the ones represented in the SDA3 simulations, show the same compensation of the vegetation biomass production in response to the presence of grazers (Aubault et al., 2015; Ludwig et al., 2017; Yu et al., 2019). The lack of sensitivity to varying stocking rates in the results presented in this study are therefore attributed to the sensitivity of the environment to grazing and not to the sensitivity of the model itself.

The results from this study demonstrate that the changes in the amount of sediment eroded are influenced more by the vegetation organisation than the stocking rates applied. Knowing no significant changes in the transport rate will be observed without significant changes in the long-term vegetation cover, the small intermittent increases in sediment erosion in the SDa3 simulations can be associated with the degradation in vegetation cover by foraging even though it is not reflected in the mean amount of sediment eroded. The increase in stocking rate suggests there is a potential of increased sediment transport, but it is not translated in long-term increased transport because of the lack of change in the vegetation cover. Again, while the present simulation configuration does not result in a significant difference in sediment transport amounts, it demonstrates the capability to exhibit a variation of the transport under different environmental conditions.

The ViSTA_GrAM model demonstrates its capacity to represent the multiple processes defining arid environments and that a deeper representation of the dynamics of grazing is possible with the help of an agent-based model. The lack of differentiation possible between the simulations with different stocking rates highlights the need for a good definition of the influence of each process on the resulting landscape returned by the model. While the presentation order of each process in this paper informs of the general hierarchy between the processes, the sensitivity tests presented are not complete enough to compare the effect of each of these processes on a normalized scale. Further work on a normalized sensitivity classification of each process would allow for a quantifiable comparison of their importance and help guide impact studies of environmental change in arid environments.

4.5 CONCLUSION

This study proposes and implements a model to represent realistic dynamics in a semi-arid environment. This ViSTA_GrAM model extends the modelling capacities of the ViSTA_M17 model by representing the grazing interaction via an ABM module. The rescaling of the simulations grid to 200 by 200 cells of 5 m resolution allowed for the representation of a larger landscape without diminishing the pertinence of the interactions between the model components. Series of simulations, representing hypothetical semi-arid environments, were compared to published results in peer-reviewed literature and have demonstrated the capacity of the ViSTA_GrAM model to effectively represent the interaction between the vegetation, the rainfall regime, the sediment

transport and the grazing in a theoretic context. The integration of the GrAM module within the ViSTA_GrAM model showed the results of the vegetation interactions with grazers at a finer scale than the original ViSTA_M17 model, highlighting the complex nature of those interactions and reaffirming the need of integrative approach to study these processes.

The model in its current state still has some limitations, notably concerning his representation of the resulting sediment transport and the sensitivity of the model vegetation growth to this transport. To address these limitations and offer a better evaluation of the model application to real semi-arid environments, future work should include the horizontal saltation flux as an output, introduce several grass species growth response curves, and calibrate the model against more empirical data. With further development of the model and with an application of the model made in direct comparison to empirical data, we think it can offer an invaluable tool to help extend our understanding of arid environments and help improve landscape management in such environments.

Chapitre 5 Discussion et conclusion générale

5.1 DISCUSSION GÉNÉRALE

Le but ultime de la présente recherche est de faire une révision de la qualité des outils mis à la disposition des chercheurs en milieu aride pour faire l'observation des interactions entre les multiples composantes des environnements complexes. Après avoir fait une revue des outils déjà existants pour représenter les dynamiques d'environnement aride, il a été conclu que la relation entre le transport des sédiments et la végétation est souvent bien représentée dans les modèles déjà existants, mais que les perturbations, comme l'herbivorie, sont souvent intégrées de façon simpliste dans les modèles de transport des sédiments. Afin de mieux représenter l'importance du phénomène d'herbivorie, de son effet sur les dynamiques de transport des sédiments et de la croissance végétale des milieux arides, un nouveau module d'agents herbivores a été développé pour compléter le modèle ViSTA_M17. Le développement d'une nouvelle version, ViSTA_GrAM, s'est donc articulé autour de trois objectifs principaux présentés dans le chapitre 2.1. Une révision de chacun de ces objectifs sera faite afin de déterminer s'ils ont bien tous été remplis et ainsi permettre les possibilités de travaux futurs émergeant de la présente recherche.

5.1.1 Objectif 1 : Développer un modèle basé sur l'agent représentatif des comportements des herbivores dans les environnements arides et de leur impact sur leur environnement.

L'objectif principal du présent projet de recherche est le développement d'un nouveau module d'agent représentant le comportement d'herbivores en relation avec les caractéristiques sédimentaires et végétales des environnements arides. Un tel module a été présenté dans un article (Chapitre 4) démontrant la possibilité de mieux représenter les dynamiques observées en environnement aride grâce au modèle ViSTA_GrAM. Ce nouveau module permet de représenter l'activité herbivore en environnement aride au niveau des individus et permet aux herbivores de réagir à une modification de leur environnement. Le module Gram tire son inspiration de modèles d'herbivorie comme celui de Jeltsch et al. (1996, 1997b) et celui de Marion (2008) pour définir les actions des herbivores sur la grille. Ces actions sont définies par un processus de prise de décisions, par un mouvement vers la grille choisie, puis par la consommation de biomasse à l'emplacement choisi par l'agent herbivore. Les comportements des herbivores ont été paramétrés, selon une revue de la littérature existante (Hodgson et al., 1991; McLean et al., 2014; Sharpe et Kenny, 2019) et des séries de tests de sensibilité, puisqu'une expérience spécifique au développement de ce modèle n'était pas possible. Un effort pour conserver une certaine portion de hasard et de relativité dans la définition des comportements des herbivores a donc été effectué dans la mesure du possible. Cela est particulièrement vrai dans le cadre du choix de la destination des agents et de la quantité de biomasse qui est réellement mangée par les agents. Étant donné, qu'il n'y a pas nécessairement une case absolue représentant une meilleure destination et qu'il y a variation de la quantité réelle de biomasse ingérée par les herbivores en fonction du nombre de cases contenant de l'herbe dans leur entourage. Cette méthode de représentation des herbivores a été prouvée efficace dans plusieurs modèles précédents (Marion et al., 2008; Swain et al., 2007; Weber et Jeltsch, 1997). Elle permet aussi de respecter la volonté du modèle original ViSTA_M17 de conserver la paramétrisation nécessaire pour faire fonctionner le modèle à un minimum.

Le modèle ViSTA_GrAM s'est montré moins sensible que prévu aux changements de la distribution de la végétation sous différents régimes d'herbivorie, mais a montré une sensibilité significative en termes des caractéristiques de croissance végétale et leur réponse aux différents régimes d'herbivorie. L'addition du module Gram dans le modèle a donc permis de souligner le

fait que la susceptibilité des environnements à une dégradation provenant de l'herbivorie varie en fonction des conditions environnementales (Hickman et Hartnett, 2002; Jeltsch et al., 1997a; McNaughton, 1983; Rietkerk et al., 1997, 2002). Il est donc possible d'affirmer que l'objectif de développer un module pouvant représenter les comportements herbivores en environnement aride a bien été atteint.

5.1.2 Objectif 2 : Tester la sensibilité du modèle à différents états de l'environnement.

Le second objectif de cette recherche a été de tester la sensibilité du modèle afin d'en connaître ses limites d'applications. Des tests de sensibilité ont été effectués avant, durant et après le développement du modèle ViSTA_GrAM. Un suivi de l'effet des changements apportés au modèle pouvait donc être observé grâce à ces tests. Le développement du modèle ViSTA_GrAM s'est donc déroulé comme une série de changements suivie des tests menés pour confirmer la validité des changements effectués. Ce cycle de test a été répété plusieurs fois avant de mener à la version du modèle présentée dans le présent document. Ces cycles de modifications et les tests ont mené à un polissage de la paramétrisation du modèle et ont permis de le rendre le plus réaliste possible.

Certains des tests de sensibilité ont souligné des limites majeures du modèle qui n'ont pas pu être résolues totalement. C'est notamment le cas des tests de sensibilité du modèle ViSTA_M17 au transport des sédiments et à l'angle du vent. Comme il est expliqué dans l'annexe IV.c, la formation de dunes considérables (plus que 5 m de haut) s'effectuait en une durée déraisonnablement courte (5 ans) dans le modèle original. L'ajout d'une règle empêchant l'érosion des sédiments se trouvant sur la même cellule que celle de la végétation d'une hauteur permettant la déposition des sédiments a certainement permis de limiter le transport des sédiments en environnement végétalisé à un niveau acceptable. Il est néanmoins possible que le transport des sédiments soit toujours surestimé dans le modèle si l'on représente un environnement sans végétation. La solution présentée dans le présent document permet effectivement des simulations réalistes d'environnement arides et est propice à l'évaluation des capacités du nouveau module Gram, mais ne représente pas l'entièreté de la complexité de l'interaction entre le vent et la végétation (Gillies et al., 2002; Mayaud et Webb, 2017). Le manque de ressources pour pouvoir mener une recherche

empirique d'une meilleure représentation de l'interaction entre la végétation et le transport des sédiments a donc limité les corrections qui ont pu être apportées au modèle dans ce domaine.

La variation du transport des sédiments, observée en fonction de l'angle de vent sur la grille est un autre problème qui est relié au transport des sédiments et qui n'a pas pu être totalement résolu au cours de la présente recherche. Il n'est pas naturel d'observer une différence dans la force du vent simplement basé sur l'angle d'approche de celui-ci. Les environnements, qui observent une différence dans la force des vents, selon leur direction, observent une telle différence due à certaines conditions atmosphériques différenciant les régimes de vents (Eckardt et al., 2002; Munday et Washington, 2017; Todd et Washington, 1999; Washington et Preston, 2006). Il a donc été conclu que le phénomène observé dans le modèle provient probablement de la démarche de calculs de la trajectoire de déposition dans le modèle. Si une inégalité, même mineure, de la distribution des sédiments dans la trajectoire offrait une préférence pour un déplacement vertical, l'addition de ces inégalités à la fin du modèle résulterait en des formes de paysage nettement différentes.

La majorité des tests de sensibilité démontre que le modèle ViSTA_GrAM est raisonnablement applicable dans une multitude d'environnements différents. Il est reconnu que tout modèle existant a des limites d'applications et ViSTA_GrAM ne fait pas exception à cette règle. La quantité considérable d'échelles temporelles et spatiales que comporte le modèle, demande une coordination importante entre les différentes échelles, ce qui n'est pas toujours facile à atteindre. La différence de taille entre les échelles limite aussi la précision avec laquelle il est possible de représenter certains phénomènes. Le transport des sédiments par exemple, ne peut pas être représenté en temps réel. Ceci est attribuable au temps de calcul énorme que représente chaque minute dans une simulation de 100 ans pour évaluer l'évolution du couvert végétale. La puissance de modèle ViSTA_GrAM se trouve cependant dans sa polyvalence et la faible demande en paramétrisation préalable.

5.1.3 Objectif 3 : Comparer les différentes simulations retournées par le modèle ViSTA_GrAM avec d'autres modèles et les connaissances théoriques actuelles.

Après avoir développé le modèle ViSTA_GrAM et testé la sensibilité du modèle, le dernier objectif de ce projet de recherche est de valider les résultats présentés par le modèle ViSTA_GrAM en les comparant avec les résultats d'études similaires. La comparaison des résultats retournés par ViSTA_GrAM avec des modèles, des études de terrains et des études en laboratoire, portant sur l'évolution du couvert végétal en région aride, le déplacement des sédiments ou les interactions des herbivores face à leur environnement, a permis de confirmer que le modèle ViSTA_GrAM est effectivement représentatif de processus réels. Les tests, qui ont été effectués au cours du présent projet de recherche, ont principalement tenté de reproduire des environnements s'inspirant des pâturages semi-arides de la région du Kalahari, mais il a aussi été démontré que nos résultats concordent avec ceux d'études portées dans d'autres régions du monde qui ont des conditions similaires (Carpenter et al., 1986; Maun et Perumal, 1999; McLean et al., 2014; Oñatibia et Aguiar, 2016). Cela renforce l'affirmation que le modèle ViSTA_GrAM est un modèle avantageux au niveau de la polyvalence qu'il offre et du nombre de conditions environnementales qu'il peut représenter. Il n'a pas été possible de tester l'éventail complet de conditions environnementales que le modèle est capable de représenter. À la suite de certains tests, notamment ceux qui concernent le transport des sédiments, il a été soulevé qu'une différence dans le mode de représentation de certains types de processus dans le modèle et sur le terrain pouvait entraîner une comparaison plus difficile entre les deux études. L'objectif principal de la recherche voulant réviser la représentation de l'herbivorie a néanmoins été atteint, puisque le module GrAM représentant l'herbivorie a permis de présenter une vision plus complète des processus d'herbivorie en relation à la végétation. Le présent projet de recherche aura donc réussi à montrer une nouvelle approche pour représenter l'action herbivore en environnement aride qui s'ancre dans la littérature et qui renforce l'argument que la dégradation provenant de l'herbivorie est complexe et ne peut pas simplement être exposé comme un facteur négatif.

5.1.4 Travaux Futures

Le développement du modèle ViSTA_GrAM a permis d'approfondir la connaissance des interactions entre les différentes composantes des environnements arides et souligner les bénéfices

de la modélisation complexe à la représentation de tel environnement. La recherche a aussi souligné l'importance de la calibration et des tests de sensibilité d'un modèle, puisque souvent, ceux-ci permettent de soulever de nouvelles questions. Le parfait exemple de ceci dans le cadre du présent projet de recherche est le processus de transport des sédiments. Les anomalies soulevées lors des tests de sensibilité en lien avec le transport des sédiments invitent à une exploration plus profonde des fonctions du modèle en lien avec ce processus. Il a aussi été soulevé qu'une calibration étendue des flux des sédiments horizontaux en présence de végétation devrait être faite, idéalement, avec des données de terrain. L'addition d'une valeur de flux des sédiments horizontaux permettrait une liaison plus facile entre le modèle et les études de terrains. Il est encouragé d'appliquer le modèle ViSTA_GrAM a plusieurs études de terrains afin d'agrandir la représentation spatiale et temporelle et permettre la comparaison du modèle à un nombre grandissant de conditions environnementales différentes. L'évaluation de la performance du modèle à reproduire des environnements arides réels demande aussi que les simulations soient créées à l'aide de jeu de données plus complet. Une plus grande résolution des séries temporelles de vents et des précipitations serait bénéfique à la capacité de représentation du modèle et permettrait d'améliorer la calibration du modèle. Il serait du même coup bénéfique d'avoir des données, provenant toutes d'un même environnement aride, avec lesquels les données de sortie du modèle ViSTA_GrAM pourraient être comparées. Une approche empirique adaptée au modèle ViSTA_GrAM permettrait de mieux évaluer la capacité du modèle à représenter les environnements arides en tant que système. Une telle approche permettrait aussi un approfondissement des tests axée sur l'identification de la limite de support des environnements face à l'herbivorie en fonction de leur condition environnementale. Pour aider à la représentation de plus grandes surfaces et permettre de mieux combler les lacunes temporelles et spatiales des études de terrain, il est aussi prévu de paralléliser les calculs du modèle ViSTA_GrAM pour permettre de diminuer le temps de calculs de larges surfaces.

5.2 CONCLUSION GÉNÉRALE

La désertification des environnements arides affecte une large portion de la population planétaire et est l'un des défis majeurs des décennies à venir. La compréhension des processus qui produisent ou résultent d'une dégradation des environnements arides tels qu'une perte de couvert végétal ou d'un changement dans la composition végétale d'un environnement est donc cruciale afin d'effectuer une gestion durable de ces environnements. La modélisation complexe est un outil

des plus approprié pour faire l'étude des interactions entre les composantes d'environnements arides, car elle permet de représenter et d'observer leurs interactions dynamiques et complexes à différentes échelles. Le présent projet de recherche, a donc entrepris d'améliorer un modèle de CA déjà existant (ViSTA_M17) en le combinant avec un nouveau module basé sur l'agent qui représente l'action d'herbivore dans les environnements arides que ViSTA_M17 représente. Le nouveau modèle qui résulte de cette combinaison (ViSTA_GrAM) a démontré qu'il était capable de représenter fidèlement les dynamiques végétales ainsi que la relation que ces dynamiques entretiennent avec les herbivores. Le modèle ViSTA_GrAM a souligné la complexité de l'étude de la dégradation végétale sous un régime d'herbivorie. Le nouveau modèle ViSTA_GrAM a été capable d'observer une compensation de la croissance végétale face à la pression qui lui est appliquée sous un régime de pâturage, alors qu'il n'était pas possible d'observer un tel phénomène dans le modèle original ViSTA_M17. Les tests de sensibilité du modèle, ont aussi permis de souligner le besoin de poursuivre l'expérimentation au niveau de la sensibilité du modèle. Le transport des sédiments et la définition de la limite des environnements à supporter un régime d'herbivorie sont deux sujets où la poursuite des tests de sensibilité serait particulièrement bénéfique. Pour conclure, le développement du modèle ViSTA_GrAM aura porté à réaliser la difficulté de représenter des phénomènes opérant à plusieurs échelles temporelles et spatiales dans un modèle unifié. Le modèle ViSTA_GrAM, tout de même, relève ce défi de façon convaincante et offre un outil particulièrement intéressant pour faire l'étude de l'évolution des environnements futurs.

Références bibliographiques

- Abella SR, Engel EC, Lund CL, Spencer JE. 2009. Early Post-Fire Plant Establishment on a Mojave Desert Burn. *Madroño* **56** : 137–148. DOI: 10.3120/0024-9637-56.3.137
- Ares J, Bertiller M, Bisigato A. 2003. Modeling and Measurement of Structural Changes at a Landscape Scale in Dryland Areas. *Environmental Modeling & Assessment* : 13.
- Aubault H, Webb NP, Strong CL, McTainsh GH, Leys JF, Scanlan JC. 2015. Grazing impacts on the susceptibility of rangelands to wind erosion: The effects of stocking rate, stocking strategy and land condition. *Aeolian Research* **17** : 89–99. DOI: 10.1016/j.aeolia.2014.12.005
- Baas ACW. 2007. Complex systems in aeolian geomorphology. *Geomorphology* **91** : 311–331. DOI: 10.1016/j.geomorph.2007.04.012
- Baas ACW, Nield JM. 2007. Modelling vegetated dune landscapes. *Geophysical Research Letters* **34** : 1–5. DOI: 10.1029/2006GL029152
- Bagnold RA. 1941. *The physics of blown sand and desert dunes* . Dover Publications inc.: Mineola
- Bagnold RA. 1966. *An approach to the sediment transport problem from general physics* . United States Government Printing Office: Washington
- Bailey RM. 2011. Spatial and temporal signatures of fragility and threshold proximity in modelled semi-arid vegetation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278** : 1064–1071. DOI: 10.1098/rspb.2010.1750
- Bailey RM, Thomas DSG. 2014. A quantitative approach to understanding dated dune stratigraphies. *Earth Surface Processes and Landforms* **39** : 614–631. DOI: 10.1002/esp.3471
- Bak P, Tang C, Wiesenfeld K. 1988. Self-organized criticality. *Physical Review A* **38** : 364–374. DOI: 10.1103/PhysRevA.38.364
- Barbier N, Coueron P, Lejoly J, Deblauwe V, Lejeune O. 2006. Self-organized vegetation patterning as a fingerprint of climate and human impact on semi-arid ecosystems. *Journal of Ecology* **94** : 537–547. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2006.01126.x

Batty M, Torrens PM. 2005. Modelling and prediction in a complex world. *Futures* **37** : 745–766. DOI: 10.1016/j.futures.2004.11.003

Baudena M, D’Andrea F, Provenzale A. 2010. An idealized model for tree–grass coexistence in savannas: the role of life stage structure and fire disturbances: A model for tree–grass coexistence. *Journal of Ecology* **98** : 74–80. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01588.x

Bhattachan A, D’odorico P, Dintwe K, Okin GS, Collins SL. 2014. Resilience and recovery potential of duneland vegetation in the southern Kalahari. *Ecosphere* **5** : 1–14. DOI: 10.1890/ES13-00268.1

Blanco-Canqui H, Lal R. 2010. Wind Erosion. In *Principles of Soil Conservation and Management*, . Springer Netherlands: Dordrecht; 55–80. [online] Available from: http://link.springer.com/10.1007/978-1-4020-8709-7_3

Boggs S. 2011. Chapter 2 : Transport and Deposition of Siliciclastic Sediment. In *Principles of sedimentology and Stratigraphy*, . Pearson Education; 600.

