



HAL
open science

Dynamiques des interactions espèces - espace - Mise en relation des pratiques de déplacement des populations d'herbivores et de l'évolution de l'occupation du sol dans le parc de Hwange (Zimbabwe)

Elodie Buard

► To cite this version:

Elodie Buard. Dynamiques des interactions espèces - espace - Mise en relation des pratiques de déplacement des populations d'herbivores et de l'évolution de l'occupation du sol dans le parc de Hwange (Zimbabwe). Géographie. Université Panthéon-Sorbonne - Paris I, 2013. Français. NNT : . tel-00806834v1

HAL Id: tel-00806834

<https://theses.hal.science/tel-00806834v1>

Submitted on 2 Apr 2013 (v1), last revised 3 Jun 2014 (v2)

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

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



Université Paris 1 – Panthéon - Sorbonne
UMR 8504 – Géographie-Cités



École Doctorale
de Géographie de Paris



Institut National de l'Information
Géographique et Forestière
Laboratoire COGIT



Thèse

pour obtenir le grade de docteur
de l'Université Paris 1 – Panthéon - Sorbonne
Spécialité : Géographie

Élodie BUARD

Dynamiques des interactions espèces - espace

Mise en relation des pratiques de déplacement des populations d'herbivores et de
l'évolution de l'occupation du sol dans le parc de Hwange (Zimbabwe)



Soutenue le 1^{er} mars 2013 devant le jury composé de :

Jean-Christophe Foltête, Professeur, Université de Franche-ComtéPrésident du jury
Thomas Devogele, Professeur, Université de Tours Rapporteur
Thomas Thévenin, Professeur, Université de Bourgogne Rapporteur
David Sheeren, Maître de conférences, INPT et ENSAT, Toulouse Examineur
Anne Ruas, ICPEF (HDR), IFSTTAR, Marne-La-Vallée Directrice de thèse
Lena Sanders, Directrice de Recherche, CNRS UMR Géographie-Cités, Paris Directrice de thèse

Illustration en première de couverture tirée de :

Kim Donalson, 2003, Africa : Carnets d'artiste, Le pré aux clercs.

Cette thèse a été préparée :

Au Laboratoire COGIT de l'Institut Géographique National et Forestier
73 avenue de Paris
94160 Saint-Mandé

Et

A l'Unité Mixte de Recherche de Géographie-Cités
13 rue du Four
75006 Paris

Remerciements

Mes premiers remerciements s'adressent à mes deux directrices de thèse. Anne, merci particulièrement pour avoir lancé cette thèse. C'était une grosse prise de risque à l'époque. Et tu m'as également aussi poussé pour obtenir des résultats (en télédétection, notamment) ; tu y croyais ! Lena, tu m'as initié à la géographie et aux rigueurs de l'écriture. Je te remercie aussi pour ton soutien moral sans faille et ton optimisme.

Merci aux membres du jury d'avoir accepté d'évaluer cette thèse et d'avoir contribué aux discussions lors de la soutenance : Thomas Devogele et Thomas Thevenin, les rapporteurs, et Jean-Christophe Foltête et David Sheeren, les examinateurs. J'apprécie leurs travaux, ancrés dans différentes disciplines, et j'espère pouvoir les croiser de nouveau par la suite.

Cette aventure n'aurait pas eu lieu sans Hervé Fritz qui m'a donné l'opportunité de travailler sur un sujet passionnant lié à l'écologie. Merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis d'aller au Zimbabwe ! J'ai pu aussi travailler avec d'autres écologues (ou assimilés) : Nico, Marine, Steph et Simon, à différents moments. Merci à tous pour votre temps, vos questions, vos incompréhensions aussi qui m'ont fait progresser. Merci particulièrement à toi, Steph, pour tes magnifiques photos que j'utilise au début de mes parties de thèse.

Je remercie également l'IGN qui a financé cette thèse et mes déplacements en conférences, ainsi que les chefs de service, Bénédicte Bucher, et du COGIT, Sébastien Mustière, et le personnel administratif, Marie-Claude Foubert, Mounia Ahmedi et David Correia.

Trois personnes ont relu des chapitres ou jeté un œil à des chapitres : Jeff, Clémence et Sido. Je sais que c'est un travail particulièrement difficile ; je vous en suis très reconnaissante. Je vous remercie aussi parce que vous m'avez particulièrement soutenu moralement (la positive attitude !) et scientifiquement (statistiques, télédétection, mobilité), surtout au cours de cette dernière année. Et puis, Jeff, merci pour ta couverture de thèse stylée, même si j'ai changé l'image de l'Éléphant avec un grand E. Clémence et Sido, il va falloir continuer à me coacher, sur un autre sujet...

D'autres aides m'ont été précieuses. Au COGIT, Julien P., Eric G. et Mickaël m'ont très souvent débloqué techniquement sur le logiciel GeOxygène. Au MATIS et assimilé, Arnaud et Seb ont répondu à mes questionnements de télédétection.

Mes coauteurs m'ont permis d'avancer sur divers sujets : Sido, Mickaël et Laurence. J'étais très heureuse de partager des moments avec vous et j'ai encore plein d'idées ! Mickaël, je te dois la partie design de ma thèse (les trajectoires en 3D) et particulièrement appréciée. Bravo pour ton efficacité. Laurence, à toi de jouer !

De manière générale, je remercie mes autres collègues de bureau du COGIT à savoir : Adrien, Anamaria (merci pour ton petit résumé de Perceptory à la dernière minute !), Benoit, Bertrand (pour son foisonnement d'idées), Carmen, Catherine, Cécile (qui m'a conseillé de prendre du recul par des

vacances, ahah), Charlotte (tu as un bel avenir devant toi avec les couleurs), Christine, Eric M., Francis, Geoffray, Guillaume (pour ses multiples références bibliographiques et pour avoir déniché Mister Obama dans une petite ville américaine), Jérémy, Jérémie, Julien G. (merci pour le cierge au Duomo de Milan), Kusay, Nathalie, Marie-Do et Patrick. Une dédicace spéciale à JFG, mon lièvre, qui m'a servi de repère pour mes points forts de thèse, mes maladies ou mon déménagement. C'est sans doute plus facile de faire ce parcours avec quelqu'un !

Je n'oublie pas mes « autres » collègues, à oven street : Charlène, Hadri, Marion, Laurent, Florent, César, Hélène et tous les autres ! Merci également à Sandrine et Joël qui m'ont aidé lors de ma première répétition de soutenance (et il y avait du boulot !).

Enfin, je dois beaucoup à ma famille et mes amis. Je ne les citerai pas ; je pense simplement à eux.

Table des matières

REMERCIEMENTS.....	5
TABLE DES MATIERES.....	7
INTRODUCTION GENERALE.....	9
PARTIE A : LES INTERACTIONS ENTRE LES GROUPES D'HERBIVORES ET LEURS RESSOURCES – APPLICATION AU PARC NATIONAL DE HWANGE.....	13
INTRODUCTION DE LA PARTIE A.....	13
CHAPITRE 1 : PROBLEMATIQUE DE DEGRADATION DES RESSOURCES DANS LES PARCS NATURELS PAR LES ACTIONS DES POPULATIONS ANIMALES.....	15
CHAPITRE 2 : MISE EN PLACE DE LA METHODOLOGIE.....	33
CHAPITRE 3 : PRESENTATION DU CAS D'ETUDE – LE PARC NATIONAL DE HWANGE AU ZIMBABWE.....	73
SYNTHESE DE LA PARTIE A.....	94
PARTIE B : CONSTRUIRE LES LIEUX DE FREQUENTATION DES GROUPES D'HERBIVORES.....	95
INTRODUCTION DE LA PARTIE B.....	95
CHAPITRE 4 : LES LIEUX DE FREQUENTATION ESTIMES A PARTIR DES DONNEES DE COMPTAGES.....	97
CHAPITRE 5 : LES TRAJECTOIRES DE GROUPES D'ANIMAUX CONSTRUITES A PARTIR DE DONNEES GPS.....	134
CHAPITRE 6 : ANALYSES SPATIO-TEMPORELLES DES TRAJECTOIRES DE GROUPES D'HERBIVORES.....	190
CHAPITRE 7 : LES LIEUX DE FREQUENTATION ESTIMES A PARTIR DES TRAJECTOIRES DE GROUPES D'HERBIVORES.....	213
SYNTHESE DE LA PARTIE B.....	245
PARTIE C : METTRE EN RELATION LA PRESSION ANIMALE ET LES CHANGEMENTS DE L'OCCUPATION DU SOL.....	247
INTRODUCTION DE LA PARTIE C.....	247
CHAPITRE 8 : IDENTIFIER LES LIEUX DE CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL.....	249
CHAPITRE 9 : MISE EN RELATION DE LA PRESSION ANIMALE ET DU CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL.....	301
SYNTHESE DE LA PARTIE C.....	328
CONCLUSION GENERALE.....	329
BIBLIOGRAPHIE.....	339
PUBLICATIONS.....	381
ANNEXES	383

Introduction générale

L'idée de créer des espaces privilégiés pour protéger la biodiversité est née au 19^e siècle aux Etats-Unis : le premier statut de parc national fut accordé en 1872 au parc du Yellowstone, connu pour sa diversité d'espèces, ses nombreux écosystèmes et ses geysers. En Europe, la Suède fut un pays précurseur: elle créa neuf parcs nationaux dès l'année 1909 (EUROPARC Federation 2011). La France n'a suivi que tardivement, en créant son premier parc national, la Vanoise, en 1963 (Parcs Nationaux de France 2011). Malgré ces protections légales, il s'avère que les parcs font face à de nombreux problèmes environnementaux qui causent des dégradations dans leurs ressources. Ce sont des sujets importants et actuels pour les parcs : on se rend compte aujourd'hui que la création d'un parc ne garantit pas la protection des espèces menacées. De nombreux articles récents traitent de ces problèmes divers, principalement liés aux actions illégales des populations locales (Goeury 2007, Milliken et al. 2009), aux pratiques des touristes en visite (Roe et al. 1997, Ikiara et Okech 2002) et aux comportements des populations animales (O'Connor et al. 2007).

