

## Mémoire de stage

présenté par

Nolwenn MAUDIEU

pour obtenir le diplôme national de master  
mention Biodiversité, écologie, évolution

parcours Biodiversité végétale et gestion des écosystèmes tropicaux (BIOGET)

Sujet :

**Etude comparative de l'effet de la végétation pérenne sur  
l'écosystème de deux milieux arides en Asie centrale : le  
désert de Gobi en Mongolie et le désert de Muyunkum au  
Kazakhstan**

Tuteurs : Dr Simon TAUGOURDEAU

Dr Annaël Barnes

soutenu publiquement le 12/09/2023

à Montpellier

devant le jury suivant :

Pr Fabien ANTHELME

Pr Franck RICHARD

Pr Eric MARCON

Pr Alexandre GAUDIN

Pr Pierre COUTERON

Rapporteur

Examineur

Examineur

Examineur

Examineur





# REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes encadrants Annaël Barnes et Simon Taugourdeau, qui m'ont permis de réaliser ce stage et m'ont accompagnée sur toute sa durée, que ce soit dans la préparation de la mission de terrain en Mongolie ou encore durant la phase de rédaction de ce mémoire. Merci à Simon de m'avoir accompagnée et guidée durant les premiers jours de terrain pour la mise en place du protocole.

Merci à Clara Garcia Matos pour avoir été mon binôme de travail et d'aventure pendant nos phases de stage au CIRAD et durant notre expédition en Mongolie. Ce fût une superbe expérience.

Je remercie aussi l'entreprise *Orano* pour le financement de ce projet et merci à Véronique Rayot pour son appui et pour son aide dans l'organisation du stage ainsi qu'à l'équipe de *Badrakh Energy* pour l'organisation du terrain et de la venue en Mongolie et pour nous avoir accueillies Clara et moi dans leurs bureaux à Oulan-Bator.

Un grand merci également à toute l'équipe de *Badrakh Energy* présente sur la base minière de Dulaan Uul lors de notre mission de terrain. Ils nous ont accueillies très chaleureusement Clara et moi et m'ont aidée dans la mise en œuvre du protocole de terrain. Leur gentillesse m'a marquée et leur aide a été cruciale et a grandement facilité l'intégralité de la phase de terrain. Je pense notamment aux inventaires de végétation, durant lesquels les chauffeurs de *Badrakh Energy* m'ont toujours prêtée main forte. Je remercie également Gantulga Enkhtulga, pour m'avoir intégrée sur la base et guidée dans l'organisation des sessions de terrain. Merci à lui également pour toutes les discussions passionnantes sur la société mongole et la vie dans le Gobi.

Je souhaite également remercier Mao Zhun, Jean-Luc Maeght et Serge Nabeneza pour leur expertise sur le terrain, leur soutien et leur bonne humeur.

Merci à toute l'équipe de Selmet pour son accueil, sa gentillesse et pour m'avoir intégrée durant les 6 mois de ce stage.

Merci à Nathan pour son soutien sans faille, son aide et ses relectures de ce mémoire.

## RESUME

Les zones arides abritent plus d'un tiers des points chauds de la biodiversité mondiale et deux milliards de personnes. Aujourd'hui, les institutions mondiales reconnaissent largement l'importance de la restauration des zones arides dégradées, mais les taux de réussite de ces efforts restent extrêmement limités. Cette étude vise à évaluer les effets de la végétation pérenne sur les écosystèmes désertiques d'Asie centrale. Nous testons l'existence de similarités dans la réponse de différentes variables écosystémiques (quantité de litière, biomasse herbacée annuelle, richesse spécifique de la végétation, rétention du sol, etc.) à différentes variables de la végétation pérenne (couverture, richesse et densité). Nous comparons deux écosystèmes : le désert de Muyunkum au Kazakhstan et le désert de Gobi en Mongolie grâce à des Analyses en Composantes Principales et des modèles linéaires pour évaluer la similarité des corrélations entre les variables testées. Les modèles linéaires montrent des différences marquées entre nos observations au Kazakhstan et celles en Mongolie. Nos résultats indiquent un effet positif de la couverture pérenne sur la rétention du sol et l'accumulation de litière à la fois au Kazakhstan et en Mongolie, cependant seule la végétation du Kazakhstan semble suivre l'hypothèse de l'îlot de fertilité testée (effet nurse des pérennes sur les annuelles).

## ABSTRACT

Drylands are home to over a third of the world's biodiversity hotspots and two billion people. Nowadays, global institutions widely recognize the importance of the restoration of degraded drylands but the success rates of these efforts remain extremely limited. This study aims to evaluate the effects of perennial vegetation on the ecosystem in central Asia deserts. We test the existence of patterns in the response of different ecosystem variables (quantity of litter, annual herbaceous biomass, vegetation specific richness, soil retention etc.) to different perennial vegetation variables (cover, density and richness). We compare two desert ecosystems: Muyunkum desert in Kazakhstan and Gobi Desert in Mongolia with Principal Component Analysis and linear models to evaluate the similarity of correlations between the variables tested. Linear models show marked differences between our observations Kazakhstan and in Mongolia. Our results indicate a positive effect of perennial cover on soil retention and litter accumulation for both Kazakhstan and Mongolia, however only Kazakhstan desert vegetation seems to follow the hypothesis of fertility island tested (nurse effect of perennial vegetation on annual vegetation).



# TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS .....	2
RESUME .....	3
ABSTRACT .....	3
TABLE DES MATIERES .....	5
1. INTRODUCTION .....	9
2. MATERIEL ET METHODES .....	11
2.1. Zone d'étude .....	11
2.1.1. Choix des sites d'études .....	12
2.2. Protocole de terrain .....	14
2.2.1. Protocole des inventaires de la végétation.....	15
2.2.2. Protocole d'échantillonnage de la litière.....	17
2.2.3. Protocole de mesure de la diversité en herbacées annuelles au pied des pérennes et échantillonnage de la biomasse.....	17
2.2.4. Protocole d'échantillonnage du sol.....	17
2.3. Calculs des variables .....	18
2.3.1. Variables associées à la végétation pérenne .....	18
2.3.2. Variables écosystémiques.....	18
2.4. Analyses statistiques .....	19
3. RESULTATS .....	20
3.1. Description de la végétation .....	20
3.2. Etude des relations entre les variables associées à la végétation pérenne et les variables écosystémiques .....	23
3.2.1. Comparaison des corrélations observées entre le Kazakhstan et la Mongolie .....	23
3.2.2. Etude des corrélations via les modèles linéaires réalisés pour les deux pays .....	23
4. DISCUSSION .....	27
4.1. Limites de notre étude .....	27
4.2. Effets des variables de la végétation pérenne sur les variables écosystémiques .....	27
4.3. Un effet paysage marqué .....	29

4.4. Différences observées entre les deux déserts : pistes d'explication	30
4.5. Conséquences pour les modalités de plantation et limites	31
5. CONCLUSION .....	33
6. REFERENCES.....	35
7. LISTE DES ABREVIATIONS.....	41
8. TABLE DES TABLEAUX .....	43
9. TABLE DES FIGURES.....	45
10. TABLE DES ANNEXES .....	47
Annexe 1 : Carte de la zone d'étude au Kazakhstan (Barnes, 2023)	49
Annexe 2 : Extrait du guide floristique utilisé pour les inventaires de végétation (4 pages sur 134)	50
Annexe 3 : Principe de fonctionnement du SPIR et description des outils utilisés :	51
Annexe 4 : ACP effectuée sur les 26 sites de l'échantillonnage « intense » : relations entre les variables associées à la végétation pérennes et les variables écosystémiques étudiées	52
Annexe 5 : Graphique des corrélations (A) et graphique des individus (B) de l'ACP effectuée sur les données de Mongolie sur les variables écosystémiques étudiées	53
Annexe 6 : Graphique des corrélations (A) et graphique des individus (B) de l'ACP effectuée sur les données du Kazakhstan sur les variables écosystémiques étudiées	54
	54
Annexe 7 : Boxplots des surfaces moyennes des houppiers des pérennes au Kazakhstan et en Mongolie	55
Annexe 8 : Boxplots des hauteurs moyennes des pérennes au Kazakhstan et en Mongolie	56
Annexe 9 : Boxplots comparant le volume de rétention du sol par les différentes espèces végétales en Mongolie (A) et au Kazakhstan (B)	57
Annexe 10 : Boxplots de la quantité de litière moyenne accumulée sous les pérennes dans les différentes UP du Kazakhstan et de Mongolie	58
Annexe 11 : Boxplots des volumes de sol moyens retenus par les pérennes dans les différentes UP du Kazakhstan et de Mongolie	59

Annexe 12 : ACP des réponses spectrales moyennes des échantillons de sol des différentes UP du Kazakhstan	60
Annexe 13 : ACP des réponses spectrales moyennes des échantillons de sol des différentes UP de Mongolie	61
Annexe 14 : Tableaux des inventaires de végétation réalisés en Mongolie	62
Annexe 15 : ACP des réponses spectrales des échantillons de sol des sites au Kazakhstan (en noir) et en Mongolie (en rouge)	65



# 1. INTRODUCTION

Les zones arides occupent près d'un tiers de la surface terrestre mondiale. Elles sont caractérisées par une saison sèche étendue, avec un potentiel annuel d'évaporation qui excède les précipitations annuelles (Rietkerk *et al.*, 2002 ; Middleton, 2018). Cela les rend particulièrement sujettes à des changements d'états et des dégradations (Bestelmeyer *et al.*, 2015 ; Hoover *et al.*, 2020). De nombreuses menaces anthropiques affectent ainsi ces écosystèmes : ils sont très vulnérables face aux changements climatiques, à la fragmentation des habitats et à la surexploitation des ressources telles que les ressources fourragères par pâturages ou encore les ressources minières par les industries extractives (Muñoz-Rojas *et al.*, 2016 ; Zhang *et al.*, 2023). On estime que leur dégradation s'élève à 10 à 20 % de leur surface mondiale (Millennium Ecosystem Assessment Program, 2005).

Ces écosystèmes sensibles à la dégradation abritent cependant plus d'un tiers des points chauds de la biodiversité mondiale (Myers *et al.*, 2000) et deux milliards de personnes dépendent de ces écosystèmes (James *et al.*, 2013). Les institutions mondiales reconnaissent aujourd'hui largement l'importance de la restauration des zones arides, mais les taux de succès de ces efforts demeurent extrêmement limités (James *et al.*, 2013).

En Asie Centrale, de nombreux programmes de reforestation sont lancés depuis les années 2000 afin de lutter contre la désertification (Lee et Ahn, 2016 ; Yang et Jinxing, 2007). Les méthodes les plus courantes employées sont l'afforestation et la reforestation des milieux (Cho *et al.*, 2019). Cependant le succès de ces programmes dépend amplement des pratiques et des modes de gestion employés pour y parvenir. De nombreuses études se sont donc naturellement intéressées aux paramètres écologiques clés de la réussite de tels projets (Seifan, 2009). Les études soulignent que, dans les régions arides et semi-arides, la sélection appropriée des espèces, basée notamment sur leurs capacités de croissance ou encore leur résistance à la sécheresse, est un facteur clé de la restauration de l'environnement (Fan *et al.*, 2016 ; Cho *et al.*, 2019). De nombreux travaux se sont ainsi intéressés à la reforestation de milieux par plantation d'espèces pérennes adaptées aux milieux désertiques, telles que le saxaul (*Haloxylon ammodendron*), *Populus sibirica*, ou encore *Ulmus pumila*, des espèces résistantes à la sécheresse et souvent choisies pour la reforestation des zones désertiques en Asie (Byambadorj *et al.*, 2021 ; Cho *et al.*, 2019 ; Fan *et al.*, 2016).

D'autres travaux se sont concentrés sur les effets que pouvait induire la présence naturelle d'espèces ligneuses sur le reste des écosystèmes arides. Il est admis qu'au sein de la végétation des paysages arides, qui prend la forme de patches discontinus (Aguiar et Sala, 1999 ; McClaran et Devender, 2023), les espèces pérennes buissonnantes ont un effet positif sur la pousse des herbacées sous leurs houppiers (Tielbörger et Kadmon, 2000). En effet, dans ces milieux extrêmes que sont les milieux arides, les fortes variations climatiques et l'imprévisibilité du climat désertique approchent les limites de tolérance de nombreuses espèces végétales (Whitford, 1996). La texture particulière du sol, qui affecte la disponibilité et le recyclage des nutriments limite également l'absorption minérale des végétaux (Whitford et Duval, 2019). Du fait de ces caractéristiques, les surfaces recouvertes par la végétation pérenne constituent les seuls espaces plus propices à l'installation des herbacées annuelles, produisant à la fois de l'ombrage et de la matière organique. Les pérennes entraînent ainsi un mécanisme de facilitation pour les herbacées, qui, sous les pérennes sont mieux protégées des conditions difficiles exercées par les conditions abiotiques.

Ces deux domaines d'étude que sont l'ingénierie écologique pour la reforestation des écosystèmes dégradés et la recherche sur les variables écosystémiques influencées par la présence d'essences ligneuses sont très peu souvent mis en relation dans la conception de projets à grande échelle visant à lutter contre la dégradation des écosystèmes arides. Les programmes d'afforestation et de reforestation actuels ne s'inspirent pas encore assez du fonctionnement naturels des écosystèmes pour lutter contre leur dégradation et cela nuit à leur succès (Cao *et al.*, 2010).

Nous avons de ce fait cherché à connecter ces deux approches en étudiant les variables écosystémiques influencées par la présence d'espèces pérennes et leurs implications potentielles dans le choix des modalités de réhabilitation optimales des écosystèmes arides. Pour cela, nous avons fait l'hypothèse que l'étude de l'effet de la variation spatiale naturelle de la densité des pérennes sur les variables écosystémiques associées pouvait permettre de comprendre et d'anticiper les effets de la plantation des pérennes sur l'écosystème dans le cadre de projets de reforestation.

Pour cette étude, nous nous sommes intéressés à deux zones d'Asie centrale : le désert de Muyunkum au Kazakhstan et le désert de Gobi en Mongolie. De multiples facteurs intrinsèques au système en question, tels que les précipitations, jouent un rôle déterminant dans les interactions entre les espèces végétales et peuvent particulièrement influencer les mécanismes facilitants induits par la végétation pérenne (Zhang *et al.*, 2018). Dès lors, cette étude se propose d'apporter une contribution à la recherche actuelle en examinant si ces espèces pérennes génèrent des effets analogues sur le reste de l'écosystème entre ces deux déserts Asie centrale. En effet, la plupart des études publiées se concentrent sur un seul pays d'étude voire sur les effets d'une seule espèce, et ne tentent pas d'établir des schémas plus globaux sur les effets des espèces pérennes au sein de biomes similaires.

Notre étude s'inscrit dans un projet de thèse, dont le sujet exact est : « **Accompagner la compensation écologique d'implantations minières dans les zones d'Asie Centrale : une approche en termes de services écosystémiques** ».

Cette thèse financée par l'entreprise *Orano mining*, a pour but de vérifier et d'étudier l'existence de méthodes alternatives à la compensation écologique actuelle des impacts des projets miniers en zones arides. L'entreprise *Orano mining* est spécialisée dans l'extraction minière d'uranium et elle s'est implantée dans plusieurs pays d'Asie Centrale (Kazakhstan, Ouzbékistan, Mongolie). Aujourd'hui l'obligation légale de compensation des activités minières en Asie centrale pour cette entreprise consiste en une plantation monospécifique de saxaul (*Haloxylon spp*). Cependant, l'entreprise souhaiterait améliorer le programme de compensation actuel en y intégrant des modalités adaptées au contexte social et environnemental des zones désertiques où se situent les exploitations minières. En effet, le projet de plantation tel que proposé ne compense qu'une valeur écologique réduite de l'écosystème et ne prend pas en compte les besoins de la population locale.

Dans le cadre de cette thèse, une première étude a été menée au Kazakhstan, donnant lieu à des entretiens semi-directifs avec la population kazakhe du district du Turkestan afin d'évaluer sa perception des services écosystémiques associés au désert de Muyunkum. En parallèle, une autre étude a été menée simultanément au Kazakhstan dans le même district afin d'évaluer les services écosystémiques fournis par les paysages de ce désert au sein de la zone d'étude.

Dans cette étude, nous poursuivons le travail déjà effectué au cours de cette thèse, en transposant les méthodes utilisées dans le désert de Muyunkum au Kazakhstan à l'étude des écosystèmes de steppe et de déserts dans le Gobi, en Mongolie.

Nous nous concentrons plus précisément sur l'effet de la végétation pérenne au sein des paysages rencontrés dans la zone d'étude en Mongolie et au Kazakhstan.

**Nous essayons de répondre à la question suivante : « Quelles sont les relations entre la végétation pérenne et les variables écosystémiques au sein des paysages du Sud-Est du désert de Gobi et du désert de Muyunkum ?**

Nous comparerons ainsi les données obtenues en Mongolie avec les données déjà récoltées au Kazakhstan en 2021, afin d'évaluer l'existence de similarités dans l'impact des pérennes sur ces deux milieux désertiques. Pour cela, nous avons sélectionné plusieurs variables associées à la végétation pérenne, en termes de composition, densité, couverture, hauteur. Nous nous attacherons à évaluer les effets de ces différentes variables sur des variables associées au reste de l'écosystème : la quantité de litière (nécromasse), la biomasse herbacée annuelle, la biomasse racinaire, la richesse et la composition en espèces annuelles, la texture du sol.

Nous testerons ainsi dans cette étude une première hypothèse (H1) selon laquelle les pérennes constituent des îlots de fertilité, et donc qu'une plus grande couverture et une plus grande densité de végétation pérenne favorisent des variables écosystémiques telles que la production de litière et la biomasse herbacée et racinaire des annuelles, de même que leur diversité.

Nous testerons aussi une seconde hypothèse (H2) selon laquelle les réponses de l'écosystème à la présence de pérennes sont similaires entre le Kazakhstan et la Mongolie.

Finalement nous testerons une troisième hypothèse (H3) selon laquelle la nature du sol a également un effet sur les variables écosystémiques étudiées.

## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. ZONE D'ETUDE

Notre zone d'étude est constituée de deux zones désertiques : l'une dans le désert de Gobi en Mongolie et l'autre dans le désert de Muyunkum au Kazakhstan.

Ce sont deux déserts froids abritant des populations historiquement nomades (Briske, 2017 ; Kerven *et al.*, 2021), dont les écosystèmes riches sont façonnés par un pastoralisme ancien (McCarthy *et al.*, 2022 ; Kerven *et al.*, 2021) et sont menacés par une industrie minière en pleine expansion (World Bank, 2021, Embassy of the Republic of Kazakhstan, 2023).

Le site d'étude en Mongolie se situe au sein du soum (district) Ulaanbadrakh de l'aïmag (province) du Dornogobi (Figure 1), au Sud-Est de la Mongolie dans le désert de Gobi (44°02'56"–44°29'21" N et 109°32'38"–110°09'32" E). La province semi-désertique du Dornogobi recouvre la partie extrême Est de la chaîne de l'Altai et les territoires semi-steppe. Plus précisément, la zone étudiée est comprise dans un rayon de 30km autour de la base minière de Dulaan Uul, sur la zone d'emprise de la licence d'exploitation minière de Badrakh Energy. Cette région comprend des zones semi-arides et arides, et est caractérisée par un climat désertique froid avec une précipitation annuelle moyenne de 112 mm et une température annuelle moyenne avoisinant les 0.0°C avec un minimum de température en janvier de -30°C et un maximum de 38°C en juillet (Damiran, 2005). Cette zone comprend des écosystèmes de désert, de semi-désert et de steppe (Magsar *et al.*, 2018). La végétation est constituée principalement de buissons adaptés à la sécheresse

(*Caragana*, *Salsola*, *Artemisia*) et de graminées basses (*Stipa*). Un total de 327 espèces de plantes vasculaires dont 68 espèces ligneuses et 259 espèces herbacées ont pu y être recensées notamment grâce à l'Etude d'Impact Environnemental menée sur le projet (Environ LLC, 2015).

Le site d'étude au Kazakhstan se trouve quant à lui dans le district de Sozak, dans la province de Turkestan au Sud du Kazakhstan ( $46^{\circ}1'18.00''-43^{\circ}23'44.1''$  N et  $67^{\circ}6'10.19''-69^{\circ}20'31.4''$  E) (Table des Annexes 1). Le climat y est, tout comme dans le Dornogobi, majoritairement désertique froid et steppique froid (Barnes, 2023), avec des précipitations annuelles moyennes de moins de 200 mm (Barnes, 2023).



Figure 1 : Carte des déserts d'Asie centrale mettant en évidence nos terrains d'étude au Kazakhstan et en Mongolie (réalisée à partir d'une carte d'Elie et Ferret (2017))

### 2.1.1. CHOIX DES SITES D'ETUDES

Pour choisir les sites, une prospection dans un rayon de 30km autour de la future mine a tout d'abord été menée pour déterminer les « unités paysagères » (UP) représentatives de la zone. C'est une manière de définir la diversité des écosystèmes qui revient à délimiter des étendues de paysages écologiquement homogènes à notre échelle d'étude en se basant sur des caractéristiques floristiques et pédologiques notamment (Zonneveld, 1989). Les UP qui se sont démarquées sont les montagnes, le marais, les steppes et les forêts. En cohérence avec les pratiques de compensation écologiques qui pourraient être mises en place sur la base de nos résultats, nous avons fait le choix de nous intéresser uniquement aux steppes, que l'on a divisées en deux unités : steppes herbacées et steppes arbustives ; et forêts basses. Cette dernière UP, la forêt, ne correspond en réalité pas aux définitions internationales telles que celles fournies par le département des forêts de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), en termes de couvert arboré ou même de taille moyenne des arbres. Les forêts y sont définies comme des « terres d'une superficie supérieure à 0,5 hectare avec des arbres d'une hauteur supérieure à 5 mètres et un couvert végétal de plus de 10 % » (FAO, 2002). Au sein de notre zone d'étude, la population, et la communauté scientifique amenée à travailler sur ces écosystèmes nomment « forêts » les patches étendus de ligneux significativement plus hauts que le reste de la végétation, allant de 1m à 4m et surtout, composés pour la plupart d'une espèce emblématique : le saxaul (*Haloxylon ammodendron*). Cette espèce est plutôt qualifiée

d'arbuste sempervirent. Les forêts sont donc ici définies comme des zones à végétation arbustive, constituées principalement de deux espèces caractéristiques : *Haloxylon ammodendron* et *Tamarix ramosissima*. Les steppes herbacées sont définies comme des zones à végétation basse, caractérisées principalement par des espèces herbacées pérennes telles que *Oxytropis aciphylla*, *Halogeton glomeratus*, *Artemisia frigida*.

Les steppes arbustives sont constituées de patches buissonnants de taille plus importante, avec des espèces telles que *Zygophyllum xanthoxylon*, *Caragana korshinskii*, *Salsola abrotanoides*, *Nitraria sibirica*.