Bond WJ, Midgley GF, Woodward FI. 2003. What controls South African vegetation — climate or fire? *South African Journal of Botany* **69** : 79–91. DOI: 10.1016/S0254-6299(15)30362-8

Brown JF. 1997. Effects of Experimental Burial on Survival, Growth, and Resource Allocation of Three Species of Dune Plants. *The Journal of Ecology* **85** : 151. DOI: 10.2307/2960647

Burgess J. 2006. Country pasture / forage resource profiles: Botswana . Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)

Burri K, Gromke C, Lehning M, Graf F. 2011. Aeolian sediment transport over vegetation canopies: A wind tunnel study with live plants. *Aeolian Research* **3** : 205–213. DOI: 10.1016/j.aeolia.2011.01.003

Carpenter DE, Barbour MG, Bahre CJ. 1986. Old Field Succession in Mojave Desert Scrub. *Madroño* **33** : 13.

Chacon E, Stobbs TH, Sandland RL. 1976. Estimation of herbage consumption by grazing cattle using measurements of eating behaviour. *Grass and Forage Science* **31** : 81–87. DOI: 10.1111/j.1365-2494.1976.tb01122.x

Chappell A et al. 2018. A clarion call for aeolian research to engage with global land degradation and climate change. *Aeolian Research* **32** : A1–A3. DOI: 10.1016/j.aeolia.2018.02.007

Chaudhry MH. 2008. *Open-channel flow* . 2. ed. Springer: New York, NY

Chen SH, Jakeman AJ, Norton JP. 2008. Artificial Intelligence techniques: An introduction to their use for modelling environmental systems. *Mathematics and Computers in Simulation* **78** : 379–400. DOI: 10.1016/j.matcom.2008.01.028

Chepil WS, Milne RA. 1939. Comparative Study of Soil Drifting in the Field and in Wind Tunnel. *Scientific agriculture* **19** : 249–257.

Christopherson RW. 2007. *Elemental Geosystems* . 5e edition. Kaveney D (ed). Pearson Education: Upper Saddle River

Cilliers P. 1998. *Complexity and Postmodernism understanding complex systems* . Routledge: London

Courrech du Pont S. 2015. Dune morphodynamics. *Comptes Rendus Physique* **16** : 118–138. DOI: 10.1016/j.crhy.2015.02.002

Davidson-Arnott RG, Bauer BO. 2009. Aeolian sediment transport on a beach: Thresholds, intermittency, and high frequency variability. *Geomorphology* **105** : 117–126. DOI: 10.1016/j.geomorph.2008.02.018

Davidson-Arnott RG, MacQuarrie K, Aagaard T. 2005. The effect of wind gusts, moisture content and fetch length on sand transport on a beach. *Geomorphology* **68** : 115–129. DOI: 10.1016/j.geomorph.2004.04.008

Davidson-Arnott RGD, Yang Y, Ollerhead J, Hesp PA, Walker IJ. 2008. The effects of surface moisture on aeolian sediment transport threshold and mass flux on a beach. *Earth Surface Processes and Landforms* **33** : 55–74. DOI: 10.1002/esp.1527

Dech JP, Maun MA. 2006. Adventitious Root Production and Plastic Resource Allocation to Biomass Determine Burial Tolerance in Woody Plants from Central Canadian Coastal Dunes. *Annals of Botany* **98** : 1095–1105. DOI: 10.1093/aob/mcl196

- D'Odorico P, Bhattachan A, Davis KF, Ravi S, Runyan CW. 2013. Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources* **51** : 326–344. DOI: 10.1016/j.advwatres.2012.01.013
- Dong Z, Liu X, Wang H, Wang X. 2003. Aeolian sand transport: a wind tunnel model. *Sedimentary Geology* **161** : 71–83. DOI: 10.1016/S0037-0738(03)00396-2
- Dougill AJ, Thomas AD. 2004. Kalahari sand soils: spatial heterogeneity, biological soil crusts and land degradation. *Land Degradation & Development* **15** : 233–242. DOI: 10.1002/ldr.611
- Dreber N, Esler KJ. 2011. Spatio-temporal variation in soil seed banks under contrasting grazing regimes following low and high seasonal rainfall in arid Namibia. *Journal of Arid Environments* **75** : 174–184. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2010.09.007
- Dupont S, Bergametti G, Simoëns S. 2014. Modeling aeolian erosion in presence of vegetation. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* **119** : 168–187. DOI: 10.1002/2013JF002875
- Durán O, Schwämmle V, Lind PG, Herrmann HJ. 2009. The dune size distribution and scaling relations of barchan dune fields. *Granular Matter* **11** : 7–11. DOI: 10.1007/s10035-008-0120-4
- Dúran O, Schwämmle V, Lind PG, Herrmann HJ. 2011. Size distribution and structure of Barchan dune fields. *Nonlinear Processes in Geophysics* **18** : 455–467. DOI: 10.5194/npg-18-455-2011
- Dúran O, Silva MVN, Bezerra LJC, Herrmann HJ, Maia LP. 2008. Measurements and numerical simulations of the degree of activity and vegetation cover on parabolic dunes in north-eastern Brazil. *Geomorphology* **102** : 460–471. DOI: 10.1016/j.geomorph.2008.05.011
- Dyunin AK. 1961. Fundamentals of the Theory of Snowdrifting [online] Available from: <http://ieeexplore.ieee.org/articleDetails.jsp?arnumber=924430>
- Eastwood E, Nield J, Baas ACW, Kocurek G. 2011. Modelling controls on aeolian dune-field pattern evolution: Modelling aeolian dune-field pattern evolution. *Sedimentology* **58** : 1391–1406. DOI: 10.1111/j.1365-3091.2010.01216.x
- Eckardt F, Washington R, Wilkinson MJ. 2002. The origin of dust on the west coast of southern Africa. *Palaeoecology of Africa and the Surrounding Islands* **27** : 207–19.

Ellis JT, Sherman DJ. 2013. Fundamentals of Aeolian Sediment Transport: Wind-Blown Sand. *Treatise on Geomorphology* **11** : 85–108. DOI: 10.1016/B978-0-12-374739-6.00299-2

Erickson RO. 1976. Modeling of Plant Growth. *Annual Review of Plant Physiology* **27** : 407–434. DOI: 10.1146/annurev.pp.27.060176.002203

Fécan F, Marticorena B, Bergametti G. 1999. Parametrization of the increase of the aeolian erosion threshold wind friction velocity due to soil moisture for arid and semi-arid areas. *Annales Geophysicae* **17** : 149–157.

Gauvin-Bourdon P. 2020. ViSTA-GrAM . Zenodo

Génois M, Du Pont SC, Hersen P, Grégoire G. 2013. An agent-based model of dune interactions produces the emergence of patterns in deserts. *Geophysical Research Letters* **40** : 3909–3914. DOI: 10.1002/grl.50757

Gillette DA, Herrick JE, Herbert GA. 2006. Wind Characteristics of Mesquite Streets in the Northern Chihuahuan Desert, New Mexico, USA. *Environmental Fluid Mechanics* **6** : 241–275. DOI: 10.1007/s10652-005-6022-7

Gillette DA, Stockton PH. 1989. The effect of nonerodible particles on wind erosion of erodible surfaces. *Journal of Geophysical Research* **94** : 12885. DOI: 10.1029/JD094iD10p12885

Gillies JA, Lancaster N, Nickling WG, Crawley DM. 2000. Field determination of drag forces and shear stress partitioning effects for a desert shrub (*Sarcobatus vermiculatus*, greasewood). *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* **105** : 24871–24880. DOI: 10.1029/2000JD900431

Gillies JA, Nickling WG, King J. 2002. Drag coefficient and plant form response to wind speed in three plant species: Burning Bush (*Euonymus alatus*), Colorado Blue Spruce (*Picea pungens glauca*.), and Fountain Grass (*Pennisetum setaceum*). *Journal of Geophysical Research Atmospheres* **107** : 1–15. DOI: 10.1029/2001JD001259

Gillies JA, Nickling WG, King J. 2006. Aeolian sediment transport through large patches of roughness in the atmospheric inertial sublayer. *Journal of Geophysical Research* **111** : F02006. DOI: 10.1029/2005JF000434

Goldstein ES, Thompson T. 2008. Earth Science : NASA's Mission to Our Home Planet. 50th Magazine NASA

Green DG, Sadedin S. 2005. Interactions matter—complexity in landscapes and ecosystems. *Ecological Complexity* **2** : 117–130. DOI: 10.1016/j.ecocom.2004.11.006

Grimm V, Railsback SF. 2012. Pattern-oriented modelling: a “multi-scope” for predictive systems ecology. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* **367** : 298–310. DOI: 10.1098/rstb.2011.0180

Hart RH, Bissio J, Samuel MJ, Waggoner JW. 1993. Grazing Systems, Pasture Size, and Cattle Grazing Behavior, Distribution and Gains. *Journal of Range Management* **46** : 81. DOI: 10.2307/4002452

Hassler SK, Kreyling J, Beierkuhnlein C, Eisold J, Samimi C, Wagenseil H, Jentsch A. 2010. Vegetation pattern divergence between dry and wet season in a semiarid savanna – Spatio-temporal dynamics of plant diversity in northwest Namibia. *Journal of Arid Environments* **74** : 1516–1524. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2010.05.021

Haustein K, Washington R, King J, Wiggs G, Thomas DSG, Eckardt FD, Bryant RG, Menut L. 2015. Testing the performance of state-of-the-art dust emission schemes using DO4Models field data. *Geoscientific Model Development* **8** : 341–362. DOI: 10.5194/gmd-8-341-2015

Helmschrot J, Lund E, Kruger S, Joao B, Nangobe T. 2020. Weather stations in Angola, Botswana, Namibia, South Africa. SASSCAL Weather Net

Hickman KR, Hartnett DC. 2002. Effects of grazing intensity on growth, reproduction, and abundance of three palatable forbs in Kansas tallgrass prairie. *Plant Ecology* **159** : 11.

Higgins SI, Bond WJ, Trollope WSW. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* **88** : 213–229. DOI: 10.1046/j.1365-2745.2000.00435.x

HilleRisLambers R, Rietkerk M, van den Bosch F, Prins HHT, de Kroon H. 2001. Vegetation pattern formation in semi-arid grazing systems. *Ecology* **82** : 50–61. DOI: 10.1890/0012-9658(2001)082[0050:VPFISA]2.0.CO;2

Hodgson J. 1985. The control of herbage intake in the grazing ruminant. *Proceedings of the Nutrition Society* **44** : 339–346. DOI: 10.1079/PNS19850054

Hodgson J, Forbes TDA, Armstrong RH, Beattie MM, Hunter EA. 1991. Comparative Studies of the Ingestive Behaviour and Herbage Intake of Sheep and Cattle Grazing Indigenous Hill Plant Communities. *British Ecological Society* **28** : 205–227. DOI: 10.2307/2404126

Hodgson J, Jamieson WS. 1981. Variations in herbage mass and digestibility, and the grazing behaviour and herbage intake of adult cattle and weaned calves. *Grass and Forage Science* **36** : 39–48. DOI: 10.1111/j.1365-2494.1981.tb01537.x

Houghton J. 2011. *Le réchauffement climatique Un état des lieux complet* . 1ère. Groupe De Boeck: Bruxelles

Hsu S-A. 1971. Wind stress criteria in eolian sand transport. *Journal of Geophysical Research* **76** : 8684–8686. DOI: 10.1029/JC076i036p08684

Hughenoltz CH, Levin N, Barchyn TE, Baddock MC. 2012. Remote sensing and spatial analysis of aeolian sand dunes: A review and outlook. *Earth-Science Reviews* **111** : 319–334. DOI: 10.1016/j.earscirev.2011.11.006

IPCC. 2014. *Climate Change 2014 Synthesis Report* . IPCC: Geneva, Switzerland

Ishizuka M, Mikami M, Leys J, Yamada Y, Heidenreich S, Shao Y, McTainsh GH. 2008. Effects of soil moisture and dried raindrop crust on saltation and dust emission. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* **113** : 1–15. DOI: 10.1029/2008JD009955

Jackson PS. 1981. On The Displacement Height In The Logarithmic Velocity Profile. *Journal of Fluid Mechanics* **111** : 15–25. DOI: 10.1017/S0022112081002279

Jeltsch F, Milton SJ, Dean WRJ, van Rooyen N. 1996. Tree Spacing and Coexistence in Semiarid Savannas. *The Journal of Ecology* **84** : 583. DOI: 10.2307/2261480

Jeltsch F, Milton SJ, Dean WRJ, van Rooyen N. 1997a. Analysing Shrub Encroachment in the Southern Kalahari: A Grid-Based Modelling Approach. *The Journal of Applied Ecology* **34** : 1497–1508. DOI: 10.2307/2405265

Jeltsch F, Milton SJ, Dean WRJ, van Rooyen N. 1997b. Simulated pattern formation around artificial waterholes in the semi-arid Kalahari. *Journal of Vegetation Science* **8** : 177–188. DOI: 10.2307/3237346

Jjumba A, Dragičević S. 2016. Towards a voxel-based geographic automata for the simulation of geospatial processes. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **117** : 206–216. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2016.01.017

Kaufmann J, Bork EW, Blenis PV, Alexander MJ. 2013. Cattle habitat selection and associated habitat characteristics under free-range grazing within heterogeneous Montane rangelands of Alberta. *Applied Animal Behaviour Science* **146** : 1–10. DOI: 10.1016/j.applanim.2013.03.014

Kawamura R. 1951. Study on Sand Movement by Wind. *Reports of Physical Sciences Research Institute of Tokyo University* **5** : 95–112.

King J, Nickling WG, Gillies JA. 2005. Representation of vegetation and other nonerodible elements in aeolian shear stress partitioning models for predicting transport threshold. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* **110** : 1–15. DOI: 10.1029/2004JF000281

King J, Nickling WG, Gillies JA. 2006. Aeolian shear stress ratio measurements within mesquite-dominated landscapes of the Chihuahuan Desert, New Mexico, USA. *Geomorphology* **82** : 229–244. DOI: 10.1016/j.geomorph.2006.05.004

Lancaster N, Baas A. 1998. Influence of vegetation cover on sand transport by wind: field studies at Owens Lake, California. *EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS* **23** : 14.

Langlois P. 2010. Cellular Automata for Modeling Spatial Systems. *The Modeling Process in Geography: From Determinism to Complexity* : 277–307. DOI: 10.1002/9780470611722.ch12

Lee BE, Soliman BF. 1977. An investigation of the Forces on Three Dimensional Bluff Bodies in Rough Wall Turbulent Boundary Layers. *Journal of Fluid Engineering* **99** : 503–510.

Leenders JK, Boxel JH van, Sterk G. 2007. The effect of single vegetation elements on wind speed and sediment transport in the Sahelian zone of Burkina Faso. *Earth Surface Processes and Landforms* **32** : 1454–1474. DOI: 10.1002/esp.1452

- Leenders JK, Sterk G, Van Boxel JH. 2011. Modelling wind-blown sediment transport around single vegetation elements: MODELLING VEGETATION EFFECTS ON WIND EROSION. *Earth Surface Processes and Landforms* **36** : 1218–1229. DOI: 10.1002/esp.2147
- Leriche H, LeRoux X, Gignoux J, Tuzet A, Fritz H, Abbadie L, Loreau M. 2001. Which functional processes control the short-term effect of grazing on net primary production in grasslands? *Oecologia* **129** : 114–124. DOI: 10.1007/s004420100697
- Lettau K, Lettau HH. 1978. Experimental and Micrometeorological field studies of dune migration. In *Exploring the world's driest climate* , . Madison; 110–147.
- Li J, Okin GS, Herrick JE, Belnap J, Miller ME, Vest K, Draut AE. 2013. Evaluation of a new model of aeolian transport in the presence of vegetation. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* **118** : 288–306. DOI: 10.1002/jgrf.20040
- Lima AR, Sauermann G, Herrmann HJ, Kroy K. 2002. Modelling a dune field. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications* **310** : 487–500. DOI: 10.1016/S0378-4371(02)00546-0
- Liu B, Coulthard TJ. 2017. Modelling the interaction of aeolian and fluvial processes with a combined cellular model of sand dunes and river systems. *Computers & Geosciences* **106** : 1–9. DOI: 10.1016/j.cageo.2017.05.003
- Ludwig L, Isele J, Rahmann G, Idel A, Hülsebush C. 2017. Rangeland forage biomass production and composition under different grazing regimes on a Namibian organic livestock farm. presented at the 19th Organic World Congress. New Delhi, India. 558–563 pp. [online] Available from: <http://d-nb.info/1144965373/> (Accessed 26 June 2019)
- Manson S, O'Sullivan D. 2006. Complexity Theory in the Study of Space and Place. *Environment and Planning A: Economy and Space* **38** : 677–692. DOI: 10.1068/a37100
- Marion G, Smith LA, Swain DL, Davidson RS, Hutchings MR. 2008. Agent-based modelling of foraging behaviour: the impact of spatial heterogeneity on disease risks from faeces in grazing systems. *The Journal of Agricultural Science* **146** : 507–520. DOI: 10.1017/S0021859608008022
- Marion G, Swain DL, Hutchings MR. 2005. Understanding foraging behaviour in spatially heterogeneous environments. *Journal of Theoretical Biology* **232** : 127–142. DOI: 10.1016/j.jtbi.2004.08.005

- Marticorena B, Bergametti G. 1995. Modeling the atmospheric dust cycle: 1. Design of a soil-derived dust emission scheme. *Journal of Geophysical Research* **100** : 16415. DOI: 10.1029/95JD00690
- Martin RL, Kok JF. 2017. Wind-invariant saltation heights imply linear scaling of aeolian saltation flux with shear stress. *Science Advances* **3** : e1602569. DOI: 10.1126/sciadv.1602569
- Maun MA. 1998. Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany* **76** : 29.
- Maun MA, Perumal J. 1999. Zonation of vegetation on lacustrine coastal dunes: effects of burial by sand. *Ecology Letters* **2** : 14–18. DOI: 10.1046/j.1461-0248.1999.21048.x
- Mayaud JR. 2017. Development and Testing of a Coupled vegetation/sediment-transport model for dryland environments, PhD Thesis, Oxford
- Mayaud JR, Bailey RM, Wiggs GFS. 2017a. A coupled vegetation/sediment transport model for dryland environments. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* **122** : 875–900. DOI: 10.1002/2016JF004096
- Mayaud JR, Bailey RM, Wiggs GFS. 2017b. Modelled responses of the Kalahari Desert to 21st century climate and land use change. *Scientific Reports* **7** : 3887. DOI: 10.1038/s41598-017-04341-0
- Mayaud JR, Bailey RM, Wiggs GFS. 2017c. Supporting information for: A new coupled vegetation / sediment-transport model for dryland environments. *Journal of Geophysical Research : Earth Surface* : 51.
- Mayaud JR, Webb N. 2017. Vegetation in Drylands: Effects on Wind Flow and Aeolian Sediment Transport. *Land* **6** : 64. DOI: 10.3390/land6030064
- Mayaud JR, Wiggs GFS, Bailey RM. 2017d. A field-based parameterization of wind flow recovery in the lee of dryland plants. *Earth Surface Processes and Landforms* **42** : 378–386. DOI: 10.1002/esp.4082