La thèse se focalise sur un seul de ces problèmes environnementaux : les actions répétées des **populations animales sur leur milieu naturel** (plus ou moins aménagé) qui sont susceptibles de modifier les ressources floristiques des parcs et par effet indirect, les populations animales elles-mêmes. Pour traiter ce problème, nous cherchons à identifier et explorer certaines interactions entre les populations animales et leur milieu. Nous mettons au point une démarche originale en mobilisant des notions issues des domaines de l'écologie, de la géographie et de la géomatique. La démarche proposée consiste à identifier et décrire les pratiques de déplacement des populations animales pour les mettre en relation avec les changements de l'occupation du sol. La thèse vise donc un double objectif, à la fois thématique et méthodologique.

La zone d'application est le parc national de Hwange, s'étendant sur 14 600 km² au Zimbabwe, et qui est une Zone Atelier du CNRS. Les espèces animales que nous étudions sont les éléphants, les buffles et les zèbres, qui sont les populations de grands herbivores les plus nombreuses du parc.

L'enjeu est de caractériser l'espace en identifiant et en mesurant des variables décrivant d'une part les pratiques spatiales des populations animales, incluant leurs déplacements et leurs arrêts, et d'autre part l'état et l'évolution de l'occupation du sol, puis de mettre en lien ces variables. Pour appréhender l'intensité des pratiques spatiales des populations animales, nous définissons la notion de pression exercée par les populations animales sur l'occupation du sol, appelée plus simplement la pression animale. Cette pression doit être estimée à partir des fréquentations animales.

Pour mener à bien notre objectif, les localisations des populations animales et les états de l'occupation du sol doivent être considérés. Ces objets sont en évolution : les populations animales se déplacent dans l'espace et les propriétés de l'occupation du sol se modifient au cours du temps. Par ailleurs, ces évolutions sont spatialement et temporellement hétérogènes. Pour rendre compte de la complexité des évolutions de ces objets géographiques d'intérêt, nous exploitons des **sources de données variées** : d'une part des comptages d'animaux réalisés par des observateurs dans certaines zones du parc de Hwange et des suivis GPS enregistrant les positions de quelques groupes d'herbivores ; d'autre part des séries d'images satellites, des capteurs LANDSAT et MODIS, qui indiquent l'état de l'occupation du sol à différentes dates (Coppin et al. 2004).

Cependant, il s'avère que les sources de données exploitées sont toutes **incomplètes** (Peuquet 1994) : elles ne rendent compte de l'état et de la localisation des objets d'intérêt qu'à certaines périodes de temps et sur certaines zones de l'espace. En particulier, les comptages ne sont effectués que quelques jours dans l'année depuis 35 ans par les écologues et sur deux types de zones, qui correspondent aux zones visibles autour de certains points d'eau et le long de certaines routes. Les suivis GPS, eux, n'enregistrent des données que pour l'année 2010. Par ailleurs, ces suivis ne sont réalisés que sur certains groupes d'éléphants, de buffles et de zèbres, représentant environ 1% de l'ensemble de ces populations dans le parc. Enfin, les images satellites ne sont disponibles, pour l'ensemble du parc, qu'à différentes fréquences : seules deux images LANDSAT sont exploitables, en 2003 et en 2010, et les images MODIS peuvent être obtenues une fois par mois.

Pour établir des connaissances les plus fines possibles sur les pratiques spatiales des populations animales et les changements de l'occupation du sol, nous proposons d'utiliser toutes ces sources de données. Chacune de ces données sources sera explorée en regard des autres données, ce qui permettra de s'affranchir des diverses incomplétudes évoquées. Un des enjeux de notre démarche est donc la combinaison de ces sources de données imparfaites. Cette combinaison pose cependant quelques difficultés d'**intégration** des données issues de ces sources de données (Euzenat et Shvaiko 2007), c'est-à-dire leur mise en cohérence : les données sont variées en format, en temporalité et en échelles spatiales. Pour cela, il est nécessaire d'identifier et de comparer :

- 1- les zones fréquentées de manière privilégiée par les populations animales à partir des comptages et à partir des suivis GPS. Nous appelons ces zones les lieux de fréquentation des populations animales.
- 2- les zones de changements significatifs de l'occupation du sol à partir de différentes séries d'images satellites (LANDSAT et MODIS). Nous appelons ces zones les lieux de changements de l'occupation du sol.

Toutefois, nous n'avons pas directement accès aux pratiques spatiales des populations animales par les données sources. Ces pratiques spatiales doivent être construites. Dans un premier temps, les comptages permettent d'obtenir des zones de présences des animaux observés. Nous devons localiser ces zones et étudier leurs variabilités spatio-temporelles. Dans un second temps, nous construisons les **trajectoires** (Palma et al. 2008) des groupes d'animaux suivis par GPS, en considérant ces groupes comme des objets mobiles qui se déplacent dans l'espace (Dodge et al 2008). En adaptant les concepts de la Time Geography (Hägerstrand 1970), nous utilisons les

trajectoires des groupes d'animaux pour identifier leurs pauses et leurs déplacements et ainsi déterminer leurs pratiques spatiales. Cette construction, par agrégation pour plusieurs groupes et pour plusieurs espèces, permet de distinguer les lieux de séjours et les lieux de passages des animaux de façon à mieux caractériser la pression potentielle exercée par les animaux sur l'occupation du sol.

Par ailleurs, les images satellites LANDSAT et MODIS sont traitées par **télé-détection**. Les images LANDSAT permettent d'abord d'identifier des zones homogènes de l'occupation du sol, en réalisant des classifications d'images à différentes dates. Puis, nous comparons les évolutions de ces zones homogènes et des classes d'occupation du sol (Hubert-Moy et al. 2011). Les images MODIS fournissent directement des indices NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (Rouse et al. 1974) qui rendent compte de la couverture végétale de chaque pixel. Nous avons également utilisé une série d'indices NDVI pour estimer les changements de l'occupation du sol enregistrés sur les pixels.

Les lieux de fréquentation des populations animales et les lieux de changements de l'occupation du sol permettent de caractériser l'espace selon les variables de pression animale et de changement de l'occupation du sol. Ces variables sont mises en relation par des analyses cartographiques et statistiques. Pour mettre en place nos analyses statistiques, nous devons définir les **individus statistiques** à considérer. Ils varient selon les sources de données exploitées. Les comptages réalisés aux points d'eau permettent d'identifier les zones visibles autour des points d'eau comme individus statistiques, tandis qu'à partir des comptages effectués le long des routes et des suivis GPS, nous définissons des individus statistiques « pixels ».

En complément, nous disposons de **témoignages d'experts écologiques**. Ces derniers sont installés dans le parc depuis une trentaine d'années. Ils ont une connaissance des pratiques spatiales des populations animales et ont observé des changements de l'occupation du sol. A notre demande, ils ont identifié et localisé sur une carte du parc les zones fréquentées par les populations d'éléphants, de buffles et de zèbres, ainsi que les zones de changements de l'occupation du sol. Un des enjeux est d'utiliser ces témoignages d'experts pour les confronter avec nos résultats. Cette confrontation permettra d'évaluer nos choix méthodologiques.

Enfin, notre démarche se veut générique et **reproductible** au moins à différentes populations animales se déplaçant dans d'autres milieux naturels, ou au mieux à différents types d'objets mobiles, individus humains ou moyens de transport. Pour cela, l'enjeu est de proposer des modèles de données *ad hoc* et de développer une chaîne d'algorithmes réutilisables et implémentés sur un logiciel libre de géomatique (en l'occurrence, Geoxygène qui est développé au laboratoire COGIT de l'IGN).

La thèse s'articule en trois grandes parties.

La partie A présente la problématique et la méthodologie mise en place au cours de la thèse. Plus précisément, le premier chapitre expose les notions relatives à la problématique de dégradation des ressources par les populations animales. Le deuxième chapitre précise le déroulement de notre démarche, à savoir : identifier les lieux de fréquentation des populations animales, puis identifier les

lieux de changements de l'occupation du sol pour enfin mettre en relation la pression animale et les changements de l'occupation du sol. Le troisième chapitre présente le parc de Hwange, par sa géographie et les populations animales qui y vivent.

L'objectif de la partie B est de repérer des lieux de fréquentation des populations animales qui correspondent à des pratiques spatiales effectuées de manière répétée par les animaux et/ou par un grand nombre d'animaux. Ces lieux de fréquentation permettent d'estimer la pression potentielle exercée par les animaux sur l'occupation du sol. Nous utilisons pour cela deux sources de données : des comptages d'animaux (décrits en chapitre 4) et des suivis par GPS de certains groupes d'animaux qui servent à construire des trajectoires (chapitres 5, 6 et 7). Ces données mesurent des présences et des déplacements de groupes d'animaux à des échelles spatiales et temporelles très variées. Nous confrontons les lieux de fréquentation obtenus avec les dires d'experts (chapitre 7).

Dans la partie C, le chapitre 8 présente la méthodologie proposée pour identifier des lieux de changements de l'occupation du sol en utilisant des séries d'images satellites LANDSAT et MODIS. Enfin, le chapitre 9 cherche à mettre en relation la pression animale et les changements de l'occupation du sol par des analyses cartographiques et statistiques.