En plus de ces 3 unités paysagères, nous avons également choisi d'étudier des sites positionnés sur les deux camps de vie miniers présents sur la zone d'étude : celui de Dulaan Uul où nous étions basés et celui de Zoovch ovoo qui n'était plus en activité. Ces bases minières nous servent de témoins, afin d'étudier la végétation et le sol d'une zone dégradée par l'activité minière. Il est à noter que les sols des deux camps sont les sols présents à l'origine et ne sont pas des sols rapportés. De même, en ce qui concerne la végétation étudiée sur le camp, les sites ont été positionnés de manière à éviter les zones plantées.

A l'issue du terrain, ce sont 29 steppes arbustives, 19 steppes herbacées, 20 forêts et 9 témoins qui ont pu être étudiés, soit 76 sites distincts.

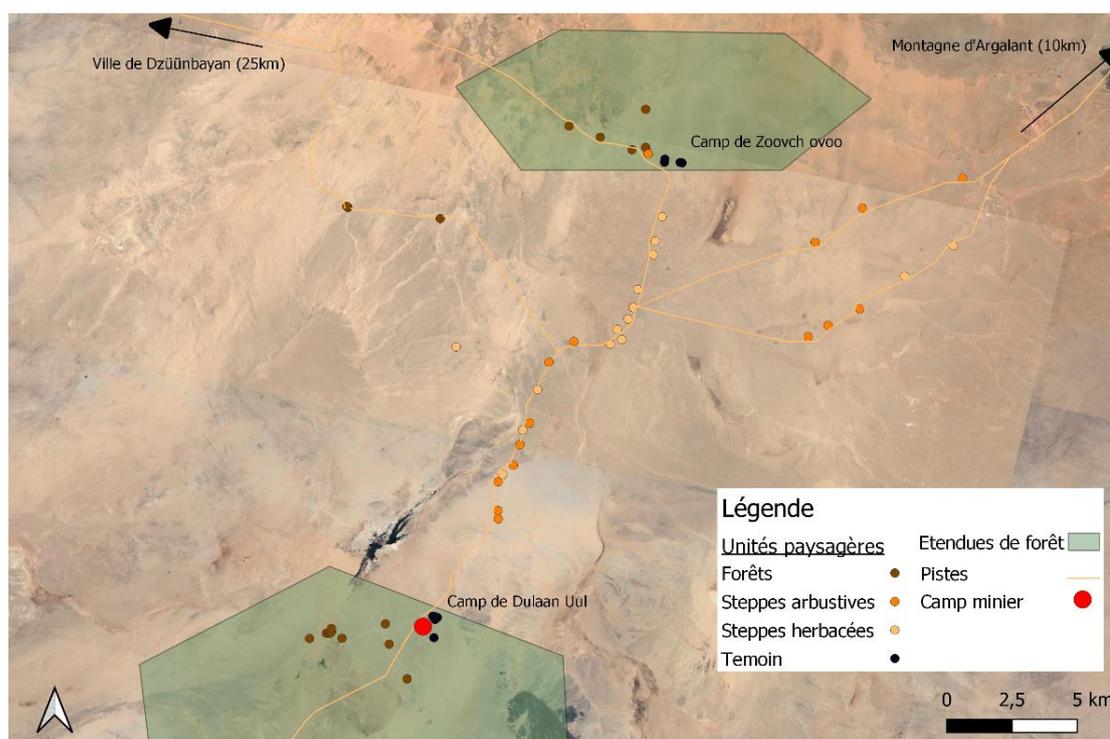


Figure 2 : Carte des sites d'étude de Mongolie



Figure 3 : Photographies des unités paysagères observées dans la zone d'étude : A : Montagne, B : Marais, C : Steppe herbacée, D : Steppe arbustive, E et F : Forêt (E : Forêt de *Tamarix ramosissima*, F : Forêt de *Haloxylon ammodendron*)

## 2.2. PROTOCOLE DE TERRAIN

Le premier objectif était d'étudier la relation entre plusieurs variables liées à la végétation pérennes et le reste de l'écosystème. Le deuxième objectif était de comparer les données obtenues par ce travail en Mongolie avec celles récoltées lors de la thèse d'Annaël Barnes sur le désert de Muyunkum au Kazakhstan. Sur tous les sites, nous avons ainsi étudié les espèces pérennes en termes de composition, de diversité, de densité, de couverture et de

volume. Nous avons aussi étudié la composition et diversité des espèces herbacées annuelles, que nous considérons comme des variables écosystémiques de réponse aux espèces pérennes. Sur 26 sites nous avons pu procéder à un échantillonnage plus « intense », en complétant les inventaires botaniques par des mesures sur d'autres variables écosystémiques : le sol, la litière (nécromasse), la biomasse herbacée et la biomasse racinaire de la végétation annuelle au pied des individus de la végétation pérenne. Nous avons ainsi distingué deux strates dans notre échantillonnage : la strate des pérennes et la strate recouverte par les annuelles et le sol nu. Les sites étudiés étaient délimités en placettes de 25m par 25m à l'aide de mètres rubans et de piquets.

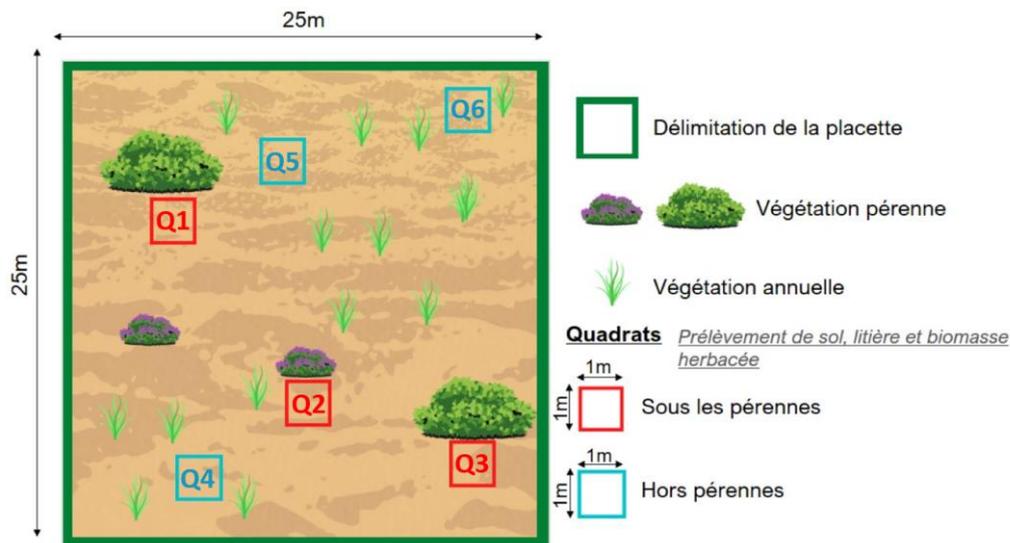


Figure 4 : Schéma du protocole mis en place sur les placettes de 25m par 25m sur chacun des sites étudiés

## 2.2.1. PROTOCOLE DES INVENTAIRES DE LA VEGETATION

Pour l'étude de la composition et de la diversité floristique de nos différents sites, chaque étude de site commençait par un tour de champs dirigé à l'échelle de la placette de 625m<sup>2</sup>. Comme la végétation s'implante par patchs et qu'il peut s'avérer difficile d'estimer des recouvrements précis pour chaque espèce sur une surface de 625m<sup>2</sup>, la méthode qui a été choisie pour échantillonner la végétation est celle de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1951). Il s'agit d'attribuer à chaque espèce un indice calculé en fonction de son abondance et de sa dominance sur le site étudié. Nous classions ici les espèces de 1 à 5 afin de faciliter les analyses à venir. Cela permet d'estimer la présence des différentes espèces sur les placettes que l'on étudie et de fournir des éléments pour l'étude du fonctionnement des communautés végétales d'intérêt. Comme l'indice attribué est estimé visuellement, il est soumis à une part de subjectivité, que nous avons réduite en limitant la réalisation des relevés floristiques à une personne. L'identification des espèces végétales présentes était réalisée à l'aide d'un guide floristique de la province du Dornogobi (guide non publié, voir un extrait en Table des Annexes 2). Ce guide a été écrit durant la phase de pré-terrain à partir du site FloraGreif (Sylvain et Wall, 2011), un site qui recense la présence des espèces végétales de Mongolie à travers les différentes provinces du territoire. Les clés du guide ont été écrites à partir des clés de « Flora of China » ([http://www.efloras.org/flora\\_page.aspx?flora\\_id=2](http://www.efloras.org/flora_page.aspx?flora_id=2)). Les clés d'identification du guide ont été écrites à partir de la flore de Chine, au sein de laquelle on retrouve de nombreuses espèces en commun avec la Mongolie. Le projet INaturalist « Flora of Mongolia », qui rassemble une communauté de botaniste très active a également constitué une ressource importante pour la création de ce guide, notamment pour les illustrations des différentes espèces du Dornogobi (Baasanmunkh *et al.*, 2022).

En plus de l'attribution de l'indice de Braun-Blanquet, toutes les espèces pérennes étaient comptées, et sur 10 individus de chaque espèce choisis aléatoirement (ou sur tous les individus s'ils étaient moins de 10), étaient mesurés la hauteur (m), le diamètre du houppier dans les deux sens perpendiculaires (m), et le sol retenu au pied (cm).

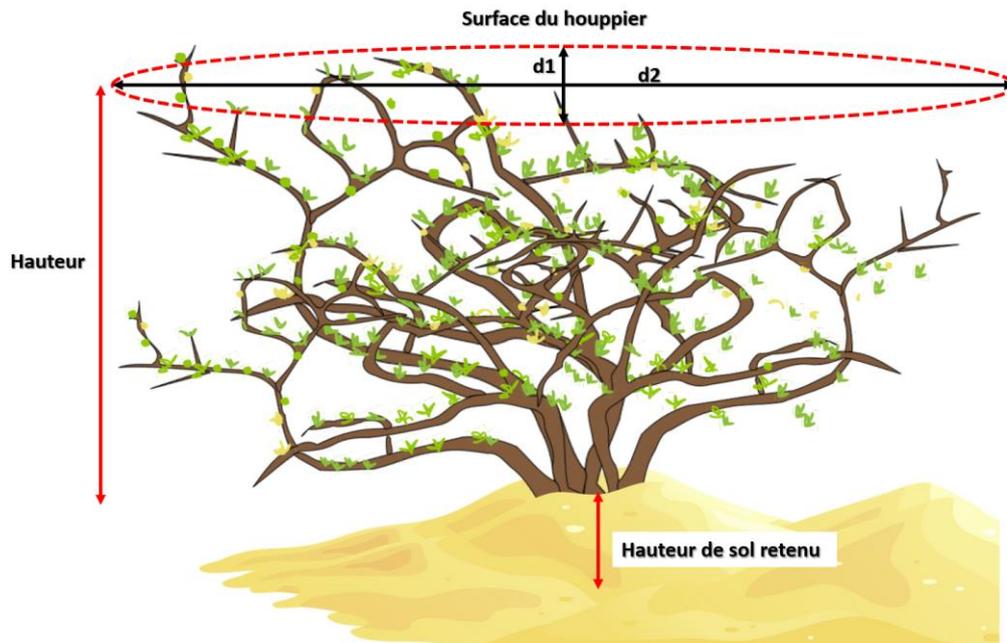


Figure 6 : Schéma des mesures effectuées sur la végétation pérenne



Figure 5 : Photographies des inventaires de végétation réalisés. A : phase de relevés floristiques, B et C : Phase de mesure des pérennes et remplissage des formulaires Kobo (Crédit photo : A, C : Mao Zhun, B : Clara Garcia Matos)

Toutes les données d'inventaire étaient rentrées au fur et à mesure dans un formulaire dans l'application pour téléphone KoboCollect, de même que les informations associées à chaque site : points GPS des quatre coins de la placette, unité paysagère concernée, abondance de chaque espèce de pérenne. Sur les 26 sites ayant bénéficié de l'échantillonnage « intense », un total de six quadrats étaient disposés sur la placette. Trois quadrats étaient placés au pied des plantes pérennes inventoriées (quadrats Q1, Q2, Q3), et trois quadrats étaient disposés sur la surface couverte par la strate de végétation annuelle et de sol nu (quadrats Q4, Q5, Q6). Dans chacun de ces quadrats était réalisé le prélèvement de la litière, de la biomasse herbacée annuelle, un prélèvement de sol pour les racines, un prélèvement de sol pour les mesures de densité apparente, et un autre pour des analyses spectrophotométriques et pour de futures analyses physico-chimiques.

### 2.2.2. PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA LITIÈRE

Sur chacun des quadrats, sur toute la surface d'1m<sup>2</sup> était réalisé un prélèvement de la litière, qui était récoltée dans une enveloppe associée au numéro du quadrat et au numéro de la placette puis pesée à l'abri du vent (masse fraîche (g)). Six sachets par placette étaient donc récoltés.

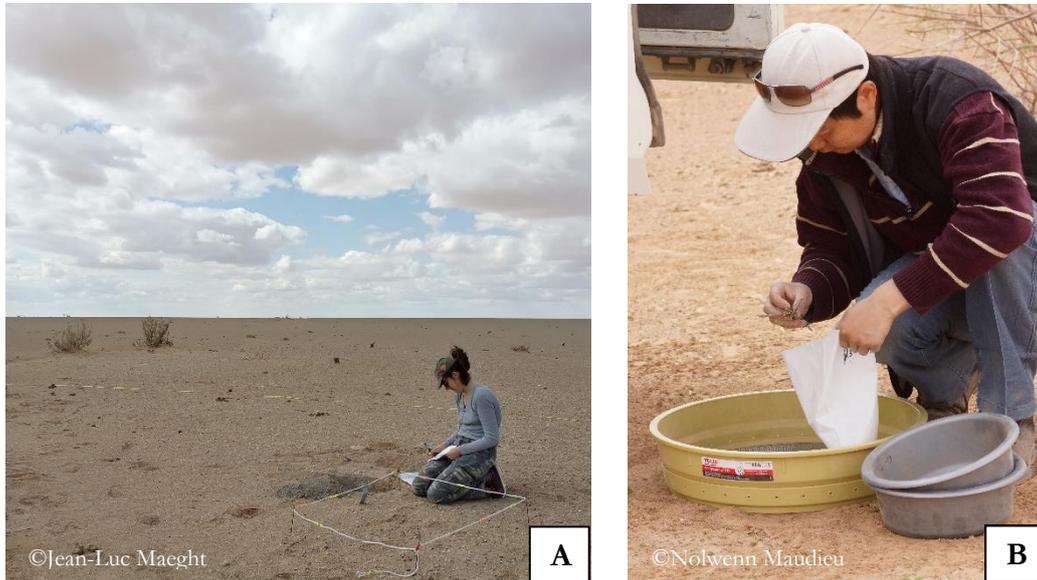


Figure 7 : Photographies de l'échantillonnage de la litière récoltée dans les quadrats (A) puis mise en enveloppe (B)

### 2.2.3. PROTOCOLE DE MESURE DE LA DIVERSITÉ EN HERBACÉES ANNUELLES AU PIED DES PÉRENNES ET ÉCHANTILLONNAGE DE LA BIOMASSE

Sur ces mêmes quadrats sous pérennes et hors-pérennes était compté le nombre d'espèces herbacées annuelles présentes, afin d'identifier un effet potentiel de la présence de pérennes sur la diversité. Cette biomasse herbacée annuelle était ensuite récoltée par arrachage à la main et placée, à l'instar de la litière, dans des enveloppes dédiées puis pesée (masse fraîche (g)). Le nombre d'espèces présentes était également recensé.

Au retour du terrain, les échantillons de biomasse herbacée annuelle et de litière étaient ensuite séchés à 60°C à l'étuve pendant 48h, puis pesés (masse sèche).

### 2.2.4. PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE ET CONDITIONNEMENT DU SOL

Sur chaque strate (pérenne et annuelle), 6 prélèvements du sol étaient réalisés à l'aide d'une tarière sur une profondeur de 0 à 10 cm et de 10 à 30 cm. Les échantillons d'une même strate étaient ensuite mélangés pour chaque placette. Après le terrain, les échantillons étaient tamisés, puis séchés à l'étuve à 35°C pendant 48h. Les échantillons étaient ensuite scannés au MicroNIR, un outil de spectrométrie proche infra-rouge portable qui mesure l'absorption de la lumière par l'échantillon entre 950 et 1650 nm (Table des Annexes 3). Les spectres étaient visualisés et enregistrés à partir du logiciel MicroNIR On-Site (version 3.2).

Ensuite, sur les 3 quadrats sous pérennes et sur les 3 quadrats hors-pérennes, un nouveau prélèvement était effectué sur le sol à l'aide d'un cylindre de Burger sur 3 profondeurs : 1- 10, 11-20cm et 21-30 cm. Les échantillons étaient placés dans des sacs en plastiques et visaient à mesurer la densité apparente du sol ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ). Une fois de retour du terrain, les échantillons de sol étaient mis à l'étuve à  $105^\circ\text{C}$  pendant 48h puis tamisés à 2 mm afin de séparer les cailloux du sol. Cailloux et sol étaient pesés pour calculer la densité apparente pondérée de la masse de cailloux ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ).



Figure 8 : Photographie de l'échantillonnage du sol de la strate "sous pérenne" avec un cylindre de burger

De la même façon, l'échantillonnage du sol dédié au prélèvement de racines était effectué sur une profondeur de 0-10 cm.

Les mélanges sols/racines prélevés étaient tamisés à 2mm, puis les racines étaient récupérées à la pince au fond du tamis et placées dans des enveloppes portant le numéro de placette et le type de quadrat associé (hors pérenne ou sous pérenne). Chaque enveloppe était par la suite pesée afin d'obtenir la masse fraîche des racines (g).

## 2.3. CALCULS DES VARIABLES

### 2.3.1. VARIABLES ASSOCIEES A LA VEGETATION PERENNE

Le **pourcentage recouvert par des espèces pérennes sur la placette** (variable « COUVP ») a été calculé pour chaque site en additionnant les estimations de couverture des houppiers de chaque espèce et en ramenant cette surface au  $\text{m}^2$  :

$$\text{Avec : Surface du houppier individu (Si (en m}^2\text{))} = \pi * \frac{\text{diamètre1 (m)}^2}{4} * \frac{\text{diamètre2 (m)}^2}{4}$$
$$\text{Surface des houppiers totale de l'espèce (STs)} = \frac{\sum Si}{\text{Nombre d'individus mesurés}} *$$

*Abondance de l'espèce*

$$\text{Surface totale de pérennes} = \sum STs, \text{ COUVP (\%)} = \sum STs / 625 * 100$$

La **densité de la végétation pérenne** (« DP ») a été calculée en additionnant les abondances de chaque espèce de pérenne à l'échelle de la placette.

La **richesse de la végétation pérenne** (« NBP ») équivaut quant à elle au nombre d'espèces pérennes présentes sur la placette.

La **hauteur moyenne de la végétation pérenne** (« HP ») était également calculée en pondérant les tailles moyennes des espèces présentes sur la placette par leur abondance.

### 2.3.2. VARIABLES ECOSYSTEMIQUES

Concernant les données acquises lors de l'échantillonnage intense (sur 26 placettes) au sein des quadrats d' $1\text{m}^2$  hors-pérennes et sous-pérennes, à savoir : la **masse de litière** (« LIT ») (**nécromasse**) (g), la **richesse** (« RSB ») et la **biomasse des herbacées annuelles** (g) (« BIO ») et la **biomasse racinaire** (g) (« RAC »), la moyenne de chacune

de ces variables a été calculée pour chaque placette, 1 moyenne pour les quadrats sous les pérennes (strate pérenne « p ») (P : Q1, Q2, Q3) et une autre pour les quadrats hors-pérennes (strate annuelle « A ») (A : Q4, Q5, Q6). Ces moyennes ont ensuite été pondérées pour chaque placette par leur recouvrement respectif : COUVP pour la strate pérenne et 1-COUVP pour la strate annuelle afin d'approcher la richesse/biomasse herbacée/nécromasse/biomasse racinaire fournie par la placette, puis ramenées au m<sup>2</sup>.

$$\text{Ex : } \text{Biomasse (g)} = \frac{\text{Bio(Q1)+Bio(Q2)+Bio(Q3)}}{3} * \text{COUVP} + \frac{\text{Bio(Q4)+Bio(Q5)+Bio(Q6)}}{3} * (1-\text{COUVP})$$

La **rétenion du sol** (« SOL » en m<sup>3</sup>/ha) était également estimée pour chaque placette. Pour cela, les valeurs de hauteur de sol (m) accumulé au pied des espèces pérennes mesurées étaient multipliées par les surfaces (m<sup>2</sup>) des houppiers des individus de pérennes associés. La moyenne de rétenion du sol calculée pour chaque espèce sur la placette était ensuite multipliée par l'abondance des espèces associées. Puis la somme des différents volumes de sol retenus (en m<sup>3</sup>) pour chacune des espèces sur la surface de la placette (625 m<sup>2</sup>) était ramenée à l'hectare.

Les **spectres infrarouges des échantillons de sol** (variable « SPIRsol ») ont été utilisés pour calculer la réponse spectrale moyenne des sols de chaque placette. Un premier traitement des données a été effectué via une dérivée primaire. Ces valeur spectrales « hors pérennes » et « sous pérennes » ont ensuite été pondérées par les surfaces respectives de ces deux strates ((1-COUVP) et COUVP).

## 2.4. ANALYSES STATISTIQUES

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel RStudio (R Core Team, 2022). Pour décrire la composition spécifique des différentes unités paysagères rencontrées en Mongolie et comparer les compositions en espèces pérennes du Kazakhstan et de la Mongolie, deux NMDS (Non-metric Multi-dimensional Scaling) ont été réalisées. Basée sur l'indice de Jaccard, la NMDS permet à partir de matrice de présence/absence d'espèces d'ordonner dans un espace en deux dimensions les différents relevés des sites étudiés et d'observer si la composition floristique est analogue entre nos deux zones d'études. Ces NMDS ont été réalisées à l'aide de la fonction *metaMDS* du package « vegan » (Oksanen *et al.*, 2022). Les noms des espèces les plus corrélées avec les axes de la NMDS et revenues sur plus de trois sites différents ont été représentés.

Une ACP (Analyse en Composante Principale) a été réalisée pour mettre en évidence les relations entre les variables étudiées (fonction PCA du package *FactoMineR* (Lê *et al.*, 2008))

Après avoir identifié les potentiels effets des variables pérennes sur les variables écosystémiques grâce à l'ACP, nous avons cherché à tester les corrélations entre les différentes variables par le biais d'une analyse de la covariance (ANCOVA). L'objectif de cette analyse était d'évaluer l'effet des variables associées aux pérennes (taux de couverture « COUVP », nombre d'espèces pérennes « NBP » et coordonnées des NMDS) sur les variables écosystémiques étudiées. Cette analyse visait également à faire une comparaison des moyennes pour les deux groupes « pays » : Kazakhstan et Mongolie. Puis les conditions de validité du modèle ont été vérifiées, à savoir la normalité des résidus du modèle, vérifiée par le test de Shapiro-Wilk, l'homoscédasticité de ces résidus (test de Bartlett) et l'indépendance des variables (test de Durbin-Watson du package *car* (Fox *et al.*, 2023)). Des modèles linéaires ont ensuite été réalisés pour chacun des deux pays afin de comparer la corrélation entre les variables pour la Mongolie et le Kazakhstan.