- McKenna-Neuman C, Nickling WG. 1989. A theoretical and wind tunnel investigation of the effect of capillary water on the entrainment of sediment by wind. *Canadian Journal of Soil Science* **69** : 79–96. DOI: 10.4141/cjss89-008
- McLean I, Blakeley S, Ltd BAP. 2014. Adult Equivalent Methodology A methodology to accurately and consistently calculate cattle grazing loads in northern Australia . Meat & Livestock Australia limited (B.NBP.0779): North Sydney
- McNaughton SJ. 1983. Compensatory Plant Growth as a Response to Herbivory. *Oikos* **40** : 329. DOI: 10.2307/3544305
- Meyer T, D’Odorico P, Okin GS, Shugart HH, Caylor KK, O’Donnell FC, Bhattachan A, Dintwe K. 2014. An analysis of structure: biomass structure relationships for characteristic species of the western Kalahari, Botswana. *African Journal of Ecology* **52** : 20–29. DOI: 10.1111/aje.12086
- Middleton GV, Southard JB. 1984. *Mechanics of Sediment Movement* . Society of Economic Paleontologists and Mineralogists
- Middleton N. 2011. The human impact. In *Arid zone geomorphology: Process, Form and Change in Dryland* , Thomas DSG (ed). Wiley-Blackwell: Oxford; 571–581.
- Middleton N, Thomas DSG. 1997. *World atlas of desertification* . 2nd ed.. London : Arnold: London
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: desertification synthesis* [online] Available from: <http://library.wur.nl/WebQuery/clc/1785684>
- Momiji H, Lez RC-G, Bishop SR, Warren A. 2000. Simulation of the effect of wind speedup in the formation of transverse dune fields. *Earth Surface Processes and Landforms* **25** : 14.
- Moore PD. 1996. Mystery of moribund marram. *Nature* **380** : 285–286. DOI: 10.1038/380285a0
- Munday C, Washington R. 2017. Circulation controls on southern African precipitations in coupled models : The role of the Angola Low. *Journal of Geophysical Research : Atmospheres* **122** : 861–877. DOI: 10.1002/2016JD025736

- Narteau C, Zhang D, Rozier O, Claudin P. 2009. Setting the length and time scales of a cellular automaton dune model from the analysis of superimposed bed forms. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth* **114** : 1–18. DOI: 10.1029/2008JF001127
- Nash MS, Jackson E, Whitford WG. 2004. Effects of intense, short-duration grazing on microtopography in a Chihuahuan Desert grassland. *Journal of Arid Environments* **56** : 383–393. DOI: 10.1016/S0140-1963(03)00062-4
- Nicholson SE. 1978. Climatic variations in the Sahel and other African regions during the past five centuries. *Journal of Arid Environments* **1** : 3–24. DOI: 10.1016/S0140-1963(18)31750-6
- Nicholson SE. 2000. Land surface processes and Sahel climate. *Reviews of Geophysics* **38** : 117–139. DOI: 10.1029/1999RG900014
- Nickling WG. 1986. The initiation of grain movement by wind. *Sedimentology* **35** : 499–511.
- Nield JM, Baas ACW. 2008a. Investigating parabolic and nebkha dune formation using a cellular automaton modelling approach. *Earth Surface Processes and Landforms* **33** : 724–740. DOI: 10.1002/esp01571
- Nield JM, Baas ACW. 2008b. The influence of different environmental and climatic conditions on vegetated aeolian dune landscape development and response. *Global and Planetary Change* **64** : 76–92. DOI: 10.1016/j.gloplacha.2008.10.002
- Nishimori H, Tanaka H. 2001. A simple model for the formation of vegetated dunes. *Earth Surface Processes and Landforms* **26** : 1143–1150. DOI: 10.1002/esp.258
- O’Brien MP, Rindlaub BD. 1936. The transportation of sand by wind. *Civil Engineering* **6** : 325–327.
- Okin GS. 2008. A new model of wind erosion in the presence of vegetation. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* **113** : 1–11. DOI: 10.1029/2007JF000758
- Okin GS, Gillette DA. 2001. Distribution of vegetation in wind-dominated landscapes: Implications for wind erosion modeling and landscape processes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* **106** : 9673–9683. DOI: 10.1029/2001JD900052

Okin GS, Gillette DA, Herrick JE. 2006. Multi-scale controls on and consequences of aeolian processes in landscape change in arid and semi-arid environments. *Journal of Arid Environments* **65** : 253–275. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2005.06.029

Oñatibia GR, Aguiar MR. 2016. Continuous moderate grazing management promotes biomass production in Patagonian arid rangelands. *Journal of Arid Environments* **125** : 73–79. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2015.10.005

Orr RJ, Rutter SM, Penning PD, Rook AJ. 2001. Matching grass supply to grazing patterns for dairy cows. *Grass and Forage Science* **56** : 352–361. DOI: 10.1046/j.1365-2494.2001.00284.x

Ortiz P, Smolarkiewicz PK. 2006. Numerical simulation of sand dune evolution in severe winds. *International Journal for Numerical Methods in Fluids* **50** : 1229–1246. DOI: 10.1002/flid.1138

Owen PR. 1964. Saltation of uniform grains in air. *Journal of Fluid Mechanics* **20** : 225–242. DOI: 10.1017/S0022112064001173

Pelletier JD. 2009. Controls on the height and spacing of eolian ripples and transverse dunes: A numerical modeling investigation. *Geomorphology* **105** : 322–333. DOI: 10.1016/j.geomorph.2008.10.010

Peters DPC, Bestelmeyer BT, Herrick JE, Fredrickson EdL, Monger HC, Havstad KM. 2006. Disentangling Complex Landscapes: New Insights into Arid and Semiarid System Dynamics. *BioScience* **56** : 491. DOI: 10.1641/0006-3568(2006)56[491:DCLNII]2.0.CO;2

Randerson JT et al. 2009. Systematic assessment of terrestrial biogeochemistry in coupled climate-carbon models. *Global Change Biology* **15** : 2462–2484. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01912.x

Raupach MR. 1992. Drag and drag partition on rough surfaces. *Boundary-Layer Meteorology* **60** : 375–395. DOI: 10.1007/BF00155203

Raupach MR. 1994. Simplified expressions for vegetation roughness length and zero-plane displacement as functions of canopy height and area index. *Boundary-Layer Meteorology* **71** : 211–216. DOI: 10.1007/bf00709229

Raupach MR, Gillette DA, Leys JF. 1993. The effect of roughness elements on wind erosion threshold. *Journal of Geophysical Research* **98** : 3023. DOI: 10.1029/92JD01922

Ravi S, Breshears DD, Huxman TE, D'Odorico P. 2010. Land degradation in drylands: Interactions among hydrologic–aeolian erosion and vegetation dynamics. *Geomorphology* **116** : 236–245. DOI: 10.1016/j.geomorph.2009.11.023

Reynolds RL, Yount JC, Reheis M, Goldstein H, Chavez P, Fulton R, Whitney J, Fuller C, Forester RM. 2007. Dust emission from wet and dry playas in the Mojave Desert, USA. *Earth Surface Processes and Landforms* **32** : 1811–1827. DOI: 10.1002/esp.1515

Rice MA, Mullins CE, McEwan IK. 1997. An analysis of soil crust strength in relation to potential abrasion by saltating particles. *Earth Surface Processes and Landforms* **22** : 869–883. DOI: 10.1002/(SICI)1096-9837(199709)22:9<869::AID-ESP785>3.0.CO;2-P

Rice MA, Willetts BB, McEwan IK. 1996. Wind erosion of crusted soil sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* **21** : 279–293. DOI: 10.1002/(SICI)1096-9837(199603)21:3<279::AID-ESP633>3.0.CO;2-A

Rietkerk M, Boerlijst MC, van Langevelde F, HilleRisLambers R, van de Koppel J, Kumar L, Prins HHT, de Roos AM. 2002. Self-Organization of Vegetation in Arid Ecosystems. *The American Naturalist* **160** : 7.

Rietkerk M, van den Bosch F, van de Koppel J. 1997. Site-Specific Properties and Irreversible Vegetation Changes in Semi-Arid Grazing Systems. *Oikos* **80** : 241. DOI: 10.2307/3546592

Rozier O, Narteau C. 2014. A real-space cellular automaton laboratory. *Earth Surface Processes and Landforms* **39** : 98–109. DOI: 10.1002/esp.3479

Ryan AJ. 2008. What is a Systems Approach? arXiv:0809.1698 [nlin] [online] Available from: <http://arxiv.org/abs/0809.1698> (Accessed 23 December 2019)

Sasaki T, Koyama A, Okuro T. 2018. Coupling structural and functional thresholds for vegetation changes on a Mongolian shrubland. *Ecological Indicators* **93** : 1264–1275. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.06.032

Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413** : 591–596. DOI: 10.1038/35098000

Scholes RJ, Archer SR. 1997. Tree-Grass Interactions in Savannas. : 30.

- Scholes RJ, Dowty PR, Caylor K, Parsons D a. B, Frost PGH, Shugart HH. 2002. Trends in savanna structure and composition along an aridity gradient in the Kalahari. *Journal of Vegetation Science* **13** : 419–428. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2002.tb02066.x
- Sengupta A. 2006. *Chaos, Nonlinearity, Complexity The Dynamical Paradigm of Nature* . Springer: Heidelberg [online] Available from: <http://dx.doi.org/10.1007/3-540-31757-0>
- Sharpe P, Kenny LB. 2019. Grazing Behavior, Feed Intake, and Feed Choices. *Horse Pasture Management* : 121–139. DOI: 10.1016/B978-0-12-812919-7.00008-1
- Solé R. 2007. Scaling laws in the drier. *Nature* **449** : 151–153. DOI: 10.1038/449151a
- Staver AC, Archibald S, Levin SA. 2011. The Global Extent and Determinants of Savanna and Forest as Alternative Biome States. *Science* **334** : 230–232. DOI: 10.1126/science.1210465
- Sterk G, Jacobs AFG, Boxel JH van. 1998. The effect of turbulent flow structures on saltation sand transport in the atmospheric boundary layer. *Earth Surface Processes and Landforms* **23** : 877–887. DOI: 10.1002/(SICI)1096-9837(199810)23:10<877::AID-ESP905>3.0.CO;2-R
- Stewart J, Parsons AJ, Wainwright J, Okin GS, Bestelmeyer BT, Fredrickson EL, Schlesinger WH. 2014. Modeling emergent patterns of dynamic desert ecosystems. *Ecological Monographs* **84** : 373–410. DOI: 10.1890/12-1253.1
- Stout JE. 2004. A method for establishing the critical threshold for aeolian transport in the field. *Earth Surface Processes and Landforms* **29** : 1195–1207. DOI: 10.1002/esp.1079
- Stout JE, Zobeck TM. 1996. The Wolfforth Field Experiment: A wind Erosion Study. *Soil Science* **182** : 616–632.
- Swain DL, Hutchings MR, Marion G. 2007. Using a spatially explicit model to understand the impact of search rate and search distance on spatial heterogeneity within an herbivore grazing system. *Ecological Modelling* **203** : 319–326. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.11.031
- Thiery JM, D’Herbes J-M, Valentin C. 1995. A Model Simulating the Genesis of Banded Vegetation Patterns in Niger. *Journal of Ecology* **83** : 497–507. DOI: 10.2307/2261602
- Thom AS. 1971. Momentum absorption by vegetation. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* **97** : 414–428. DOI: 10.1002/qj.49709741404

Thomas DSG, Knight M, Wiggs GFS. 2005. Remobilization of southern African desert dune systems by twenty-first century global warming. *Nature* **435** : 1218–1221. DOI: 10.1038/nature03717

Thomas DSG, Twyman C. 2004. Good or bad rangeland? Hybrid knowledge, science, and local understandings of vegetation dynamics in the Kalahari. *Land Degradation & Development* **15** : 215–231. DOI: 10.1002/ldr.610

Todd M, Washington R. 1999. Circulation anomalies associated with tropical-temperate troughs in southern Africa and the south west Indian Ocean. *Climate Dynamics* **15** : 937–951. DOI: 10.1007/s003820050323

Torrens PM, Benenson I. 2005. Geographic Automata Systems. *International Journal of Geographical Information Science* **19** : 385–412. DOI: 10.1080/13658810512331325139

United nations General Assembly. 1994. Intergovernmental negotiating committee for the elaboration of an international convention to combat desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. 1–14 pp.

Van der Putten WH, Van Dijk C, Peters BAM. 1993. Plant-specific soil-borne diseases contribute to succession in foredune vegetation. *Nature* **362** : 53–56. DOI: 10.1038/362053a0

Van Langevelde F et al. 2003. Effects of Fire and Herbivory on the Stability of Savanna Ecosystems. *Ecology* **84** : 337–350. DOI: 10.1890/0012-9658(2003)084[0337:EOFAHO]2.0.CO;2

Wang L, Katjiua M, D’Odorico P, Okin GS. 2012. The interactive nutrient and water effects on vegetation biomass at two African savannah sites with different mean annual precipitation. *African Journal of Ecology* **50** : 446–454. DOI: 10.1111/j.1365-2028.2012.01339.x

Washington R, Preston A. 2006. Extreme wet years over southern Africa: Role of Indian Ocean sea surface temperatures. *Journal of Geophysical Research* **111** : D15104. DOI: 10.1029/2005JD006724

Webb NP, McGowan HA, Phinn SR, McTainsh GH, Leys JF. 2009. Simulation of the spatiotemporal aspects of land erodibility in the northeast Lake Eyre Basin, Australia, 1980–2006. *Journal of Geophysical Research* **114** : F01013. DOI: 10.1029/2008JF001097

- Weber GE, Jeltsch F. 1997. Spatial aspects of grazing in savanna rangelands: a modelling study of vegetation dynamics. *Ecosystems and Sustainable Development* **16** : 427–436.
- Weber GE, Jeltsch F, van Rooyen N, Milton SJ. 1998. Simulated long-term vegetation response to grazing heterogeneity in semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology* **35** : 687–699.
- Werner BT. 1995. Eolian dunes: computer simulations and attractor interpretations. *Geology* **23** : 1107–1110. DOI: 10.1130/0091-7613(1995)023<1107:edcsaa>2.3.co;2
- Werner BT, Gillespie DT. 1993. Fundamentally discrete stochastic model for wind ripple dynamics. *Physical Review Letters* **71** : 3230–3233. DOI: 10.1103/PhysRevLett.71.3230
- Wiggs GFS. 2001. Desert dune processes and dynamics. *Progress in Physical Geography* **25** : 53–79. DOI: 10.1191/030913301667883129
- Wiggs GFS. 2011. Sediment mobilisation by the wind. In *Arid zone geomorphology: Process, Form and Change in Dryland*, Thomas DSG (ed). Wiley-Blackwell: Oxford; 624.
- Wiggs GFS, Atherton RJ, Baird AJ. 2004. Thresholds of aeolian sand transport: establishing suitable values. *Sedimentology* **51** : 95–108. DOI: 10.1046/j.1365-3091.2003.00613.x
- Wiggs GFS, Livingstone I, Thomas DSG, Bullard JE. 1994. Effect of vegetation removal on airflow patterns and dune dynamics in the southwest Kalahari desert. *Land Degradation and Development* **5** : 13–24. DOI: 10.1002/ldr.3400050103
- Wiggs GFS, Livingstone I, Thomas DSG, Bullard JE. 1996. Airflow and roughness characteristics over partially vegetated linear dunes in the southwest Kalahari Desert. *Earth Surface Processes and Landforms* **21** : 19–34. DOI: 10.1002/(SICI)1096-9837(199601)21:1<19::AID-ESP508>3.0.CO;2-P
- Wiggs GFS, Weaver CM. 2012. Turbulent flow structures and aeolian sediment transport over a barchan sand dune. *Geophysical Research Letters* **39** : 1–7. DOI: 10.1029/2012GL050847
- Wilson IG. 1972. Aeolian Bedforms: Their Development and Origins. *Sedimentology* **19** : 173–210. DOI: 10.1111/j.1365-3091.1972.tb00020.x
- Wolfe SA, Nickling WG. 1993. The protective role of sparse vegetation in wind erosion. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* **17** : 50–68. DOI: 10.1177/030913339301700104

Yan N, Baas ACW. 2017. Environmental controls, morphodynamic processes, and ecogeomorphic interactions of barchan to parabolic dune transformations. *Geomorphology* **278** : 209–237. DOI: 10.1016/j.geomorph.2016.10.033

Yan N, Baas ACW. 2018. Transformation of parabolic dunes into mobile barchans triggered by environmental change and anthropogenic disturbance: Transformation of parabolic dunes into mobile barchans. *Earth Surface Processes and Landforms* **43** : 1001–1018. DOI: 10.1002/esp.4299

Yu R, Evans AJ, Malleson N. 2019. An agent-based model for assessing grazing strategies and institutional arrangements in Zeku, China. *Agricultural Systems* **171** : 135–142. DOI: 10.1016/j.agry.2019.02.004

Yuhas RH, Goetz AFH. 1994. Monitoring and modeling semi-arid landscape response to climate change. presented at the IGARSS '94 - 1994 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Pasadena, CA, USA. 1036–1038 pp. [online] Available from: <http://ieeexplore.ieee.org/document/399336/> (Accessed 23 December 2019)

Zhang D, Narteau C, Rozier O. 2010. Morphodynamics of barchan and transverse dunes using a cellular automaton model. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* **115** : 1–16. DOI: 10.1029/2009JF001620

Zhou X, Zhang Y, Wang Y, Li M. 2016. 3D numerical simulation of the evolutionary process of aeolian downsized crescent-shaped dunes. *Aeolian Research* **21** : 45–52. DOI: 10.1016/j.aeolia.2016.03.001

Zingg AW. 1953. Wind tunnel studies of the movement of sedimentary material. Iowa city. 111–135 pp. [online] Available from: <http://ir.uiowa.edu/uisie/34>

Annexes

Annexe I Comment modéliser le transport des sédiments ?

Les formes de paysages terrestres formées de sable sont déterminées par deux composantes principales, soit le transport de sable par le vent et la distribution de la végétation. Le transport des sédiments peut être défini comme un problème de fluide à deux phases pour lequel la phase fluide est de l'air ou de l'eau, alors que la phase solide est représentée par les particules des sédiments (Bagnold, 1966; Chaudhry, 2008). La phase solide de ce problème peut être quantifiée, soit en tant que compte des sédiments, soit en tant que flux des sédiments. À une méso-échelle (e.g. dune d'environ 1 m de haut) ou à une macro-échelle (e.g. : champ de dunes), le transport des sédiments est presque seulement représenté comme un flux et non comme un compte des sédiments. Cette vision du transport en tant que flux est non seulement plus pratique pour la collecte de données à cette échelle, mais aussi pour l'analyse et la modélisation qui s'en suit. Le nombre de particules qui sont mises en mouvement au cours d'un événement de transport est extrêmement élevé, même à petite échelle, ce qui est peu pratique pour faire des calculs. De plus, le compte des sédiments constitue une pauvre unité de référence dans un modèle, étant donné que leur nombre peut être très variable dans l'espace.