Partie A : Les interactions entre les groupes d'herbivores et leurs ressources – Application au parc national de Hwange



Introduction de la partie A

Dans cette première partie, nous exposons en chapitre 1 notre problématique générale, relative aux dégradations des ressources naturelles dans les parcs naturels dues aux actions répétées des populations animales.

Pour appréhender cette problématique, l'enjeu est de proposer une méthodologie, présentée en chapitre 2, qui se trouve à l'interface de l'écologie, de la géographie et de la géomatique.

De par les fortes populations animales qui y vivent, le parc national de Hwange au Zimbabwe est un bon exemple de risque de dégradations des ressources naturelles. Nous le présentons en chapitre 3.

INTRODUCTION DE LA PARTIE A.....	13
CHAPITRE 1 : PROBLEMATIQUE DE DEGRADATION DES RESSOURCES DANS LES PARCS NATURELS PAR LES ACTIONS DES POPULATIONS ANIMALES.....	15
I. CONTEXTE – LE RISQUE DE DEGRADATION DES RESSOURCES DANS LES PARCS NATURELS	15
II. PROBLEMATIQUE – LES INTERACTIONS RECIPROQUES ENTRE LES HERBIVORES ET LEURS RESSOURCES.....	28
CHAPITRE 2 : MISE EN PLACE DE LA METHODOLOGIE.....	33
I. METHODOLOGIE – L’ANALYSE SPATIO-TEMPORELLE COMBINEE DES LIEUX DE PRESSION ANIMALE ET DES LIEUX DE CHANGEMENTS D’OCCUPATION DU SOL	33
II. ENJEUX METHODOLOGIQUES.....	39
III. DEROULEMENT DE L’APPROCHE METHODOLOGIQUE.....	56
IV. LES DONNEES SOURCES ET LEURS COMPLEXITES D’UTILISATION	60
CHAPITRE 3 : PRESENTATION DU CAS D’ETUDE – LE PARC NATIONAL DE HWANGE AU ZIMBABWE.....	73
I. PRESENTATION DU PARC	73
II. ÉVOLUTIONS DU PAYSAGE DUES AUX VARIATIONS PLUVIOMETRIQUES	82
III. LES ANIMAUX PRESENTS DANS LE PARC DE HWANGE ET LEUR SUIVI	85
IV. DIFFICULTES SPECIFIQUES A LA ZONE D’ETUDE ET AUX DONNEES	91
SYNTHESE DE LA PARTIE A.....	94

Chapitre 1 : Problématique de dégradation des ressources dans les parcs naturels par les actions des populations animales

I. Contexte – Le risque de dégradation des ressources dans les parcs naturels

Définition et objectifs des parcs naturels

En 1969, l'UICN, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature, a proposé pour la première fois une définition légale des parcs naturels en s'appuyant sur trois critères. Le premier critère stipule que les écosystèmes des parcs, c'est-à-dire l'ensemble des organismes, plantes et animaux, et les paysages, ne doivent pas être endommagés par l'exploitation ou l'occupation humaine. Pour cette raison, les parcs sont souvent créés dans des zones rurales, où les populations et les constructions humaines sont peu denses. Pour renforcer la protection de ces écosystèmes, les parcs doivent faire l'objet d'une protection légale par différentes entités administratives, par exemple l'état (on parle alors de parcs nationaux) ou des collectivités territoriales (par exemple, les parcs naturels régionaux en France), ce qui est décrit dans le deuxième critère. Selon le troisième critère, seuls les touristes sont autorisés à entrer dans ces parcs naturels. Les parcs naturels sont donc des zones réglementées, dans lesquelles les activités humaines sont soumises à restriction ou au moins à réglementation. Néanmoins, si un parc est délimité par des frontières administratives, elles n'ont pas nécessairement d'existence physique. Le parc est alors ouvert et des échanges de populations – humaines, animales – sont possibles avec l'extérieur du parc.

En 1994, devant la multiplication du nombre de parcs naturels dans le monde, l'UICN a établi une classification des types d'aires protégées (Chape et al. 2003). Cette classification répertorie six classes de parcs naturels, selon les degrés d'intervention humaine. Les classes numérotées de III à VI définissent les parcs naturels locaux et les réserves naturelles, où les populations humaines peuvent plus ou moins exploiter les ressources et s'y installer. Les classes I et II sont très restrictives et définissent des parcs où les constructions humaines sont interdites. Ce sont les parcs nationaux. Selon les Nations Unies (Chape et al. 2003), les parcs nationaux sont au nombre de 3881 dans le monde et couvrent au total plus de 4 millions de km². Les parcs nationaux sont toutefois très divers dans leurs superficies : le plus petit couvre 5.5 km² et regroupe les îles Ehotilé en Côte d'Ivoire (Héritier et Laslaz 2008) ; le plus grand est Etosha en Namibie et s'étend sur plus de 22000 km² (UICN et UNEP-WCMC 2010). Le continent américain, comprenant les zones Nord et Sud, est celui où ces parcs sont les plus nombreux et les plus grands.

Avant même leur création, les sites des parcs abritent des ressources naturelles rares. On qualifie de naturelles les ressources renouvelables parmi lesquelles l'eau, la faune et la flore (Martinez 2008). Le texte de référence qui quantifie le degré de rareté des animaux et des plantes est la liste rouge

mondiale des espèces menacées, créée par l'UICN en 1963 (UICN 2001). Trois degrés de rareté des espèces existent : « en voie d'extinction » qui est le statut le plus menacé, « en danger » ou « vulnérable ». Cette classification résulte d'indicateurs biologiques établis à l'échelle mondiale et relatifs à la population totale de l'espèce considérée, le taux de déclin, la zone d'occupation, le degré de peuplement et la fragmentation de la population (UICN 2008). Ainsi, par exemple, le premier parc national créé en Afrique, les Virungas, chevauche le Congo, le Rwanda et l'Ouganda et correspond aux lieux de vie du gorille (Plumptre et al. 2003). Plus près de nous, le parc national de Port Cros a été créé pour protéger des espèces figurant sur la liste rouge de l'UICN : le mérrou, la tortue d'Herman ou le faucon pèlerin (Gagliardi 2004). En s'appuyant sur cette liste rouge, les gestionnaires des parcs connaissent le niveau d'extinction des espèces animales ou végétales présentes ou de passage sur leur site et doivent les surveiller en particulier.

La diminution des ressources dans les parcs naturels due aux populations animales présentes

Malgré ces protections légales, les parcs font face à de nombreux problèmes environnementaux qui causent des dégradations dans leurs ressources.

En premier lieu, certains de ces problèmes sont liés aux populations humaines. D'abord, les populations locales peuvent utiliser directement les ressources naturelles des parcs (Anthelme et al. 2006, Drouet-Hoguet 2007, Le Monde du 17 juillet 2010, The Guardian du 5 janvier 2011). Les raisons sont multiples. D'abord, les populations humaines ont augmenté, cent ans après la création des parcs, (OUA et CEA 1994, CEDEAO et OCDE 2007) et en particulier près des parcs où les activités liées au tourisme ont été dynamisées (Héritier 2007). Pour se nourrir, ces populations utilisent au maximum l'espace, en pénétrant dans la zone protégée grâce à la perméabilité des frontières (Goeury 2007). Certaines cultures empiètent ainsi sur les régions frontalières des parcs en réduisant le nombre d'espèces végétales protégées, comme pour les cultures de café et de cacao dans les parcs de Côte d'Ivoire (Halle et Bruzon 2006). Dans d'autres parcs, des braconniers prélèvent illégalement des ressources. Plus la ressource est rare, plus elle est recherchée par les braconniers, ce qui contribue à leur raréfaction (Milliken et al. 2009). En outre, les frontières des parcs sont aussi perméables pour les animaux sauvages (Laromiguière 2010) qui peuvent sortir du parc, s'introduire dans des zones habitées par les populations locales et provoquer quelques dégâts (Conover 2002, Buard 2007, Parr et al. 2008, Le Monde du 9 décembre 2011). Pour se défendre, les populations n'hésitent pas à abattre ces animaux (Distefano 2005, Le Figaro du 1^{er} avril 2011). Dans ces problèmes d'origine anthropique, nous devons inclure également ceux liés aux touristes en visite. Il leur arrive de s'éloigner des routes principales pour observer un animal ou un paysage. Ils empruntent alors de multiples chemins hors pistes, en voiture ou à pied, sur lesquels la végétation se dégrade, jusqu'à laisser le sol nu apparaître. La dégradation de la végétation s'étend alors sur de grandes zones. C'est le cas de certains parcs kenyans où de très nombreuses voitures de touristes font du hors-piste (Roe et al. 1997, Ikiara et Okech 2002).

En second lieu, les actions des animaux peuvent également avoir un impact sur les ressources végétales. D'un côté, les animaux ont un effet positif parce qu'ils permettent le développement et le changement d'emplacement des végétaux par dissémination du pollen ou des graines dans les excréments (Granier 1975, Christophe 2004). D'un autre côté, certains animaux contribuent à la dégradation de la végétation, s'ils sont – trop – nombreux à prélever les ressources végétales

disponibles (Cohen et al. 1998, O'Connor et al. 2007, Angassa et Oba 2010). Ces actions sont méconnues et dépendent des espèces animales et végétales en présence.

Enfin, selon Boucher (2005) et Douville et al. (2007), des variations climatiques peuvent affecter la quantité de ressources végétales, en particulier les hausses de températures et la rareté de pluies qui font varier le degré d'hydratation des sols.