Les conditions de validité ont également été vérifiées. Si un effet significatif avait été montré sur le premier modèle global mais que les modèles individuels ne respectaient pas les conditions de validité testées, nous utilisons le test non paramétrique de Spearman afin de tester les corrélations.

## 3. RESULTATS

### 3.1. DESCRIPTION DE LA VEGETATION

Les inventaires de la végétation ont révélé une diversité floristique assez faible en Mongolie en comparaison des résultats des inventaires effectués au Kazakhstan avec 52 espèces au total retrouvées sur les 56 sites. Parmi ces 52 espèces, nous avons pu identifier 20 pérennes (exemples d'espèces rencontrées Figure 9 : Photographies de certaines espèces pérennes rencontrées lors des inventaires en Mongolie) et 32 annuelles (exemples Figure 10 : Photographies de certaines espèces annuelles observées en Mongolie. A : *Rheum nanum*, B : *Chesneya mongolica*, C : *Dontostemon crassifolius*, D : *Astragalus junatovii*, E : *Asparagus gobicus*. Au Kazakhstan ce sont 167 espèces qui ont pu être identifiées grâce aux inventaires.

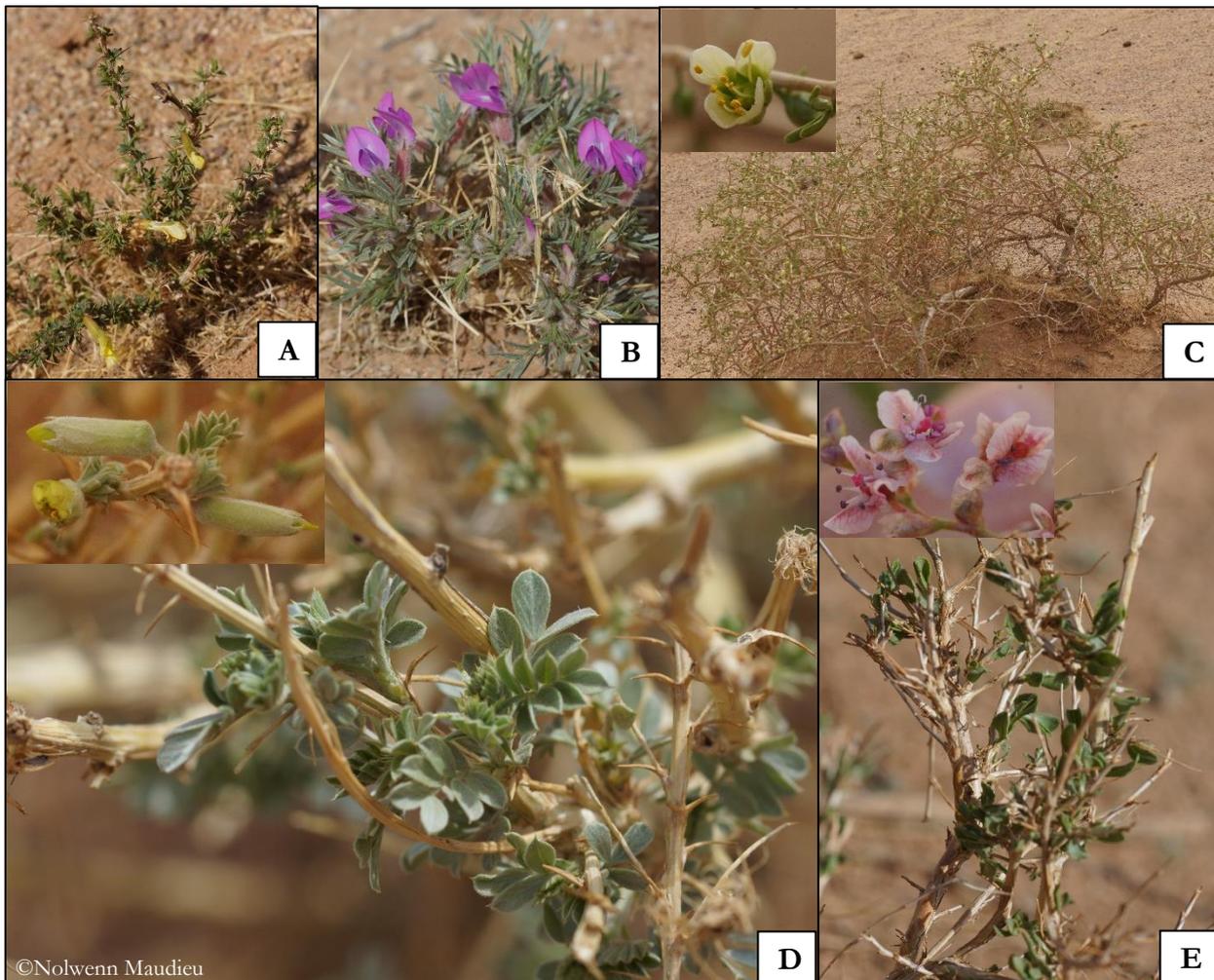


Figure 9 : Photographies de certaines espèces pérennes rencontrées lors des inventaires en Mongolie. A : *Caragana brachypoda*, B : *Oxytropis aciphylla*, C : *Zygophyllum xanthoxylon*, D : *Caragana korshinskii*, E : *Atraphaxis frutescens*

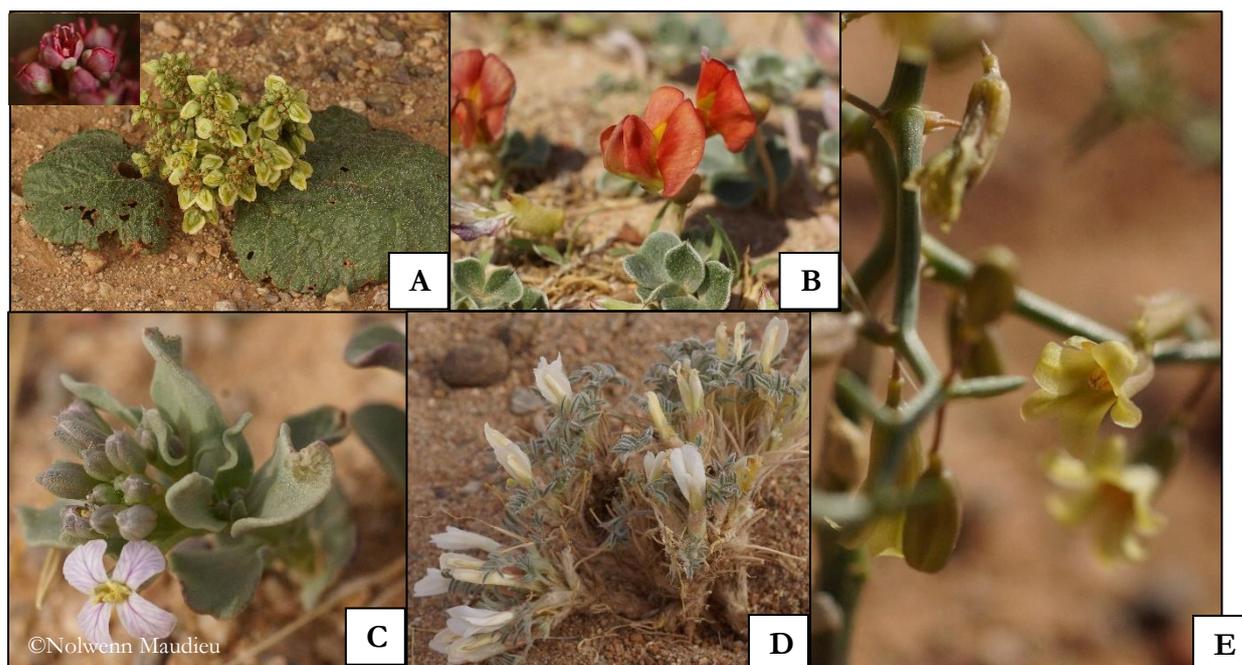


Figure 10 : Photographies de certaines espèces annuelles observées en Mongolie. A : *Rbeum nanum*, B : *Chesneya mongolica*, C : *Dontostemon crassifolius*, D : *Astragalus junatorii*, E : *Asparagus gobicus*

Sur notre zone d'étude en Mongolie, les unités paysagères de forêts étaient caractérisées par deux espèces pérennes : *Haloxyylon ammodendron* et *Tamarix ramosissima* (Figure 11 : NMDS de la composition floristique globale rencontrée en Mongolie sur les différentes unités paysagères étudiées. Les codes en trois lettres (ex : « ARR ») se réfèrent aux noms des espèces les plus corrélées avec les axes (se référer au Tableau 1 pour les noms complets). Les inventaires ont mis en évidence une prévalence d'espèces pérennes telles que *Caragana korsbinskii*, *Halogeton glomeratus*, *Zygophyllum xanthoxylon* et *Artemisia frigida* au sein des steppes arbustives (Figure 11 : NMDS de la composition floristique globale rencontrée en Mongolie sur les différentes unités paysagères étudiées. Les codes en trois lettres (ex : « ARR ») se réfèrent aux noms des espèces les plus corrélées avec les axes (se référer au Tableau 1 pour les noms complets)

Les steppes herbacées quant à elles étaient représentées par des espèces telles que *Oxytropis aciphylla*, *Halogeton glomeratus*, *Salsola passerina* et *Anabasis brevifolia* (Figure 11).

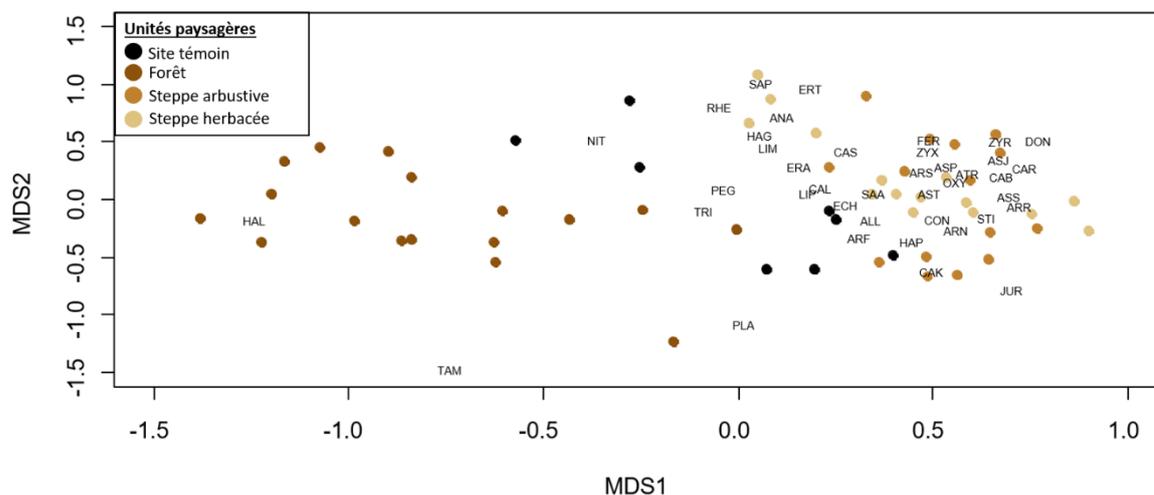


Figure 11 : NMDS de la composition floristique globale rencontrée en Mongolie sur les différentes unités paysagères étudiées. Les codes en trois lettres (ex : « ARR ») se réfèrent aux noms des espèces les plus corrélées avec les axes (se référer au Tableau 1 pour les noms complets)

Tableau 1 : Tableau des codes associés aux noms des espèces rencontrées plus de 3 fois dans les relevés botaniques effectués en Mongolie

Allium sp	ALL	Echinops gmelinii	ECH
Anabasis brevifolia	ANA	Eragrostis minor	ERA
Arnebia fimbriata	ARN	Erodium tibetanum	ERT
Artemisia annua	ARA	Ferula bungeana	FER
Artemisia frigida	ARF	Halogeton glomeratus	HAG
Artemisia rutifolia	ARR	Haloxylon ammodendron	HAL
Artemisia scoparia	ARS	Haplophyllum dauricum	HAP
Asparagus gobicus	ASP	Jurinea mongolica	JUR
Aster sp	AST	Limonium sp.	LIM
Astragalus junatovii	ASJ	Lipschitzia divaricata	LIP
Astragalus scaberrimus	ASS	Nitraria sibirica	NIT
Atraphaxis frutescens	ATR	Oxytropis aciphylla	OXY
Calligonum mongolicum	CAL	Peganum harmala	PEG
Caragana brachypoda	CAB	Plantago minuta	PLA
Caragana korshinskii	CAK	Rheum nanum	RHE
Caragana stenophylla	CAS	Salsola abrotanoides	SAA
Carex duriuscula	CAR	Salsola passerina	SAP
Chenopodium acuminatum	CHA	Stipa sp	STI
Chesneya mongolica	CHM	Tamarix ramosissima	TAM
Convolvulus ammanii	CON	Tribulus terrestris	TRI
Dontostemon crassifolius	DON	Zygophyllum rosowii	ZYR
		Zygophyllum xanthoxylon	ZYX

La NMDS portant sur les relevés floristiques des pérennes « au genre » (Figure 12 : NMDS de la composition de la flore pérenne des différentes unités paysagères du Muyunkum kazakhe et du Gobi mongol. (Les espèces sont rassemblées par genres et la NMDS est réalisée à partir d'une matrice de présence/absence). permet de montrer une forte différence entre les compositions floristiques des deux déserts. L'UP « forêt » du désert de Gobi mongol semble malgré tout se rapprocher des UP du désert du Kazakhstan.

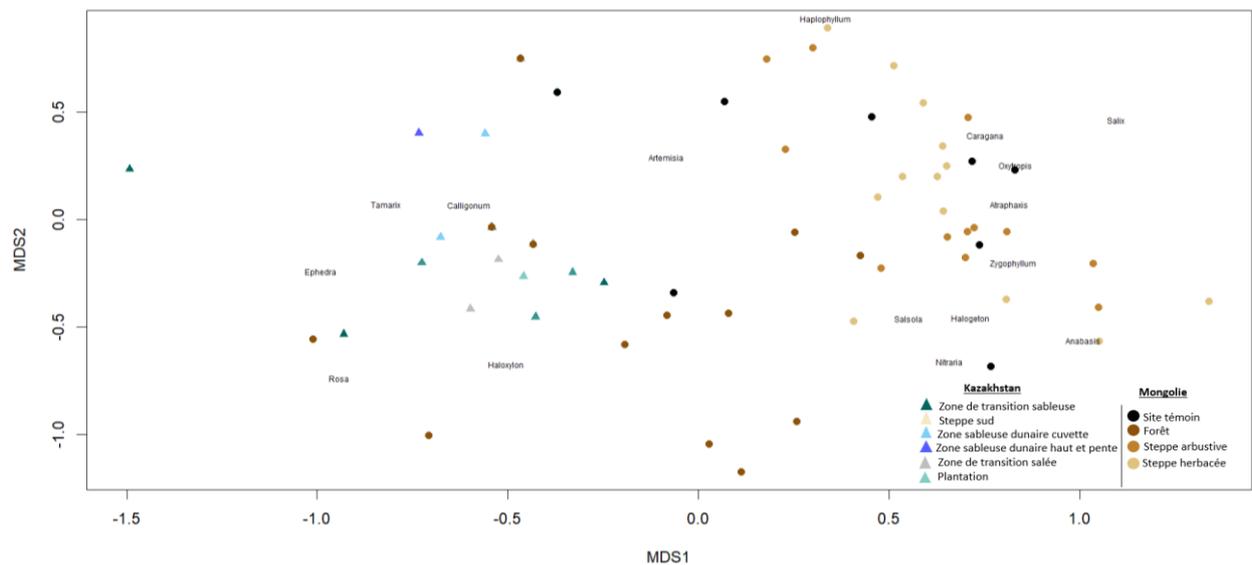


Figure 12 : NMDS de la composition de la flore pérenne des différentes unités paysagères du Muyunkum kazakhe et du Gobi mongol. (Les espèces sont rassemblées par genres et la NMDS est réalisée à partir d'une matrice de présence/absence).

## **3.2. ETUDE DES RELATIONS ENTRE LES VARIABLES ASSOCIEES A LA VEGETATION PERENNE ET LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES**

### **3.2.1. COMPARAISON DES CORRELATIONS OBSERVEES ENTRE LE KAZAKHSTAN ET LA MONGOLIE**

Les ACP réalisées sur les jeux de données de la Mongolie et du Kazakhstan permettent d'apporter de premières informations sur les corrélations entre les variables associées à la végétation pérenne (COUVP, DP, HP, NBP, coordonnées des NMDS) et les variables écosystémiques étudiées. La première ACP (Figure 2-A) porte sur le jeu de données global des deux pays. La première dimension de cette ACP A explique 34,56 % de la variance totale des données, et les variables qui contribuent le mieux à cet axe sont la hauteur moyenne des pérennes (HP : 30,8% de corrélations entre la variable et la dimension 1), les coordonnées de l'axe 1 de la NMDS des pérennes (NMDS1\_pc : 28,2%), la couverture des pérennes (COUVP : 22,5%). La deuxième dimension de l'ACP quant à elle explique 24,75% de la variance et les variables qui contribuent le mieux à cet axe sont la densité des pérennes (DP : 38,3%), l'axe 2 de la NMDS des pérennes (NMDS1\_pc : 29,3%) et la richesse en pérennes (NBP : 20,7%).

Sur le graphique des corrélations de l'ACP plusieurs variables semblent corrélées entre elles. Tout d'abord un premier groupe de variables qui apparaissent très proches sur l'ACP, formé de LIT, COUVP, HP, BIO et SPIRsol1. Ce groupe de variables semble corrélé positivement aux variables de richesses (NBP, NBA, RSP, RSB) et corrélé négativement à l'axe 2 de SPIRsol et à la densité apparente. Ces variables semblent indépendantes d'un autre groupe de variables formé par DP et par les axes des NMDS des pérennes.

Sur le graphique des individus de l'ACP on voit que les unités paysagères du Kazakhstan et de la Mongolie se distinguent en majorité, mais que les UP de « cuvette », « mine » et « steppe » du Kazakhstan se rapprochent des UP du désert mongol.

### **3.2.2. ETUDE DES CORRELATIONS VIA LES MODELES LINEAIRES REALISES POUR LES DEUX PAYS**

Les ACP individuelles produites à partir des jeux de données du Kazakhstan et de la Mongolie présentent des corrélations différentes entre les variables. Hormis un point commun : une certaine corrélation apparente entre la densité de pérennes DP et les variables BIO et NBA, les deux ACP semblent en tous points différentes.