L'étude des flux des sédiments a permis de mieux décrire les processus qui produisent le transport des sédiments et aussi de décrire le comportement de ces mêmes sédiments dans l'air une fois mis en mouvement. Le transport des sédiments nécessite la présence d'une force opposée à la gravité qui permet aux particules de s'élever au-dessus de la surface (Bagnold, 1941; Ellis et Sherman, 2013; Middleton et Southard, 1984; Nickling, 1986). Dans le cas du transport éolien, la force s'opposant à la gravité est donnée par la vitesse du vent (Bagnold, 1941; Boggs, 2011; Ellis et Sherman, 2013). Cette capacité du vent à déplacer les sédiments est souvent exprimée comme la vitesse de cisaillement du vent. La vitesse de cisaillement du vent (U^* , $m s^{-1}$) est dérivée de la relation logarithmique entre la vitesse de vent (V_z , $m s^{-1}$) et la hauteur de la prise de la donnée de vitesse (z , m) dans le profil vertical du fluide; telle que décrit par l'équation de Prandtl-Von Kármán (Loi du mur ou Law of the Wall (Équation 5)) (Ellis et Sherman, 2013),

$$\frac{V_z}{U_*} = \frac{1}{k} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (\text{Équation 5})$$

où k est la constante de Kármán (0.4) et z_0 est la hauteur de rugosité de la surface (m). Comme la valeur de U^* est grandement liée au profil de vent, la technique qui est utilisée pour trouver le seuil de transport, est très importante. Les premières techniques développées pour déterminer le seuil de transport (U^*_t , $m\ s^{-1}$) sont basées sur les expériences en souffleries qui ont produites les équations de transport des sédiments (Bagnold, 1941; Kawamura, 1951; Zingg, 1953). Cette technique consiste simplement à définir le seuil de transport comme la première valeur U^* à laquelle l'on observe un nombre des sédiments déplacés supérieur à 0 (Bagnold, 1941; Kawamura, 1951; Zingg, 1953). Cette technique de définition du transport est plus difficile à appliquer en milieu naturel, puisque les vitesses de vent varient beaucoup plus qu'en soufflerie (Wiggs, 2011). C'est pourquoi Davidson-Arnott, Mac-Quarrie et Aagaard (2005) ont proposé de faire la moyenne des cinq plus petites valeurs de U^* produisant un transport et la moyenne des cinq plus grandes valeurs de U^* ne produisant pas de transport pour représenter le seuil de transport sous forme d'intervalle. Une troisième technique qui peut être utilisée, repose sur le principe que le transport est intermittent et que les événements de transports sont expliqués par les plus grandes vitesses de vent (Stout, 2004; Stout et Zobeck, 1996; Wiggs et al., 1996). À partir d'une série temporelle de transport des sédiments, il est donc possible de déterminer la fréquence de transport (γ) pour un milieu et de définir la valeur de U^*_t comme étant le $(100-\gamma)$ percentile de la série de U^* (Wiggs et al., 2004). Une fois la valeur U^*_t déterminée, il est possible de calculer la quantité des sédiments déplacés sous forme de flux pour tous les $U^* > U^*_t$. La valeur de U^* est alors utilisée pour définir la capacité de transport du vent dans la formule du flux des sédiments de Bagnold (Équation 6)(1941),

$$q = C \sqrt{\frac{d}{D}} \frac{\rho}{g} u_*'^3 \quad (\text{Équation 6})$$

où q est le flux des sédiments ($kg\ m^{-1}\ s^{-1}$), C est un coefficient de la distribution de taille des grains de sable, d est la taille moyenne des grains de sable (m), D est une taille de grain standard ($2 * 10^{-5}$ m) déterminée par des expériences dans des tunnels de vent, ρ est la densité du fluide qui transporte les sédiments ($kg\ m^{-3}$) et g est la constante d'accélération gravitationnelle de la Terre ($9,81m\ s^{-2}$) (Bagnold, 1941). L'équation 6 représente la base sur laquelle plusieurs modèles subséquents sont développés et est encore utilisée aujourd'hui à des fins de simplification des calculs (Dong et al., 2003). Les versions modifiées de l'équation de Bagnold (1941) tentent de considérer une valeur seuil de vitesse de cisaillement du vent dans leur calcul de transport (Dong

et al., 2003; Kawamura, 1951; Zingg, 1953). L'équation originale de Bagnold (1941) ne considère pas, en elle-même, explicitement le fait que le transport des sédiments est seulement possible au-dessus d'une certaine valeur seuil de vitesse de cisaillement. Cependant, il est spécifié dans la définition de l'équation, que la relation qu'elle représente est seulement valable lorsqu'il y a transport et que la valeur du seuil de vitesse de cisaillement est dépassée. Donc, l'application de la formule originale de Bagnold (1941) suite à un tri des valeurs de vitesse de cisaillement, conservant seulement celles produisant un transport ou l'application des versions modifiées, considérant le seuil de transport dans le calcul, devrait retourner le même résultat (Dong et al., 2003). Du point de vue de leur application à de grands jeux de données et leur facilité d'utilisation, les versions modifiées de l'équation 6 (Hsu, 1971; Kawamura, 1951; Zingg, 1953) laissent moins place à l'erreur. Il y a moins de risque d'oublier de faire le tri des données et cela est plus facilement applicable. Comme il est possible de voir dans le tableau I.1, les versions modifiées de l'équation 6, considèrent donc un ratio entre la vitesse de cisaillement observée et le seuil de transport de façon à retourner une valeur négative de flux des sédiments si jamais la vitesse de cisaillement ne dépasse pas le seuil de transport (Hsu, 1971; Kawamura, 1951; Zingg, 1953). À l'opposé, l'utilisation de la valeur brute de vitesse de cisaillement dans la formule originale retournera une valeur positive de flux de transport, même si la valeur seuil n'est pas dépassée, ce qui peut facilement mener à de mauvaises interprétations des résultats par la suite.

Il existe aussi d'autres écoles de pensée dans la définition du transport des sédiments, dont certains sont présents dans le tableau I.1. Premièrement, l'équation de O'Brien-Rindlaub (1936) qui établit la relation directement entre la vitesse de vent (V , m s^{-1}) et le flux des sédiments (q , $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$), sans passer par la vitesse de cisaillement (U^* , m s^{-1}) (Équation 7) (Dong et al., 2003).

$$q = CV^3 \quad (\text{Équation 7})$$

L'équation 7, représente le modèle général sur lequel toutes les formules subséquentes se sont fondées dans la famille O'Brien-Rindlaub (1936). L'équation 7 a été évoluée parallèlement à celle de Bagnold (1941) (Équation 6). Les deux équations originales (Bagnold, 1941; O'Brien et Rindlaub, 1936) ont été développées à quelques années d'intervalle et ont été suivies par des modifications similaires dans des délais similaires. Tout comme l'équation 6, les versions modifiées de l'équation 7 intègrent la valeur seuil de la vitesse de vent par le calcul d'un ratio entre la vitesse de vent et la valeur seuil de vitesse de vent pour retourner un flux des sédiments utilisables

dans le cas où la valeur seuil est dépassée par la vitesse du vent (Dong et al., 2003; Dyunin, 1961). Comme la vitesse de cisaillement du vent est une moyenne dépendante de la fréquence et de la hauteur à laquelle les données de vitesse sont prises, elle peut varier beaucoup en fonction des différents profils de vent. La suspension de particule dans l'air, suite au début du transport, change le comportement de l'air en tant que fluide. U^* est immédiatement modifié par le changement de profile du vent. Pour ces deux raisons, la vitesse de vent est considérée par plusieurs chercheurs comme préférable à la vitesse de cisaillement, car elle ne suppose pas une uniformité du profil de vent une fois calculée (Dong et al., 2003; Sterk et al., 1998; Wiggs et Weaver, 2012)

Tableau I.1. - Présentation de quelques modèles de transport des sédiments (inspiré de Dong et al., 2003) où B est un coefficient de proportionnalité, $K_t = v_w/U^*t$, v_w est la vitesse de déposition des particules et $R_t = U^*/U^*t$.

Forme de base	Expression	Auteurs
Type de Bagnold	$q = C(d/D)^{0,5}(\rho/g)U^{*3}$	(Bagnold, 1941)
$Q = BU^{*3}$	$q = C(c/D)^{0,75}(\rho/g)\underline{U}^{*3}$	(Zingg, 1953)
	$q = (1/gd)^{1,5} e^{(4,97d - 0,47)} \underline{U}^{*3}$	(Hsu, 1971)
Type de Bagnold modifié	$q = C(1-R_t)(1+R_t^2)(\rho/g)U^{*3}$	(Kawamura, 1951)
$Q = Bf(U^*_t) U^{*3}$	$q = (0,25 + 0,33R_tK_t)(1-R_t^2)(\rho/g)U^{*3}$	(Owen, 1964)
	$q = C(d/D)^{0,5}(1-R_t)(\rho/g)U^{*3}$	(Lettau et Lettau, 1978)
Type d'O'Brien-Rindlaub	$q = Cv^3 (C = 0,03)$	(O'Brien et Rindlaub, 1936)
$Q = BV^3$		
Type d'O'Brien-Rindlaub modifié	$q = C(1-R_t)^3(\rho/g)v^3$	(Dyunin, 1961)
	$q = a_D(1 - v_t/v)^2(\rho/g)v^3$	(Dong et al., 2003)
$Q = Bf(V_t)V^3$		

Une des versions modifiées de l'équation de O'Brien-Rindlaub (1936) est particulièrement intéressante dans le cadre de la présente recherche, car elle est utilisée par Mayaud (2017a) pour

calculer le transport des sédiments dans son modèle. Il s'agit de l'équation 8 telle que proposée par Dong et al. (2003),

$$q = a_D \left(1 - \frac{v_t}{v}\right)^2 \left(\frac{\rho}{g}\right) v^3 \quad (\text{Équation 8})$$

où v est la moyenne des vitesses de vent horizontale sur l'intervalle de temps défini en ($m s^{-1}$), v_t est le seuil de la vitesse horizontale moyenne produisant du transport ($m s^{-1}$) et a_D est une constante empirique (Dong et al., 2003). Cette approche constitue la base sur laquelle le présent projet se base, du fait que le modèle de ViSTA_M17 a déjà démontré sa capacité à reproduire des formes de dunes réalistes en se basant sur cette expression du transport des sédiments. Peu importe l'équation qui est utilisée pour établir la relation entre le flux des sédiments et la capacité de transport du vent, il n'existe pas de solution parfaite. Toutes les équations sont développées à la suite de calibrations en laboratoire et d'analyses de terrains ayant leur cadre d'application propre. Parmi toutes ces équations, l'équation de Dong et al. (2003) en est une robuste, qui représente bien plusieurs intervalles de temps et de plus, cette équation a été testée sur le terrain de façon exhaustive (Leenders et al., 2011; Mayaud et al., 2017b).

Annexe II Comparaison des modèles complexes représentant les environnements arides

Noms	Modèle / Référence	Type de modèle	Sujet de l'étude	Résolution spatiale	Résolution temporelle	Applications	Contributions
Ver de Werner	Werner, 1993	Stochastique	Éolien	Non définie	Non définie	Explication des interactions entre les vaguelettes de sable comme un mécanisme déterminant l'échelle des vaguelettes ou des dunes	Démonstration du principe d'émergence comme un mécanisme important des formes de paysages éoliennes
Werner95	Werner, 1995	CA	Éolien	Non définie	Non définie	Reproduction de plusieurs formes de dunes en relation au régime de vent et la distribution des sédiments	Reproduction fidèle de plusieurs formes de dunes / Création d'une bonne base théorique pour les prochaines applications

TIGREE	Thiéry et al, 1995	CA déterministe	Écologie	1 -10 m dépend de la résolution d'image	Non définie	Étude des motifs de la brousse-tigrée dans la région du Niger, résultant des interactions inter végétations sur une pente dans un environnement faible en eau	Introduction du principe de modélisation de végétation en fonction de leur distribution spatial
Rietkerk97	Rietkerk et al., 1997	Mathématique Stochastique	Écologie	Non définie	Non définie	Étude des changements d'organisation de la couverture végétale dans les environnements arides du Sahel	Permet la caractérisation des changements drastique de la végétation à la suite d'un manque en eau ou en nutriments.
Jeltsch97	Jeltsch et al., 1997	CA	Herbivorie	5 m	1 an / Précipitation : 1 jour	Exploration des dynamiques de changement de la couverture végétale sous l'effet de l'herbivorie	Permet une représentation explicite de l'impact de l'herbivorie dans le temps et dans l'espace.
Momiji00	Momiji et al, 2000	CA	Éolien	Non définie	Non définie	Correction du modèle Werner95, intégration de zones d'ombres du côté lee des dunes et une accélération des vitesses de vent du côté stoss	Permet une représentation plus réaliste des formes des dunes et des champs de dunes
Nishimori01	Nishimori & Tanaka, 2001	CA	Éolien	Non définie	Non définie	Permettre la représentation et l'évolution des dunes végétalisées	Ajoute une représentation de la végétation au modèle original de 1998
Líma02	Líma et al., 2002	Mathématique déterministe	Éolien	Infinie	1 mois	Étude des mouvements collectifs des dunes dans une	Simuler à partir de loi simple les lois spatiales d'un champ de dunes et

						champs de dunes barkhanes	les échanges de sable inter-dunes
Marion05	Marion et al., 2005	MBA	Herbivorie	Non définie	Non définie	Étude de l'hétérogénéité du comportement herbivore et explication stochastique de leur résonnement pour faire le choix de leur nourriture.	Permet d'expliquer de façon spatialement explicite le comportement des herbivores en considérant les influences visuelles et olfactives de la prise de décision.
Ortiz06	Ortiz et Smorlakiewicz , 2006	CFD	Éolien	Variable	0.05 s	Développement d'une nouvelle approche pour la simulation de dunes de sable sous des conditions de vents extrêmes	Permet de simuler plusieurs types d'écoulement et de transport des sédiments dans des géométries complexes sur une grande plage d'échelles
DECAL	Baas & Nield, 2008	CA probabiliste	Éolien	1 m	Végétation : 1 an / Vent : itérations annuelles variables	Études de l'influence des processus écologiques sur la géomorphologie des dunes	Intégration de la végétation dans les modèles de transport des sédiments
Dúran09	Dúran et al., 2009	Mathématique	Éolien	Non définie	Non définie	Étude de la relation d'échelle et de distribution entre les dunes dans un champs de dunes	Permet une représentation simple des relations d'échelles et de distributions des dunes

Pelletier09	Pelletier, J. D., 2009	CFD / CA	Éolien	500 z ₀	Relatif au (nombre d'incrément de temps) * (dimension de la grille) ²	Étude du control de l'espacement et de la hauteur des vaguelettes et des dunes dans un espace abondant en sable	Permet la modélisation précise et fiable d'environnement éolien à différentes échelles
Narteau09	Narteau et al, 2009	CFD / CA	Éolien	Variable, mais définie à 0.5 m dans article	Variable	Caractérisation des dynamiques entre l'écoulement du vent et les formes paysages des sédiments par le couplage de 2 modèles de CA	Permet une représentation plus complète des interactions entre le vent et le déplacement des sédiments / Permet une représentation plus détaillée des formes de paysages et de l'écoulement de l'air
Dúran11	Dúran et al., 2011	MBA	Éolien	Taille d'une dune	0.001 an	Étude des interactions entre les dunes barkhanes dans un champs de dune en incluant une composante spatiale	Permet une représentation efficace des interactions entre les dunes, tout en reconnaissant que certains facteurs déterminant la distribution spatiale des dunes n'ont pas encore été pris en compte
Eastwood11	Eastwood et al, 2011	CA	Éolien	Non définie	Non définie	Simulation de champs de dunes et de leurs dynamiques à partir de règles simples	Permet de reproduire des formes plus complexes comme des complexes de dunes superposées qui n'avait pas été modélisé avant

Génois13	Génois et al, 2013	MBA	Éolien	Taille d'une dune	Infinie	Simulation de l'évolution d'un champ de dunes barkhanes et de leur interactions	Permet une bonne représentation des interactions entre les dunes et des relations entre les tailles des dunes et leur distribution spatial
ReSCALE	Rozier et Narteau, 2014	CFD / CA	Éolien	Variable	Variable	Étude des dynamiques morphologiques des dunes et de l'évolution de paysages	Approche plus générale de la modélisation des paysages complexes, basée sur une approche statique qui permet de ne pas forcer une définition des lois physiques régissant les dynamiques d'études
Jjumba16	Jjumba et Dragicevic, 2016	Voxel CA	Éolien	Non définie	Non définie	Essaie théorique de développement d'un model permettant de représenter un environnement 3D dans le temps	Étend les possibilités de représentation d'environnement plus complexe à partir d'une troisième dimension spatiale
Zhou16	Zhou et al, 2016	Mathématique	Éolien	250 Um	Vent: $2E10^{-4}$ / Vent: $2E10^{-3}$	Étude de la dégradation d'une dune solitaire	Permet de numériquement représenter l'évolution d'une dune dans sa phase de dégradation et correspond aux simulation dans des tunnels de vent

Extended-DECAL	Yan & Baas, 2017	CA probabiliste	Éolien	1m	Végétation : 4 saisons, réévaluer annuellement / Vent : nombre variable d'itérations pour chaque saison / année	Études des dynamiques de transition d'une dune barkhane à une dune parabolique	Complexification de la fonction de croissance végétale en prenant en considération l'âge du végétal et le cycle saisonnier
ViSTA	Mayaud et al, 2017	CA probabiliste	Éolien	1 m	Végétation : 3 mois / Vent : 300 mins	Simulation d'un champ de dunes Nebka en Namibie / Simulation de futur scénario d'évolution pour plusieurs sites dans le désert du Kalahari	Meilleure intégration et couplage des dynamiques entre les végétaux et le transport des sédiments / Commence à intégrer la considération des impacts de perturbations humaines et écologiques dans le modèle
DECAL-CAESAR	Liu et Coulthard, 2017	CA double	Éolien et fluvial	10 m pour l'air	10 jours pour les vents / Variable à même le modèle pour l'eau	Étude de l'interaction entre les processus géomorphologique éolien et fluviaux en environnement aride	Intégration de deux modèles des processus éolien et fluviaux d'environnement aride pour mieux décrire les environnements où ils interagissent
ABMGG	Yu et al, 2019	MBA	Herbivorie	463 m	1 an	Étude de l'effet de multiple stratégie de gestion de l'herbivorie dans la région semi-aride de Zeku, Chine à partir de données satellitaires	Permet l'utilisation de l'imagerie satellite (MODIS) en temps réel pour simuler différents scénarios de gestion de l'espace et aider à la prise de décision.

Annexe III Variables et utilisation du model

Le modèle ViSTA est défini par un grand nombre de variables et il peut être compliqué de comprendre comment chacune de ces variables influence le fonctionnement du modèle. Le prochain chapitre est donc dédié à la description des différentes variables du modèle et sert à établir les limites d'applications des jeux de variables.

Annexe III.a Échelle spatiale

L'échelle spatiale est principalement définie par la combinaison de trois variables, soit le nombre de colonnes (N_c) dans la grille, le nombre de rangées (N_r) dans la grille et la taille des cellules (cell width). La combinaison du nombre de colonnes et de rangée permet de définir le nombre de cellules qui forment la grille.

Manual_initialisation : Ce paramètre permet de spécifier l'état de la grille de départ à partir des fichiers de sortie d'une simulation précédente.

Boundary_condition : Ce paramètre définit la gestion des bordures de la grille durant des simulations. La grille peut être ouverte et simplement éliminer les sédiments qui sortent de la grille ou être périodique et recycler les sédiments qui sortent de la grille comme une entrée sur le côté opposé.

Start_grid_sand_mode : Définit l'état initial de la grille en ce qui concerne la hauteur du sable sur la grille initiale. Le sable peut avoir une hauteur uniforme sur toute la grille, avoir une distribution du sable par hauteur aléatoire ou être concentré en dans un cercle au milieu d'une grille nue.

Start_grid_wall_mode : Définit la présence de mur sur la grille initiale. L'argument « none » présente aucun mur sur la grille, l'argument « circle » forme un cercle plein au milieu de la grille, l'argument « square » forme un carré plein au milieu de la grille et finalement « manual » permet de spécifier manuellement l'emplacement désiré des murs sur la grille. Les murs sont une élévation du niveau de base du sol non-érodable, représentant une masse rocheuse par exemple. Ce paramètre est maintenant à la valeur « none » pour toutes les simulations, puisque le sol des environnements simulés est principalement considéré comme étant plats si on exclut le sable qui le recouvre.

Start_grid_age_mode: Définit la distribution d'âge de la végétation comme étant uniforme ou aléatoire. Toutes les simulations ont utilisé une distribution aléatoire, pour permettre de représenter

un environnement naturel où les différents végétaux n'ont pas le même âge. Ceci s'explique puisque les végétaux n'ont pas nécessairement colonisé l'environnement au même moment.