Une dégradation des ressources signifie leur modification et/ou diminution. Un parc face à ce problème risque non seulement de voir sa fréquentation touristique baisser et donc de subir des pertes économiques (Denhez 2007), mais aussi de voir son statut déchoir à la suite de sanctions internationales. Par exemple, l'aire protégée d'Amboseli au Kenya était un parc national de 1974 à 2005, l'année de son déclassement en réserve naturelle. Maintenant, les animaux domestiques cohabitent avec les animaux sauvages (Connan 2007). Dix parcs nationaux sont référencés actuellement comme « en péril » par l'UNESCO World Heritage Convention (2011). Parmi eux, huit sont situés en Afrique, ce qui est un chiffre important. Ainsi, le parc national des Virungas au Congo, le premier parc national africain, où se trouvent des gorilles en voie d'extinction, risque d'être déclassé en raison du braconnage massif et de la déforestation.

L'action des populations animales sur les ressources

Nous nous intéressons particulièrement aux actions des populations animales sur leur milieu naturel. Ces populations prélèvent directement les ressources pour combler leurs besoins alimentaires et modifient potentiellement la quantité et la qualité de ces ressources. En particulier, les herbivores sont très concernés, puisqu'ils se nourrissent exclusivement de végétaux et d'eau. Si ces herbivores sont suffisamment grands et nombreux, ils consomment une grande quantité de ces ressources et les dégradent potentiellement.

Le terme d'**herbivore** fait référence à toute espèce animale dont le régime alimentaire est composé de végétaux. Une grande diversité d'espèces se retrouve dans la notion d'herbivores : elle comprend les insectes et les mammifères.

Certains des herbivores mammifères sont qualifiés de grands si leur poids à l'âge adulte dépasse 10 kg (Lovegrove et Haines 2004). Ces **grands herbivores** sont soit des ongulés soit des marsupiaux. Les petits herbivores sont de type rongeurs et lagomorphes (Boulanger 2010).

Il s'avère que les grands herbivores sont souvent rares selon le classement de l'UICN et, de fait, ils sont particulièrement protégés dans les parcs. Toutefois, les gestionnaires des parcs ne peuvent pas contrôler totalement les populations de ces herbivores : elles sont à la fois dépendantes des ressources végétales et soumises à la prédation. Si les prédateurs prélèvent un grand nombre d'herbivores, leurs populations risquent de diminuer. Si la prédation est faible, leurs populations augmentent. La surpopulation des grands herbivores est aussi un problème dans certains milieux naturels puisqu'elle a un impact sur la composition de la végétation. A titre d'exemples, les fortes populations d'éléphants détruisent la végétation de la savane (Africa Geographic d'avril 2006, The Guardian 14 septembre 2000, Wildlife du 26 mai 2011) et celles de cerfs modifient les forêts d'Angleterre (Rackham 2008). Cela peut se répercuter par ricochet sur les herbivores eux-mêmes :

comme leurs ressources, végétales ou en eau, ont été modifiées, certains d'entre eux se déplacent pour changer de lieu de vie, appauvrissant ainsi le parc naturel en animaux (Fenton et al. 1998).

Du reste, il existe une compétition entre les espèces, animales ou végétales : certaines espèces dites invasives se propagent et conquièrent des milieux sur lesquels vivaient d'autres espèces, plus ou moins rares. Dans certains cas, ces espèces invasives ont été introduites par les populations humaines. Certains exemples en France sont très connus : dans le parc national de Port Cros, les algues *Caulerpa taxifolia*, les eucalyptus et les tortues de Floride sont invasives (Gagliardi 2004, Roussel 2008). La conséquence de ces invasions est le changement des ressources dans une zone donnée.

Interactions et systèmes

Les problèmes de diminution des ressources due aux actions des populations animales impliquent deux protagonistes : d'une part les populations animales et d'autre part les ressources végétales et en eau. Chaque protagoniste, par ses actions, influence l'état de l'autre, et donc de lui-même par rétroaction, comme une causalité circulaire (Durand-Dastès 2003). Ils sont appelés acteurs et sont dits en interaction (voir encadré 1.1).

Encadré 1.1 : La notion d'interaction et de système

Une **interaction** est un ensemble d' « actions réciproques modifiant le comportement ou la nature des éléments, corps, objets, phénomènes en présence ou en influence » (Morin 1977 : 51). Une interaction se décompose donc en une action d'un acteur sur l'autre et une réaction réciproque (Pumain et Saint-Julien 2001). On parle d'interactions, au pluriel, quand les actions et les réactions sont multiples.

Ce terme d'interaction nécessite d'explicitier la notion de **système** en géographie. Un système est « une entité géographique plus ou moins autonome pourvue de propriétés spécifiques et d'une dynamique propre » (Pumain 2006 : 1). Les systèmes naissent des interactions entre entités et évoluent au cours du temps en fonction de l'intensité de ces interactions. Ainsi, les villes s'organisent autour d'un système de villes, qui a émergé par les échanges entre ces villes.

En complément, on appelle **écosystèmes** les systèmes naturels qui regroupent l'ensemble des organismes vivants, animaux et végétaux, et qui sont en interaction avec leur environnement, c'est-à-dire le sol et l'eau (Lindeman 1942). Ces interactions sont de nature trophique, c'est-à-dire qu'ils concernent le réseau de consommateurs successifs transférant de l'énergie, et structurelle puisque les paramètres des lieux de vie impliquent la présence de certains organismes (Frontier 1977).

Les interactions à l'origine des diminutions des ressources dans les parcs n'impliquent pas toujours des acteurs de l'écosystème, puisque, dans certains cas, les populations humaines interviennent. Dans ce cas, McIntyre et Hobbs (1999) parlent de perturbateurs exogènes. Nous nous intéressons dans la thèse particulièrement au **système animal-végétal-eau** d'un parc, c'est-à-dire à un écosystème réduit qui ne prend pas en compte ni le sol ni le sous-sol du parc. Dans ce système, nous nous focalisons sur les populations de grands herbivores qui sont particulièrement en interaction avec les végétaux et l'eau.

Dans notre application, le terme de **ressources** est défini par rapport aux animaux et leur régime alimentaire. Par exemple, si les animaux étudiés sont des carnivores, leurs ressources sont les proies et l'eau ; s'ils sont herbivores, ce sont les végétaux et l'eau. Les animaux sélectionnent leurs ressources, selon l'espèce, animale ou végétale, et la qualité de l'eau.

Comme nous nous focalisons sur les herbivores, le terme de ressources est employé dans les lignes suivantes uniquement pour décrire pour les espèces végétales présentes et l'eau disponible en surface.

Vers un parallèle avec les notions développées pour l'étude des risques naturels

Pour comprendre et caractériser les processus liés à ce risque de dégradation des ressources, nous nous appuyons sur les concepts définis pour l'étude des **risques naturels**. Le risque est souvent défini en fonction de l'aléa et de la vulnérabilité. Ces termes, utilisés dans divers domaines, sont définis de manière différente. Nous présentons quelques points de vue sans pour autant être exhaustif. Pour appréhender les risques naturels, l'approche classique, que nous utilisons, est de séparer les phénomènes de la « Nature » et de la « Société » (Veyret et al. 2003 : 14).

D'un côté, l'**aléa** concerne la probabilité qu'un phénomène ou qu'un événement exceptionnel se réalise (Dauphiné 2001). Ces phénomènes ont différentes origines, par exemple climatique ou géodynamique (Ariano 2008). Plusieurs variables entrent en compte pour identifier l'importance de l'aléa : la nature du phénomène, son moment d'apparition et son amplitude – aussi appelé magnitude ou intensité (Veyret et al. 2003, Gleyze 2005). Au-delà d'un certain seuil d'amplitude, l'évènement est considéré comme intense et l'aléa est fort. Notons également qu'un phénomène s'étend sur une certaine étendue spatiale, qui participe à son intensité (Thouret et Leone 2003). Citons par exemple un feu de forêt annuel qui touche cinq hectares d'une forêt, une inondation centennale qui s'étend sur plusieurs communes ou une tempête décennale qui frappe un pays entier. Selon SIG (2010), plus un évènement est fréquent, moins son amplitude est importante. On remarque que certains aléas relèvent plutôt de l'accident, comme le feu de forêt, et sont ponctuels et imprévisibles, tandis que d'autres existent de manière continue mais le dépassement d'un seuil d'amplitude ou de zone d'impact les fait entrer dans la catégorie de l'aléa, comme des vents forts créant une tempête.

D'un autre côté, la vulnérabilité concerne la gravité des conséquences de l'évènement sur les entités exposées, c'est-à-dire les **enjeux** (Gleyze 2005). Les enjeux sont dits **vulnérables** quand ils sont fragiles ou sensibles. La notion même de vulnérabilité implique l'existence d'enjeux, qui peuvent être des objets réels et regrouper les vies humaines, les richesses, les activités et l'environnement (Gleyze 2005), ou des objectifs plus généraux, comme maintenir le bâti ou conserver les vies humaines. Le risque est alors de subir des dommages, de différentes natures : pertes en vie humaines, matériels ou psychologiques. Dans le cas d'un aléa inondation, par exemple, les enjeux rassemblent les populations humaines et animales, le bâti, les réseaux de transport et de communication et les champs cultivés. Dans ces enjeux, certains sont plus vulnérables que d'autres, par exemple les hôpitaux. Il y a un risque quand l'aléa menace des enjeux vulnérables : le risque inondation n'est présent que quand l'inondation se situe dans une zone où il existe des enjeux vulnérables. Ensuite, les enjeux réagissent plus ou moins fortement à l'aléa, en fonction de leur vulnérabilité. La

vulnérabilité est donc aussi la propension d'un enjeu à subir des impacts dus à un aléa (Gleyze et Reghezza 2007). A chaque enjeu correspond donc une valeur de vulnérabilité, en fonction 1/ des paramètres physiques de l'aléa, 2/ de la quantité et la nature des enjeux présents et 3/ des moyens disponibles pour limiter les dommages (Torterotot 1993). Cette définition pose la vulnérabilité comme intrinsèque à l'enjeu. Nous adoptons cette définition. Néanmoins, cette approche de la vulnérabilité n'est pas universelle : certains chercheurs (Décamps 2007 et Provitolo 2009) considèrent que la vulnérabilité dépend également de l'**exposition** de l'enjeu à l'aléa, autrement dit sa localisation.