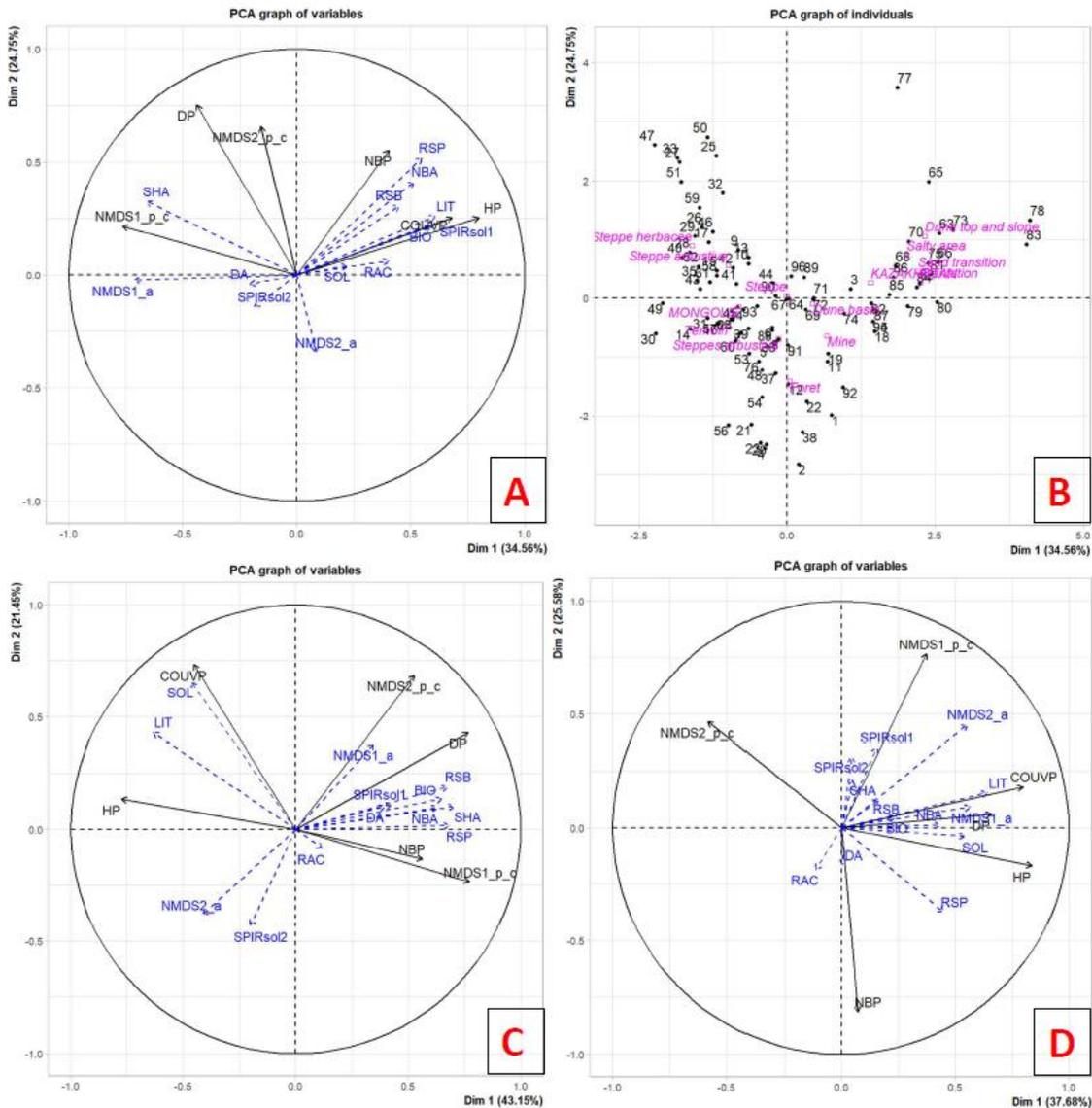


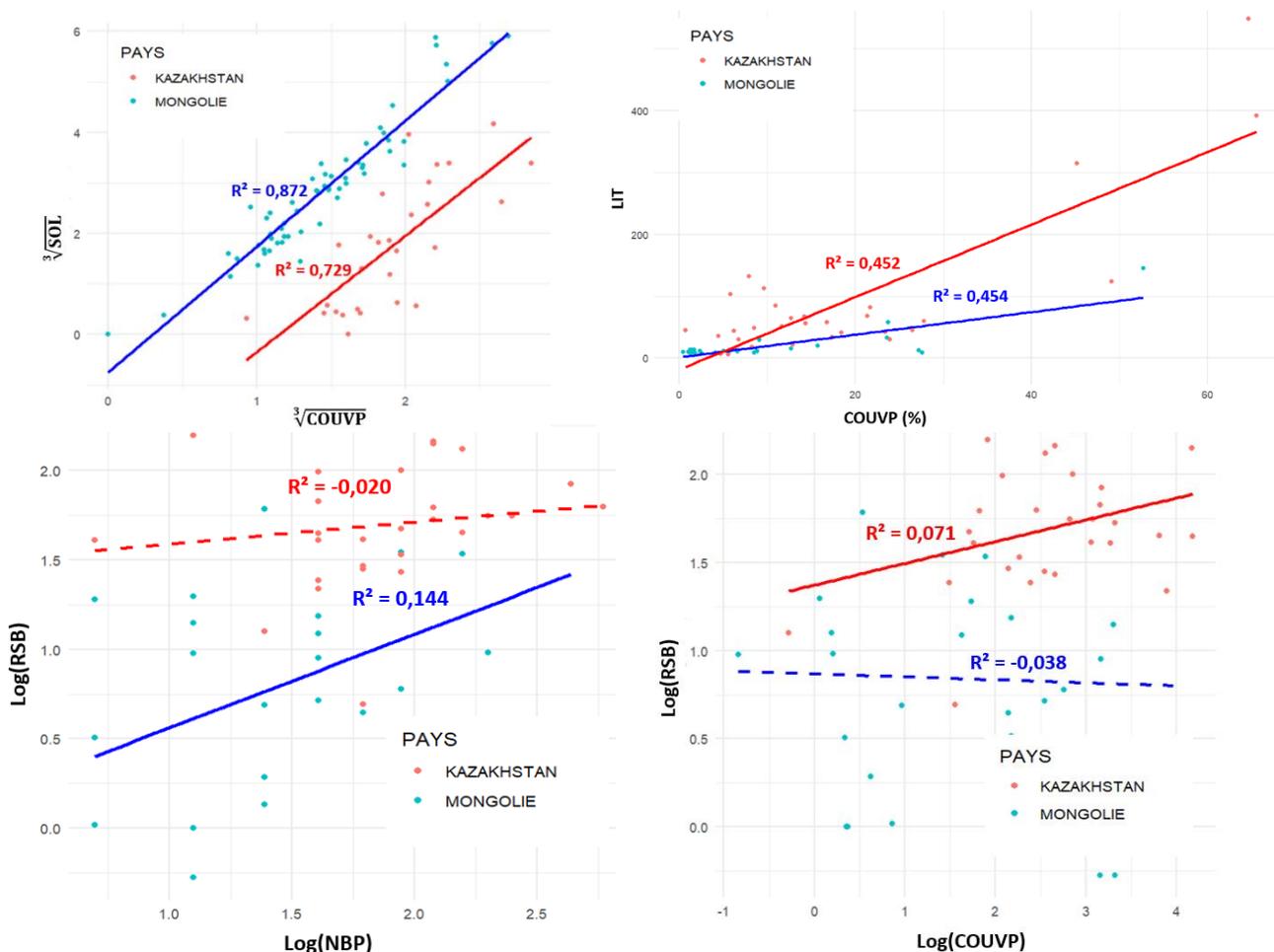
Figure 13 : Analyses en Composantes Principales des relations entre les variables associées à la végétation pérennes et les variables écosystémiques étudiées. A : ACP globale de la Mongolie et du Kazakhstan, B : Graphique des individus de l'ACP globale (en rose les unités paysagères, en noir les sites), C : ACP individuelle de la Mongolie, D : ACP individuelle du Kazakhstan (variables qualitatives supplémentaires (variables écosystémiques) en bleu et variables de la végétation pérenne en noir).

L'ANCOVA réalisée sur certaines des variables testées dans l'ACP permet de tester de manière plus approfondie ces corrélations. Les résultats de la Figure 3 indiquent que les variables de recouvrement (COUVP) et de richesse (NBP) en espèces pérennes présente des corrélations différentes avec les variables écosystémiques en fonction des deux déserts d'études, au Kazakhstan et en Mongolie. Il existe malgré tout des similarités : une absence de corrélation entre les variables COUVP et NBP avec la variable RAC, soit pas d'effet de la végétation pérenne sur la biomasse racinaire. De même, on retrouve au Kazakhstan et en Mongolie un effet significatif du taux de recouvrement des pérennes COUVP sur la quantité de litière. On ne retrouve en revanche pas d'effet de la richesse en pérennes NBP sur la quantité de litière. On voit aussi une forte corrélation entre le taux de couverture de la végétation pérenne et le volume de sol retenu par la végétation sur la placette (SOL). Pour d'autres variables : BIO, RSB, NBA, RSP, on observe une corrélation positive avec la couverture en pérennes, mais uniquement au Kazakhstan. A l'inverse, des corrélations

positives entre Bio, RSB, NBA et la richesse en pérennes ne sont observées qu'en Mongolie.

Tableau 2 : Matrice de corrélation de l'ANCOVA. Dans la colonne K les résultats des modèles linéaires réalisés pour les données du Kazakhstan et dans la colonne M pour la Mongolie. En gras les corrélations significatives, en italique les corrélations déterminées par le test de Spearman (coefficient rho), les autres sont des valeurs R<sup>2</sup> de Pearson du modèle linéaire. (Cases vides : relations non testées)

	Effet Pays	COUVP		Effet Pays	NBP	
		K	M		K	M
LIT	Oui	<b>0,452</b>	<b>0,454</b>	Non	-0,018	0,016
BIO	Oui	<b>0,384</b>	-0,204	Non	0,206	<b>0,445</b>
RSB	Oui	<b>0,071</b>	-0,038	Oui	-0,020	<b>0,144</b>
NBA	Oui	<b>0,165</b>	0,024	Oui	-0,021	<b>0,281</b>
SOL	Oui	<b>0,729</b>	<b>0,872</b>			
RAC	Non	-0,018	-0,016	Non	0,118	0,293
RSP	Oui	<b>0.166</b>	0,025			



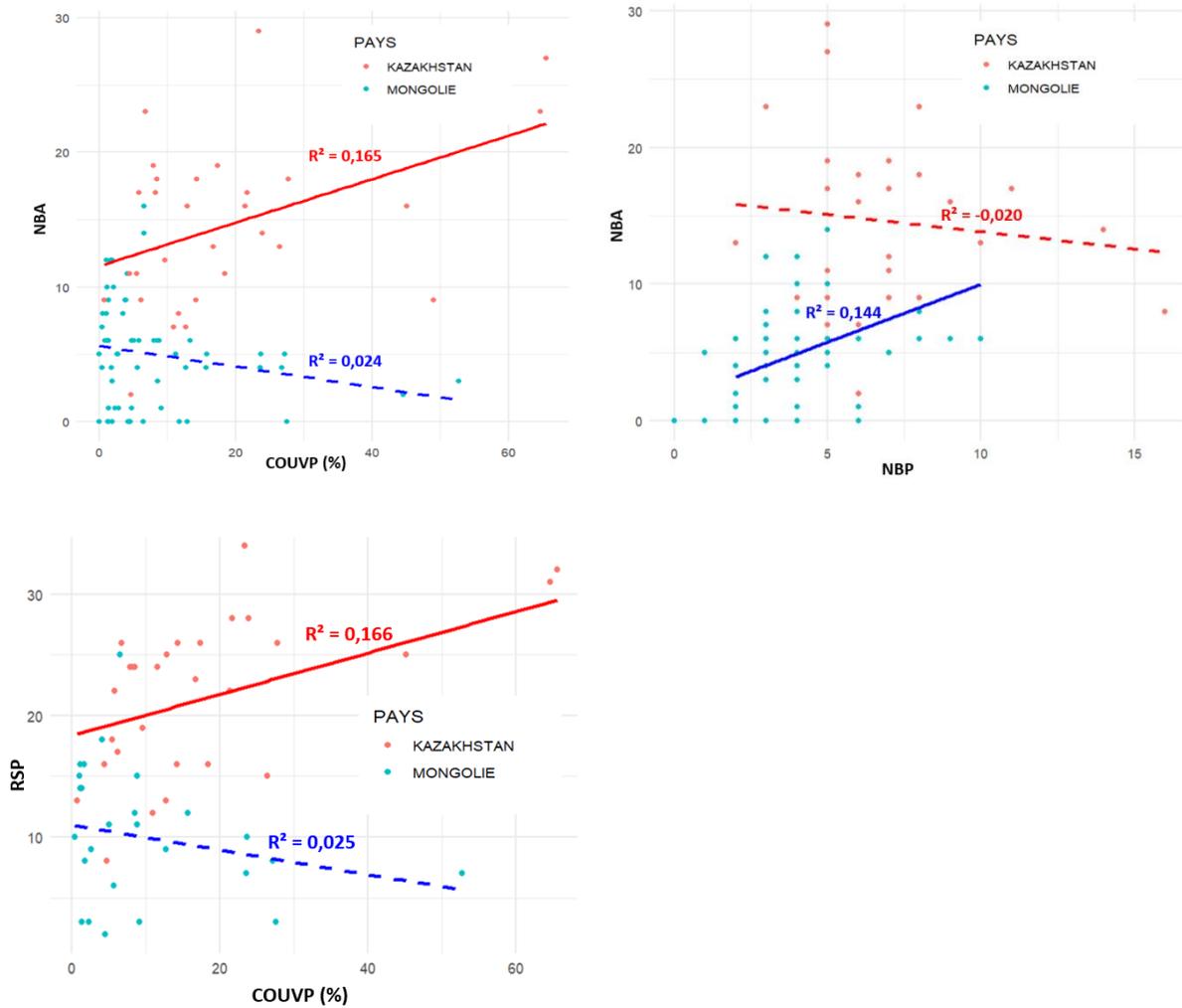


Figure 14 : Régressions linéaires des variables écosystémiques (LIT (quantité de litière en g), RSP (richesse spécifique totale), RSB (richesse en annuelles dans les quadrats), NBA (richesse en annuelles totale), SOL (volume de sol retenu (m<sup>3</sup>/ha) en fonction des variables associées à la végétation pérenne COUVP (le % de couverture des pérennes et NBP (la richesse totale en pérennes). En pointillés les régressions pour lesquelles l'effet des pérennes était non significatif.

## 4. DISCUSSION

### 4.1. LIMITES DE NOTRE ETUDE

Les interprétations des résultats et la comparaison des éléments entre le terrain en Mongolie et celui au Kazakhstan sont à modérer au regard de plusieurs éléments du protocole, qui ont différencié sur quelques points entre le terrain étudié en Mongolie et celui étudié au Kazakhstan. Tout d'abord, le nombre de sites échantillonnés : près d'une vingtaine de sites ont été échantillonnés pour chaque unités paysagère en Mongolie, soit une soixantaine de sites au total, tandis qu'au Kazakhstan 5 sites par UP étaient étudiés, soit 35 sites au total. En plus de cela, là où tous les sites au Kazakhstan avaient bénéficié de l'échantillonnage « intense », seuls 26 sites de Mongolie ont été étudiés selon ce mode, donc sur la majorité seuls les inventaires de végétation ont pu être réalisés. Nous avons cependant cherché à vérifier via une ACP si nos sites de l'échantillonnage « intense » étaient représentatifs de la totalité des sites échantillonnés (Table des Annexes 4). Les corrélations observées sont similaires à celles observées sur la Figure 13, les 26 sites échantillonnés apparaissent donc sur cette analyse comme représentatifs de la totalité de l'échantillonnage. En ce qui concerne les différences observées entre la flore du Kazakhstan et celle de la Mongolie, on peut faire l'hypothèse que la période de terrain, qui s'est déroulé entre mai et juin a pu creuser les différences que nous avons pu observer entre les relevés floristiques effectués dans les deux pays. En effet, la saison des pluies a lieu entre mars et juin au Kazakhstan et dans le Gobi elle est entre juillet et août (Vova *et al.*, 2020). En Mongolie les premières pluies légères ont débuté à notre arrivée dans le désert, la végétation n'était donc pas en fleur pour la plupart des espèces et de nombreuses annuelles n'avaient pas encore émergé. On peut imaginer que ce décalage entre les périodes de réalisation des inventaires a pu renforcer les différences observées entre les deux pays. Un autre biais que l'on pourrait reprocher à notre analyse est la façon dont nous avons distingué les unités paysagères sur nos deux sites d'étude. Comme ces deux terrains ont été réalisés par deux équipes différentes, les UP du Kazakhstan et de la Mongolie ont été classées différemment. On pourrait, pour améliorer notre analyse, essayer de rapprocher les UP rencontrées selon une classification commune. Il faudrait également compléter les données spectrales des échantillons de sol analysés par des analyses chimiques sur la concentration en carbone organique des sols pour pouvoir interpréter plus solidement nos résultats.

### 4.2. EFFETS DES VARIABLES DE LA VEGETATION PERENNE SUR LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES

Nous avons observé une corrélation positive entre les variables de la végétation pérenne et certaines de nos variables écosystémiques : la biomasse herbacée annuelle était corrélée avec la couverture en pérennes sur le site au Kazakhstan et avec la richesse en espèces pérennes sur le site en Mongolie et la quantité de litière était corrélée positivement à la couverture de la strate pérenne pour les deux unités géographiques, de même que la rétention du sol (Figure 14).

Les effets observés pourraient être expliqués par l'hypothèse de « l'îlot fertile » (Nyenda *et al.*, 2020 ; Peng *et al.*, 2013 ; Ward *et al.*, 2018). Dans cette hypothèse, le fonctionnement des écosystèmes désertiques serait impacté par les patches de buissons, qui entraîneraient

une accumulation de nutriments transportés par l'eau et le vent, les poussières et les graines sous leurs houppiers et exerceraient ainsi un effet nurse sur le reste de l'écosystème (Aguilar et Sala, 1999). Les plantes désertiques poussant sous la canopée des arbustes comparément à celles de leurs congénères présentes en zones ouvertes (hors-pérennes) pousseraient en plus grande densité et connaîtraient une meilleure productivité (Segoli *et al.*, 2012 ; Tielbörger et Kadmon, 2000). Localement, le sol posséderait un pH plus bas causé par le lessivage d'acides volatiles contenus dans les feuilles qui tombent au pied des buissons, et sont supposés augmenter la mobilité des nutriments. Les sols associés seraient également caractérisés par de plus grands stocks de carbone et d'azote et de plus grandes capacités d'infiltration. L'ombre générée diminuerait également l'évapotranspiration pour la strate herbacée vivant sous la protection des houppiers des buissons. A l'inverse, les zones de sol nu ne bénéficiant pas de l'îlot fertile expérimenteraient quant à elles de plus hautes températures et de plus hauts taux d'évapotranspiration, une incorporation retardée de l'azote organique, de la dénitrification, de la volatilisation d'azote et une plus grande érosion du sol (Eldridge *et al.*, 2011). Le périmètre sous le houppier bénéficiant de cet « effet buisson » est appelé « îlot fertile ». Ainsi les mesures effectuées sur la zone d'étude au Kazakhstan semblent suivre ce modèle, avec une biomasse des herbacées annuelles positivement impactée par le taux de couverture des pérennes (Figure 14). On peut supposer que sur le terrain étudié au Kazakhstan, les espèces pérennes exercent effectivement un effet nurse sur les herbacées annuelles. Ce modèle d'îlot fertile ne semble en revanche pas expliquer les résultats obtenus en Mongolie pour la biomasse des herbacées annuelles.

L'absence de corrélation entre la biomasse racinaire et les différentes variables de la végétation pérenne pour les deux déserts (Tableau 2) semble par ailleurs assez étonnante. En effet, les racines échantillonnées dans les quadrats sous pérennes étaient des racines d'herbacées annuelles pour la plupart. Donc on s'attendrait à ce que les corrélations observées soient les mêmes pour les racines que pour la biomasse herbacée, à moins que la partie aérienne des herbacées annuelles ait séché et ait été emportée par le vent en laissant la partie racinaire en place.

Comme nous l'avions supposé la quantité de litière était également corrélée positivement à la couverture en espèces pérennes, et ce pour les deux déserts (Figure 14, Tableau 2). Là encore, cela confirme nos hypothèses de départ et nous pouvons faire le rapprochement avec la théorie de l'îlot fertile : ces îlots sont généralement associés à une litière labile, constituée des feuilles des buissons et à une plus grande activité microbienne (Zhou *et al.*, 2019). Cela impacte positivement les plantes se trouvant dans le périmètre de l'îlot fertile (Zhang *et al.*, 2018).

De manière attendue, nous avons également identifié grâce aux modèles de régression linéaires une relation très forte entre la couverture des espèces pérennes et la rétention du sol ( $m^3$ ), à la fois pour le Kazakhstan et la Mongolie (Figure 14). Cette rétention apparaît par ailleurs très corrélée avec la variable litière sur l'ACP réalisée sur les variables écosystémiques uniquement (Table des Annexes 5 et 6) Les sites étudiés en Mongolie étaient cependant associés à une plus grande rétention du sol pour une même couverture (Figure 14), malgré des hauteurs moyennes et des surfaces de houppiers des pérennes inférieures (Table des Annexes 7 et 8). Si l'on s'intéresse aux différences entre espèces, on voit que certaines espèces retiennent bien mieux le sol que d'autres (Table des Annexes 9). En Mongolie ce sont les deux espèces *Tamarix ramosissima* et *Nitraria sibirica* qui contribuent le plus à la rétention du sol au sein des écosystèmes étudiés. Viennent ensuite *Caragana korschinskii*, *Zygophyllum xanthoxylon*, *Haloxylon ammodendron* et *Salsola abrotanoides* (Table des Annexes 9 (A)). Au Kazakhstan, le *Tamarix* est également l'espèce

qui contribue le plus à la rétention du sol, viennent ensuite le *Calligonum*, *Haloxylon ammodendron* et *H. persicum* et *Salsola arbuscula* (Table des Annexes 9 (B)). Ce sont toutes des espèces buissonnantes ou arbustives, qui possèdent des surfaces de houppiers importantes. Malgré tout, pour une même couverture en pérennes, on retrouve en Mongolie une rétention du volume sableux supérieure à celle au Kazakhstan (Figure 14). Les espèces de pérennes en Mongolie sont pourtant d'une hauteur inférieure. On peut supposer que le phénomène causant ces rétentions plus élevées est un transport éolien des sédiments plus important en Mongolie, qui serait expliqué par des vents plus fréquents ou puissants ou bien des textures de sol différentes (Wang *et al.*, 2022) et entrainerait une accumulation du sable au pied des arbustes et des buissons.

Dans notre zone d'étude au Kazakhstan, on observe un effet positif de la couverture de la végétation pérenne sur la richesse des herbacées annuelles à leurs pieds et sur la richesse spécifique totale des sites, mais ces relations, bien que significatives, sont assez faibles et ne sont pas obtenues en Mongolie. En Mongolie c'est la richesse en espèces pérennes qui semble impacter positivement la richesse des herbacées annuelles au pied (Figure 14, Tableau 2).

Afin de compléter notre protocole et étudier plus précisément les mécanismes de facilitation, nous aurions pu nous intéresser au succès reproductif des espèces herbacées annuelles bénéficiant de la protection des pérennes (Tielbörger et Kadmon, 2000).

### 4.3. UN EFFET PAYSAGE MARQUE

Il semblerait que certaines corrélations observées soient expliquées par les différences marquées entre les unités paysagères étudiées. Ainsi, les corrélations observées en Mongolie sur les modèles linéaires entre la richesse en espèces pérennes et les variables de biomasse herbacée annuelle et richesse en espèces annuelles (Figure 14) semblent être dues non pas à un réel effet de la diversité en pérennes sur ces variables, mais bien à des différences intrinsèques observées entre les UP. Si l'on s'intéresse par exemple aux différences de rétention du sol et d'accumulation de litière au pied des espèces pérennes dans les différentes UP (les deux variables significativement influencées par la couverture en pérennes), on voit que certaines UP se démarquent fortement des autres. C'est le cas de la zone salée au Kazakhstan et de la forêt en Mongolie, deux UP qui semblent être associées à de plus grandes rétentions de sol et de plus grandes accumulations de litière au pied des pérennes (Table des Annexes 10 et 11). De même, si l'on s'intéresse à la diversité et la composition floristique, on observe dans les steppes une plus grande diversité que dans les forêts (Figure 11). Les UP de steppes et de forêts semblent aussi posséder des sols de nature bien distinctes d'après les spectres réalisés sur les sols (Table des Annexes 12 et 13), un résultat qui peut s'expliquer par la dominance d'espèces légumineuses dans nos UP de steppe (Table des Annexes 14), espèces qui peuvent entraîner une plus grande teneur en carbone organique dans le sol (Li *et al.*, 2016). La texture des sols serait le facteur le plus important expliquant les différences de teneurs en carbone organique (Li *et al.*, 2016). Cela peut faire partie de l'explication. Nos observations de terrain ainsi que nos mesures ont permis de mettre en évidence que les UP de steppes étaient associées à des sols plus argileux et plus compacts, tandis que les UP de forêts possédaient des sols plus sableux, qui retiennent moins la matière organique. Dès lors on peut imaginer un rôle différent des pérennes dans ces deux milieux. Cela semble confirmer notre troisième hypothèse de départ selon laquelle les sols impactent les relations entre les pérennes et l'écosystème.

## 4.4. DIFFERENCES OBSERVEES ENTRE LES DEUX DESERTS : PISTES D'EXPLICATION

Le désert de Muyunkum au Kazakhstan et le désert de Gobi en Mongolie semblent avoir des fonctionnements écologiques différents en ce qui concerne l'effet des pérennes sur les variables écosystémiques que nous avons pu étudier. Le recouvrement en pérennes, corrélé positivement à de nombreuses variables au Kazakhstan, avait un effet plus réduit en Mongolie (Figure 14, Tableau 2). Les deux pays sont séparés par la chaîne de montagnes de l'Altaï et bien que nous ayons envisagé l'existence d'un fonctionnement similaire du fait de leur position géographique commune en Asie centrale, cette chaîne de montagne pourrait en réalité former une coupure entre ces deux milieux, qui ne forment ainsi pas un continuum écologique. Cette barrière pourrait limiter la migration des espèces, le flux de nutriments, d'eau et d'autres ressources entre les deux déserts. De plus, les régimes de vents, les schémas de précipitations et d'autres facteurs environnementaux pourraient être influencés par la présence de cette barrière naturelle, ce qui pourrait avoir des répercussions sur la dispersion des graines par exemple. Cela pourrait également conduire à des différences marquées dans les patrons de biodiversité, les cycles de nutriments et d'autres processus écologiques, contribuant ainsi à maintenir les déserts relativement distincts sur le plan écologique malgré leur proximité géographique en Asie centrale.