Start_grid_trunks_mode: Définit comment la proportion des troncs des arbres sur la grille initiale sont définis. Elle peut être définie comme uniforme pour tous les troncs ou elle peut être définie aléatoirement entre une valeur minimum et une valeur maximum de la proportion du tronc des arbres. Une distribution uniforme de ces proportions initiales de tronc d'arbre a été utilisée au cours des simulations afin de représenter l'âge avancé des arbres à l'initiation de la simulation. Cela permet aussi de minimiser la difficulté d'analyse des résultats en considérant une seule espèce d'arbre sur la grille.

Start_grid_porosity_mode: Définit la distribution de la porosité des plantes lors de l'initiation de la simulation. Elle peut être uniforme pour toute la végétation ou être aléatoirement définie entre une valeur minimum et maximum de la porosité de la végétation sur la grille. Une distribution uniforme de la porosité des plantes est utilisée dans les simulations afin de simplifier la gestion des variables dans l'analyse des résultats et aussi parce que la végétation peut être considérée comme ayant une morphologie et une densité semblable à des plants en bonne santé en tout temps.

Start_grid_sand_upper : Cette variable définit la hauteur maximum pouvant couvrir une cellule de la grille dans son état initial. Les simulations de calibration ont utilisé des valeurs variant de 3m à 10m pour ce paramètre, ce qui correspond à la hauteur maximale des dunes de sables qui peuvent être observé dans un environnement végétalisé.

Start_grid_sand_lower : Cette variable définit la hauteur minimum du sable recouvrant une cellule de la grille initiale. La valeur de cette variable varie entre la valeur 1 et 10 pour les simulations de calibration. La valeur minimale de 1 m permet de s'assurer qu'il n'y a pas de cellules à découvert lors de l'initiation de la simulation. Une hauteur initiale de 10 m est utilisée seulement dans le cas où les simulations affichent une grille initiale ayant une couverture de sable uniforme de 10m dans une tentative de s'assurer qu'aucune des cellules ne soient dénudée de sable au cours de la simulation.

Start_grid_age : Ce paramètre définit l'âge initial de la végétation sur la grille initiale. Il représente l'âge précis en termes de nombre de mois dans le cas d'une distribution uniforme de l'âge sur la grille et dans le cas où la distribution de l'âge de la végétation est aléatoire sur la grille, il représente

l'âge maximal de la végétation sur la grille en termes de mois. Pour toutes les simulations, l'âge initial de la végétation a été défini comme étant de 360 mois ou 30 ans.

Start_grid_trunk : Cette variable définit la proportion de la hauteur des arbres représenté par le tronc lors des simulations où tous les arbres voient les mêmes proportions de leur hauteur représentée par leur tronc. La valeur utilisée pour toutes les simulations est de 0.7 afin de mieux représenter les types d'arbre à haute canopée retrouvés dans la majorité des environnements de savane et les environnements arides.

Start_grid_porosity : Cette variable définit la porosité de départ de la végétation sur une grille où la porosité est uniforme. Ce paramètre prend la valeur de 30 % dans toutes les simulations, en accord avec les tests faits au préalable lors du développement du modèle ViSTA (Mayaud, 2017).

Veg_distribution : Cette variable permet de déterminer quelle portion de la grille initiale est couverte par de la végétation. Plusieurs valeurs ont été utilisées pour ce paramètre, variant entre 0% et 90%. À fin de calibration une couverture nulle de végétation (0 %) a été utilisée afin de permettre l'observation du fonctionnement des dynamiques de déplacement des sédiments sans l'influence des autres composantes de l'environnement. Une couverture d'environ 50 % est utilisée lors de simulation représentant un environnement aride à hyper-aride où la végétation est présente seulement sous forme d'îlot. Ce type d'environnement est caractéristique de forme de paysages comme les dunes paraboliques ou les nebkas pour lesquels le modèle ViSTA a été calibré en premiers lieux (Mayaud et al., 2017a). Finalement, une distribution élevée de végétation (80 à 90 %) est utilisée pour simuler des environnements semi-arides où il y a présence d'herbivores qui se nourrissent de la végétation présente.

Grass_proportion : Détermine la proportion de la végétation initialement sur la grille représentée par de l'herbe. Cette proportion est généralement une des plus élevées des trois types de végétations. À titre de calibration, une proportion d'herbe variant de 0 à 100 % a été utilisée afin de comparer l'impact de l'herbe sur le déplacement des sédiments. La proportion utilisée, lors des simulations où une présence d'herbivores est observée, varie entre 80 et 85 %. Ce haut pourcentage de l'environnement recouvert par de l'herbe permet d'assurer une meilleure réserve réaliste de nourriture pour les herbivores qui peuplent la grille lors des simulations.

Shrub_proportion : Ce paramètre représente la proportion de la végétation représentée par des arbustes. La proportion d'arbuste varie en opposition à la proportion d'herbe de 0 % à 100 % au cours de test de sensibilité. Dans le cas des simulations incluant la présence d'herbivores, la proportion d'arbuste se rapproche du 10 %. Ce pourcentage est représentatif d'une faible concentration d'arbustes encourageant une accumulation préférentielle accrue des sédiments et formant différentes formes de paysage. Une faible concentration d'arbustes au début de la simulation permet aussi de faciliter la reconnaissance d'un envahissement d'arbuste dû au pâturage au cours d'une simulation.

tree_proportion : Ce paramètre représente la proportion initiale d'arbre sur la grille et est conservé à un bas pourcentage, entre 0 et 5%, pour bien représenter la distribution de la végétation dans des environnements arides et propices au pâturage. La distribution des arbres devrait donc être ponctuelle ou sous forme de petit regroupement éloigné les uns des autres.

Annexe III.b Échelle temporelle

Model_iteration : Cette variable définit combien d'étapes génériques sont effectués durant une simulation. Ces itérations sont les étapes de bas niveau effectués dans le script *landscape_MAIN.py* et qui englobe tous les autres types de fonctions itérables. Le nombre d'itération par simulation dépend de la temporalité des composantes qui composent le modèle. Le nombre total d'itération globale est souvent déterminé par le besoin de compléter la simulation en une durée de temps donnée en fonction de la fréquence de mise à jour des composantes du modèle.

Wind_event_frequency : Cette variable définit à quelle fréquence est-ce que les événements de vents se produisent. Les événements de vents sont effectués à toutes les itérations générales, puisque les événements de vents sont régis sur l'échelle temporelle la plus courte. Les événements de vents sont les processus représentés par le modèle qui sont les plus fréquents. Les simulations sont donc basées sur la série temporelle des épisodes de vent.

Wind_resolution : Cette variable définit la durée en temps réel des événements de vents. La durée est déterminée en termes de minutes. Afin d'optimiser la performance du modèle et un transport significatif de sédiments, la fréquence des événements de vent a été définie comme étant de 5h par 2 semaines pour les simulations d'environnements futures.

Veg_update_frequency : Cette variable définit la fréquence à laquelle la végétation est mise à jour sur la grille en termes de nombres d'itérations globales s'écoulant entre chacune des mises à jour. Les mises à jour de la végétation dans les simulations d'environnement futures du modèle se font à toutes les 6 itérations globales du modèle, afin de concorder avec la fréquence d'événement de vent d'obtenir des événements de vent à toutes les 2 semaines.

Veg_update_freq_equivalent : Cette variable définit la durée de temps qui est représenté par une itération de mise à jour de la végétation. Comme les itérations de végétation sont les plus longues de toutes les composantes, elles permettent de définir la résolution temporelle des itérations globales du modèle lorsque mise en relation avec le nombre d'itérations représentées entre chaque mise à jour de la végétation. Les tests originaux de sensibilité ont permis d'établir qu'une durée acceptable des mises à jour de la végétation est d'environ 3 à 6 mois afin de permettre l'illustration des changements saisonniers de la végétation (Mayaud et al., 2017a).

Moisture_update_frequency : Cette variable définit la fréquence à laquelle l'humidité du sol sur la grille de simulation est mise à jour. Les mises à jour de l'humidité du sol dans le modèle ViSTA sont principalement reliées au déplacement des sédiments. Il s'agit aussi d'un processus qui se produit, relativement dans une courte échelle temporelle. Les mises à jour de l'humidité du sol sont donc effectuées à toutes les itérations du modèle afin de concorder avec la fréquence à laquelle se produit les événements de transports.

Moisture_update_frequency_equivalent: Cette variable définit la durée de temps représenté par chaque intervalle de mise à jour de l'humidité du sol. Comme la fréquence des mises à jour de l'humidité du sol est la même que la fréquence des événements de transport, la durée des mises à jour est, elle aussi, la même que la durée des événements de transport, soit de 5 heures.

Annexe III.c Vitesse du vent

Wind_event_timeseries : La vitesse du vent au-dessus de la grille est définie par une série temporelle lors de l'initiation du modèle. La vitesse du vent peut donc être constante (constant) au cours de la simulation, elle peut suivre une simple tendance linéaire (trend) positive ou négative, une combinaison des tendances positives et négatives (v-shaped) ou elle peut suivre une courbe de Weibull (weibull). Chacun des modes de série temporelle est liée à ses propres paramètres qui définissent l'évolution de la vitesse du vent dans le temps. Dans le cadre du présent projet, la vitesse des vents non-obstrués ont toutes été considérées constantes.

Windspeed_variability : Toujours à off, puisque l'on considère les événements de vents comme des approximations et moyenne des événements discrets.

Wind_event_constant : La vitesse du vent utilisée au cours des simulations représentant une moyenne des vitesses de vents au cours de la simulation. Trois valeurs sont utilisées pour représenter les régimes de vent des environnements simulés. Soit, 5m/s pour faible, 7,5 m/s pour moyen et 10m/s pour fort.

wind_angle_array : Cette variable est maintenue à 190° pour toutes les simulations afin de permettre une comparaison facile entre les différentes simulations. L'angle du vent n'a pas d'influence sur les résultats de la simulation autre que l'orientation des dunes.

Max_air_compression_change : Cette variable définit la valeur maximale du multiplicateur de la vitesse de vent dû à la compression de l'air sur une pente. Ce paramètre est un de ceux qui sont considérés comme semi-fixe, puisqu'il n'est pas influencé par l'environnement qui est simulé, mais plutôt par la façon dont les processus sont simulés dans l'environnement. Comme la modélisation de l'écoulement de vent n'a pas été modifiée avec l'addition du module GrAM, le multiplicateur maximal de la vitesse de vent dû à la compression de l'air est donc conservé à une valeur de 1.5. Cette valeur a déjà été testée et calibré lors du développement du modèle ViSTA original, donc elle n'est pas modifiée avec l'addition du module GrAM.

Min_air_compression_change : Cette variable définit la valeur minimale du multiplicateur de la vitesse de vent dû à la compression de l'air sur une pente. Ce paramètre conserve la valeur qui lui a été attribué lors du développement du modèle originale pour les mêmes raisons que la valeur maximale de compression de vent. La valeur minimale du multiplicateur de la vitesse de vent par compression est donc maintenue à -1.0 pour toutes les simulations.

Max_slope : Ce paramètre définit l'accélération maximale provoquée par la compression du vent. La documentation du modèle ViSTA indique que ce paramètre devrait être conservé aux environ de 0.1 (Mayaud, 2017). La valeur de ce paramètre est donc conservée à 0.1 pour toutes les simulations.

Min_slope : Ce paramètre est simplement l'inverse du paramètre « max_slope », il définit l'accélération minimale provoquée par la compression de l'air. La valeur de ce paramètre est conservée à -1.0 pour l'entièreté des simulations.

Annexe III.d Mouvement des sédiments

Shadow_zone : Ce paramètre définit l'angle limite à partir duquel le vent et les sédiments qu'il transporte sont considérés être dans l'ombre d'une dune. Cet angle critique est conservé à 15° pour l'entièreté des simulations étant un paramètre indépendant du type d'environnement simulé, mais parce qu'il a été défini comme étant l'angle permettant de définir des formes de dunes reconnaissables (Nield et Baas, 2008a, 2008b).

Prob_depos_bare: Ce paramètre définit la probabilité de déposition des sédiments sur une surface dénudée de sable. Cette probabilité représente le pourcentage des sédiments qui peuvent se déposer sur une cellule dénudée de sable. Cette variable permet de représenter le fait que les grains de sables ont moins de chance de se déposer sur une surface de roche mère comparément à une surface de sable (Bagnold, 1941). La valeur utilisée pour représenter cette probabilité de déposition est de 0.4 au cours de toutes les simulations. Cette valeur est la même que ce qui a été utilisé dans le modèle DECAL (Nield et Baas, 2008a, 2008b) et dans la version originale du modèle ViSTA (Mayaud et al., 2017a). Cette valeur est conservée dans l'exécution de toutes les simulations.

Prob_depos_sand: Ce paramètre définit la probabilité de déposition des sédiments sur une surface recouverte de sable. La probabilité de déposition sur une surface recouverte de sable est maintenue à 0.7 pour toutes les simulations. Cette valeur est la même que ce qui est utilisée dans le modèle ViSTA original et le modèle DECAL (Mayaud et al., 2017a; Nield et Baas, 2008a, 2008b).

Sand_density: Cette variable représente la densité moyenne du sable sur la grille dans l'optique de calculer des volumes des sédiments en déplacement au cours des simulations. La valeur utilisée pour ce paramètre est la même que celle utilisée dans le modèle original de ViSTA, soit 2000 kg/m³ (Mayaud et al., 2017a). La valeur utilisée dans ce modèle est tirée de la littérature et représente un type de sable riche en quartz (Bailey et Thomas, 2014). La densité moyenne du sable peut varier en fonction de la composition en quartz et son niveau d'humidité, donc il est possible d'avoir à modifier ce paramètre en fonction du type de sable qui se retrouve dans l'environnement que l'on tente de simuler. Par exemple, le modèle DECAL de Nield et Baas (2008a) utilise une densité de sable de 1600 kg/m³. Comme les simulations présentées suite à l'ajout du module GrAM ne tente pas de reproduire un lieu réel, la densité du sable est conservée comme étant à 2000 kg/m³ afin de simplifier la comparaison des résultats avec le modèle original.

Crit_repose: Ce paramètre définit l'angle maximal de repos pour les dépôts des sédiments. Au-dessus de cet angle de repos, les sédiments n'ont pas suffisamment de pouvoir cohésifs pour rester sur place et alors, on observe un phénomène d'avalanche. Cet angle critique est gardé constant au cours de toutes les simulations puisqu'il n'est pas influencé par l'environnement simulé, mais est plutôt une caractéristique physique du sable (Baas et Nield, 2007; Momiji et al., 2000; Werner, 1995). L'angle de repos critique d'une cellule contenant aucune couverture végétale est de 30° pour toutes les simulations.

Veg_crit_repose: Ce paramètre est l'angle de repos maximal que les sédiments peuvent adopter lorsqu'il existe un couvert végétal sur la cellule. Tout comme l'angle critique de repos d'une cellule dénudée, l'angle de critique de repos reste le même au cours de toutes les simulations effectuées. En présence de végétation, l'angle critique de repos du sable peut être plus élevé grâce à l'action cohésive des racines. L'angle critique de repos en présence de végétation est donc de 40° pour toutes les simulations (Nield et Baas, 2008a, 2008b).

Veg_effectiveness_threshold_crit_angle: Ce paramètre définit la hauteur minimum que la végétation doit avoir pour affecter l'angle critique de repos des sédiments. Cette hauteur minimum est définie comme étant de 0.2 m pour l'entièreté des simulations. La hauteur minimum produisant une action de cohésion entre les sédiments est justifiable par le fait que les racines ne sont pas représentées dans le modèle, on suppose que la hauteur de la végétation est corrélée par l'étendue de leur réseau de racines.

Veg_effectiveness_threshold_prob_depos: Ce paramètre définit la hauteur minimum que la végétation doit avoir pour affecter les probabilités de déposition des sédiments sur une cellule. Cette hauteur minimum est définie comme étant de 0.2 m pour l'entièreté des simulations. Cette hauteur minimale correspond à la hauteur de rugosité d'une surface couverte par une végétation d'environ 1.0 m (Wiggs et al., 1994). Il peut donc être assumé que la variable de la hauteur des plantes est un indicateur de leur développement et de leur occupation de l'espace, mais que la végétation est considérée comme ayant toujours une hauteur de 1.0 m en ce qui concerne sa capacité à affecter le vent.

Max_neighbour_checks: Cette variable définit le nombre maximum d'évaluation de la hauteur de sédiment dans les cellules voisines qui peut être fait à chaque itération lorsque la fonction d'avalanche est effectuée. Ce paramètre a pour but de limiter le temps nécessaire à l'exécution de

la fonction d'avalanche. Le modèle original limitait le nombre d'évaluation de la hauteur des sédiments dans les cellules voisines à 4. Les simulations du modèle ViSTA_GrAM utilisent la même valeur pour ce paramètre. Il n'existe pas de justification théorique à ce paramètre, mais la valeur actuelle permet une représentation fidèle des formes de dunes et une certaine efficacité au modèle.

Annexe III.e Végétations

Sed_balance_stress_switch: Cette variable définit si la balance des sédiments est considérée ou non dans l'évaluation du stress sur la végétation. Si la valeur de cette variable est définie comme étant « on », le stress appliqué sur la végétation par les sédiments ayant été déplacé lors de la dernière itération est directement lié à la quantité des sédiments déplacés. Alors que lorsque la valeur de la variable *Sed_balance_stress_switch* est « off », le stress amené par le transport des sédiments est toujours considéré comme étant nul. Lorsque le transport des sédiments influence la croissance végétale, il est bien défini que les plants ont plus de difficultés à rester en vie. Les séries de simulations de gestion du territoire effectuées après l'ajout du module GrAM sont toutes effectuées avec cette variable activée, puisque le but du modèle est spécifiquement lié à l'étude des dynamiques liant les sédiments et la croissance végétale.

Recolonization_dynamism: Ce paramètre définit si la recolonisation des cellules par la végétation est définie de façon dynamique ou non. Dans le cas où la recolonisation est dynamique, la proportion de cellule étant colonisée par chaque type de végétation est directement liée à la proportion de la grille occupée par le même type de végétation à la fin de l'itération précédente. Dans le cas où la recolonisation n'est pas définie comme n'étant pas dynamique, la proportion de cellules recolonisées par chaque type de végétation est maintenue comme étant les mêmes que les proportions initiales pour chaque type de végétaux à toutes les itérations. Les simulations n'utilisent pas une recolonisation dynamique en présence d'agent herbivore afin d'empêcher une dégradation trop rapide de l'environnement par broutage.

Max_height_grass: Ce paramètre définit la hauteur maximale que peuvent atteindre les plants d'herbes dans le modèle. Le modèle ViSTA utilise une hauteur maximale pour l'herbe de 1 m (Mayaud, 2017) et la hauteur maximale est conservée à 1 m à la suite de l'intégration du module GrAM. La hauteur maximale de 1 m est définie suivant les hauteurs maximales d'herbes dans les

environnements arides tel que déterminée par une revue de littérature et des séries de mesures faits durant le développement du modèle original (Mayaud, 2017).

Max_height_shrub: Ce paramètre définit la hauteur maximale que peuvent atteindre les arbustes. Cette variable est conservée à une valeur de 1.5m pour l'entièreté des simulations basées sur la calibration faite lors du développement du modèle original ViSTA (Mayaud, 2017).

Max_height_tree: Ce paramètre définit la hauteur maximale que peuvent atteindre les arbres sur la grille. Cette variable est conservée à une hauteur de 6m pour l'entièreté des simulations basées sur la calibration faite lors du développement du modèle original ViSTA (Mayaud, 2017).

Max_trunk_proportion: Ce paramètre définit la proportion maximale d'un arbre qui peut être représenté par son tronc. Cette variable est conservée à la valeur 0.8 basé sur les calibrations effectuées lors du développement original du modèle ViSTA (Mayaud, 2017).