Une manière de quantifier la vulnérabilité est de considérer le nombre de dégâts physiques, le nombre de personnes touchées ou le coût de ces dégâts. Plus formellement, selon Gleyze (2005), la vulnérabilité d'un enjeu correspond à sa propension à être endommagé et est défini par la fraction du dommage potentiel sur la valeur de l'enjeu. Pour donner un exemple plus concret, une maison d'une valeur de 200 000 euros, subissant des réparations de 50 000 euros suite à une tempête, a une propension à être endommagée de 0.25. Cette définition présente l'avantage de quantifier la vulnérabilité, mais tous les enjeux n'étant pas matériels, il se révèle difficile de chiffrer tous les dommages (Torterotot 1993). Retenons, inversement, que les dommages potentiels sont fonction de la vulnérabilité d'un enjeu et de sa valeur.

Ces notions d'aléa, d'enjeu et de vulnérabilité répondent à plusieurs types de questions pour appréhender le risque : identifier l'aléa permet de répondre aux questions quand et où, les enjeux concernent le qui et le quoi, tandis que la vulnérabilité des enjeux s'interroge sur les impacts de l'aléa sur les enjeux. La figure A.1.1 synthétise ses différentes notions – aléa, enjeux, vulnérabilité et risque –, tandis que la figure A.1.2 illustre les causalités entre ces différentes notions. Nous voulons définir maintenant notre aléa et nos enjeux concernant le risque de dégradation des ressources.

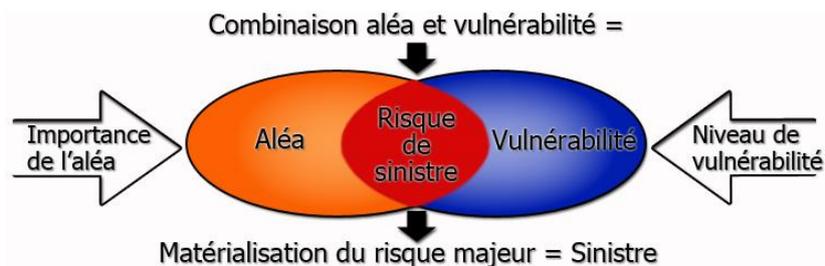


Fig A.1.1 : Le risque, une combinaison de l'aléa et de la vulnérabilité. Source (Plan Séisme 2011)

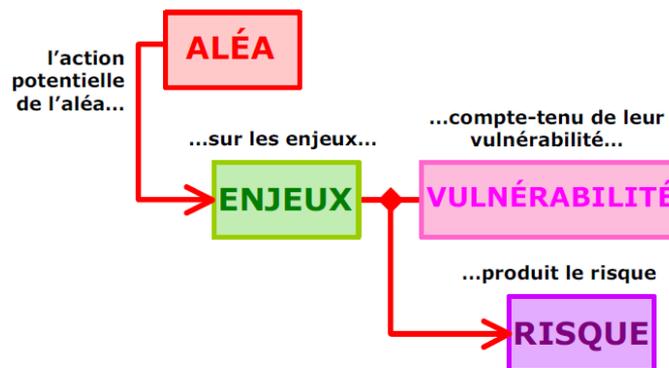


Fig A.1.2 : Causalités des notions d'aléa, d'enjeu, de vulnérabilité et de risque. Source (Gleyze 2005)

Les origines de la pression exercée sur les ressources

Nous nous intéressons particulièrement à un évènement qui peut altérer les ressources des parcs naturels : les actions répétées et nombreuses effectuées par les populations animales qui engendrent une **pression** sur les ressources.

En physique, la pression est une force exercée sur une surface. Chaque acteur animal exerce une pression, plus ou moins forte, sur les ressources par ses actions répétées. En effet, les populations humaines utilisent les ressources et le sol pour leurs besoins alimentaires et leurs activités. Par ailleurs, leurs passages répétés, pour aller d'un lieu à un autre, écrasent la végétation. Ils effectuent ainsi deux actions de nature différente. La première est qu'ils prélèvent ou enlèvent directement les ressources, en laissant le sol appauvri en végétaux. La seconde action correspond à un piétinement du sol dans leurs déplacements (Mercier 2010, Dejaifve 2004). Ces actions, si elles sont répétées et nombreuses, engendrent des pressions, qui sont orientées vers le sol et affectent *a priori* toutes les couches liées au sol, la végétation, la couche superficielle du sol et la roche mère (Duncan et Holdaway 1989, Genin et Hanafi 2010). Une conséquence de ces pressions est l'appauvrissement des ressources et du sol. Une différence est que le prélèvement des ressources a la particularité d'être direct et rapide et d'occasionner des dommages visibles tout de suite (Herbst et Dejaifve 2004, Dauvin 2009). On note que plus les acteurs sont nombreux et denses sur une surface, plus la pression totale résultante est importante et plus les ressources sont dégradées. Le nombre d'acteurs sur le lieu permet de quantifier l'amplitude de cet aléa, tandis que le nombre de retours sur ce lieu effectué par les acteurs aide à évaluer sa périodicité.

Dans la littérature, la pression est qualifiée par son origine : la pression exercée par les populations humaines sur les ressources est appelée pression humaine (Ricou 1987, Wackernagel et Rees 1996, Vitousek et al. 1997, Sanderson et al. 2002) ou pression anthropique (Hauhouot et al. 2011) ; la pression exercée par les touristes est la pression touristique (IFEN 2000, Richez 1987, Giroir 2007, Goeury 2010); la pression exercée par les populations animales est la pression animale (Prévost 1990, Gningue 1997, Lubac et al. 2003).

Des enjeux de différentes natures : les espèces et la biodiversité

Dans les parcs, les **enjeux objets** sont les éléments environnementaux constituant le milieu naturel : les organismes vivants, espèces animales et végétales, l'environnement, le sol et l'eau. Le nombre et la variété des organismes présents reflètent la biodiversité, qui est un **enjeu objectif** global (voir encadré 1.2).

Encadré 1.2 : Les notions de milieux naturels et de biodiversité

Un **milieu naturel** décrit l'environnement dans lequel vivent des êtres vivants. Il comprend le milieu physique, caractérisant l'espace considéré comme support – climat, relief, sol, hydrographie -, et les êtres vivants qui y habitent (Gaucher 1977, Choplin et Drozd 2009). Le milieu naturel englobe donc plusieurs espèces dans une zone donnée. Un certain nombre de parcs naturels servent explicitement à protéger des milieux naturels. Par exemple, la réserve de la Bassée sert à protéger les milieux naturels des boisements alluviaux et des prairies humides, le parc de Camargue constitue un milieu naturel laguno-marine.

Le terme de naturel s'oppose à celui d'anthropique. Cette distinction est floue, parce que même si l'homme n'intervient pas directement sur le milieu, il peut l'influencer, par exemple par les systèmes d'irrigation ou l'érosion des sols. Nous utilisons néanmoins ce terme pour désigner un milieu non occupé par l'homme.

Le terme de **biodiversité** fait référence à la variété et au nombre d'organismes vivants présents dans un milieu naturel, comme la faune, la flore ou les bactéries (MEDDTL 2011). Plusieurs critères permettent une grande biodiversité : des milieux divers c'est-à-dire hétérogènes ou formés de différents climats favorisant la variété des espèces et des interactions entre les organismes (incluant entre autres la pollinisation, la fertilité des sols, la qualité de l'eau) (Diaz et al. 2006, Paillet et Gosselin 2011).

Dans la thèse, nous considérons uniquement la pression exercée par les populations d'herbivores, qui peut influencer un certain type d'enjeux : les espèces végétales et l'eau qui sont des ressources naturelles. Certains enjeux sont utilisés pour répondre aux besoins alimentaires des populations animales (Holdo 2003) et la végétation est régulièrement piétinée. L'enjeu global reste de maintenir la biodiversité donc le nombre et la quantité de ces ressources. Le risque que nous considérons est donc la dégradation des espèces végétales et de l'eau en raison d'une forte population d'herbivores. La question est de savoir si ce risque existe ou non.

Cette même question se pose aux agriculteurs et agronomes qui doivent maintenir une certaine quantité de ressources végétales présentes dans une parcelle (champs ou zones de montagne) pour nourrir les troupeaux d'élevage de façon optimale (Landais et Balent 1993, Delagarde 2009). C'est en particulier le cas des vaches laitières, qui peuvent consommer une dizaine de kilos d'herbe par jour et épuiser rapidement les ressources à la manière d'une tondeuse : plus les troupeaux disposent d'une grande parcelle, plus ils mangent et produisent du lait (Balent 2001). Cependant, pour limiter les coûts, le nombre d'individus dans le troupeau est optimisé pour chercher un certain rendement végétal et animal. Pour cela, les meilleures pratiques des éleveurs sont le pâturage rationné, en donnant un accès limité en temps (le plus souvent la journée) à une petite partie de la parcelle, et le pâturage tournant (Peyraud 2010) fournissant un hectare de la parcelle sur plusieurs jours. Quand les espèces sont moins voraces, comme les brebis, et le troupeau moins grand, les animaux sélectionnent les meilleurs végétaux et ont moins d'effet sur la quantité de ressources disponibles (Farrugia et al. 2006). Selon Savini et al. (1993), quand les ressources se raréfient, le troupeau repasse sur les mêmes lieux, moins riches en ressources qu'au début, prélevant ainsi les végétaux au fur et à mesure, jusqu'à choisir des végétaux peu appétents. Le berger peut alors décider de changer de lieu de pâturage. L'homme se comporte donc en régulateur des pratiques spatiales des animaux, en imposant un turn-over plus ou moins long. Dans la thèse, nous considérons des populations d'herbivores sauvages et autogérées. Dans ce cas, les ressources végétales ont-elles un risque de se dégrader, en qualité et/ou en quantité ?