De plus, des différences de modes de gestion des pâturages existent entre la Mongolie et le Kazakhstan et pourraient expliquer des fonctionnements écologiques différents. En effet, depuis 1850, le pastoralisme nomadique a commencé à décliner au Kazakhstan pour dériver vers un système d'élevage sédentaire avec des transhumances sur de longues distances. En plus, s'est produit après la déclaration de l'indépendance du Kazakhstan en 1991 (qui faisait jusque-là partie de l'URSS) une privatisation des fermes (qui étaient des fermes d'Etat pendant la période soviétique) (Kerven, 2003). Seule une certaine proportion des éleveurs ont aujourd'hui accès à la zone de désert pour faire pâturer le bétail. De plus, au Kazakhstan les habitants n'étaient pas installés dans le désert de Muyunkum, mais bien en périphérie, et le pâturage y est uniquement un pâturage d'hiver, ce qui signifie que le désert n'est pâturé qu'une partie de l'année (Barnes, 2023). En Mongolie les terres pâturées de notre zone d'étude appartiennent quant à elles à l'Etat, et sont pâturées par le bétail de tous les éleveurs nomades présents sur la zone. On peut donc supposer des pressions humaines et des pressions de pâturage moins importantes au Kazakhstan qu'en Mongolie.

Une autre différence expliquant cet effet différentiel des pérennes entre la Mongolie et le Kazakhstan pourrait être la présence de reliefs au Kazakhstan, notamment de grandes dunes, que l'on ne retrouve pas dans les paysages étudiés en Mongolie. La présence de dunes et de reliefs variés dans le désert de Muyunkum au Kazakhstan pourrait créer des microclimats et des habitats différents, influençant ainsi la réponse de l'écosystème à l'influence de la végétation pérenne. Ces reliefs pourraient également affecter les modèles de drainage et de rétention d'eau, ce qui pourrait influencer la disponibilité en eau pour les plantes et les organismes. Les précipitations annuelles moyennes dans le district de Sozak (au Kazakhstan) sont par ailleurs équivalentes à moins de 200 mm par an et celle du Dornogobi (en Mongolie) ne dépassent pas 112mm (données de la station météorologique de Sainshand, WMO, 2023). Cette différence de précipitations moyennes annuelles entre le Kazakhstan et la Mongolie pourrait créer des habitats distincts entre ces deux zones d'étude et impacter la manière dont les espèces répondent à la présence de pérennes, en particulier dans les zones où l'eau est moins limitante (Zhang *et al.*, 2018).

Effectivement, les mécanismes de facilitation que l'on a cherché à étudier à travers l'hypothèse des îlots de fertilité seraient fortement précipitations-dépendants puisque les espèces de légumineuses pérennes responsables de cet effet sont nombreuses à être des espèces fixatrices de N<sub>2</sub>, une capacité dépendante de la disponibilité en eau (Zhang *et al.*, 2018). La température et les précipitations étant des facteurs corrélés positivement aux taux de carbone organique (Li *et al.*, 2016) ces réponses peuvent également changer du fait de compositions différentes du sol entre le Kazakhstan et la Mongolie (Annexe 15).

De même, l'analyse portait sur l'ensemble des unités paysagères sans distinction. Or au sein des unités paysagères étudiées au Kazakhstan se trouvaient les zones salées, et on peut supposer que la végétation qui s'y trouve, qui est composée d'espèces halophytes répond également de manière différente aux conditions de stress hydrique dans ces milieux, donc à la présence d'espèces pérennes.

## 4.5. CONSEQUENCES POUR LES MODALITES DE PLANTATION ET LIMITES

Nous avons pu voir qu'il existe des variables écosystémiques impactées de manière similaire par la végétation pérenne au Kazakhstan et en Mongolie (Figure 14). Une couverture en pérennes permettrait une plus grande accumulation de la litière et une meilleure rétention du sol (Figure 14). L'accumulation de litière est un proxy utilisé à la fois comme un indicateur indirect des habitats pour la faune du sol (Yang *et al.*, 2021 ; Asfaw et Zewudie, 2021) et comme un indicateur de stabilisation des sol (Jia *et al.*, 2018). Cela pourrait donc consister en un paramètre important dans le choix des modalités de plantation, puisque qu'il permettrait d'améliorer simultanément la restauration de la faune du sol et la restauration des communautés végétales, qui sont fortement impactées par la faune (De Deyn *et al.*, 2003). De plus, d'après Jia *et al.* (2018), le dépôt de litière sur un sol sablonneux peut favoriser l'évolution du sable en limon et donc augmenter les taux de succès du recrutement des graines et de la même façon améliorer la régénération naturelle de la végétation après la plantation. La couche formée par la litière peut aussi permettre de lutter contre l'érosion des sols (Li *et al.*, 2014), de réguler leur température et le stockage de l'eau et du carbone organique (Jia *et al.*, 2018). La litière pourrait également jouer un rôle important dans la conservation de l'azote, notamment après les pluies (Zaady *et al.*, 1996), un paramètre important pour la végétation annuelle.

Le volume de sol retenu par les pérennes est quant à lui un indicateur utilisé pour évaluer le contrôle de l'érosion par la strate de la végétation pérenne. C'est aussi un paramètre important dans le choix des modalités de compensation par plantations. En effet, aujourd'hui la mesure la plus efficace pour contrôler le transport éolien des sédiments et donc de protéger, par la même occasion, les populations des tempêtes de sable est la plantation de végétation capable de fixer le sable (Fu *et al.*, 2021). La question des tempêtes de sable est devenue un problème majeur dans les déserts de la Mongolie et du Kazakhstan, qui ont connu ces dernières années des tempêtes sévères, qui nuisent à la santé du bétail et contraignent la vie des habitants (Barnes, 2023 ; Garcia Matos, 2023). Le choix d'une végétation capable de diminuer les impacts des tempêtes sur la population en retenant le sable pourrait alors consister en un critère majeur au sein des modalités de compensation de la mine.

En revanche, malgré ces réponses similaires de rétention du sol et d'accumulation de litière à la couverture de la végétation pérenne (Figure 14), de grandes différences semblent exister entre les déserts de Gobi et de Muyunkum pour le reste des variables écosystémiques étudiées. Notre étude montre donc la nécessité d'étudier précisément les

caractéristiques de chaque écosystème désertique pour choisir les modalités de plantation et de gestion adaptées pour ces milieux. De même, la NMDS réalisée sur les espèces pérennes présentes sur les sites étudiés en Mongolie et au Kazakhstan montre de réelles différences de composition floristique qu'il est absolument nécessaire de prendre en compte dans les programmes de plantation pour des projets de compensation écologique par exemple.

Aujourd'hui, l'obligation légale de compensation suite à la dégradation des zones désertiques du Kazakhstan et de la Mongolie est la plantation de saxauls (*Haloxylon spp*) selon une approche surfacique (la surface plantée dépend de la surface de la licence d'exploitation). Les résultats obtenus dans notre étude montrent cependant l'importance d'aller au-delà des obligations légales de plantations monospécifiques. En effet, nous avons observé une certaine diversité de paysages sur nos zones d'étude (Figure 11, Figure 12), dont on a montré qu'ils répondent très différemment aux espèces pérennes et sont caractérisés par des propriétés (en termes de composition et texture de sol, de diversité de la végétation pérenne et annuelle etc.) très différentes. La compensation écologique, bien qu'elle n'ait pas pour obligation d'être réalisée au même endroit que la zone dégradée, devrait prendre en compte toutes ces caractéristiques pour la conception de schémas optimaux de plantation.

De même, bien que les résultats observés au Kazakhstan tendent à montrer un effet positif de la couverture en pérennes sur la plupart des variables écosystémiques étudiées, il faut toutefois, respecter un certain seuil de végétalisation : dans les zones arides de la Chine par exemple, Zhao *et al.*, (2017) indiquent que la couverture végétale doit être supérieure à 20% afin d'avoir un effet sur le maintien des sols, mais il n'est pas nécessaire d'excéder 60%, seuil au-delà duquel la réduction de l'érosion éolienne stagne.

Par ailleurs, les résultats de la thèse d'Annaël Barnes (Barnes, 2023) montrent que les zones qui ont déjà pu bénéficier de plantations dans le cadre du projet de compensation de cette étude étaient en réalité assez différentes des zones naturelles étudiées. Cela corrobore les observations de Tölgyesi *et al.* (2020), qui ont trouvé un effet "îlot de fertilité" plus important dans les peuplements forestiers naturels que dans les plantations lors de l'étude d'un milieu semi-aride sableux forestier. Malgré tout, leurs résultats montrent que les plantations d'arbres tempéraient également les extrêmes micro-environnementaux pour la végétation herbacée poussant à leurs pieds. Toutefois, même si localement à l'échelle de l'arbuste ou du buisson on perçoit un effet positif généré, il faudrait s'intéresser à la dessiccation potentielle que pourraient entraîner de telles plantations sur des couches inférieures du sol à l'échelle régionale. En effet, de nombreuses études rapportent un pompage des eaux souterraines des milieux par les plantations à large échelle d'arbres ou d'arbustes résistants à la sécheresse dans le cadre de programmes d'afforestation et de reforestation (Tölgyesi *et al.*, 2020).

## 5. CONCLUSION

En conclusion, cette étude comparative entre les déserts de Gobi en Mongolie et de Muyunkum au Kazakhstan a révélé des disparités significatives dans les interactions entre la végétation pérenne et les variables écosystémiques, réfutant notre hypothèse de travail selon laquelle il existerait un fonctionnement commun des deux écosystèmes désertiques étudiés (H2). Alors que certains effets positifs de la végétation pérenne, tels que l'accumulation de litière et la rétention du sol, ont été observés dans les deux déserts, d'autres réponses ont varié de manière notable. L'hypothèse de l'îlot de fertilité testée (H1) ne semble valide qu'au Kazakhstan, et d'autres facteurs semblent jouer un rôle essentiel dans la modulation des interactions entre les espèces pérennes et l'écosystème. L'effet de la texture du sol, en partie testée par nos analyses spectrales semble impacter les relations entre les pérennes et le reste de l'écosystème, et cette variable semble fortement liée aux unités paysagères de notre zone d'étude. Cela confirme notre troisième hypothèse de travail (H3) et nous amène à penser qu'il faudrait faire des analyses plus approfondies sur les différences de fonctionnement des écosystèmes entre unités paysagères.

Notre protocole s'est principalement concentré sur l'analyse des pérennes, ce qui, bien que pertinent, semble ne pas fournir une image complète des processus écologiques à l'œuvre dans ces écosystèmes. Une perspective plus holistique impliquant l'intégration d'autres variables à notre analyse pourrait permettre de mieux comprendre les interactions en jeu. On peut ainsi questionner la pertinence des variables écosystémiques étudiées, et imaginer d'autres protocoles pour mieux analyser l'effet des pérennes sur l'écosystème. On pourrait par exemple étudier le succès de reproduction de la strate annuelle sous pérennes, ou encore la productivité cette strate, des données qui pourraient fournir des informations cruciales sur les mécanismes de facilitation. On pourrait également s'intéresser à des mécanismes à des échelles plus fines par exemple en étudiant les microbiomes associés aux différentes espèces pérennes présentes et en essayant de faire un rapprochement entre les communautés de microorganismes (bactéries, champignons, archées), les communautés floristiques des herbacées annuelles et celles des pérennes. En effet, Cao *et al.* (2016) ont par exemple pu observer un rôle important de l'espèce *Haloxylon ammodendron* dans la variabilité spatiale des communautés microbiennes autour des arbustes dans un écosystème désertique. De même, An *et al.* (2013) suggèrent que l'étude de des micro-organismes du désert pourrait contribuer à restaurer la couverture du sol et de la végétation. La texture du sol peut déterminer l'intensité de la variabilité spatiale parcellaire. Enfin, les écosystèmes désertiques sont dynamiques et leurs réponses aux perturbations peuvent varier dans le temps. Notre étude s'est déroulée sur une période spécifique, et les conditions climatiques saisonnières ont pu influencer nos résultats. Une approche longitudinale, suivie sur plusieurs années, pourrait permettre de mieux saisir la variabilité temporelle de ces interactions.

Dans le contexte du lancement récent d'un plan national de revégétalisation des zones arides dégradées en Mongolie avec le projet « One billion trees » (Mongolian National News Agency., 2023), et de la mise en place de projets de compensation écologique pour les industries minières (en forte expansion en Asie Centrale), ces résultats semblent importants à prendre en compte. Ils mettent en lumière la nécessité de considérer les caractéristiques climatiques, pédologiques, biogéographiques, mais aussi l'historique du mode de gestion des paysages dans la conception des modèles de plantation et dans la gestion écologique des écosystèmes désertiques.



## 6. REFERENCES

- Aguiar M.R. et Sala O.E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(7), p. 273-277. DOI : 10.1016/S0169-5347(99)01612-2
- An S., Couteau C., Luo F., Neveu J., et DuBow M.S. 2013. Bacterial Diversity of Surface Sand Samples from the Gobi and Taklamaken Deserts. *Microbial Ecology*, 66(4), p. 850-860. DOI : 10.1007/s00248-013-0276-2
- Asfaw A. et Zewudie S. 2021. Soil macrofauna abundance, biomass and selected soil properties in the home garden and coffee-based agroforestry systems at Wondo Genet, Ethiopia. *Environmental and Sustainability Indicators*, 12, p. 100153. DOI : 10.1016/j.indic.2021.100153
- Baasanmunkh S., Batlai O., Magsar U., E.Tsengelmaa, Vanjil G., Munkhtulga D., B.Byamabajav, Bayarmaa C., Batbayar N., Nyamjantsan N., Chuluunbat J., Altangerel U., Ganbold I., Batsugar G., Tugsuu N., Narangarvuu D., et Tsegmed Z. 2022. *Flora of Mongolia on iNaturalist*.
- Barnes A. 2023. *Accompagner la compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale : une approche en termes de services écosystémiques*. Montpellier, France : SupAgro, Montpellier, 527 p.
- Bestelmeyer B.T., Okin G.S., Duniway M.C., Archer S.R., Sayre N.F., Williamson J.C., et Herrick J.E. 2015. Desertification, land use, and the transformation of global drylands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(1), p. 28-36. DOI : 10.1890/140162
- Braun-Blanquet J. 1951. *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, 644 p.
- Briske D. 2017. State and Transition Models: Theory, Applications, and Challenges. Dans : *Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges*. DOI : 10.1007/978-3-319-46709-2
- Byambadorj S.-O., Park B.B., Hernandez J.O., Tsedensodnom E., Byambasuren O., Montagnoli A., Chiatante D., et Nyam-Osor B. 2021. Effects of Irrigation and Fertilization on the Morphophysiological Traits of *Populus sibirica* Hort. Ex Tausch and *Ulmus pumila* L. in the Semiarid Steppe Region of Mongolia. *Plants*, 10(11), p. 2407. DOI : 10.3390/plants10112407
- Cao S., Wang G., et Chen L. 2010. Questionable value of planting thirsty trees in dry regions. *Nature*, 465(7294), p. 31-31. DOI : 10.1038/465031d
- Cao Y., Li Y., Li C., Huang G., et Lü G. 2016. Relationship between presence of the desert shrub *Haloxylon ammodendron* and microbial communities in two soils with contrasting textures. *Applied Soil Ecology*, 103, p. 93-100. DOI : 10.1016/j.apsoil.2016.03.011

- Cho S., Ser-Oddamba B., Batkhoo N.-O., et Seok Kim H. 2019. Comparison of water use efficiency and biomass production in 10-year-old *Populus sibirica* and *Ulmus pumila* plantations in Lun soum, Mongolia. *Forest Science and Technology*, 15(3), p. 147-158. DOI : 10.1080/21580103.2019.1634646
- CIRAD. 2007. *Site Pigdrop - La spectrométrie dans le proche infrarouge / Nutrición animal / Temas*. Disponible sur : [http://pigdrop.cirad.fr/sp/temas/nutricion\\_animal/la\\_spectrometrie\\_dans\\_le\\_proche\\_infrarouge](http://pigdrop.cirad.fr/sp/temas/nutricion_animal/la_spectrometrie_dans_le_proche_infrarouge) (Consulté le 31 juillet 2023).
- Damiran D. 2005. *Palatability of Mongolian Rangeland Plants*.
- De Deyn G.B., Raaijmakers C.E., Zoomer H.R., Berg M.P., De Ruiter P.C., Verhoef H.A., Bezemer T.M., et Van der Putten W.H. 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature*, 422(6933), p. 711-713. DOI : 10.1038/nature01548
- Eldridge D.J., Bowker M.A., Maestre F.T., Roger E., Reynolds J.F., et Whitford W.G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14(7), p. 709-722. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x
- Elie M. et Ferret C. 2017. Verte, la steppe ? *Études rurales*, (200), p. 64-79. DOI : 10.4000/etudesrurales.11665
- Embassy of the Republic of Kazakhstan. 2023. *Mining and Metals Central Asia - The Mining Industry in Kazakhstan*. Disponible sur : <https://miningworld.kz/en/press-centre/news/66-17-01-2014mining> (Consulté le 1 août 2023).
- Environ LLC. 2015. *Etude d'impact environnemental du site de projet d'exploitation de l'uranium par la méthode ISR du gisement d'uranium Umnut*. 139 p.
- Fan B., Zhang A., Yang Y., Ma Q., Li X., et Zhao C. 2016. Long-Term Effects of Xerophytic Shrub *Haloxylon ammodendron* Plantations on Soil Properties and Vegetation Dynamics in Northwest China. *PLOS ONE*, 11(12), p. e0168000. DOI : 10.1371/journal.pone.0168000
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2002. SECOND EXPERT MEETING ON HARMONIZING FOREST-RELATED DEFINITIONS FOR USE BY VARIOUS STAKEHOLDERS. Disponible sur : <https://www.fao.org/3/Y4171E/Y4171E10.htm> (Consulté le 17 août 2023).
- Fox J., Weisberg S., Price B., Adler D., Bates D., Baud-Bovy G., Bolker B., Ellison S., Firth D., Friendly M., Gorjanc G., Graves S., Heiberger R., Krivitsky P., Laboissiere R., Maechler M., Monette G., Murdoch D., Nilsson H., Ogle D., Ripley B., Short T., Venables W., Walker S., Winsemius D., Zeileis A., et R-Core. 2023. *car: Companion to Applied Regression*. Disponible sur : <https://cran.r-project.org/web/packages/car/index.html> (Consulté le 2 septembre 2023).
- Fu G., Xu X., Qiu X., Xu G., Shang W., Yang X., Zhao P., Chai C., Hu X., Zhang Y., Wang Q., et Zhao C. 2021. Wind tunnel study of the effect of planting *Haloxylon*

- ammodendron on aeolian sediment transport. *Biosystems Engineering*, 208, p. 234-245. DOI : 10.1016/j.biosystemseng.2021.05.018
- Garcia Matos C. 2023. *Identification des services écosystémiques d'intérêt et évaluation de l'acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique dans la province du Dornogobi en Mongolie*. Montpellier, France : 68 p.
- Hoover D.L., Bestelmeyer B., Grimm N.B., Huxman T.E., Reed S.C., Sala O., Seastedt T.R., Wilmer H., et Ferrenberg S. 2020. Traversing the Wasteland: A Framework for Assessing Ecological Threats to Drylands. *BioScience*, 70(1), p. 35-47. DOI : 10.1093/biosci/biz126
- James J.J., Sheley R.L., Erickson T., Rollins K.S., Taylor M.H., et Dixon K.W. 2013. A systems approach to restoring degraded drylands. *Journal of Applied Ecology*, 50(3), p. 730-739. DOI : 10.1111/1365-2664.12090
- Jia C., Liu Y., He H., Miao H., Huang Z., Zheng J., Han F., et Wu G.-L. 2018. Formation of litter crusts and its multifunctional ecological effects in a desert ecosystem. *Ecosphere*, 9(4), p. e02196. DOI : 10.1002/ecs2.2196
- Kerven C. 2003. *Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan*.
- Kerven C., Robinson S., et Behnke R. 2021. Pastoralism at Scale on the Kazakh Rangelands: From Clans to Workers to Ranchers. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4. Disponible sur : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fsufs.2020.590401> (Consulté le 1 août 2023).
- Lê S., Josse J., et Husson F. 2008. **FactoMineR** : An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1). Disponible sur : <http://www.jstatsoft.org/v25/i01/> (Consulté le 2 septembre 2023).
- Lee D. et Ahn G., éd. 2016. A WAY FORWARD TO SUSTAINABLE INTERNATIONAL FORESTRY COOPERATION: A CASE STUDY OF THE 'GREENBELT PLANTATION PROJECT IN MONGOLIA'. *Journal of Rural Development/Nongchon-Gyeongje*, DOI : 10.22004/ag.econ.251932
- Li H., Shen H., Chen L., Liu T., Hu H., Zhao X., Zhou L., Zhang P., et Fang J. 2016. Effects of shrub encroachment on soil organic carbon in global grasslands. *Scientific Reports*, 6(1), p. 28974. DOI : 10.1038/srep28974
- Li X., Niu J., et Xie B. 2014. The Effect of Leaf Litter Cover on Surface Runoff and Soil Erosion in Northern China. *PLOS ONE*, 9(9), p. e107789. DOI : 10.1371/journal.pone.0107789
- Magsar U., Baasansuren E., Tovuuudorj M.-E., Shijirbaatar O., Chinbaatar Z., Lkhagvadorj K., et Kwon O. 2018. Medicinal plant diversity in the southern and eastern Gobi Desert region, Mongolia. *Journal of Ecology and Environment*, 42(1), p. 4. DOI : 10.1186/s41610-018-0064-5
- McCarthy C., Sternberg T., Hoshino B., Banfill J., Enkhjargal E., Konagaya Y., et Phillips S. 2022. Preserving the Gobi: Identifying potential UNESCO world heritage in

- Mongolia's Gobi Desert. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 15(4), p. 500-517. DOI : 10.1016/j.japb.2022.08.003
- McClaran M.P. et Devender T.R.V. 2023. *The Desert Grassland*. University of Arizona Press, 359 p.
- Millennium Ecosystem Assessment (Program), éd. 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC : Island Press, 137 p.
- Mongolian National News Agency. 2023. *One billion trees project*. Disponible sur : <https://montsame.mn/en/> (Consulté le 3 septembre 2023).
- Muñoz-Rojas M., Erickson T.E., Martini D.C., Dixon K.W., et Merritt D.J. 2016. Climate and soil factors influencing seedling recruitment of plant species used for dryland restoration. *SOIL*, 2(2), p. 287-298. DOI : 10.5194/soil-2-287-2016
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., et Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), p. 853-858. DOI : 10.1038/35002501
- Nyenda T., Gwenzi W., Gwata C., et Jacobs S.M. 2020. Leguminous tree species create islands of fertility and influence the understory vegetation on nickel-mine tailings of different ages. *Ecological Engineering*, 155, p. 105902. DOI : 10.1016/j.ecoleng.2020.105902
- Oksanen J., Simpson G.L., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., Caceres M.D., Durand S., Evangelista H.B.A., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M.O., Lahti L., McGlenn D., Ouellette M.-H., Cunha E.R., Smith T., Stier A., Braak C.J.F.T., et Weedon J. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. Disponible sur : <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> (Consulté le 2 septembre 2023).
- Peng H.-Y., Li X.-Y., Li G.-Y., Zhang Z.-H., Zhang S.-Y., Li L., Zhao G.-Q., Jiang Z.-Y., et Ma Y.-J. 2013. Shrub encroachment with increasing anthropogenic disturbance in the semiarid Inner Mongolian grasslands of China. *CATENA*, 109, p. 39-48. DOI : 10.1016/j.catena.2013.05.008
- Segoli M., Ungar E.D., Giladi I., Arnon A., et Shachak M. 2012. Untangling the positive and negative effects of shrubs on herbaceous vegetation in drylands. *Landscape Ecology*, 27(6), p. 899-910. DOI : 10.1007/s10980-012-9736-1
- Seifan M. 2009. Long-term effects of anthropogenic activities on semi-arid sand dunes. *Journal of Arid Environments*, 73(3), p. 332-337. DOI : 10.1016/j.jaridenv.2008.10.009
- Sylvain Z.A. et Wall D.H. 2011. Linking soil biodiversity and vegetation: Implications for a changing planet. *American Journal of Botany*, 98(3), p. 517-527. DOI : 10.3732/ajb.1000305