Min_trunk_porportion: Ce paramètre définit la proportion minimale d'un arbre qui peut être représenté par son tronc. Ce paramètre est conservé à la valeur de 0.2 basé sur les calibrations effectuées lors du développement original du modèle ViSTA (Mayaud, 2017).

Veg_threshold: Ce paramètre définit la taille minimale que doit avoir une plante avant d'être illustrée sur la grille et être considérée comme consommable par un agent herbivore. Ce paramètre adoptait la valeur de 0.08 m dans la version originale du modèle ViSTA (Mayaud, 2017). La valeur minimale pour la représentation de la végétation a été conservée intacte lors de l'ajout du module GrAM.

Annexe III.f Pluie

Rainfall_series_timeseries : Ce paramètre définit le type de série temporelle qui est utilisée pour appliquer la pluie sur la grille. La fréquence d'événement de pluie peut être soit constante, suivre une tendance linéaire simple, des tendances linéaires en forme de « V » symétrique ou asymétrique, une tendance aléatoire normale ou des tendances saisonnières. Les simulations effectuées avec le modèle ViSTA et le module GrAM utilisent principalement des fréquences de précipitations constantes pour la durée de la simulation, puisque les taux de précipitations sont utilisés en tant qu'indicateurs climatiques et non en tant que données empiriques. Des tendances linéaires positives ou négatives sont aussi utilisées afin de faire la transition entre deux niveaux stables de précipitations.

Rainfall_series_spatial: Ce paramètre définit la distribution spatiale des précipitations sur la grille. La distribution spatiale peut être soit homogène, suivre un gradient vertical ou un gradient en coin. Les simulations présentées suite à l'ajout du module GrAM ont toutes une distribution homogène, puisque les environnements simulés sont suffisamment petits pour être affectés par les mêmes climats.

Rainfall_series_variability: Ce paramètre définit si le taux de précipitation est variable entre chaque itération ou non. Les simulations utilisent un taux de précipitation stable entre les simulations, puisque les taux de précipitation représentent des moyennes régionales et non des valeurs journalières.

Rainfall_series_constant: Ce paramètre définit le taux de précipitation utilisée au cours des simulations lorsque la série temporelle de précipitation est définie comme constante. Pour les tests du module GrAM, 3 taux de précipitations différents ont été utilisés, soit 150 mm/an, 270 mm/an ou 450 mm/an. Chacun de ces taux de précipitation représente respectivement un niveau d'humidité de l'environnement bas, moyen ou élevé pour des environnements semi-arides.

Annexe III.g Perturbations

Fire_event_timeseries: Ce paramètre définit la fréquence à laquelle les événements de feux se produisent sur la grille. Ce paramètre peut prendre les valeurs « none », « single » ou « periodic » représentant l'observation respective d'aucun feu, d'un seul feu ou de plusieurs feux. Les simulations présentées suite à l'ajout du module GrAM ne présentent pas de régime de feux, donc l'on utilise la valeur « none » pour ce paramètre.

Grazing_event_timeseries: Ce paramètre définit comment est-ce que l'action d'herbivores est représentée sur la grille. Les différents modes sont représentés par les valeurs « none », « constant », « periodic » ou « GrAM ». Ces valeurs signifient respectivement que l'action des herbivores est absente de la grille, est constante sur l'entièreté de la grille, est appliquée périodiquement sur l'entièreté de la grille ou qu'elle est appliquée à l'aide du module d'agent herbivores GrAM. Afin de répondre aux objectifs de ce projet de recherche, les modes « none », « constant » et « GrAM » sont comparés l'un à l'autre.

Grazing_event_frequency: Ce paramètre définit la fréquence à laquelle l'action des herbivores sur la grille de simulation est évaluée dans le cas où la série temporelle des événements d'herbivories est définie comme périodique ou utilise le module GrAM. Cette fréquence doit idéalement être

coordonnée avec la fréquence de mise à jour de la végétation, puisque l'exécution des événements d'herbivorie se produise au cours du processus de mise à jour de la végétation. Les simulations utilisent une fréquence annuelle pour les événements d'herbivorie, afin de correspondre à un délai réaliste de gestion du territoire et d'adaptation de la part des gestionnaires de terre.

Stocking_rate: Ce paramètre définit le taux de stockage utilisé pour caractériser l'intensité d'activité d'herbivorie sur la grille de simulation. Les valeurs utilisées pour les tests de l'intégration du module GrAM se rapprochent de celles utilisées dans le test du modèle ViSTA original, soit 0.01, 0.03 et 0.06, afin de permettre une comparaison facile entre les deux versions.

Grazing_event_duration: Ce paramètre définit la durée des événements d'herbivorie lorsqu'elles sont simulées à l'aide du module GrAM. Les simulations utilisent principalement des événements d'herbivorie d'une durée de 15 jours afin de conserver un certain équilibre dans la répartition de la végétation et éviter de totalement éliminer la population d'herbe sur la grille dès les premiers 5 ans de simulation.

Annexe IV Évaluation de la performance de ViSTA_M17

Annexe IV.a Échelle spatiale

La performance des modèles de CA, étant caractérisés par leurs interactions inter-cellules, est grandement influencée par l'échelle spatiale de leurs grilles de simulation. Il est donc normal qu'un des premiers éléments ayant été testés à propos du modèle ViSTA_GrAM soit son échelle spatiale. Cette échelle spatiale a été déterminée comme optimale lorsque chaque cellule a une largeur de 1 m afin de faire la représentation des dunes de petite taille, comme les nebkas, et pour permettre la représentation de la végétation par plant individuelle dans le modèle ViSTA_M17 (Mayaud, 2017; Mayaud et al., 2017a). Cette dimension de cellules est partagée par le modèle DECAL (Baas et Nield, 2007; Yan et Baas, 2017) qui se concentre sur la simulation de dunes barkhanes et paraboliques. Néanmoins, il existe aussi certains CA, s'intéressant à la végétation en environnement aride ou à des dunes de dizaines de mètres de haut, qui utilisent des tailles de cellules allant jusqu'à 10 m (Liu et Coulthard, 2017; Thiery et al., 1995). Afin de permettre une représentation d'environnements plus larges et ajuster la taille des cellules à la taille d'un animal herbivore de type bovin, le développement du modèle ViSTA_GrAM a donc demandé une révision de l'échelle spatiale.

Une série de tests de calibrations ont été effectués premièrement afin de tester la limite de nombre de cellules pouvant être représenté par la grille selon les limites de performance appliquée pour la tâche séquentielle sur les serveurs de calculs Canada. L'une des premières séries de tests effectués a donc été de faire varier la taille de la grille entre 100 cellules de côté à 500 cellules de côté afin d'observer l'impact que la taille de grille a sur la durée nécessaire pour compléter chacune des simulations. Tous les autres paramètres ont conservé des valeurs similaires à celle utilisée dans la publication de référence du modèle ViSTA_M17 et la simulation est effectuée sur 100 itérations globales du modèle. La taille des cellules est donc de 1m et les événements de vent sont présents à toutes les itérations. Les résultats de ces tests de sensibilité ont permis d'établir que les simulations ayant une taille de 300 cellules de côté ou plus sont incapables de compléter les 100 itérations de simulation dans la limite de 24 h présente sur les grappes de calculs. Les simulations représentant des grilles de 100 et 200 cellules de côté ont une durée respective de 2 h 25 minutes et 15 h 25 minutes. Bien qu'il serait possible de compléter des simulations ayant des grilles plus grandes d'un carré de 200 cellules de côté dans une fenêtre de temps de 24 h, une augmentation des ressources informatiques et de la durée du temps d'exécution des simulations après l'addition du module GrAM est attendue. Afin de pouvoir exécuter les simulations sur une grille de même taille avec et sans l'ajout du module GrAM et aussi pour prévoir la possibilité que certaines simulations puissent prendre plus de temps que prévu sur les serveurs de calculs, la taille de la grille est conservée à un maximum de 200 cellules par 200 cellules pour toutes les simulations subséquentes. Les simulations du modèle ViSTA_GrAM durent en moyenne 20 h, les plus longues frôlant les 24 h de durée d'exécution, pour représenter une grille de 100 ha de surface sur 100 ans.

Le second paramètre, concernant l'échelle spatiale, qui a dû être révisé lors du développement du modèle ViSTA_GrAM est la taille individuelle des cellules. Les tests présentés dans la littérature de référence pour le modèle ViSTA_M17 indiquent une taille idéale de 1m pour les cellules de la grille et reconnaissent des tailles de cellules supérieures à 5 m comme étant incapable de représenter les nebkas de façon précise (Mayaud et al., 2017a). Cependant, l'intégration d'agent bovin sur la grille de simulation oblige à augmenter la taille des cellules puisqu'une vache adulte ne peut pas réalistement se tenir sur une surface de 1m². Les tests de sensibilité pour des tailles de cellules de 1 m, 2 m, 5 m et 10 m sur une grille de 100 cellules par 100 cellules sur une durée de 1 an ont été répétés, afin de vérifier personnellement s'il est possible d'obtenir des formes de paysages reconnaissables avec une dimension de cellules plus grande que

1 m. Les événements de vent sont légèrement plus fort que ceux des tests de sensibilité originaux ayant des vents d'une vitesse de $7,5 \text{ m s}^{-1}$ durant 300 minutes remplaçant des vents de 7 m s^{-1} soufflant durant 200 minutes (Mayaud et al., 2017a). La couverture végétale est aussi légèrement plus élevée puisque la couverture végétale initiale est de 30% dans les tests les plus récents, alors qu'elle était de 20% dans les tests de sensibilité originaux (Mayaud et al., 2017a). La simulation avec cellules de dimension de 2 m et 5m, présente des formes de paysages finales plus graduelles et développées que les simulations ayant des cellules de dimension de 10 m ou 20 m (Figure IV.1). Les grilles des sédiments résultantes des simulations de 1 an présentent des répartitions de hauteur des sédiments encore relativement aléatoires pour les simulations ayant des cellules de 10 m et 20 m en comparaison aux simulations ayant des cellules de 2 m et 5 m. Les résolutions de cellules les plus fines permettent donc bel et bien de représenter les formes des sédiments de façon plus précise et produisent de formes de paysage reconnaissable à plus petite échelle que les simulations ayant des cellules de 10 m et plus. Dans l'optique de représenter le mieux possible les formes de paysages représentées par le transport des sédiments, la taille maximale de cellule utilisable lors des simulations est donc de 5 m. Les simulations ayant des tailles de cellules de 2 m présentent des côtes plus graduelles que celles résultantes des simulations ayant des cellules de 5 m de dimension, mais elles permettent de représenter une surface moins grande. Si l'on se rappelle que la taille des grilles de simulation est limitée à 200 par 200 cellules de côté pour une question de performance de calculs, la surface maximale pouvant être simulée à l'aide de cellules de 2 m de côté est donc de 16 ha. En comparaison, la surface maximale représentée par une grille ayant des cellules de 5 m de dimension est de 100 ha. En termes de représentation d'agent herbivore, cela signifie qu'avoir un seul herbivore sur une grille de 16 ha dépasse la limite de pression pouvant être supportée par un environnement semi-aride celle-ci étant d'environ 0.06 unité de bétail (LSU) ha^{-1} (Burgess, 2006; Jeltsch et al., 1997b; Mayaud et al., 2017a). La taille représentée par une grille ayant de cellules de 2 m de dimension n'est donc pas viable comme média de la représentation d'un environnement de pâturage. La dimension de cellules qui a été choisie pour toutes les simulations constituant les séries d'environnements futures est donc de 5 m. Une taille de cellules de 5 m permet donc de représenter les hauteurs des sédiments de façon à reconnaître les formes de paysages, tout en pouvant représenter plusieurs agents en même temps sur la grille dans un contexte réaliste. En conclusion, les grilles de simulation sont donc capables de représenter des environnements d'une

surface de 100 ha supportant théoriquement un maximum de 6 animaux herbivores de façon durable.

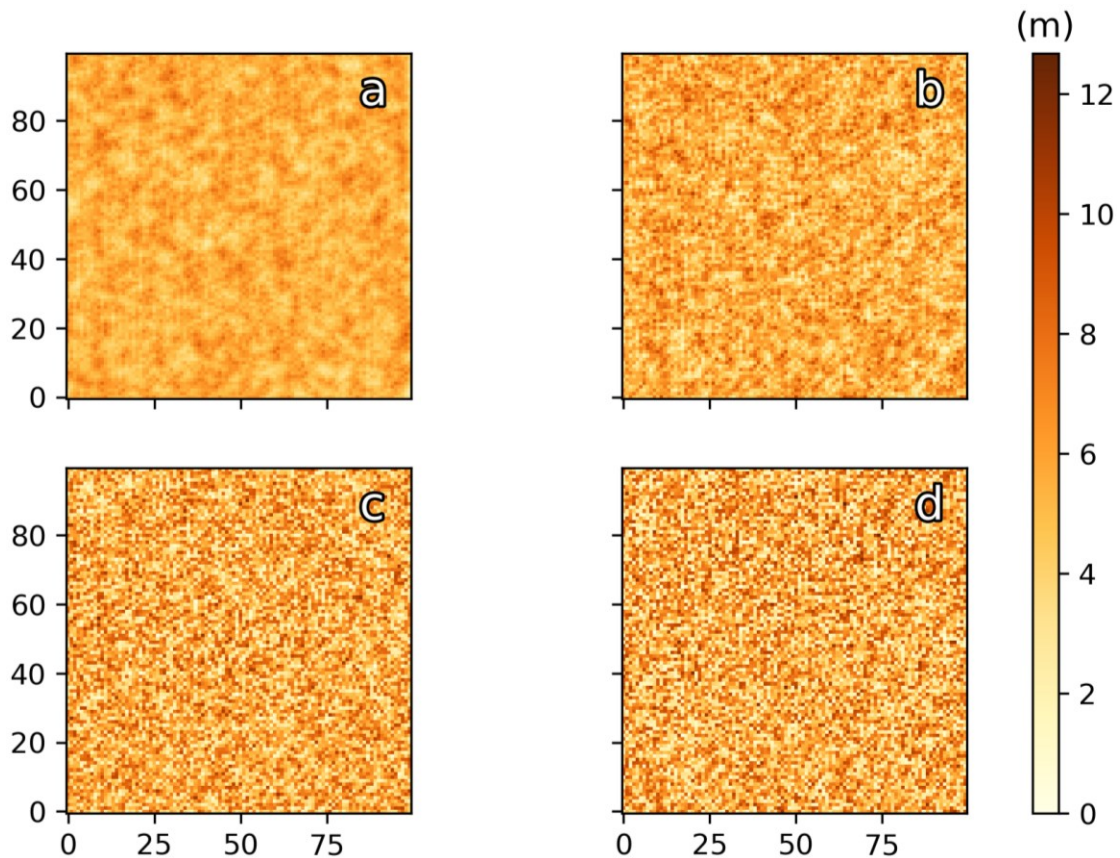


Figure IV.1. - Résultats des tests de sensibilité de la taille des cellules dans le modèle ViSTA. Les grilles de simulations ont toutes une dimension de 100 cellules par 100 cellules et une couverture végétale de 30% de la grille initiale. Les grilles finales représentent la hauteur de sable présent sur chaque cellule à la suite de simulation de 1 an de durée et où chaque itération représente un événement de vents de $7,5 \text{ m s}^{-1}$ durant 300 minutes. a) La première simulation présente une grille de simulation avec des cellules de 2 m de côté, b) la seconde grille a des cellules de 5 m, c) la troisième simulation a des cellules de 10 m et d) la simulation finale a des cellules de 20 m.

Annexe IV.b Échelle temporelle

La seconde composante posant un problème de synchronisation entre la structure du modèle ViSTA_M17 et celle du modèle ViSTA_GrAM est l'échelle temporelle. Les composantes du modèle ViSTA_GrAM sont représentées sur 6 échelles temporelles différentes. Les différentes échelles temporelles s'appliquent respectivement au déplacement des sédiments, à la végétation, la mise à jour de l'humidité du sol, les dynamiques de feux, les événements d'herbivorie, puis au mouvement des herbivores. L'échelle temporelle du modèle n'est pas définie par une variable en

particulier, mais est plutôt déterminé par la relation entre les échelles temporelles des étapes qu'elle contient. Le ratio le plus grand entre le temps réel écoulé entre les mises à jour des composantes du modèle et le nombre d'itérations globales qui s'écoule entre ces mises à jour permet de définir une échelle temporelle pour chacune de ces itérations globales.

Le nombre d'itérations effectuées par simulation est entièrement dépendant de l'échelle temporelle des différentes composantes du modèle et de la durée totale de simulation, mais le nombre d'itérations globales n'influence pas significativement les résultats finaux des simulations, tant que la durée en temps réel des simulations reste la même et que les échelles temporelles des différentes composantes du modèle sont les mêmes. Par exemple, si l'on considère deux simulations de 25 ans où la durée des événements de transports des sédiments est de 300 minutes, que la mise à jour de l'état de la végétation est représentée sur 3 mois et que la fréquence d'événement de transport est de 1 toutes les 2 semaines. Si la première simulation exécute les fonctions relatives au transport des sédiments à chaque itération globale du modèle et les fonctions relatives à la mise à jour de la végétation à chaque 6 itérations globales, alors que la deuxième simulation exécute les fonctions relatives au transport des sédiments à chaque 2 itérations globales et les fonctions relatives à la végétation sont exécutées à chaque 12 itérations globales. La seconde simulation contiendrait le double d'itérations globales comparé à la première simulation, mais les deux simulations retourneraient des résultats semblables.

Le nombre d'itérations globales par simulations est donc un paramètre déterminé par l'utilisateur, afin d'harmoniser les échelles temporelles des composantes du modèle et la durée de temps que l'utilisateur désire simuler. Les seules limitations aux nombres d'itérations qu'il est possible d'effectuer sont la performance du modèle et les ressources de calculs disponibles. Comme les serveurs de calculs utilisés pour exécuter les simulations limitent le temps d'exécution des scripts séquentiels à un maximum de 24 h et qu'il est impossible d'exécuter 100 itérations sur une grille de 300 X 300 cellules en moins de 24 h, il est nécessaire d'ajuster le nombre d'itérations par exécution des scripts en conséquence. Les simulations utilisées pour analyser la capacité du modèle ViSTA_GrAM à simuler différents scénarios d'herbivorie en milieux semi-arides sont donc exécutés sur 120 itérations à la fois pour une grille de 200 X 200 cellules. Cette échelle temporelle globale correspond bien à celle utilisée par Yan et Baas (2017) dans leur modèle DECAL pour étudier l'impact des perturbations amenant la remobilisation des sédiments dans des formes de

paysages produites par l'interaction avec la végétation. Ces 120 itérations équivalent à 5 ans de simulation, mais sont par la suite rassemblés en groupe de 20 exécutions séquentielles pour former une simulation complète de 100 ans au total.