La vulnérabilité des ressources : la pression exercée par les populations animales sur les ressources est-elle un aléa ?

La pression exercée par les populations animales sur les ressources n'est pas un événement exceptionnel : elle est omniprésente, mais de façon plus ou moins intense. C'est le dépassement d'un

certain seuil d'amplitude qui crée l'événement exceptionnel, à l'instar d'une tempête. Nous voulons assimiler la pression exercée par les populations animales sur les ressources à un aléa en vue de le décrire, sans considérer les autres aléas. Pour adopter cette notion, nous devons discuter de l'importance de cet aléa pression en fonction de la vulnérabilité des enjeux, c'est-à-dire les ressources naturelles. Il existe en effet différentes échelles sur lesquelles apparaît l'aléa, en impliquant différents niveaux d'organisation des ressources ayant des vulnérabilités différentes. L'aléa forme un risque si un grand nombre d'enjeux sont vulnérables.

En premier lieu, la pression animale s'exerce au niveau **micro**, sur un végétal comme un brin d'herbe ou un arbre. La consommation des plantes par les grands herbivores affecte leur taux de croissance (Picard 1988) et leur composition (Wiegmann et Waller 2006). Une forte pression animale sur un végétal peut avoir pour conséquence une dégradation physique de celui-ci : un brin d'herbe piétiné ou coupé, un arbre dont toutes les feuilles ont été mangées (un arbre « nu »), sectionné ou déraciné. La figure A.1.3 illustre des végétaux vulnérables à la pression animale : un arbre dont toutes les feuilles à moins de trois mètres de hauteur – à hauteur des grands herbivores – ont été prélevées et un autre déraciné. A ce niveau, la pression est donc un aléa : l'enjeu est potentiellement endommagé. Cependant, pour connaître l'impact sur la biodiversité, nous devons évaluer la quantité d'enjeux touchés. Or ce niveau ne permet pas d'avoir accès à cette information, d'autant plus qu'une plante peut en remplacer une autre, sans conséquence sur le nombre global de ressources ; il sert plutôt à évaluer la perte en qualité des végétaux. Nous ne nous intéressons donc pas à ce niveau.



Fig A.1.3 : Exemples de la pression animale au niveau micro. A gauche : un arbre sans feuilles sous une certaine hauteur ; à droite : un arbre déraciné.

En deuxième lieu, un ensemble de pressions voisines du niveau micro engendre une pression au niveau **méso**, à l'échelle d'une portion d'espace. Pour les agronomes, ce niveau correspond à la parcelle. Elle affecte plusieurs plantes proches : un herbivore nécessite une certaine quantité de ressources pour se nourrir et chacun de ses pas écrase plusieurs végétaux. Cette fois, l'effet sur la portion d'espace dépend de la densité d'herbivores (De Knecht et al. 2008), donc de la pression exercée par les herbivores, et de la qualité et la composition de la végétation (Adler et Lauenroth 2000, Coppock et al. 1983). Une faible pression coïncide avec une absence ou une faible quantité de passages ou de prélèvements de ressources (par exemple un seul). Cette pression correspond à une situation normale, où quelques animaux se déplacent. Les ressources contenues dans la portion d'espace ne risquent pas de se dégrader. Ce n'est donc pas un aléa. Au contraire, la situation anormale est une **surconsommation ou un sur-passage**, correspondant à une forte pression. Cette dernière est la résultante de n passages ou n prélèvements – n étant un nombre très grand – et constitue un aléa. Ce dernier peut entraîner un risque de changement des ressources si elles sont

vulnérables, ce qui varie en fonction de la composition en espèces végétales de la portion d'espace. La figure A.1.4 à gauche illustre des formes possibles des zones de dégradation de ressources selon la nature de la pression : les plantes touchées par cet aléa forment une zone allongée si c'est un passage répété (mais il n'est pas forcément droit, contrairement au schéma de la figure) et une zone compacte autour d'un lieu de ressources (qui n'est pas parfaitement circulaire). Le changement de ressources à ce niveau méso a aussi un impact sur le changement global des ressources, donc la biodiversité. C'est un niveau à prendre en compte pour évaluer et maintenir la biodiversité. Notons également que plus la zone de dégradation des ressources est étendue, plus la biodiversité a un risque d'être affectée. L'aléa que nous considérons dans la thèse correspond donc à une forte pression, ayant une grande amplitude.

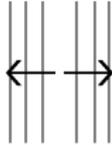
Echelles de la pression Nature de la pression	Agrégation spatiale	
	Niveau local : une portion d'espace	Niveau du parc
Piétinement des espèces végétales	 <p>piétiné 1 fois : nouveau chemin - ok piétiné n fois : risque local de dégradation</p>	 <p>Chemin de plus en plus large: "Autoroute" Risque global de dégradation des ressources</p>
Prélèvement des espèces végétales et de l'eau	 <p>prélevé 1 fois : ok prélevé n fois : risque local de dégradation</p>	 <p>Zone de plus en plus ouverte Risque global de dégradation des ressources</p>

Fig A.1.4 : Les pressions exercées sur les espèces végétales et l'eau et leurs conséquences à différentes échelles.

Pour quantifier la vulnérabilité de la végétation face à une pression d'herbivores sur une surface, les agronomes Hervé (1997) et Manning et al. (2002) ont établi un indicateur de pression au niveau méso, appelé **capacité de charge animale** et défini par le nombre maximum d'herbivores qui peuvent pâturer sur une surface donnée, sans endommager la végétation. Cet indicateur prend en compte la pression animale, à travers la charge animale, qui calcule le poids des groupes d'animaux en fonction de leur espèce. Ainsi plus l'animal est lourd, plus il consomme et piétine, ce qui signifie qu'il exerce une pression sur la végétation. Pour les agronomes, au-delà d'un certain seuil de pression animale, de charge animale qui est n dans notre figure, la capacité de charge en animaux d'une surface est dépassée. C'est donc une surpression animale qui dégrade la végétation. Ce vocabulaire, issu d'agronomie et d'écologie, a été emprunté par Canestrelli et Costa (1991) et Isabel (2003) pour caractériser les lieux touristiques, en particulier les parcs naturels, par leurs capacités de charge en touristes. Par exemple, au-delà d'un certain nombre de touristes sur un site, il est saturé en touristes (la pression touristique est alors élevée) et la végétation est modifiée.

En troisième lieu, nous décrivons la pression animale exercée au niveau global, c'est-à-dire au niveau du parc, agrégeant spatialement les pressions au niveau local. La végétation dans les portions d'espace qui est soumise à une forte pression animale se dégrade selon un gradient. En effet, plus le nombre d'animaux est important (au-delà de n) sur une portion d'espace, plus il occupe de la place et entraîne la dégradation des ressources dans des portions d'espace voisines si ces ressources sont vulnérables. Les zones dégradées deviennent alors de plus en plus grandes. La figure A.1.4 à droite illustre deux formes d'ouverture des zones dégradées au niveau global selon la nature de la pression : par piétinements successifs, les chemins sont de plus en plus larges jusqu'à former des « autoroutes » pour animaux, tandis que les prélèvements répétés, les zones s'agrandissent circulairement. L'ampleur de l'ouverture de ces zones peut varier en fonction du nombre d'animaux exerçant de la pression et de leur espèce, soit leur charge animale. Les espaces dégradés au niveau du parc résultent donc d'une amplification des dégradations, de formes linéaires ou circulaires.

Cas particulier des ressources rares dans les parcs naturels

La forte pression exercée sur des ressources vulnérables par les populations animales peut entraîner leur raréfaction et la diminution de la biodiversité dans les parcs nationaux. Or plus une ressource a de la valeur – et donc est rare sur la liste de l'UICN –, plus les dommages sont importants. La vulnérabilité de ces ressources à la pression animale amplifie donc leur **rareté**. Leur risque de dégradation est important.

La résistance et la résilience des ressources

La vulnérabilité inclut également une capacité de réaction des enjeux face à l'aléa, soit en fonction de ses caractéristiques physiques propres, soit de la capacité de réaction de la société (Dauphiné 2001). Dans ce cas, la vulnérabilité est dite synthétique, par opposition à la vulnérabilité analytique qui cherche à quantifier le niveau de conséquences sur les enjeux. Grâce à sa **résistance**, un enjeu ne subit pas ou peu de dommages lors d'un aléa. Pour Frontier (1977), la résistance aux perturbations est une sorte d'inertie. Les enjeux, de nature différente, sont plus ou moins résistants à un aléa. Pour donner des exemples concrets, une maison en béton est moins vulnérable à un feu qu'une maison en bois, et une maison surélevée est plus résistante à une inondation qu'une maison basse. Cette sensibilité, ou au contraire cette résistance, peut concerner les propriétés physiques, socio-économiques ou environnementales des enjeux.