- Tielbörger K. et Kadmon R. 2000. Temporal Environmental Variation Tips the Balance Between Facilitation and Interference in Desert Plants. *Ecology*, 81(6), p. 1544-1553. DOI : 10.1890/0012-9658(2000)081[1544:TEVT\*TB]2.0.CO;2
- Tölgyesi C., Török P., Hábcenyus A.A., Bátori Z., Valkó O., Deák B., Tóthmérész B., Erdős L., et Kelemen A. 2020. Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43(6), p. 848-859. DOI : 10.1111/ecog.04906
- Vova O., Kappas M., Renchin T., et Fassnacht S.R. 2020. Extreme Climate Event and Its Impact on Landscape Resilience in Gobi Region of Mongolia. *Remote Sensing*, 12(18), p. 2881. DOI : 10.3390/rs12182881
- Wang S., Baima G., Ge J., Fu W., Lin B., Zhao S., Tao R., Qiao Q., Guo L., et Kou J. 2022. Soil erosion-reducing efficiency of litter cover varies with litter shape and coverage in a desert ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 196, p. 104655. DOI : 10.1016/j.jaridenv.2021.104655
- Ward D., Trinogga J., Wiegand K., du Toit J., Okubamichael D., Reinsch S., et Schleicher J. 2018. Large shrubs increase soil nutrients in a semi-arid savanna. *Geoderma*, 310, p. 153-162. DOI : 10.1016/j.geoderma.2017.09.023
- Whitford W.G. 1996. The importance of the biodiversity of soil biota in arid ecosystems. *Biodiversity & Conservation*, 5(2), p. 185-195. DOI : 10.1007/BF00055829
- Whitford W.G. et Duval B.D. 2019. *Ecology of Desert Systems*. USA : Academic Press, 476 p.
- WMO. 2023. *World Weather Information Service*. Disponible sur : <https://worldweather.wmo.int/en/city.html?cityId=1157> (Consulté le 29 août 2023).
- World Bank. 2021. *The Role of the State in Mongolia's Mining Sector*. World Bank, 1 p. (Mining, Oil and Gas). Disponible sur : <https://elibrary.worldbank.org/doi/abs/10.1596/37298> (Consulté le 23 janvier 2023).
- Yang J. et Jinxing Z. 2007. The failure and success of greenbelt program in Beijing. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6(4), p. 287-296. DOI : 10.1016/j.ufug.2007.02.001
- Yang X., Shao M., Li T., Gan M., et Chen M. 2021. Community characteristics and distribution patterns of soil fauna after vegetation restoration in the northern Loess Plateau. *Ecological Indicators*, 122, p. 107236. DOI : 10.1016/j.ecolind.2020.107236
- Zaady E., Groffman P.M., et Shachak M. 1996. Litter as a regulator of N and C dynamics in macrophytic patches in Negev desert soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(1), p. 39-46. DOI : 10.1016/0038-0717(95)00097-6
- Zhang H.-Y., Lü X.-T., Knapp A.K., Hartmann H., Bai E., Wang X.-B., Wang Z.-W., Wang X.-G., Yu Q., et Han X.-G. 2018. Facilitation by leguminous shrubs increases along a precipitation gradient. *Functional Ecology*, 32(1), p. 203-213. DOI : 10.1111/1365-2435.12941

- Zhang Y., Tariq A., Hughes A.C., Hong D., Wei F., Sun H., Sardans J., Peñuelas J., Perry G., Qiao J., Kurban A., Jia X., Raimondo D., Pan B., Yang W., Zhang D., Li W., Ahmed Z., Beierkuhnlein C., Lazkov G., Toderich K., Karryeva S., Dehkonov D., Hisoriev H., Dimeyeva L., Milko D., Soule A., Suska-Malawska M., Saparmuradov J., Bekzod A., Allin P., Dieye S., Cisse B., Whibesilassie W., et Ma K. 2023. Challenges and solutions to biodiversity conservation in arid lands. *Science of The Total Environment*, 857, p. 159695. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2022.159695
- Zhao Y., Wu J., He C., et Ding G. 2017. Linking wind erosion to ecosystem services in drylands: a landscape ecological approach. *Landscape Ecology*, 32(12), p. 2399-2417. DOI : 10.1007/s10980-017-0585-9
- Zhou L., Shen H., Chen L., Li H., Zhang P., Zhao X., Liu T., Liu S., Xing A., Hu H., et Fang J. 2019. Ecological consequences of shrub encroachment in the grasslands of northern China. *Landscape Ecology*, 34(1), p. 119-130. DOI : 10.1007/s10980-018-0749-2
- Zonneveld I.S. 1989. The land unit — A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology*, 3(2), p. 67-86. DOI : 10.1007/BF00131171

## 7. LISTE DES ABREVIATIONS

COUVP : Couverture des pérennes

DP : Densité des pérennes

NBP : Richesse spécifique des pérennes

RSP : Richesse spécifique totale de la placette

RSB : Richesse spécifique de la biomasse herbacée annuelle sous les pérennes

BIO : Biomasse herbacée annuelle sous les pérennes

RAC : Biomasse racinaire de la strate herbacée annuelle sous les pérennes

LIT : Quantité de litière accumulée au pied des pérennes

SPIRsol : Réponse spectrale des échantillons de sols

UP : Unité Paysagère

NMDS : Non-metric Multi-dimensional Scaling

ACP : Analyse en Composantes principales



## 8. TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Tableau des codes associés aux noms des espèces rencontrées plus de 3 fois dans les relevés botaniques effectués en Mongolie .....22

Tableau 2 : Matrice de corrélation de l'ANCOVA. Dans la colonne K les résultats des modèles linéaires réalisés pour les données du Kazakhstan et dans la colonne M pour la Mongolie. En gras les corrélations significatives, en italique les corrélations déterminées par le test de Spearman (coefficient rho), les autres sont des valeurs  $R^2$  de Pearson du modèle linéaire. (Cases vides : relations non testées) .....25



## 9. TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Carte des déserts d'Asie centrale mettant en évidence nos terrains d'étude au Kazakhstan et en Mongolie (réalisée à partir d'une carte d'Elie et Ferret (2017)).....	12
Figure 2 : Carte des sites d'étude de Mongolie .....	13
Figure 3 : Photographies des unités paysagères observées dans la zone d'étude : A : Montagne, B : Marais, C : Steppe herbacée, D : Steppe arbustive, E et F : Forêt (E : Forêt de <i>Tamarix ramosissima</i> , F : Forêt de <i>Haloxylon ammodendron</i> ) .....	14
Figure 4 : Schéma du protocole mis en place sur les placettes de 25m par 25m sur chacun des sites étudiés .....	15
Figure 6 : Schéma des mesures effectuées sur la végétation pérenne .....	16
Figure 5 : Photographies des inventaires de végétation réalisés. A : phase de relevés floristiques, B et C : Phase de mesure des pérennes et remplissage des formulaires Kobo (Crédit photo : A, C : Mao Zhun, B : Clara Garcia Matos) .....	16
Figure 7 : Photographies de l'échantillonnage de la litière récoltée dans les quadrats (A) puis mise en enveloppe (B) .....	17
Figure 8 : Photographie de l'échantillonnage du sol de la strate "sous pérenne" avec un cylindre de burger.....	18
Figure 9 : Photographies de certaines espèces pérennes rencontrées lors des inventaires en Mongolie. A : <i>Caragana brachypoda</i> , B : <i>Oxytropis aciphylla</i> , C : <i>Zygophyllum xanthoxylon</i> , D : <i>Caragana korshinskii</i> , E : <i>Atraphaxis frutescens</i> .....	20
Figure 10 : Photographies de certaines espèces annuelles observées en Mongolie. A : <i>Rheum nanum</i> , B : <i>Chesneya mongolica</i> , C : <i>Dontostemon crassifolius</i> , D : <i>Astragalus junatovii</i> , E : <i>Asparagus gobicus</i> .....	21
Figure 11 : NMDS de la composition floristique globale rencontrée en Mongolie sur les différentes unités paysagères étudiées. Les codes en trois lettres (ex : « ARR ») se réfèrent aux noms des espèces les plus corrélées avec les axes (se référer au Tableau 1 pour les noms complets) .....	21
Figure 12 : NMDS de la composition de la flore pérenne des différentes unités paysagères du Muyunkum kazakhe et du Gobi mongol. (Les espèces sont rassemblées par genres et la NMDS est réalisée à partir d'une matrice de présence/absence). .....	22
Figure 13 : Analyses en Composantes Principales des relations entre les variables associées à la végétation pérennes et les variables écosystémiques étudiées. A : ACP globale de la Mongolie et du Kazakhstan, B : Graphique des individus de l'ACP globale (en rose les unités paysagères, en noir les sites), C : ACP individuelle de la Mongolie, D : ACP individuelle du Kazakhstan (variables qualitatives supplémentaires (variables écosystémiques) en bleu et variables de la végétation pérenne en noir). .....	24
Figure 14 : Régressions linéaires des variables écosystémiques (LIT (quantité de litière en g), RSP (richesse spécifique totale), RSB (richesse en annuelles dans les quadrats), NBA (richesse en annuelles totale), SOL (volume de sol retenu (m <sup>3</sup> /ha) en fonction des variables associées à la végétation pérenne COUVP (le % de couverture des pérennes et NBP (la richesse totale en	

pérennes). En pointillés les régressions pour lesquelles l'effet des pérennes était non significatif. ....26

## 10. TABLE DES ANNEXES

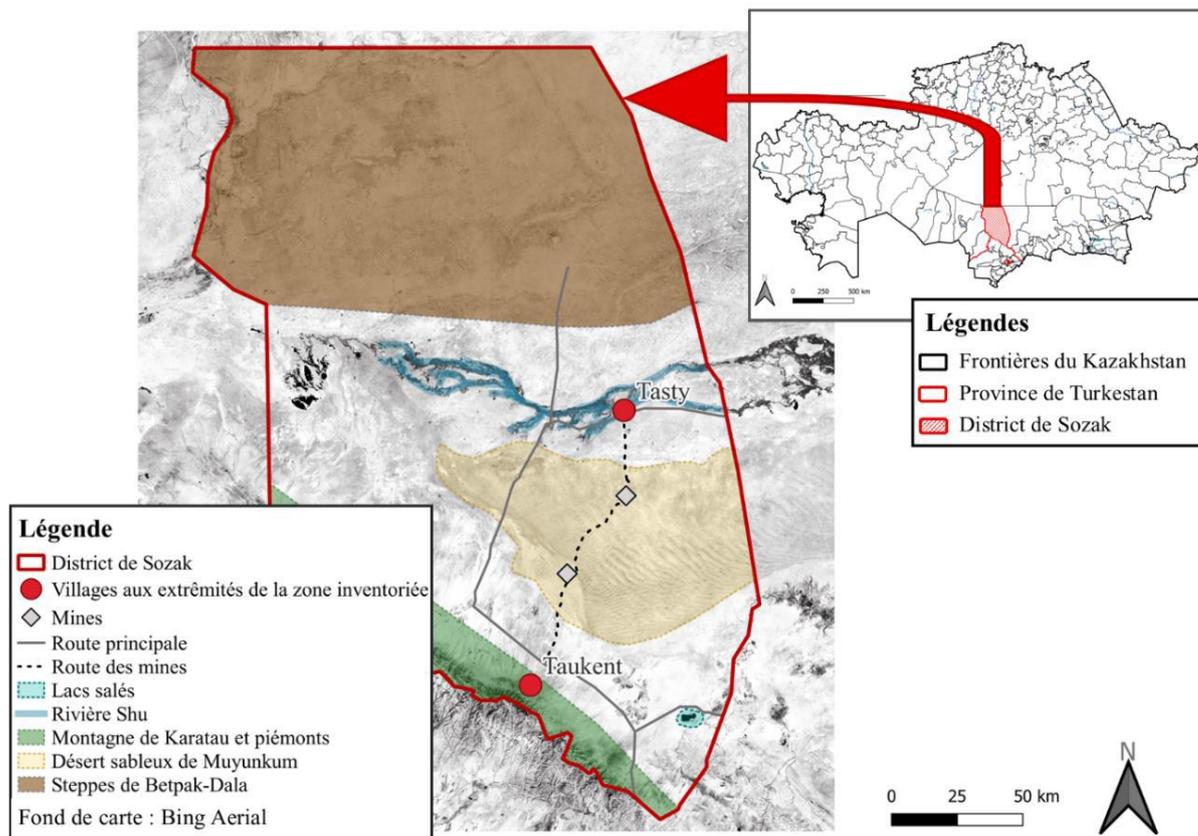
ANNEXE 1 : CARTE DE LA ZONE D'ETUDE AU KAZAKHSTAN (BARNES, 2023) ...	49
ANNEXE 2 : EXTRAIT DU GUIDE FLORISTIQUE UTILISE POUR LES INVENTAIRES DE VEGETATION (4 PAGES SUR 134) .....	50
ANNEXE 3 : PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DU SPIR ET DESCRIPTION DES OUTILS UTILISES : .....	51
ANNEXE 4 : ACP EFFECTUEE SUR LES 26 SITES DE L'ECHANTILLONNAGE « INTENSE » : RELATIONS ENTRE LES VARIABLES ASSOCIEES A LA VEGETATION PERENNES ET LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES ETUDIEES .....	52
ANNEXE 5 : GRAPHIQUE DES CORRELATIONS (A) ET GRAPHIQUE DES INDIVIDUS (B) DE L'ACP EFFECTUEE SUR LES DONNEES DE MONGOLIE SUR LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES ETUDIEES .....	53
ANNEXE 6 : GRAPHIQUE DES CORRELATIONS (A) ET GRAPHIQUE DES INDIVIDUS (B) DE L'ACP EFFECTUEE SUR LES DONNEES DU KAZAKHSTAN SUR LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES ETUDIEES .....	54
ANNEXE 7 : BOXPLOTS DES SURFACES MOYENNES DES HOUPPIERS DES PERENNES AU KAZAKHSTAN ET EN MONGOLIE .....	55
ANNEXE 8 : BOXPLOTS DES HAUTEURS MOYENNES DES PERENNES AU KAZAKHSTAN ET EN MONGOLIE .....	56
ANNEXE 9 : BOXPLOTS COMPARANT LE VOLUME DE RETENTION DU SOL PAR LES DIFFERENTES ESPECES VEGETALES EN MONGOLIE (A) ET AU KAZAKHSTAN (B) ..	57
ANNEXE 10 : BOXPLOTS DE LA QUANTITE DE LITIERE MOYENNE ACCUMULEE SOUS LES PERENNES DANS LES DIFFERENTES UP DU KAZAKHSTAN ET DE MONGOLIE ...	58
ANNEXE 11 : BOXPLOTS DES VOLUMES DE SOL MOYENS RETENUS PAR LES PERENNES DANS LES DIFFERENTES UP DU KAZAKHSTAN ET DE MONGOLIE .....	59
ANNEXE 12 : ACP DES REPNSES SPECTRALES MOYENNES DES ECHANTILLONS DE SOL DES DIFFERENTES UP DU KAZAKHSTAN.....	60

ANNEXE 13 : ACP DES REPONSES SPECTRALES MOYENNES DES ECHANTILLONS DE SOL DES DIFFERENTES UP DE MONGOLIE ..... 61

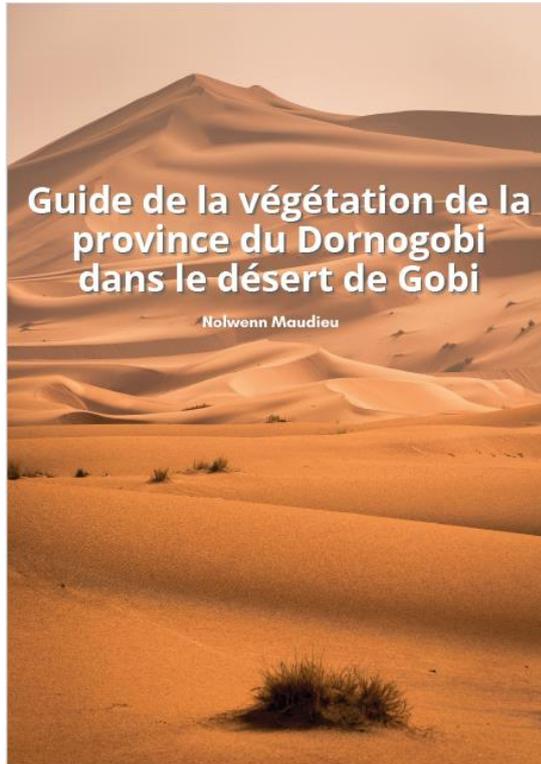
ANNEXE 14 : TABLEAUX DES INVENTAIRES DE VEGETATION REALISES EN MONGOLIE 62

ANNEXE 15 : ACP DES REPONSES SPECTRALES DES ECHANTILLONS DE SOL DES SITES AU KAZAKHSTAN (EN NOIR) ET EN MONGOLIE (EN ROUGE) ..... 65

# ANNEXE 1 : CARTE DE LA ZONE D'ETUDE AU KAZAKHSTAN (BARNES, 2023)



## ANNEXE 2 : EXTRAIT DU GUIDE FLORISTIQUE UTILISÉ POUR LES INVENTAIRES DE VÉGÉTATION (4 PAGES SUR 134)



### ZYGOPHYLLALES

#### Clé des Zygophyllum

1. Fruit ostensiblement ailé (2)  
+ Fruit parfois strié mais pas ostensiblement ailé **Zygopyllum rosowii**
2. Buisson, 4 sépales et 5 pétales, capsule sphérique de 1,8-4cm **Zygophyllum xanthoxylon**  
+ Herbacée, 5 sépales et 5 pétales (5)
3. Capsule ovoïde avec une terminaison obtuse, 1,2 à 1,5 cm, largeur des ailes de moins de 5mm  
**Zygophyllum pterocarpum**  
+ Capsule sphérique, largeur des ailes de + de 5mm **Zygophyllum potaninii**

#### Zygophyllum rosowii



#### Zygophyllum xanthoxylon



#### Zygophyllum pterocarpum



#### Zygophyllum potaninii



#### Tribule terrestris



### FABALES

#### Clé des Caragana de la zone

1. Feuilles digitées à 4 folioles (2)  
Feuilles toutes pennées ou seulement pennées sur les longs rameaux et digitées sur les rameaux courts, 4 à 20 folioles (5)
2. Feuilles sur les rameaux courts subsessiles, tube du calice de 4 à 7mm, ongles des ailes de la corolle plus courts que le limbe. (5)  
Feuilles des rameaux courts pétiolées (mais pétiole d'1mm chez certaines sp et absent chez *C. brachypoda*), tube du calice de 6 à 15mm, ongles des ailes de la corolle aussi longs ou plus courts que le limbe **C. brachypoda**
3. Branches jaunâtres, jaunes ou jaune doré (4)  
Branches vert-blanchâtre, gris-vert, jaune-vert, gris foncé, marron-vert, marron ou marron foncé. Folioles vertes ou gris-vertes, lancéolées + ou - linéaires de 0,5 à 2mm de large, auricule des ailes de la corolle fait de la moitié à -1/4 de la longueur des ongles de la corolle. Fruit de 2 à 2,5 cm. Corolle de 0,8 à 1,8 cm, pédicelle de 5 à 10 mm, stipules épineux de 4 à 7mm sur les longs rameaux. Plante qui ne va pas plus haut que 80 cm **C. stenophylla**
4. Gousse glabre de 3 à 5,5 cm, ovaire glabre, plante de 1m50 **C. leucophloea**  
Gousse pubescente à l'état jeune, ovaire densément pubescent, plante de 50 cm **C. pygmaea**
5. Feuilles pennées de 4 à 20 folioles. Rameaux courts avec des feuilles digitées ou pennées et 4 folioles, rameaux longs avec des feuilles pennées de 4 à 8 folioles **C. spinosa**  
Toutes les branches ont des feuilles pennées avec 4 à 20 folioles (5)
6. Pétiole et rachis caduques (7)  
Pétiole et rachis persistant et épineux au moins sur les rameaux longs **C. tibetica**
7. Folioles obovales, oblongues-obovales (rarement elliptique, à l'apex obtus, tronqué ou émarginé), gousse cylindrique de 4-5cm de long, 4-5mm d'épaisseur et souvent très glabre **C. microphylla**  
Folioles lancéolées à étroitement oblongues ou elliptiques à obovales-elliptiques; gousse lancéolée à oblongue-lancéolée et séricee (à l'aspect soyeux, doux et brillant) sur les deux faces. **C. korshinskii**