Les événements de vents sont les processus représentés par le modèle qui sont les plus fréquents. Les événements de vents sont donc présents pour toutes les itérations du modèle. Une série de tests de calibrations a été effectuée pour déterminer la durée idéale d'épisode de vent. En premier lieu par l'auteur du modèle ViSTA_M17, puis une nouvelle série de tests ont été effectués au cours du développement du modèle ViSTA_GrAM. La première série de tests de calibrations a permis de déterminer que la résolution temporelle idéale pour la reproduction de nebkas est située entre 60 et 300 mins (Mayaud et al., 2017a). Cette petite fenêtre temporelle de déplacement des sédiments permet de représenter des processus à plus fine échelle qui sont estompés par une durée d'événement de vent au-dessus de 5000 mins (Mayaud et al., 2017a). La résolution temporelle maximale permettant de présenter un minimum de réalisme quant à la représentation des processus d'érosion et de déposition est d'environ 1000 mins (Mayaud et al., 2017a). Afin de présenter un modèle efficace au niveau de la vitesse de calculs et représentatif des processus simulés, la seconde série de tests de sensibilité visait donc à raffiner l'analyse de la relation temporelle entre la résolution de vent et la fréquence des événements de vents. Les tests de sensibilité temporelle font varier les résolutions temporelles entre 60 et 1200 mins et aux fréquences équivalentes des événements de vent entre 1 événement par demi-semaine à 1 événement par mois (Figure IV.2). Toutes les simulations ont été exécutées sur l'équivalent de 25 ans avec un événement de vent se produisant à toutes les itérations sur une grille de 100 cellules par 100 cellules de 1 m de côté chaque. Une durée d'événement de vent de plus de 10 h tend à produire peu de relief et une concentration du sable en un monticule près du côté où le vent entre sur la grille. Une durée de 5 h d'événement de vent par mois permet de représenter des formes de sable mieux définies que les simulations avec des événements de 10 h et plus. Les variations de hauteur de sable se situent environ entre 3 et 8 m pour les simulations de 5 h par mois sur une base de mise à jour de la végétation de 6 mois ou 12 mois. Pour un équivalent de 5 h par mois avec un équivalent de la durée des mises à jour de la végétation de 3 mois. Une simulation équivalente basée sur une fréquence d'événements de vent de 2,5 h par 2 semaines produit un résultat final similaire, si ce n'est que la hauteur minimum du sable est de 2 m et non 0 m. Finalement, les simulations ayant une fréquence de 2 événements par semaine produisent une grande variation des hauteurs de sable sur la grille,

soit entre 0 et 14 m environ. Les événements de vent allant de 1 h à 4 h de durée ont une fréquence suffisante pour produire une bande sur le côté opposé à l'entrée du vent sur la grille vide des sédiments et une accumulation des sédiments juste avant cette zone vide.

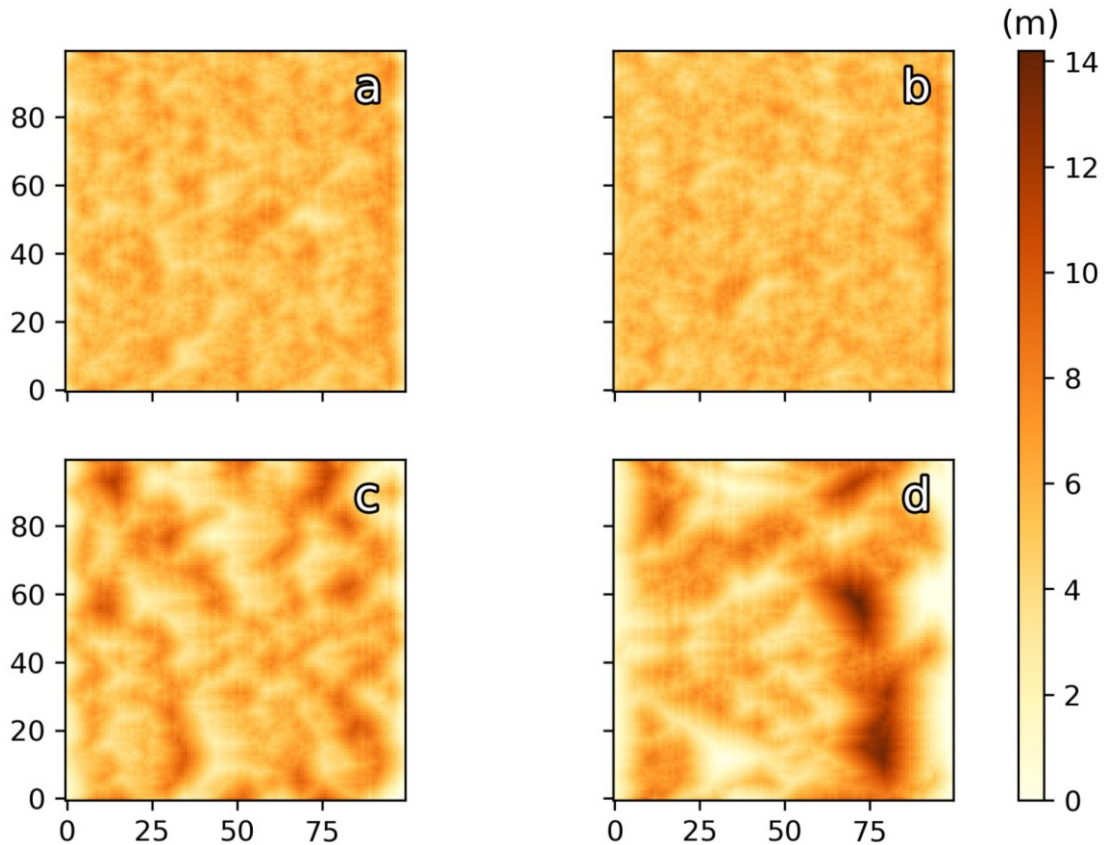


Figure IV.2. - Représentation initiale et finale des hauteurs des sédiments pour les simulations ayant une fréquence de transport des sédiments de a) 10 h par mois, b) 5 h par mois avec une mise à jour de la végétation au 6 mois, c) 5 h par mois avec une mise à jour de la végétation au 3 mois et d) 4 h par demi-semaines.

La durée idéale pour les événements de vents qui ressort de ces tests de sensibilité est donc de 2,5 h ou 5 h, soit de 150 ou 300 minutes respectivement lors de la paramétrisation du modèle. Les fréquences d'événements de vent acceptable correspondant à ces durées d'événement sont d'un événement aux 2 semaines ou d'un événement de vent au mois. La durée des événements de vent n'affecte pas en elle-même la performance du modèle, contrairement à la fréquence d'événement de transport. Une simulation avec une fréquence d'événement de transport de 2,5 h par 2 semaines prend donc environ le même temps à exécuter qu'une simulation d'une fréquence de 5 h par 2 semaines. La même simulation de 2,5 h de transport par 2 semaines serait doublement plus longue qu'une simulation ayant une fréquence de 5 h par mois. Afin d'optimiser la performance du modèle

et un transport des sédiments significatifs, la fréquence des simulations subséquentes a été définie comme étant de 5 h par 2 semaines. Cette durée de transport est donc la durée maximale pouvant représenter des formes de paysages intéressantes. Puis la fréquence de ces événements est la valeur médiane des fréquences utilisées durant les tests de sensibilité qui permet la représentation de forme de sable reconnaissable.

La seconde échelle temporelle la plus importante dans le modèle est l'échelle temporelle de la végétation. Cette échelle temporelle est non seulement importante dans la description des processus de croissance végétale, mais elles sont aussi importantes dans la description des dynamiques que la végétation entretient avec les autres composantes de l'environnement. Une combinaison de la fréquence de mise à jour de la végétation, de la fréquence des événements de vents et de l'équivalent de temps écoulé entre les mises à jour de la végétation permet de déterminer l'équivalent en temps réel représenté par la fréquence des événements de vents. La fréquence de mise à jour de la végétation varie donc entre 3 et 24 itérations lors des tests de sensibilité temporelle. L'ensemble des fréquences de mise à jour de la végétation utilisée lors des tests de sensibilité temporel ne sont pas lié à une fréquence d'événements de vent particulière, mais varie plutôt en fonction du ratio entre la fréquence d'événements de vents par mois désirée et la durée de temps entre les mises à jour de végétation. Comme il a été défini avec la discussion sur la résolution temporelle du vent, les simulations subséquentes utilisent une fréquence d'événement de vent d'environ 5 h de transport par 2 semaines, ce qui correspond à une fréquence de mise à jour de la végétation de 6 à 24 itérations en fonction de la durée de chaque mise à jour de la végétation. Comme les itérations de végétation sont les plus longues de toutes les composantes, elles permettent de définir la résolution temporelle des itérations globales du modèle lorsque mises en relation avec le nombre d'itérations représentées entre chaque mise à jour de la végétation. Les tests de sensibilités originaux ont permis d'établir qu'une durée acceptable des mises à jour de la végétation est d'environ 3 à 6 mois afin de permettre l'illustration des changements saisonniers de la végétation (Mayaud et al., 2017a). La fréquence de mise à jour de la végétation est donc importante dans la définition des processus végétaux, mais aussi dans la signification en temps réel des itérations des autres composantes du modèle. Par exemple, la durée de temps entre les mises à jour de la végétation est importante quant à la définition numérique des processus végétaux. Alors que le nombre d'itérations représentant cette durée de temps n'a pas d'influence directe sur la

définition des processus végétaux, mais influence plutôt leur relation avec les autres composantes du modèle et l'équivalence en temps réel de ces autres composantes.

Finalement, les mises à jour de l'humidité du sol dans le modèle ViSTA sont principalement reliées au déplacement des sédiments et sont aussi un processus qui se produit à une relativement courte échelle temporelle. Les mises à jour de l'humidité du sol est donc effectué à toutes les itérations du modèle afin de concorder avec la fréquence à laquelle se produise les événements de transports. Comme la fréquence des mises à jour de l'humidité du sol est la même que la fréquence des événements de transport, la durée des mises à jour est-elle aussi la même que la durée des événements de transport, soit de 5 heures. Le processus de mise à jour de l'humidité du sol n'a pas d'influence sur le processus de croissance végétale dû à leur courte durée de temps en comparaison à l'échelle de temps de la croissance végétale. Le fait que le sol peut être considéré comme étant humide pour une durée maximale de 24 h sur les premiers 10 cm de sol (Mayaud, 2017) amène une certaine mise de côté de l'influence de l'humidité du sol sur les processus de transport des sédiments, puisque les itérations globales du modèle représentent une durée de 2 semaines. La durée de temps entre chaque itération permet au sol de sécher complètement et comme l'on ne connaît pas exactement à quel moment l'événement de vent se produit, le sol est exclusivement traité comme étant sec.

Annexe IV.c Transport des sédiments

Le transport des sédiments dans le modèle est défini par deux composantes, premièrement la vitesse du vent qui détermine la capacité de transport possible à une itération donnée, puis deuxièmement par le transport des sédiments qui est observé réellement sur la grille. La vitesse du vent au-dessus de la grille définie par l'utilisateur dans le fichier *landscape_SETUP.py* est donc la vitesse de vent non obstruée. La vitesse de vent non obstruée représente la vitesse du vent dans la zone d'écoulement libre au-dessus des formes de rugosité à la surface de la grille. À micro échelle, la vitesse du vent dans la zone d'écoulement libre est variable et aléatoirement influencée par le mouvement des tourbillons d'air qui le constituent (Bagnold, 1941; Ellis et Sherman, 2013). Le modèle ViSTA contient un paramètre (*windspeed_stochasticity*) permettant d'ajouter cet élément stochastique à la distribution spatiale du vent sur la grille. Dans le cas où la vitesse de vent est observée sur une plus grande surface et sur une période plus étendue, les différences de vitesses de vent entre les tourbillons s'effacent pour laisser place à une vitesse de vent plus stable (Bagnold,

1941; Ellis et Sherman, 2013). Il est aussi plus approprié d'utiliser une vitesse de vent non obstruée uniforme spatialement dans le cadre d'une simulation couvrant une longue période et une grande surface couverte par chaque cellule, puisque les valeurs de vent peuvent être perçues plutôt comme des valeurs moyennes que des valeurs réelles. Dans la paramétrisation du modèle, il suffit de désactiver le paramètre *winspeed_stochasticity* afin de représenter la vitesse de vent de façon uniforme sur toute la grille. Toutes les simulations effectuées avec le modèle ViSTA_GrAM ont une distribution de la vitesse de vent uniforme pour permettre un meilleur contrôle des paramètres d'entrées dans le cadre des tests de sensibilités. Comme la vitesse de vent uniforme sur la grille peut être conceptualisée comme moyenne environnementale représentant le régime de vent présent sur la grille, le choix des valeurs de ces vitesses de vents permet de mettre l'accent sur les différences apportées par une variation dans les régimes de vents. La vitesse de vent brute ne représente pas à elle seule la capacité du vent à déplacer des sédiments cependant. Il faut aussi prendre en considération le niveau critique de vitesse de vent permettant la mise en mouvement des sédiments. Cette valeur critique est principalement définie par la rugosité de la surface sur laquelle l'air s'écoule sur la surface et la taille des grains qui cherchent à être déplacés par le vent (Bagnold, 1941). Il est aussi généralement entendu que cette vitesse critique de déplacement des sédiments est variable dans le temps et dans l'espace à beaucoup plus petite échelle que celles du modèle ViSTA_GrAM (Bagnold, 1941; Dong et al., 2003; Leenders et al., 2011; Wiggs, 2011). Le modèle ViSTA_GrAM évite d'avoir à considérer les calculs des vitesses de vent critique permettant le déplacement des sédiments en définissant une valeur limite générale s'appliquant à toute la grille pour l'entièreté de la simulation. Cette valeur doit donc idéalement être calibrée selon des données de terrain et des tests sur le modèle afin de bien représenter le déplacement des sédiments et tous les processus qui lui sont reliés. Aucune campagne de terrain n'a été effectuée dans le cadre du développement du modèle ViSTA_GrAM et qu'il n'a pas été possible de prendre des mesures quantifiant les éléments particuliers d'un environnement dans le but de le reproduire avec exactitude dans le modèle ViSTA_GrAM. Les vitesses de vents critiques permettant le déplacement des sédiments utilisés dans les tests de sensibilité du modèle ViSTA_GrAM se reposent donc principalement sur les résultats et les valeurs utilisés dans le modèle ViSTA_M17. Cette valeur critique des vitesses de vent est présentée comme étant de $5,0 \text{ m s}^{-1}$ pour les tests de sensibilité dans la documentation du modèle original et de $5,1 \text{ m s}^{-1}$ pour le test de reproduction de nebkas en environnement hyperaride (Mayaud et al., 2017a). Les tests effectués avec

ViSTA_GrAM sont donc effectués en utilisant une vitesse de vent critique de $5,0 \text{ m s}^{-1}$ pour les calculs de déplacement des sédiments. En utilisant cette valeur, le but est de limiter le besoin de répéter les tests de calibration nécessaires à la détermination d'une valeur appropriée à la représentation de la vitesse de vent critique au transport des sédiments dans le modèle. Les vitesses de vent utilisées dans les tests de sensibilité originaux pour le modèle ViSTA_M17 sont de $7,0 \text{ m s}^{-1}$ dans la majorité des tests pour représenter un régime de vent moyen, mais utilisent aussi des vents de $12,0 \text{ m s}^{-1}$ pour représenter un régime de vent élevé avec une vitesse de vent critique de $5,0 \text{ m s}^{-1}$ (Mayaud et al., 2017a). Comme les fonctions de calcul de vitesse de vent sur la grille n'ont pas été profondément modifiées dans le modèle ViSTA_GrAM, il est judicieux de conserver environ les mêmes valeurs de vitesses moyennes de vent que celles utilisées pour le modèle original. Les valeurs de vents utilisées dans la caractérisation des tests originaux sont appuyées par multiples données météorologiques prises de stations en Namibie, au Botswana et en Afrique du Sud (Helmschrot et al., 2020). Étant donné que les environnements qui inspirent la paramétrisation des environnements de test à la suite de l'addition du module GrAM sont les mêmes que ceux utilisés pour les tests originaux du modèle ViSTA, il est donc naturel de conserver des valeurs semblables à celles utilisées dans les publications originales du modèle ViSTA pour définir les différents régimes de vents des nouvelles séries de tests. Il a été démontré par les tests de sensibilité effectués par Mayaud (2017a) que les régimes de vents d'environ $7,5 \text{ m s}^{-1}$ peuvent créer des dunes d'environ 7 m de haut en l'espace de 120 ans de simulation environ, alors que les régimes de vent de plus de 12 m s^{-1} produisent des dunes de plus de 10 m de haut hautement concentrées tout en vidant le reste de la grille d'une bonne partie de ses sédiments. Afin de vérifier l'effet des vitesses de vents à plus fine échelle, une seconde série de tests de sensibilité a été organisée afin de tester une plus grande variété de vitesse sur une plus petite période. La série de tests de sensibilité est donc effectuée sur une grille de 200 par 200 cellules pour une durée équivalente de 5 ans, avec un régime de précipitation constant de 450 mm par année et une couverture végétale initiale de 90% (Figure IV.3). Les événements de vent ont tous une durée de 300 minutes et sont présents à toutes itérations avec une vitesse de vent critique de $5,0 \text{ m s}^{-1}$. La seule chose qui est modifiée entre les quatre différentes simulations de test est la vitesse de vent appliquée de façon constantes sur la grille. Les vitesses de vent utilisées au cours des tests sont respectivement de $5,625 \text{ m s}^{-1}$, $7,5 \text{ m s}^{-1}$, 10 m s^{-1} et $12,5 \text{ m s}^{-1}$.

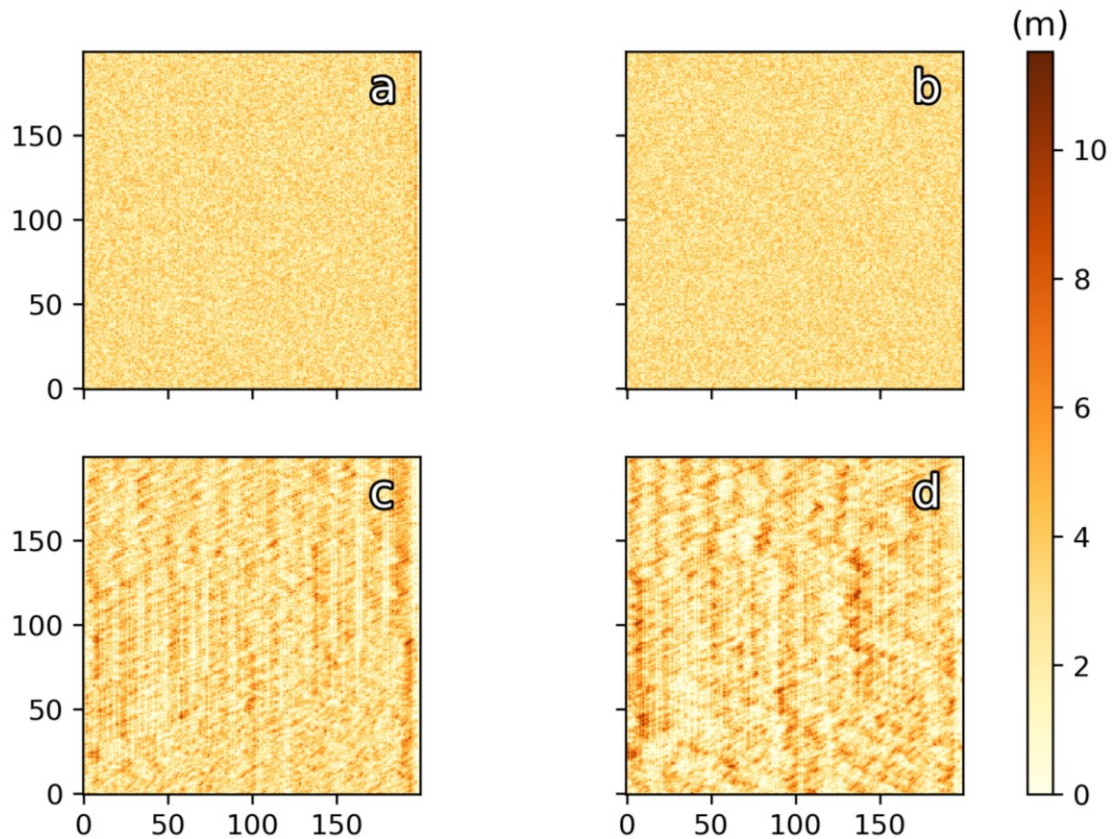


Figure IV.3. - Représentation de la hauteur des sédiments à la suite de tests de sensibilité sur l'impact de la vitesse de vent sur la grille. Les grilles de simulation ont subi des événements de vent de 300 minutes à toutes les itérations du modèle pour une durée équivalente à 5 ans. Les vitesses de vent varient de $5,625 \text{ m s}^{-1}$ en a), à $7,5 \text{ m s}^{-1}$ en b), à $10,0 \text{ m s}^{-1}$ en c), à $12,5 \text{ m s}^{-1}$ en d) avec une vitesse de vent critique au transport de $5,0 \text{ m s}^{-1}$ pour toutes les simulations. Les environnements présentés ont tous un régime de précipitation de 450 mm/an pour la durée complète des simulations. Les grilles débutent avec une couverture à 90% en végétation.