Dans la nature, quelques moyens répulsifs, de nature physique ou chimique, sont employés par certains végétaux pour éviter leur prélèvement. A titre d'exemples, l'acacia est doté d'épines qui corsent son prélèvement (Rooke et al. 2004) et d'autres plantes ont un fort taux de tanin qui les rend peu digérables (Robbins et al. 1987, Coley 1988).

La résistance est une réponse immédiate des enjeux face à la perturbation. Cependant, les enjeux peuvent réagir de façon différée, après le déroulement de l'aléa. Il s'agit alors de **résilience** (Holling 1973) ou de robustesse (Webb et Levin 2005). La résilience, du latin *Resilio* rebondir, est définie par une capacité des enjeux – écosystèmes, populations – à se remettre du choc de la perturbation et à revenir à un état d'équilibre, avec un fonctionnement normal (Sanseverino-Godfrin 2009, Paillet et Gosselin 2011). Dans la résilience, cet état d'équilibre n'est pas forcément l'état initial (Rebotier 2007). En revanche, si l'enjeu revient exactement à son état initial, cela signifie qu'il est stable dans

le temps et a une certaine **robustesse** (Frontier 1977). La différence entre robustesse et résilience réside dans la réversibilité ou non de leurs états successifs. La robustesse est une notion plus stricte que la résilience parce qu'elle impose le retour au même état (Perrings 2006). Une robustesse des écosystèmes signifierait que la quantité et la qualité d'espèces animales et végétales ne varient pas. Or ces ressources fluctuent énormément selon leur milieu, elles ne sont pas robustes (Larsen 1974). Pour donner un exemple simple, la repousse de la végétation après un feu de forêt est un cas de résilience (Provitolo 2009) : la végétation repousse, mais ce n'est pas nécessairement la même espèce de végétaux, ni la même densité. Les écosystèmes ne sont pas robustes mais peuvent être résilients. La **résilience d'un écosystème** n'est possible que si la perturbation n'est pas trop intense et si le seuil de non-retour à un état d'équilibre n'est pas atteint (Dauphiné et Provitolo 2007). Par cette définition de la résilience, chaque écosystème a un état initial, un état d'équilibre et un état perturbé qui fait immédiatement suite à la perturbation et situé plus ou moins loin de l'état d'équilibre en fonction de l'intensité de la perturbation. Une manière de quantifier la résilience d'un écosystème est de mesurer la durée ou la vitesse de parcours entre l'état perturbé et l'état d'équilibre. Cette résilience apparaît à plusieurs niveaux : individuellement, si un individu se remet d'un choc, ou à l'échelle d'une population, si la population se régénère globalement en nombre d'individus (certains individus pouvant disparaître). Pour finir, la résistance et la résilience sont deux notions complémentaires (Grimsditch et Rodney 2006, Green 2008, Lhomme et al. 2010) : la première est requise immédiatement, lors de l'aléa, tandis que la seconde traduit une certaine durée après l'aléa ; la première anticipe l'aléa alors que la seconde est une réponse et une récupération à l'aléa ; enfin, la fonction de la première est de résister, celle de la seconde d'absorber. Par rapport à la vulnérabilité, seul un système vulnérable peut être résilient : seul un changement d'état implique une réponse différée. Une ressource vulnérable présente donc un niveau de résilience. Par ailleurs, selon Dauphiné et Provitolo (2007), un système plus résilient est moins vulnérable : « paradoxalement la stabilité d'une société, sa pérennité passe par le changement ». L'adaptation d'un système à la perturbation est une caractéristique de résilience. Dans la problématique de conservation des espèces et de la biodiversité, l'étude de l'échelle des populations est privilégiée par rapport à l'échelle individuelle. De même qu'un risque, la résilience concerne des états physiques et économiques. Dans la gestion des parcs naturels, la résilience est de nature physique car c'est l'existence des espèces et leur nombre qui varient.

Peu de travaux fournissent des explications à la résilience d'un écosystème. Dauphiné et Provitolo (2007) notent que trois facteurs influencent positivement la résilience : la diversité, l'auto-organisation et l'apprentissage. En parallèle, en écologie, Tilman (1996) a mené des expérimentations sur différentes parcelles contenant différentes espèces végétales une grande biodiversité face à une sécheresse. Il a montré que les parcelles de diverses plantes avaient mieux résisté à cette perturbation et donc que la biodiversité favorise la résilience. A l'inverse, une perte de biodiversité due à la vulnérabilité des espèces engendrerait une diminution de leur résilience.

Une conséquence indirecte des dégradations des ressources naturelles : le changement d'habitats des espèces animales

Les enjeux peuvent être endommagés par l'aléa, de manière directe ou indirecte. Jusqu'à présent, nous avons évoqué les dommages directs dans les ressources naturelles suite à une forte pression animale. Indirectement, comme le milieu naturel est modifié, les espèces animales présentes voient

leur habitat se modifier, dans ses caractéristiques ou dans ses dimensions, par exemple, la quantité d'eau présente peut diminuer. En écologie, l'**habitat** n'est pas une notion universellement définie. Il existe deux points de vue (voir encadré 1.3).

Encadré 1.3 : La notion d'habitat

D'un côté, l'habitat est « l'ensemble distinctif de facteurs physiques environnementaux qu'une espèce utilise pour sa survie et sa reproduction » (Block et Brennan 1993). L'habitat d'un individu contient de l'eau, de la nourriture et fournit un abri (Tuckwell et Everest 2009) lui permettant de réaliser ses activités normales : recherche de nourriture, repos ou élevage des jeunes (Burt 1943). Par ailleurs, un habitat est localisé sur une portion d'espace, qu'on peut appeler lieu d'habitat, lieu de vie ou **domaine vital** (Benhamou 1998, Calenge 2005).

D'un autre côté, plusieurs chercheurs et institutions, comme Bensettiti et al. (2006) du Museum d'Histoire Naturelle et Morrison (2001), appellent habitat l'ensemble constitué par la portion d'espace et ses caractéristiques. L'habitat est alors l'endroit où l'animal réside.

Nous préférons dissocier les aspects physique et spatial du lieu de vie d'une espèce pour mieux les caractériser. Nous nous situons donc dans le premier point de vue présenté.

En plus, les écologues qualifient souvent l'habitat en fonction de la largeur du domaine vital : à moins de 100 mètres, il est appelé un micro habitat ; entre 0.1 et 10 kilomètres, c'est un méso habitat ; sur plus de 10 kilomètres, un macro habitat (Mellin 2007). Une conséquence est que cette qualification dépend de l'espèce considérée et sa capacité de mobilité : une fourmi vit dans un micro habitat tandis qu'un éléphant occupe un macro habitat.

Pour délimiter le domaine vital d'un animal, plusieurs déplacements sont considérés, à différentes temporalités (Thévenin 2007). L'habitat et le domaine vital sont donc définis à une échelle temporelle donnée. Dublin et Taylor (1996) distinguent les domaines vitaux en fonction de leur durée de fréquentation : le domaine vital général est fréquenté de façon permanente, le saisonnier seulement sur une saison et il est qualifié d'irrégulier quand il est fréquenté de manière périodique, mais de manière moins systématique.

Notons enfin qu'un milieu naturel est défini par rapport à plusieurs espèces et constitué de plusieurs habitats.

Il arrive alors que des populations animales se déplacent, dans un autre lieu du parc ou en dehors du parc, pour retrouver leur habitat naturel. En effet, l'animal a la capacité de se déplacer dans une zone pour y rechercher des ressources appétentes, *i.e.* susceptibles d'être mangées (animales, végétales, eau), qui répondent à certaines caractéristiques (Duncan 1983). D'autres critères peuvent influencer la sélection d'un habitat : le risque de prédation (Valeix et al. 2009), les parasites présents (Dussault et al. 2005) et la compétition entre espèces ou au sein d'une même espèce (Fritz et al. 1996). Ainsi l'impala, suite à une modification dans l'abondance de ses ressources, a changé de domaine vital dans le parc national de Hwange (Bourgarel et al. 2002). Ces déplacements contribuent à la diminution d'espèces animales dans le parc.

L'autre conséquence envisageable relève de l'emprise du domaine vital initial des espèces animales : elle peut se réduire et/ou se diviser en plusieurs domaines vitaux. Il s'agit alors d'une fragmentation de l'habitat, autrement dit son morcellement en différents îlots (Paillat et Butet 1994). Ces différents cas sont illustrés en figure A.1.5. Selon Devictor et al. (2008), la fragmentation des domaines vitaux isole les populations animales et végétales et conduit à leur raréfaction. Les habitats sont alors moins variés et de moins bonne qualité.