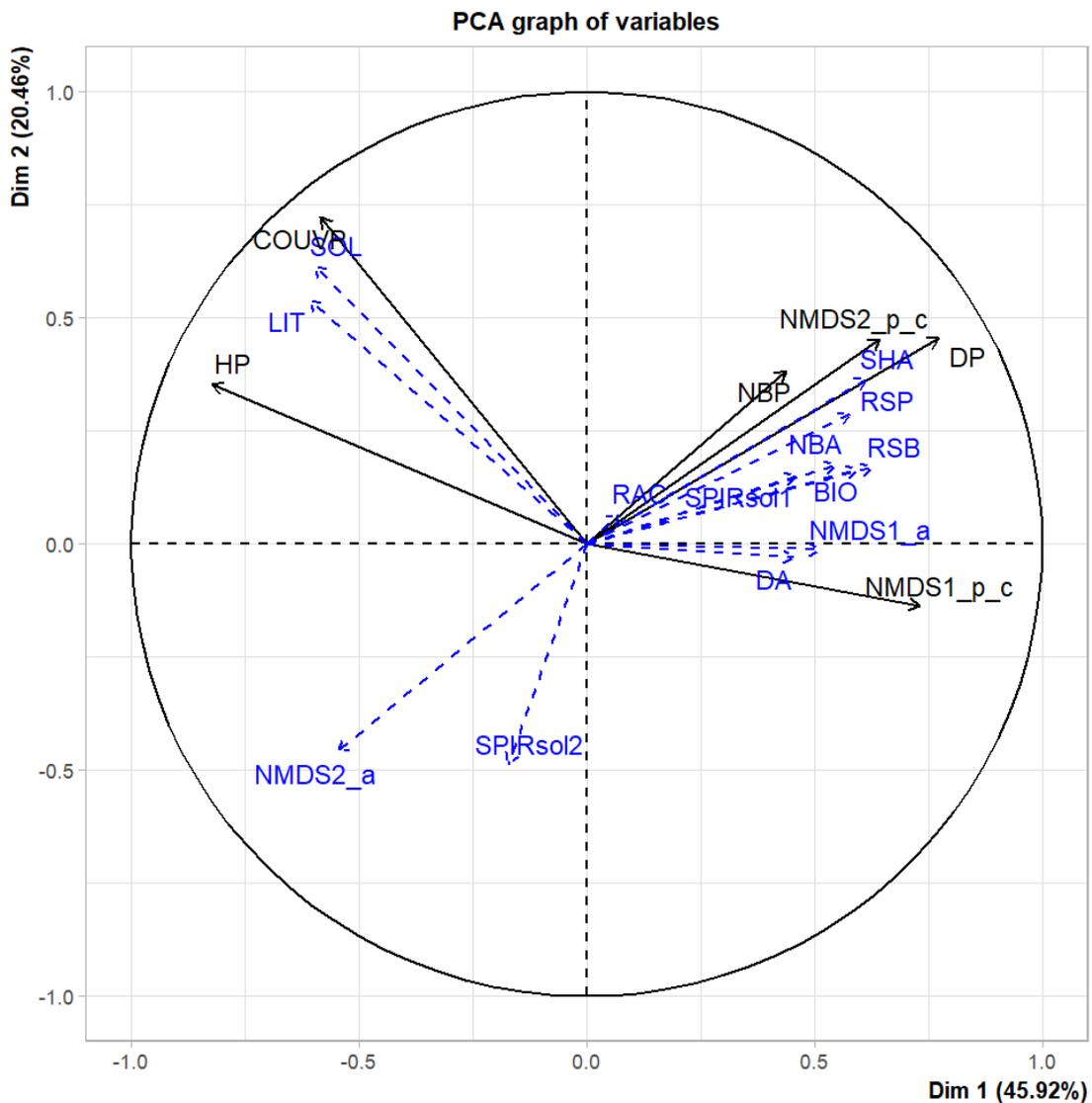
#### Caragana brachypoda



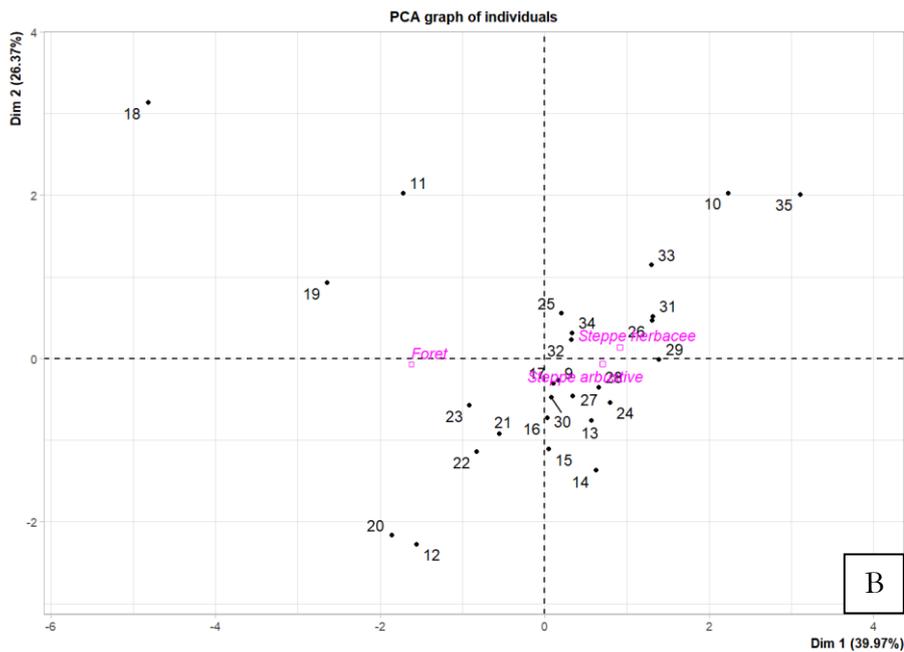
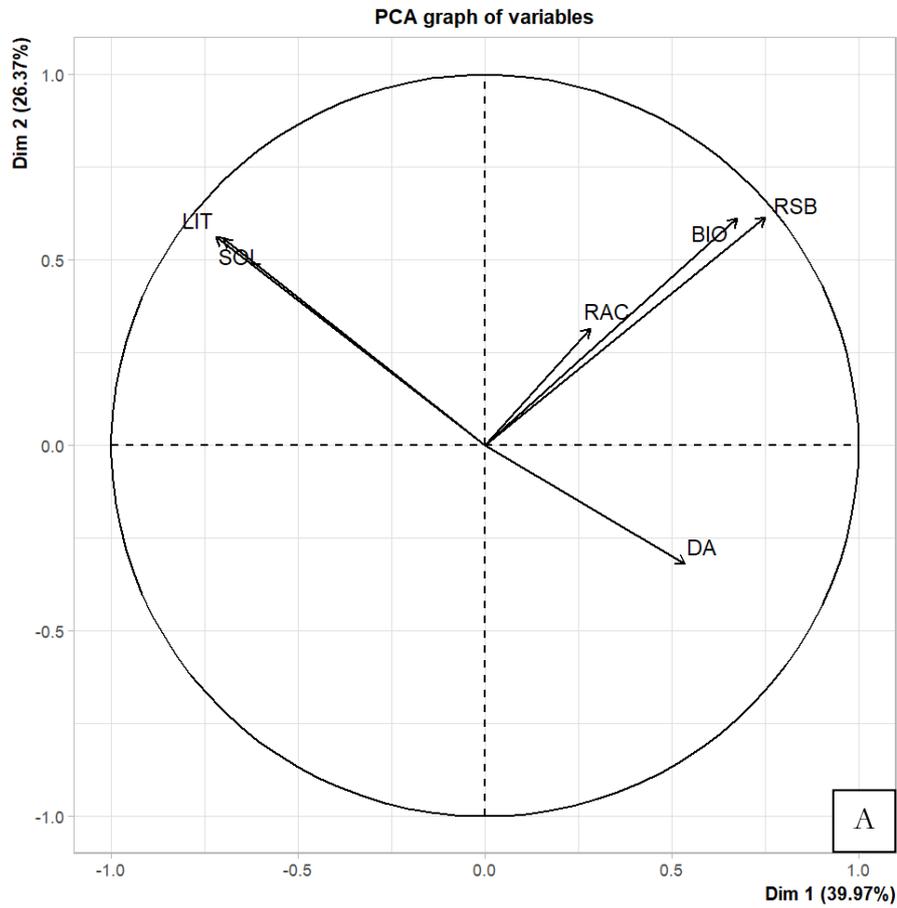
### **ANNEXE 3 : PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DU SPIR ET DESCRIPTION DES OUTILS UTILISES :**

La spectroscopie dans le proche infrarouge (SPIR) est une technique analytique rapide et non destructrice basée sur le principe d'absorption des rayonnements infrarouges par la matière organique. La méthode consiste à éclairer l'échantillon à différentes fréquences et à reconstituer le spectre d'absorption de la lumière à chacune de ces longueurs d'onde. A partir du spectre d'absorption de lumière des échantillons, on peut estimer la composition chimique de ces derniers. En effet les liaisons chimiques sont capables d'absorber les rayonnements correspondant à certaines fréquences particulières. Pour pouvoir estimer cette composition, il faut tout d'abord procéder à la calibration de l'outil à l'aide de références obtenues au laboratoire (composition chimique, valeur alimentaire, etc.) et l'établissement des modèles mathématiques qui permettront de relier le spectre infrarouge au résultat de ces mesures (CIRAD, 2007).

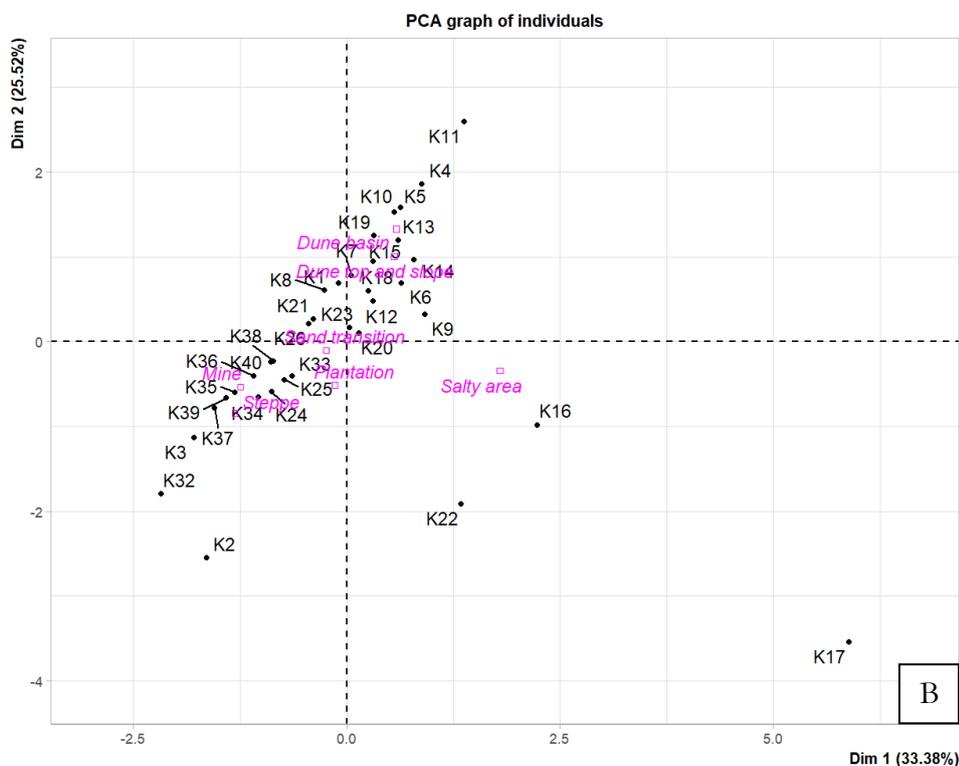
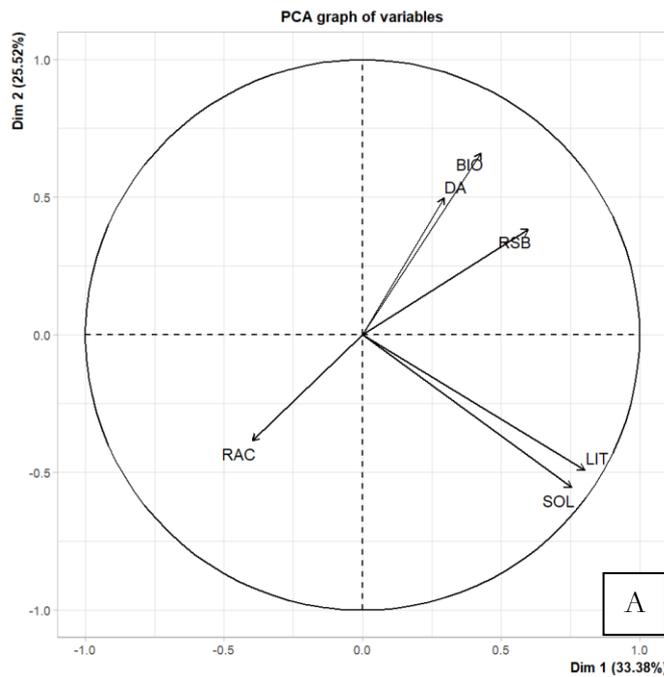
## ANNEXE 4 : ACP EFFECTUEE SUR LES 26 SITES DE L'ECHANTILLONNAGE « INTENSE » : RELATIONS ENTRE LES VARIABLES ASSOCIEES A LA VEGETATION PERENNES ET LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES ETUDIEES



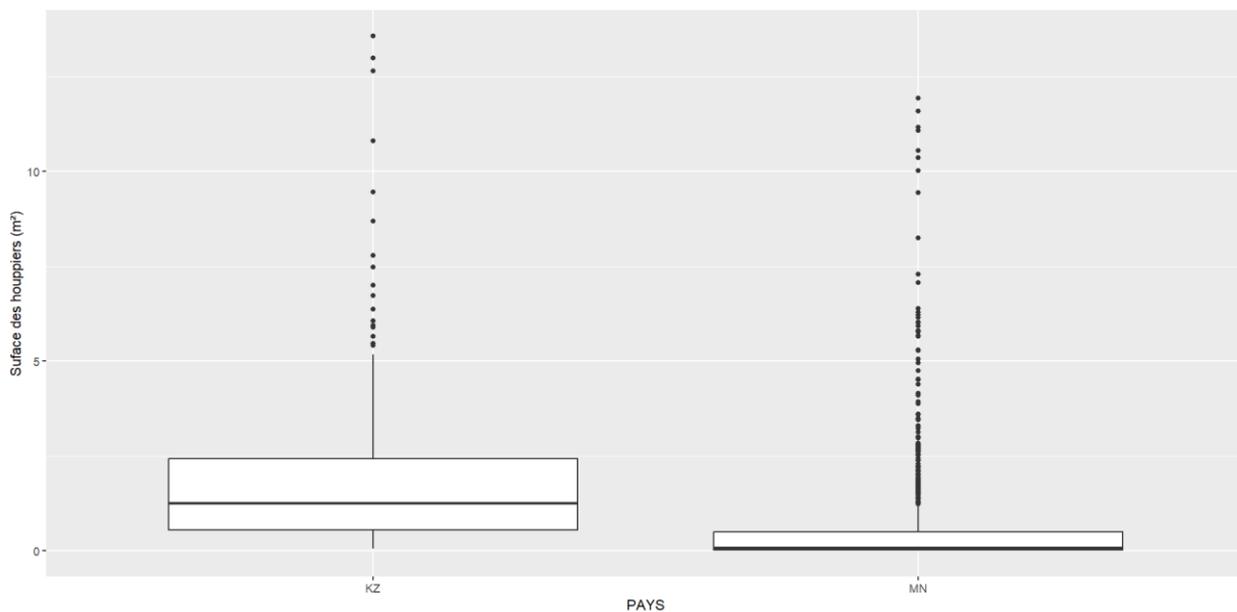
# ANNEXE 5 : GRAPHIQUE DES CORRELATIONS (A) ET GRAPHIQUE DES INDIVIDUS (B) DE L'ACP EFFECTUEE SUR LES DONNEES DE MONGOLIE SUR LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES ETUDIEES



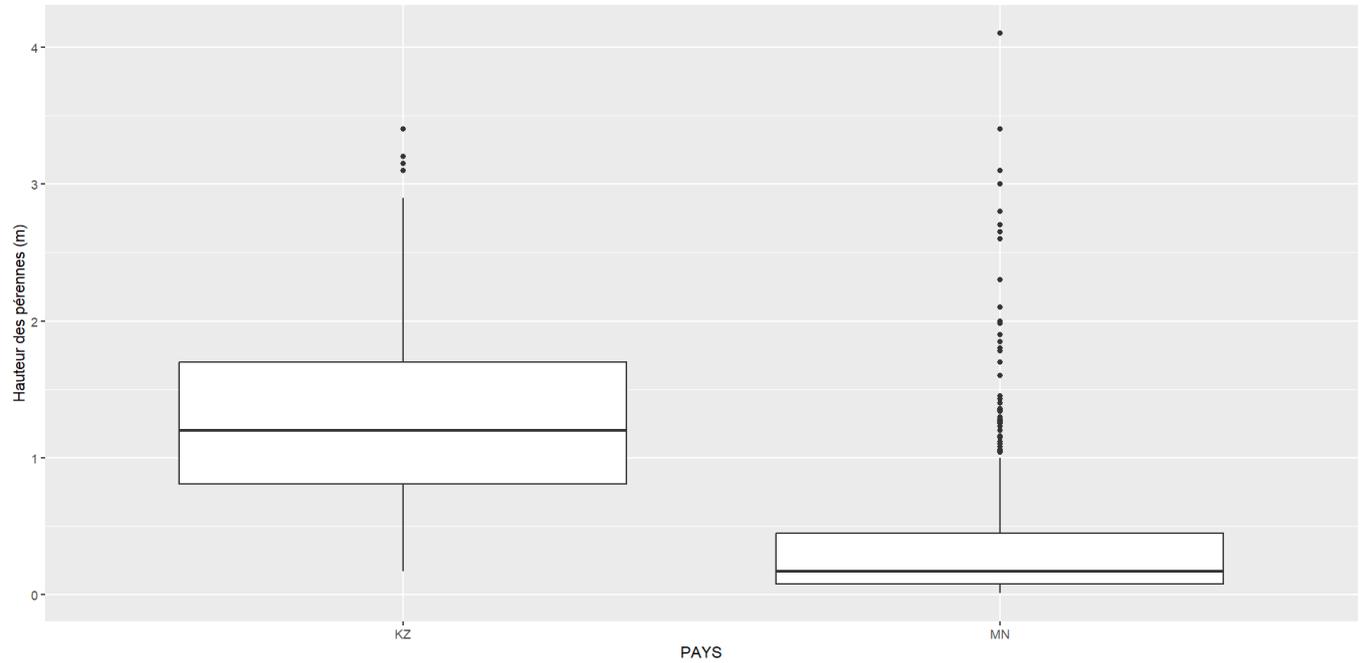
## ANNEXE 6 : GRAPHIQUE DES CORRELATIONS (A) ET GRAPHIQUE DES INDIVIDUS (B) DE L'ACP EFFECTUEE SUR LES DONNEES DU KAZAKHSTAN SUR LES VARIABLES ECOSYSTEMIQUES ETUDIEES



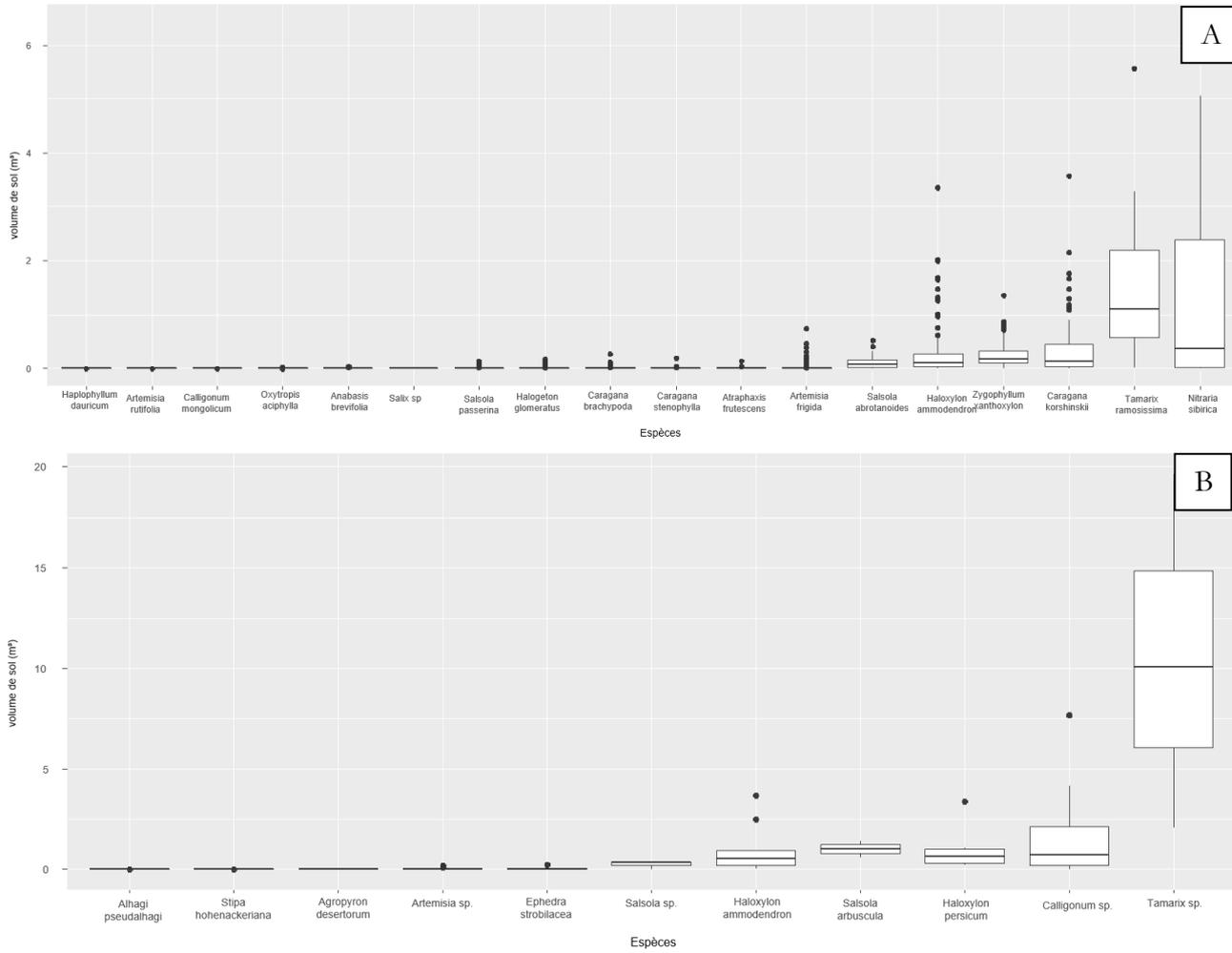
## ANNEXE 7 : BOXPLOTS DES SURFACES MOYENNES DES HOUPPIERS DES PERENNES AU KAZAKHSTAN ET EN MONGOLIE



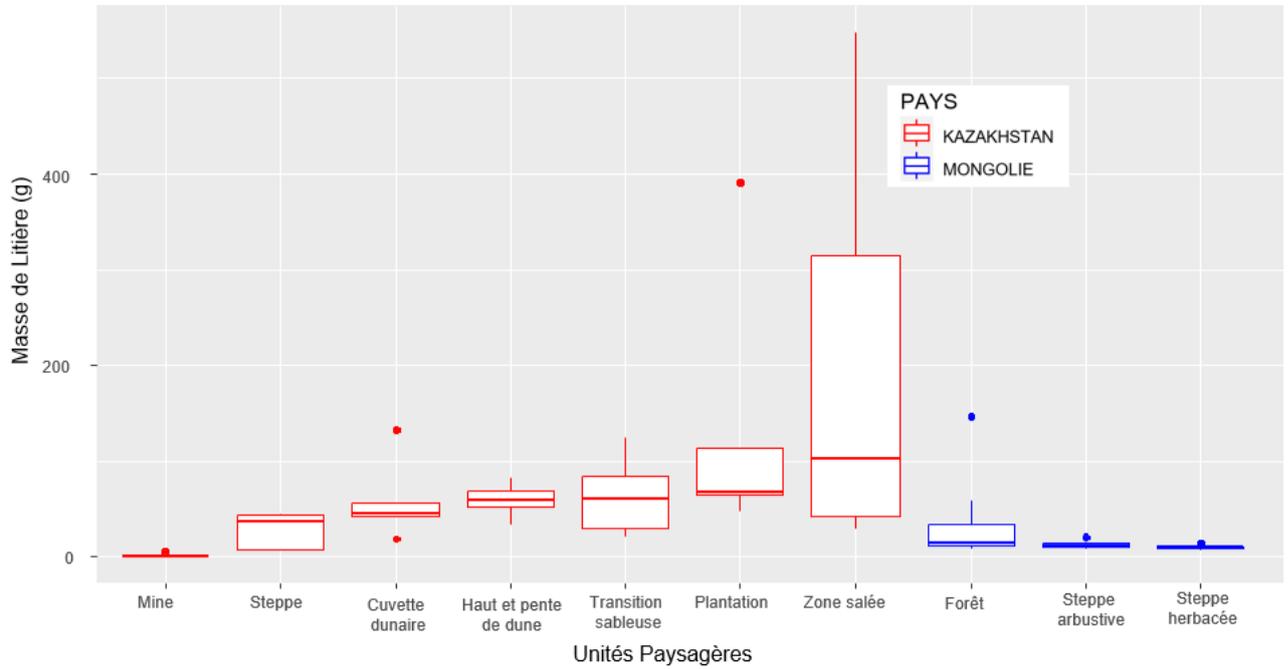
## ANNEXE 8 : BOXPLOTS DES HAUTEURS MOYENNES DES PERENNES AU KAZAKHSTAN ET EN MONGOLIE