Il est possible de voir que la simulation ayant une vitesse de vent de $5,625 \text{ m s}^{-1}$ produit une grille finale ayant une distribution de hauteur des sédiments encore aléatoire et une augmentation de la hauteur maximale des sédiments sur la grille d'environ 1,5 m. La simulation ayant une vitesse de vent de $7,5 \text{ m s}^{-1}$ ne présente pas de formes de paysage reconnaissable dans sa grille finale, mais présente un début d'uniformité de la hauteur des sédiments sur la grille. La hauteur maximum des sédiments augmente à environ 7,5 m avec des vents de $7,5 \text{ m s}^{-1}$ et il y a certaines cellules qui sont dénudées des sédiments, bien qu'il ne représente pas de zone visiblement dénudée des sédiments dans la figure. La simulation de 10 m s^{-1} commence à présenter des formes de paysages reconnaissables sur la grille finale, principalement sous la forme de rangée de dunes d'un maximum de 10 m environ. Les espaces entre les rangées de dunes montrent des hauteurs des sédiments assez

faibles, mais il n'y a pas de grandes portions de la grille finale étant totalement dénudée des sédiments. Finalement, la simulation ayant des vitesses des sédiments de $12,5 \text{ m s}^{-1}$ présente des formes de paysages bien définies et de taille considérable. Les dunes présentent sur la grille finale de la simulation à $12,5 \text{ m s}^{-1}$ ont aussi une organisation linéaire. Les plus grandes dunes visibles sur la grille finale de la simulation de $12,5 \text{ m s}^{-1}$ ont une largeur d'environ 10 m et une hauteur équivalente toute en formant des crêtes pouvant atteindre la centaine de mètres de long. Le fait que ce type de dunes puisse se former en seulement 5 ans de simulations est irréaliste. Même les simulations ayant des vitesses de vent faible ($5,625 \text{ m s}^{-1}$) présente une augmentation de la hauteur maximale des sédiments de 1,5 m en 5 ans, ce qui est encore très impressionnant tenant compte que le vent n'est que $0,625 \text{ m s}^{-1}$ plus rapide que la vitesse de vent où l'on commence à observer un mouvement des sédiments. De plus, il faut dire que ces quantités des sédiments transportés ont été observées dans des environnements végétalisés. La présence de végétation devrait grandement limiter la capacité des sédiments à pouvoir se déplacer (Bailey, 2011; Bhattachan et al., 2014; Gillies et al., 2002, 2006; Haustein et al., 2015; King et al., 2005). Le mouvement d'une telle quantité des sédiments en si peu de temps démontre une sensibilité importante du modèle aux processus de transport des sédiments. Le modèle est donc capable de créer des dunes qui normalement auraient pris des centaines, voire des milliers d'années à se former (Hugenholtz et al., 2012; Lima et al., 2002; Yan et Baas, 2018) en moins de 5 ans. Pour répondre à cette facilitation accrue du transport des sédiments dans le modèle, une nouvelle règle a été ajoutée au processus d'érosion. Cette règle vise à retenir le transport des sédiments sur les cellules du modèle qui ont de la végétation dépassant la hauteur critique provoquant la déposition. Les cellules ayant une présence de végétation d'une hauteur significative seraient donc capables d'empêcher l'érosion des sédiments qu'il recouvrerait complètement. Cette règle additionnelle a réussi à diminuer la quantité de transport sur la grille à un niveau beaucoup plus acceptable, limitant la hauteur des dunes créées en 5 ans à environ 1 m. La comparaison des grilles résultantes des simulations, où le transport était limité, avec d'autres modèles permet de reconnaître une nette amélioration dans la présentation de forme de paysages réalistes (Lima et al., 2002; Yan et Baas, 2018).

L'angle de souffle du vent est un exemple de paramètre qui affecte particulièrement l'environnement résultant du modèle ViSTA_GrAM. L'angle de direction du vent est un facteur critique influençant les formes de paysages de certains environnements réels, comme les dunes étoilées qui sont produites seulement par régime de vent multidirectionnel (Courrech du Pont, 2015;

Wiggs, 2001). Cependant, les directions de vent ne devraient pas avoir d'influence sur les taux de transport des sédiments. Les tests de sensibilités effectués avec le modèle ViSTA_GrAM présentent tout de même des différences de taux de transport entre les différentes directions de vent (Figure IV.4). Il est possible d'observer une nette différence dans le transport des sédiments produit par des angles de vent provenant d'un angle horizontal (0° - 60° / 180° - 240°) et ceux provenant d'un angle de vent vertical (90° - 150° / 270° - 330°). Les vents avec un angle horizontal présentent une activité des sédiments nettement inférieurs à ceux ayant un angle vertical, entraîne une répartition ponctuelle de petites dunes d'environ 5 m de largeur sur une surface relativement plate autrement. Il semble aussi y avoir une accumulation des sédiments le long de la bordure d'entrée du vent sur la grille. En comparaison, les simulations ayant des angles de vent vertical présentent des paysages plus inégaux dans leur relief. Il y a une répartition des dunes plus uniforme sur la grille et la largeur de celles-ci est généralement plus grande. Il n'est pas normal d'observer une telle différence entre les différents angles de vent compte tenu que les caractéristiques de surfaces sont les mêmes entre toutes les simulations. Après fait plusieurs tests d'investigations du phénomène et avoir fait une révision approfondie du code des fonctions de transport des sédiments, la cause du problème n'a toujours pas été déterminée. Par conséquent, il est possible de postuler, que le problème émerge d'une accumulation de variation dans le partitionnement des vents et la façon dont le modèle calcule le chemin de déposition des sédiments sur la grille. Comme une révision et une modification fondamentale des fonctions de transport des sédiments sort du cadre du présent projet de recherche et aurait demandé un temps considérable, il a été décidé d'utiliser un angle de vent unique et constant pour toutes les simulations afin de permettre une comparaison raisonnable. L'angle de vent qui a été appliqué pour toutes les simulations de test du modèle ViSTA_GrAM est donc 120° . Cet angle précis a été choisi parce qu'il permet de représenter une distribution des sédiments sur la grille parmi les plus uniformes et qu'il retourne le moins d'accumulation proche des bordures de la grille selon nos tests.

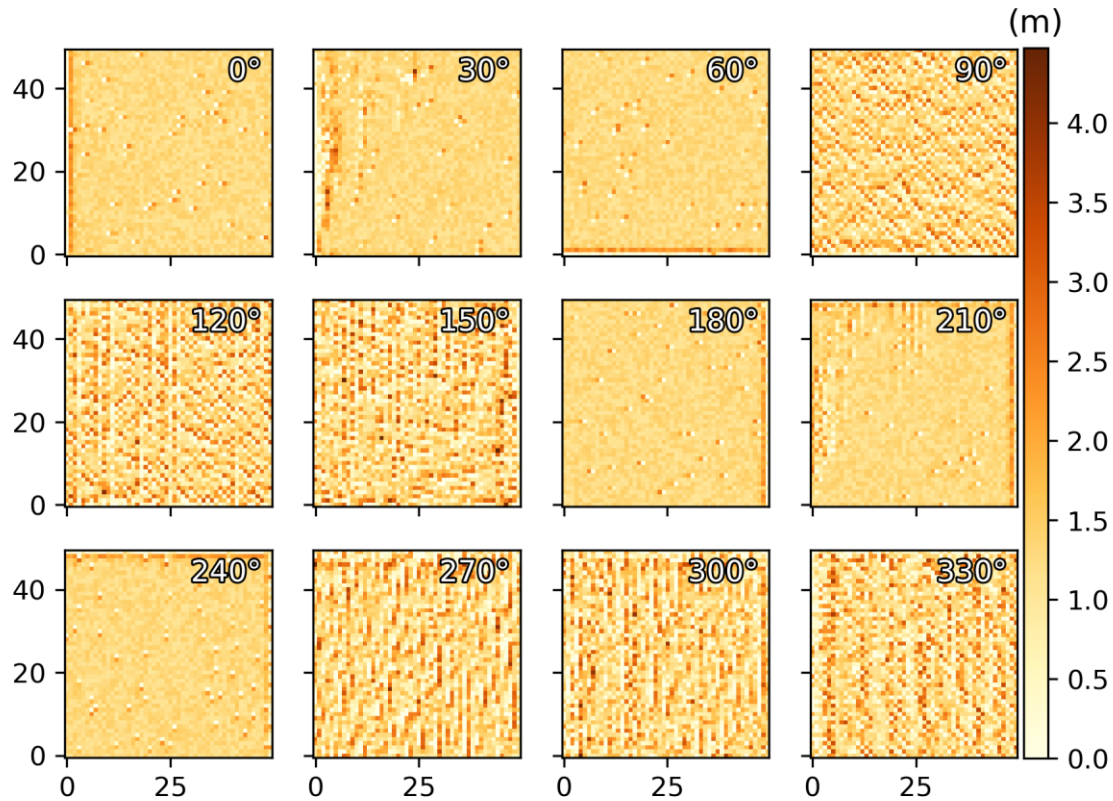


Figure IV.4. - Représentation des paysages résultant de simulations ayant différents angles de vent. Les simulations ont été effectuées sur des grilles de 50 cellules X 50 cellules où chaque cellule a une largeur de 5 m. La vitesse de vent est maintenue stable à $7,5 \text{ m s}^{-1}$ pour les 5 ans de simulation.

D'autres variables comme les probabilités de déposition et d'érosion des cellules en fonction de leur couverture ne sont pas modifiées par l'addition du module Gram et sont des caractéristiques intrinsèques à l'environnement. Dans ce cas, les valeurs sont donc conservées les mêmes que celles utilisées pour le modèle Vista original, puisque ces valeurs sont encore valables dans le cadre des tests du module Gram. Certains paramètres comme la densité du sable et les angles critiques de repos des sédiments sont extensivement justifiés dans la littérature en plus d'avoir été testés lors du développement du modèle Vista et donc ne sont pas modifiés. Pour plus d'information sur les descriptions de chacun des paramètres et des valeurs qu'ils adoptent dans le cadre des tests du module Gram, il est possible de se référer à l'Annexe III.

Annexe IV.d Végétation

Les processus de croissance végétale sont cruciaux à la représentation fidèle d'environnements semi-arides où il y a présence d'herbivores. La végétation est non seulement

importante dans la représentation du transport des sédiments, puisqu'elle modifie l'écoulement du vent, mais elle est aussi ce qui permet de supporter la présence des animaux herbivores sur la grille. Les principales variables caractérisant l'influence de la végétation sur les processus de transport de vent et d'herbivorie sont la hauteur des plants végétaux, le pourcentage de la grille que chaque type de végétation occupe et la porosité de la canopée. La hauteur et le pourcentage de couverture sont deux variables qui sont influencées par les autres composantes du modèle et dont la valeur peut changer au cours des simulations, alors que la porosité de la canopée des végétaux est un paramètre fixe présentant la même valeur pour tous les types de végétation et ne changeant pas au cours de la simulation. La hauteur et le pourcentage de couverture des types de végétation sont donc paramétrés en fonction de leurs valeurs initiales. La hauteur de la végétation est initialement aléatoire pour tous les types de végétation sur l'entièreté de la grille. L'hétérogénéité de la hauteur de la végétation initiale est représentative de la variabilité de taille et d'âge de la végétation dans un environnement naturel. Le pourcentage de couverture de chacun de types de végétation peut varier grandement en fonction du type d'environnement qui est représenté dans la simulation. La couverture végétale initiale utilisée pour représenter les environnements comme les pâturages communaux du Kalahari demande une couverture végétale relativement élevée, soit de l'ordre du 90% environ, et une composition majoritairement composée d'herbes (Jeltsch et al., 1997b; Ludwig et al., 2017; Mayaud et al., 2017b; Oñatibia et Aguiar, 2016; Weber et Jeltsch, 1997). Les simulations utilisées dans les séries de gestion d'environnements sont donc initialisées avec une couverture végétale de 90%, donc 85% sont de l'herbe, 10% sont des arbustes et 5% sont des arbres. Cette paramétrisation s'inspire de données empiriques (Hassler et al., 2010; Ludwig et al., 2017). Cela permet de faciliter la comparaison entre les capacités du modèle Vista original et les capacités du modèle avec l'ajout du module Gram, mais aussi de limiter le besoin de recalibrer les processus comme le transport des sédiments et de croissance végétale à un nouvel environnement.

Les processus de croissance végétale n'ont pas été modifiés avec l'ajout du module Gram, puisque les environnements d'étude pour les tests de sensibilités et de calibration utilisés pour vérifier l'applicabilité du modèle ViSTA_GrAM sont les mêmes que ceux utilisés pour le modèle ViSTA_M17. Le modèle ViSTA_M17 s'inspire, lui-même, de plusieurs autres modèles comme celui de Erickson (1976), de Bailey (2011) et Extended-DECAL (Yan et Baas, 2017), la justification des fonctions de croissance végétale et de leur paramètre est ancrée dans une littérature raisonnablement étendue. Tous les paramètres influençant les fonctions de croissance végétale sont

donc inchangés dans le modèle ViSTA_GrAM. Les paramètres physiques de la végétation comme la porosité de la canopée et la hauteur maximale de chaque type de végétation conservent, elles aussi, les valeurs utilisées lors des séries de tests présentés dans la littérature sur le modèle ViSTA_M17. En tirant l'inspiration pour les caractéristiques physiques de la végétation de recherche portant spécifiquement sur les environnements arides et semi-arides de la région du Kalahari, où le modèle ViSTA_M17 original a été testé et calibré, il est possible de réutiliser les mêmes valeurs avec une confiance raisonnable lors des simulations des tests sur le modèle ViSTA_GrAM. Par exemple, la porosité de la canopée de la végétation est conservée à une valeur de 30% pour toutes les simulations de tests effectués lors des tests du modèle ViSTA_GrAM. La porosité de la végétation dans un environnement réel n'est pas fixe et peut être grandement variable en fonction de la santé du plant et de l'espèce de végétation représentée. Il est donc partiellement contre-intuitif d'utiliser une valeur fixe pour représenter cette porosité de la végétation et non une valeur variable dans le temps et l'espace. Alors qu'une représentation variable de la porosité est appropriée à l'échelle d'un seul plant de végétation, il est difficile de représenter une porosité variable en fonction de la santé et de l'espèce de chacun des plants. La taille de cellule de 5 m de largeur choisie permet tout de même d'expliquer cette décision. Cette taille de cellule ne permet pas de représenter la végétation à l'échelle individuelle des plantes en ce qui concerne les herbes et les arbustes. Il est même possible que la surface de 25 m² représentée par les cellules soit plus grande que la surface de la canopée des arbres en fonction de l'espèce qui est choisie comme modèle dans la simulation. Il est donc entendu que la représentation de la végétation sur chacune des cellules se fait sous la forme d'un regroupement de plantes du même type sur chaque cellule où elles sont présentes. Chaque regroupement est considéré comme une entité discrète en ce qui concerne son impact sur l'écoulement du vent. La porosité de la végétation est donc conceptualisée comme étant la porosité d'un seul élément de rugosité uniforme sur chaque cellule, ce qui permet d'uniformiser la représentation de la porosité végétale sur chacune des cellules. L'impact de plusieurs éléments formant une grande forme de rugosité poreuse est reconnu pour mieux diminuer la vitesse de vent qu'une forme de rugosité solide offrant une aire frontale équivalente (Okin, 2008; Raupach, 1994). La porosité d'un regroupement de plantes devra donc être logiquement plus grande que la porosité des éléments qui le forme (Gillies et al., 2006; King et al., 2006; Lancaster et Baas, 1998). C'est ce qui explique la paramétrisation de la porosité uniforme de la végétation à 30% dans le modèle, même si les données empiriques de l'auteur semblent indiquer une porosité

de l'herbe et d'arbustes varie entre 50% et 70% environ (Mayaud et al., 2017d). Les autres paramètres définissant les caractéristiques physiques de la végétation, telle que la hauteur maximale de chaque type de végétation peut atteindre ou la proportion maximale et minimale de la hauteur des arbres pouvant être représentés par leur tronc, ont tous été conservés aux mêmes valeurs que celle utilisée dans les publications originales du modèle ViSTA_M17 et qui s'inspirent des travaux de terrain de l'auteur (Mayaud, 2017). Pour plus d'information sur les valeurs précises qui ont été utilisées pour chacun des paramètres, il est possible de se référer à l'annexe III.

D'autres paramètres comme la capacité de la balance en sédiment à modifier la chance de survie de la végétation ou le caractère dynamique du processus de recolonisation de la végétation ne sont pas des caractéristiques observables de la végétation et de sa représentation, mais ils dictent comment les interactions entre la végétation et les autres composantes du modèle sont gérées lors des simulations. Ces paramètres agissent comme des interrupteurs pour les processus respectifs qu'ils représentent. Les processus de recolonisation dynamique de la végétation et l'influence de la balance des sédiments sur la croissance végétale ne sont par défaut représentés dans le modèle Vista et doivent être activés par leurs interrupteurs avant d'influencer les interactions entre la végétation et les autres composantes du modèle lors des simulations. Donc par défaut, la balance des sédiments étant transportée entre chacune des mises à jour de la végétation n'influence pas la croissance de la végétation et ce type de stress est considéré nulle pour l'entièreté des simulations. Comme la rétroaction entre le transport des sédiments et de la croissance végétale est l'une des caractéristiques principales des environnements arides (Mayaud et al., 2017a) et donc il est nécessaire d'illustrer cette relation dans la paramétrisation du modèle. La relation entre la quantité de nouveaux sédiments déposés sur la cellule depuis la dernière mise à jour et la valeur de stress qui lui est reliée est déjà définie dans la fonction de mise à jour de la végétation et est utilisée aussi dans le modèle DECAL (Baas et Nield, 2007; Mayaud et al., 2017a). Comme ces processus ont déjà bien été définis et testés en ce qui concerne leur fonctionnement au préalable du développement du module Gram, les tests de sensibilités qui ont été effectués dans le cadre du module ont plutôt été effectués dans le but de définir comment l'activation du processus d'influence de la balance des sédiments sur la croissance de la végétation influence l'état final de la grille de simulation. Ces tests de sensibilités ont permis d'établir que la végétation est définitivement sensible à un changement de la balance des sédiments. En comparant une simulation où la balance des sédiments influence la croissance végétale et une où la croissance n'est pas influencée par la

balance des sédiments, il est observable que la couverture de végétation finale de la simulation où la balance des sédiments à un poids dans la croissance de la végétation est moins importante que celle où la balance des sédiments n'influence pas la végétation. Ce type de résultat est attendu d'une simulation où le déplacement des sédiments influence la croissance végétale, puisqu'un nouveau type de stress est essentiellement appliqué à la végétation. L'activation de l'influence de la balance des sédiments sur la croissance végétale est aussi nécessaire pour compléter la représentation de la seconde moitié de la boucle de rétroaction entre la végétation et le transport des sédiments. Dans l'esprit où les simulations effectuées veulent représentée le plus fidèlement possible les interactions entre les différentes composantes des environnements arides, il est donc décidé d'activer l'influence de balance des sédiments comme un stress possible lors de la mise à jour de la végétation. De plus, cela permet de souligner les différences d'état de la végétation amenée par les différences de paramétrisation entre les simulations. Ainsi un paramètre qui n'est pas directement relié à la croissance végétale en premier lieu peut quand même influencer la couverture végétale au travers de la balance des sédiments.