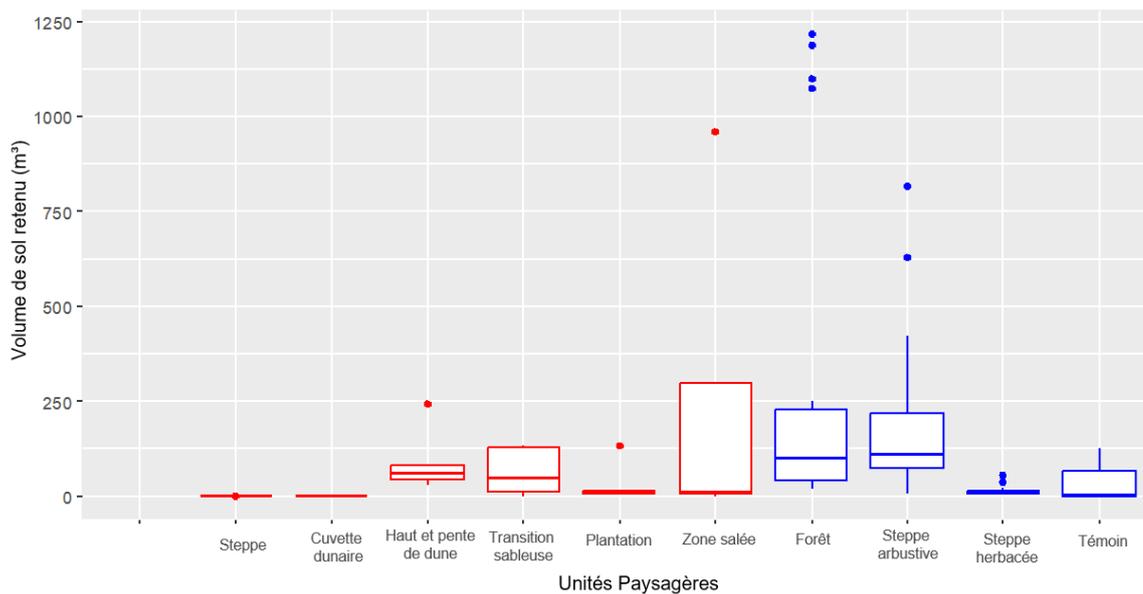
## ANNEXE 9 : BOXPLOTS COMPARANT LE VOLUME DE RETENTION DU SOL PAR LES DIFFERENTES ESPECES VEGETALES EN MONGOLIE (A) ET AU KAZAKHSTAN (B)



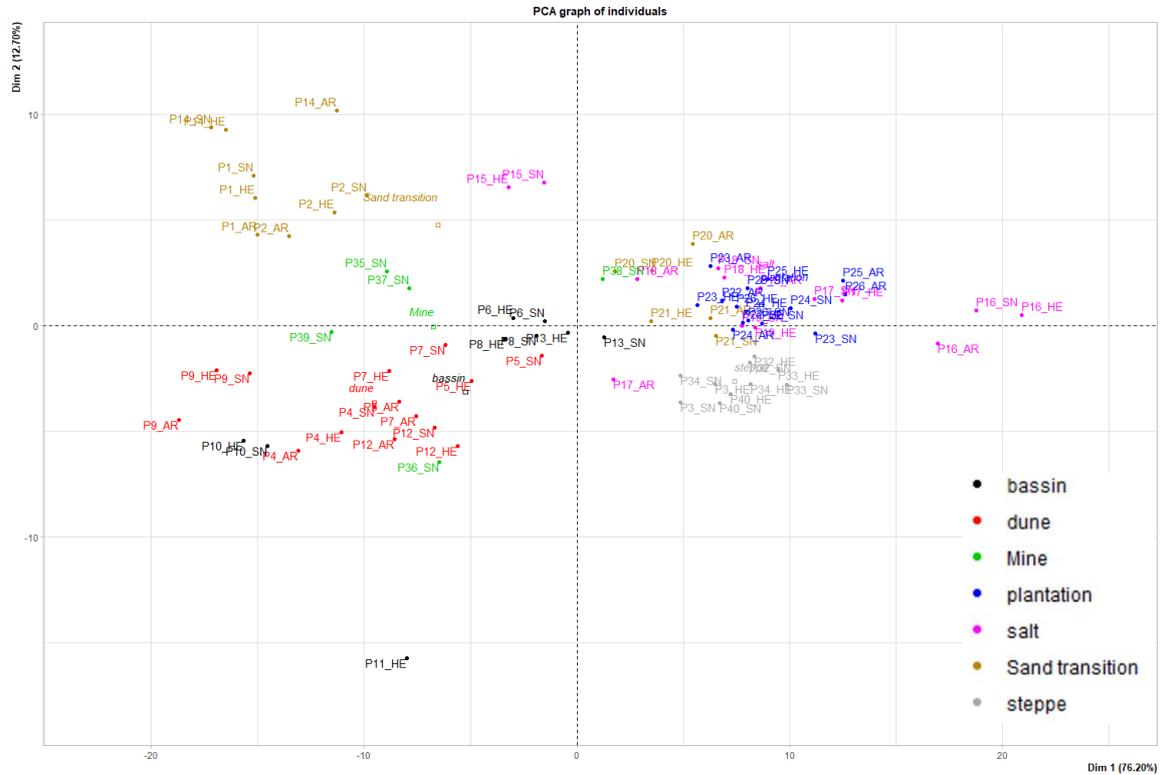
## ANNEXE 10 : BOXPLOTS DE LA QUANTITE DE LITIERE MOYENNE ACCUMULEE SOUS LES PERENNES DANS LES DIFFERENTES UP DU KAZAKHSTAN ET DE MONGOLIE



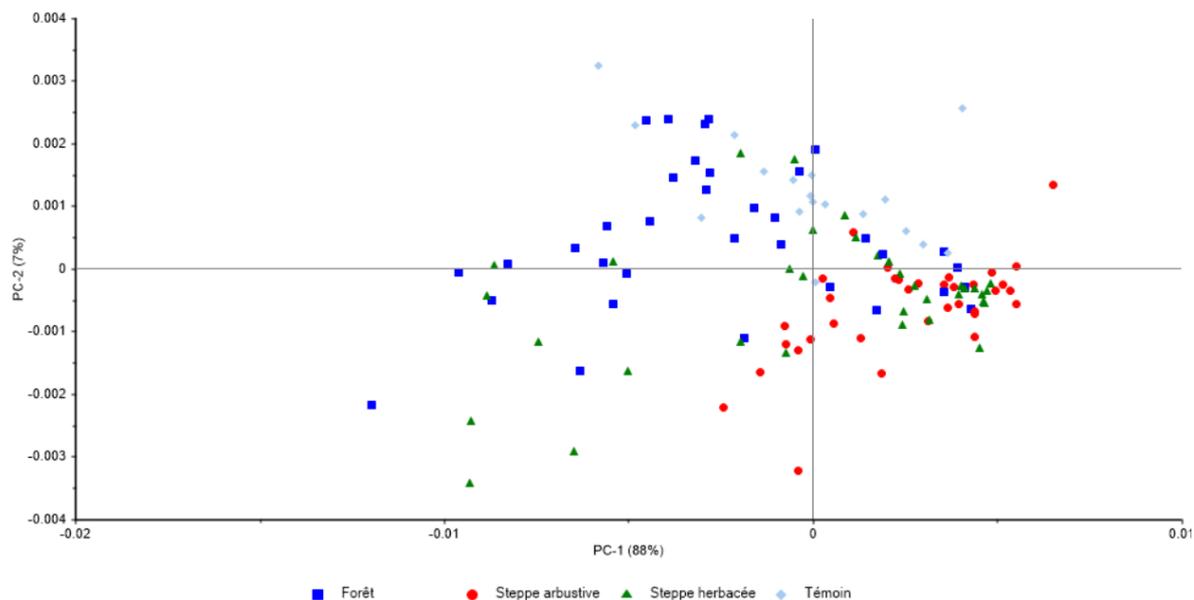
## ANNEXE 11 : BOXPLOTS DES VOLUMES DE SOL MOYENS RETENUS PAR LES PERENNES DANS LES DIFFERENTES UP DU KAZAKHSTAN ET DE MONGOLIE



## ANNEXE 12 : ACP DES REPONSES SPECTRALES MOYENNES DES ECHANTILLONS DE SOL DES DIFFERENTES UP DU KAZAKHSTAN



## ANNEXE 13 : ACP DES REPONSES SPECTRALES MOYENNES DES ECHANTILLONS DE SOL DES DIFFERENTES UP DE MONGOLIE



## ANNEXE 14 : TABLEAUX DES INVENTAIRES DE VEGETATION REALISES EN MONGOLIE

Placette	Type de paysage	Espèces	Indice de Braun-Blanquet (1 à 5)	Abondance	Placette	Type de paysage	Espèces	Indice de Braun-Blanquet (1 à 5)	Abondance
25	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	4	21	37	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	6
26	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	1	4	37	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	2	8
26	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	3	21	37	Forêt	<i>Salsola passerina</i>	1	9
26	Forêt	<i>Haplophyllum dauricum</i>	2	2	38	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	16
26	Forêt	<i>Nitraria sibirica</i>	3	21	38	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	3	17
26	Forêt	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	3	39	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	4	4
27	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	1	3	39	Steppe arbustive	<i>Caragana korsbinskii</i>	2	3
27	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	3	25	39	Steppe arbustive	<i>Haplophyllum dauricum</i>	1	1
28	Steppe arbustive	<i>Anabasis brevifolia</i>	1	2	40	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	4	462
28	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	40	Steppe arbustive	<i>Haplophyllum dauricum</i>	1	1
28	Steppe arbustive	<i>Calligonum mongolicum</i>	1	1	40	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1
28	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	3	109	41	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	2	74
28	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	5	41	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	172
28	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	5	41	Steppe arbustive	<i>Caragana korsbinskii</i>	3	9
28	Steppe arbustive	<i>Salsola abrotanoides</i>	3	26	41	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	2
28	Steppe arbustive	<i>Salsola passerina</i>	1	2	41	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	1	1
28	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	18	42	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	2	9
29	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	1	1	42	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	3	417
29	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	50	42	Steppe arbustive	<i>Caragana korsbinskii</i>	3	25
29	Steppe arbustive	<i>Salsola passerina</i>	3	91	42	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	5
29	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	5	42	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	11
30	Steppe herbacée	<i>Anabasis brevifolia</i>	1	9	43	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	2	71
30	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	43	Steppe herbacée	<i>Caragana brachypoda</i>	3	144
30	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	108	43	Steppe herbacée	<i>Caragana korsbinskii</i>	1	1
30	Steppe herbacée	<i>Nitraria sibirica</i>	1	1	43	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	5
30	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	2	44	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	3	113
30	Steppe herbacée	<i>Salsola abrotanoides</i>	1	1	44	Steppe herbacée	<i>Caragana brachypoda</i>	3	249
30	Steppe herbacée	<i>Salsola passerina</i>	2	95	45	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	176
30	Steppe herbacée	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	1	3	45	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1
31	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida (pousse)</i>	1	1	46	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	2	28
31	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	190	46	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	69
31	Steppe herbacée	<i>Nitraria sibirica</i>	2	6	46	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	3	43
31	Steppe herbacée	<i>Salsola passerina</i>	2	20	47	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	3	211
32	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	47	Steppe herbacée	<i>Atraphaxis frutescens</i>	1	2
32	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	4	230	47	Steppe herbacée	<i>Calligonum mongolicum</i>	1	5
32	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	34	47	Steppe herbacée	<i>Caragana korsbinskii</i>	1	1
32	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	12	47	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	23
32	Steppe arbustive	<i>Salsola abrotanoides</i>	1	1	47	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	3	61
32	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	12	48	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	2	12
33	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	48	Steppe herbacée	<i>Calligonum mongolicum</i>	1	1
33	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	1	48	Steppe herbacée	<i>Caragana brachypoda</i>	3	87
33	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	2	2	48	Steppe herbacée	<i>Caragana stenophylla</i>	1	4
33	Forêt	<i>Tamarix ramosissima</i>	5	52	48	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	74
34	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	2	5	48	Steppe herbacée	<i>Haplophyllum dauricum</i>	1	1
34	Forêt	<i>Calligonum mongolicum</i>	1	2	48	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	3	298
34	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	5	35	49	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	2	105
35	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	1	49	Forêt	<i>Caragana korsbinskii</i>	2	12
35	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	2	21	49	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	3	12
36	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	9	49	Forêt	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1
36	Forêt	<i>Haloxyylon ammodendron</i>	3	13	49	Forêt	<i>Salsola abrotanoides</i>	2	9
36	Forêt	<i>Salsola passerina</i>	2	4	50	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	2	100

Placette	Type de paysage	Espèces	Indice de Braun-Blanquet (1 à 5)	Abondance Placette	Type de paysage	Espèces	Indice de Braun-Blanquet (1 à 5)	Abondance	
1	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	5	25	15	Forêt	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	3
1	Forêt	<i>Tamarix ramosissima</i>	1	1	15	Forêt	<i>Salsola passerina</i>	2	27
2	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	5	26	16	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	2	3
3	Forêt	<i>Tamarix ramosissima</i>	5	45	16	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	1	1
4	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	5	9	16	Steppe arbustive	<i>Caragana korschinskii</i>	2	9
5	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	7	16	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	1
5	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	7	16	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	2
5	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	19	16	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	16
6	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	1	17	Steppe herbacée	<i>Salsola passerina</i>	5	130
6	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	11	18	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	1	1
6	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	7	18	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	3
7	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	3	60	18	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	3	4
7	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	6	18	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1
7	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	1	1	18	Steppe arbustive	<i>Salsola passerina</i>	3	15
7	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	3	17	18	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	6
7	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	1	1	19	Steppe herbacée	<i>Anabasis brevifolia</i>	1	1
8	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	19	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	26
8	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	28	19	Steppe herbacée	<i>Haloxylon ammodendron</i>	1	1
8	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	13	19	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1
8	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	3	3	19	Steppe herbacée	<i>Salsola passerina</i>	2	22
8	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	2	20	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	45
8	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	24	20	Steppe herbacée	<i>Haloxylon ammodendron</i>	1	1
9	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	20	Steppe herbacée	<i>Salsola passerina</i>	3	34
9	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	16	21	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	2	10
9	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	21	21	Steppe herbacée	<i>Caragana brachypoda</i>	1	1
9	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	11	21	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	35
9	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	4	33	21	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	3	44
9	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	4	23	22	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	2	1
10	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	4	30	22	Steppe arbustive	<i>Atraphaxis frutescens</i>	2	21
10	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	27	22	Steppe arbustive	<i>Caragana korschinskii</i>	1	1
10	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	13	22	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	10
10	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	20	22	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	4	11
11	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	3	33	23	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	1
11	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	15	23	Steppe arbustive	<i>Atraphaxis frutescens</i>	3	16
11	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	3	23	Steppe arbustive	<i>Calligonum mongolicum</i>	1	4
11	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	15	23	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	5
12	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	23	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	11
12	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	3	30	23	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	4	11
12	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	14	24	Steppe arbustive	<i>Anabasis brevifolia</i>	1	1
12	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	1	1	24	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	6
12	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	4	24	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	3	137
12	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	13	24	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	6
13	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	1	3	24	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	2
13	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	1	24	Steppe arbustive	<i>Salsola passerina</i>	1	1
13	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	2	24	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	53
13	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	13	25	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	3	35
14	Forêt	<i>Artemisia</i>	1	4	25	Steppe arbustive	<i>Atraphaxis frutescens</i>	2	5
14	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	150	25	Steppe arbustive	<i>Calligonum mongolicum</i>	1	1
14	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	11	25	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	26
14	Forêt	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1	25	Steppe arbustive	<i>Caragana korschinskii</i>	2	4
14	Forêt	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	2	14	25	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	12
15	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	3	86	25	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	3	21
15	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	22	25	Steppe arbustive	<i>Salsola passerina</i>	1	1

Placette	Type de paysage	Espèces	Indice de Braun-Blanquet (1 à 5)	Abondance Placette	Placette	Type de paysage	Espèces	Indice de Braun-Blanquet (1 à 5)	Abondance
50	Steppe herbacée	<i>Caragana korschinskii</i>	2	3	64	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	279
50	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	9	64	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	3
50	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	89	64	Steppe herbacée	<i>Salsola passerina</i>	2	24
51	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	2	11	65	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	3	96
51	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	5	150	65	Steppe herbacée	<i>Artemisia rutifolia</i>		1
52	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	2	24	65	Steppe herbacée	<i>Atraphaxis frutescens</i>	2	14
52	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	4	49	65	Steppe herbacée	<i>Calligonum mongolicum</i>	1	4
53	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	5	112	65	Steppe herbacée	<i>Caragana brachypoda</i>	1	1
54	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	2	5	65	Steppe herbacée	<i>Caragana stenophylla</i>		69
54	Forêt	<i>Caragana korschinskii</i>	3	4	65	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>		9
54	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	16	65	Steppe herbacée	<i>Haplophylлум dauricum</i>	1	10
54	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	3	34	65	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	3	234
54	Forêt	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1	66	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	2	90
54	Forêt	<i>Salsola abrotanoides</i>	1	1	66	Steppe herbacée	<i>Artemisia rutifolia</i>	1	1
55	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	152	66	Steppe herbacée	<i>Caragana stenophylla</i>	2	55
55	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	66	66	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	9
55	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	22	66	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	4	268
55	Steppe arbustive	<i>Salsola passerina</i>	2	41	67	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	2	26
55	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	16	67	Steppe herbacée	<i>Caragana brachypoda</i>	2	107
56	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	1	67	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	22
56	Steppe arbustive	<i>Caragana brachypoda</i>	2	24	67	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	92
56	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	92	67	Steppe herbacée	<i>Salsola abrotanoides</i>	1	1
56	Steppe arbustive	<i>Haloxylon ammodendron</i>	1	1	N1	Témoin	<i>Anabasis brevifolia</i>	2	24
56	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	51	N1	Témoin	<i>Atraphaxis frutescens</i>	1	2
56	Steppe arbustive	<i>Salsola passerina</i>	1	6	N1	Témoin	<i>Caragana stenophylla</i>	1	3
56	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	10	N1	Témoin	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	1
57	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	2	116	N1	Témoin	<i>Haloxylon ammodendron</i>	3	3
57	Steppe arbustive	<i>Atraphaxis frutescens</i>	2	6	N1	Témoin	<i>Nitraria sibirica</i>	1	1
57	Steppe arbustive	<i>Calligonum mongolicum</i>	2	18	N1	Témoin	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1
57	Steppe arbustive	<i>Caragana stenophylla</i>	1	2	N2	Témoin	<i>Artemisia rutifolia</i>	1	1
57	Steppe arbustive	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	1	N2	Témoin	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	4
57	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	6	N2	Témoin	<i>Haloxylon ammodendron</i>	2	2
57	Steppe arbustive	<i>Salsola abrotanoides</i>	1	2	N3	Témoin	<i>Artemisia frigida</i>	2	148
57	Steppe arbustive	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	3	14	N5	Témoin	<i>Artemisia frigida</i>	1	1
58	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	3	92	N5	Témoin	<i>Caragana stenophylla</i>	1	3
58	Steppe herbacée	<i>Caragana brachypoda</i>	3	17	N5	Témoin	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	1
58	Steppe herbacée	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	60	N5	Témoin	<i>Nitraria sibirica</i>	1	1
58	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	4	N5	Témoin	<i>Salix sp</i>	1	1
59	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	2	94	N6	Témoin	<i>Artemisia frigida</i>	3	132
59	Steppe arbustive	<i>Caragana korschinskii</i>	4	39	N6	Témoin	<i>Caragana brachypoda</i>	2	3
60	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	1	22	N6	Témoin	<i>Caragana korschinskii</i>	2	12
60	Steppe arbustive	<i>Caragana korschinskii</i>	4	36	N6	Témoin	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	51
60	Steppe arbustive	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	1	N6	Témoin	<i>Salsola abrotanoides</i>	2	2
61	Steppe arbustive	<i>Artemisia frigida</i>	3	323	N6	Témoin	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	1	1
61	Steppe arbustive	<i>Caragana korschinskii</i>	4	32	N7	Témoin	<i>Artemisia frigida</i>	3	374
61	Steppe arbustive	<i>Salsola abrotanoides</i>	2	4	N7	Témoin	<i>Caragana korschinskii</i>	2	7
62	Steppe herbacée	<i>Artemisia frigida</i>	3	309	N7	Témoin	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	3
62	Steppe herbacée	<i>Artemisia rutifolia</i>	2	21	N8	Témoin	<i>Artemisia frigida</i>	2	14
62	Steppe herbacée	<i>Haplophylлум dauricum</i>	2	107	N8	Témoin	<i>Caragana korschinskii</i>	2	4
62	Steppe herbacée	<i>Oxytropis aciphylla</i>	2	87	N9	Témoin	<i>Artemisia frigida</i>	2	100
63	Forêt	<i>Artemisia frigida</i>	2	17	N9	Témoin	<i>Caragana brachypoda</i>	2	5
63	Forêt	<i>Halogeton glomeratus</i>	1	2	N9	Témoin	<i>Caragana korschinskii</i>	2	7
63	Forêt	<i>Haloxylon ammodendron</i>	5	45	N9	Témoin	<i>Halogeton glomeratus</i>	2	20
63	Forêt	<i>Zygophyllum xanthoxylon</i>	1	1	N9	Témoin	<i>Oxytropis aciphylla</i>	1	2

# ANNEXE 15 : ACP DES REPONSES SPECTRALES DES ECHANTILLONS DE SOL DES SITES AU KAZAKHSTAN (EN NOIR) ET EN MONGOLIE (EN ROUGE)