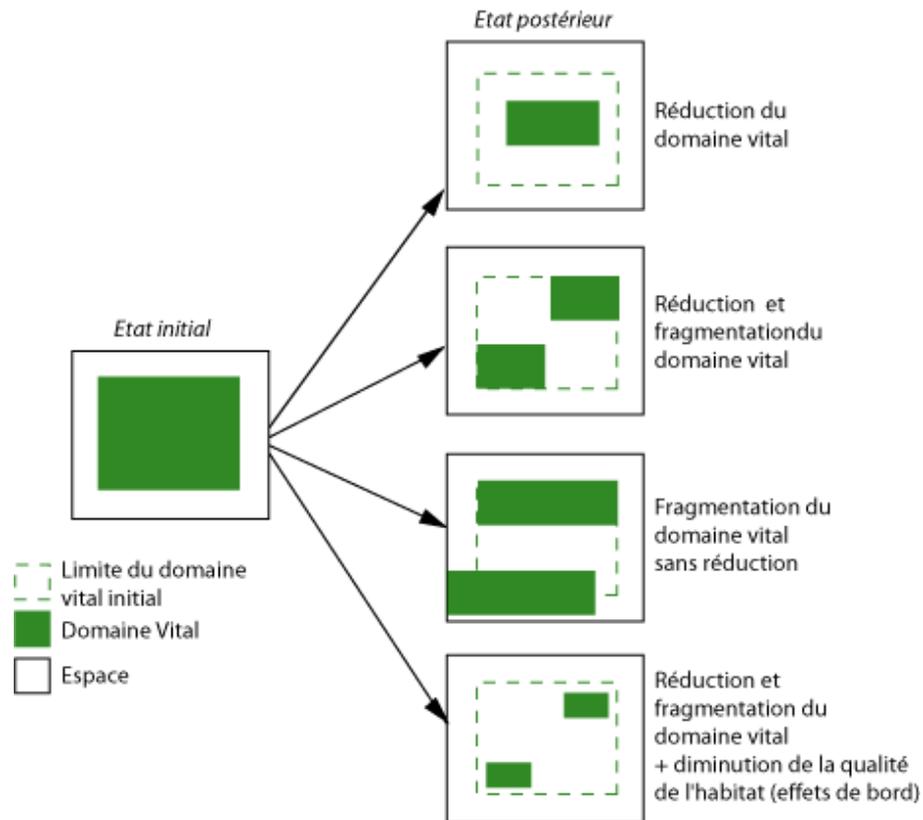


Fig A.1.5 : Perte et fragmentation du domaine vital. D'après (Franklin et al. 2002)

Pour résumer cette partie, dans les parcs naturels, les interactions entre les différents acteurs – populations humaines, animales, végétales – sont complexes. Certaines se traduisent par une diminution du nombre et de la quantité d'espèces végétales et animales, et donc plus généralement de la biodiversité. Nous sommes intéressés par **une interaction** en particulier, celle des populations animales et les ressources présentes (comprenant les végétaux et l'eau). Nous avons identifié un aléa dans cet écosystème : la **pression** exercée sur les ressources par les pratiques spatiales répétées et nombreuses des populations animales.

II. Problématique – Les interactions réciproques entre les herbivores et leurs ressources

Spécificités du parc national de Hwange

Nous nous intéressons à un parc national situé en Afrique : le parc de Hwange au Zimbabwe. Le fonctionnement de ce parc est représentatif des autres parcs nationaux : les activités humaines y sont fortement restreintes et la faune et la flore sont protégées en raison de leur rareté. Même si les touristes sont autorisés à entrer dans ce parc pour le visiter, ils sont peu nombreux : on dénombre 650 entrées annuelles de véhicules en 2009 (Parks and Wildlife Management Authority 2009). Cette faible fréquentation a certainement pour origine la crise économique qui touche le Zimbabwe depuis 2000 puisque l'attractivité internationale du parc a diminué et les droits d'entrée du parc ont freiné les visites des zimbabwéens. Hors du parc, la population locale est également peu nombreuse. Ces particularités impliquent une faible quantité de problèmes dus aux populations humaines. En revanche, la densité et le nombre d'animaux placent les populations animales comme des acteurs éventuels de modifications dans leurs ressources et le paysage en général (Valeix et al. 2011).

La rareté des espèces : une notion toute relative et dépendante de l'échelle

Dans ce milieu, certaines espèces présentes – animales (oiseaux, prédateurs, herbivores) et végétales – sont rares à l'échelle mondiale et référencées comme en voie de disparition : elles figurent sur la liste rouge des espèces menacées établie par l'UICN. Leur population totale mondiale est considérée comme faible, en diminution et fragmentée. Ainsi le rhinocéros est référencé sur cette liste comme en voie d'extinction (la catégorie la plus protégée), le lycaon est en danger et le lion, le guépard, l'éléphant et l'hippopotame sont très protégés (catégories où les espèces sont moins vulnérables).

Malgré cela, le parc fait face à une forte densité de certaines de ces espèces rares ; il y a une sur représentation de ces espèces. De fait, elles sont situées principalement dans ce parc. L'exemple le plus frappant est l'éléphant : sa densité est estimée à 2 individus par km² dans le parc (Valeix 2006). Or dans les autres parcs naturels d'Afrique, qui correspondent aux zones d'habitats des éléphants, cette densité est de l'ordre de 0.5 individus par km², voir figure A.1.6 (Van Aarde et Jackson 2006). Le parc de Hwange s'impose comme ayant la plus forte densité d'éléphants au monde.

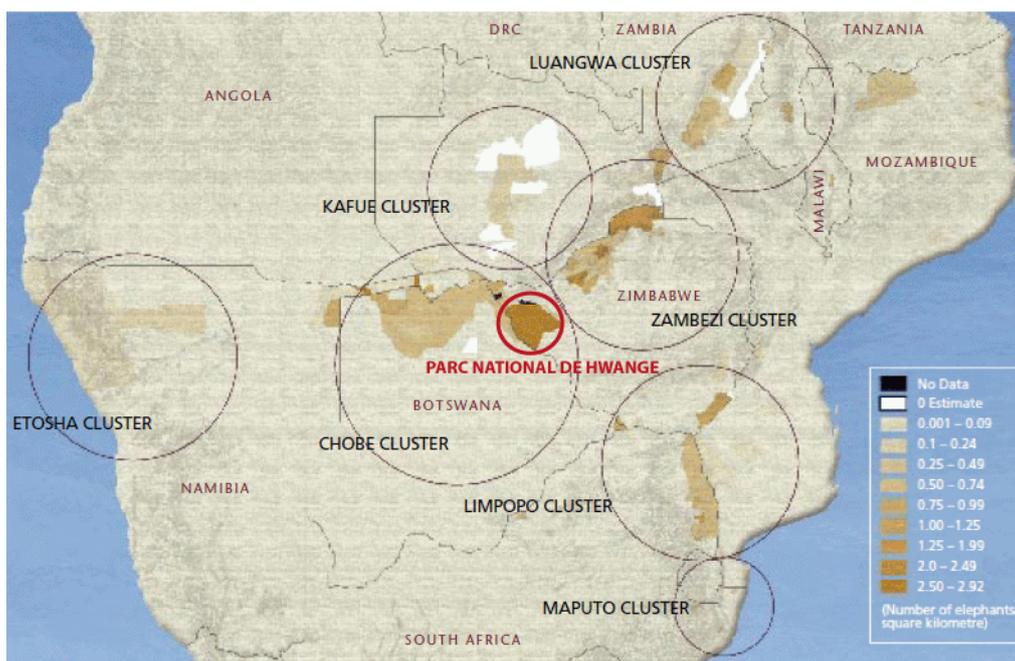


Fig A.1.6 : Les densités d'éléphants dans les parcs d'Afrique australe. Source : (Van Aarde et Jackson 2006).

Une ressource rare à l'échelle mondiale n'est donc pas nécessairement rare à une échelle régionale et il existe une hétérogénéité dans la répartition des espèces animales rares : certaines espèces ne fréquentent qu'un continent, ou qu'un pays, ou qu'une région dans ce pays.

Une concentration locale et saisonnière des populations animales

Le climat semi-aride du parc définit deux saisons très différentes : la saison sèche et la saison des pluies (Aman et al. 2006). La quantité des ressources présentes dépend de ces variations saisonnières (Richard 1959). En effet, pendant la saison sèche, l'eau et la végétation sont rares : les points d'eau sont asséchés ; les feuilles des arbres tombent s'ils sont caducs ; l'herbe est sèche. Au cours de cette saison, comme l'eau de surface est rare dans les milieux semi-arides, les populations animales se concentrent près des rares points d'eau non vides (Stokke et Du Toit 2002, Redfern et al. 2003). Les deux saisons présentent donc des répartitions et des densités de populations animales variées.

Pendant la saison sèche, les ressources restantes, en eau et végétation, moins nombreuses qu'en saison des pluies, doivent faire face à une pression animale plus forte. Par ailleurs, celles-ci sont aussi plus vulnérables à la pression animale car, sans pluie, elles ne peuvent repousser. A l'inverse, la saison des pluies permet aux ressources végétales de repousser et à l'eau de se renouveler. Cette temporalité saisonnière est donc à étudier pour mettre en évidence les différentes intensités et les dommages des pressions animales sur les ressources.

Constats d'écologues : évolutions définitives des ressources et des domaines vitaux

Dans ce contexte, les écologues présents dans le parc de Hwange ont noté une évolution opposée des populations animales depuis 1986 : certaines ont fortement augmenté, comme celle des éléphants, alors que d'autres ont diminué ou sont sorties du parc, comme les lycaons, les hyènes, les girafes ou les buffles (Valeix 2006). Ces constats mettent en avant des modifications définitives des domaines vitaux, définies sur une temporalité plus longue que celle des rythmes saisonniers.

Pour expliquer cette évolution de présence des espèces animales, les écologues invoquent des changements durables des ressources en eau et en végétaux. Selon Valeix (2006), De Beer et al. (2006), Conybear (2004), les changements de ressources dans les milieux semi-arides seraient principalement dus à l'action des populations d'éléphants : ils modifient la structure de la végétation en cassant les branches et déracinant les arbres (Owen-Smith 1988).

Les écologues se demandent donc si les ressources ont effectivement changé et selon quelles modalités. Ils souhaitent caractériser finement les domaines vitaux des espèces, sur un temps long (l'année ou plusieurs années) pour identifier les lieux où se déroulent les changements définitifs des ressources. Les questions soulevées ici sont : 1/ dans quelle mesure les domaines vitaux sont influencés par les ressources ? et 2/ comment évoluent les ressources sur du temps terme ?

Un système défini par les herbivores et leurs ressources

La figure A.1.7 illustre ce système 'herbivores-ressources'. Nous expliquons la signification de chaque flèche dans les lignes suivantes.

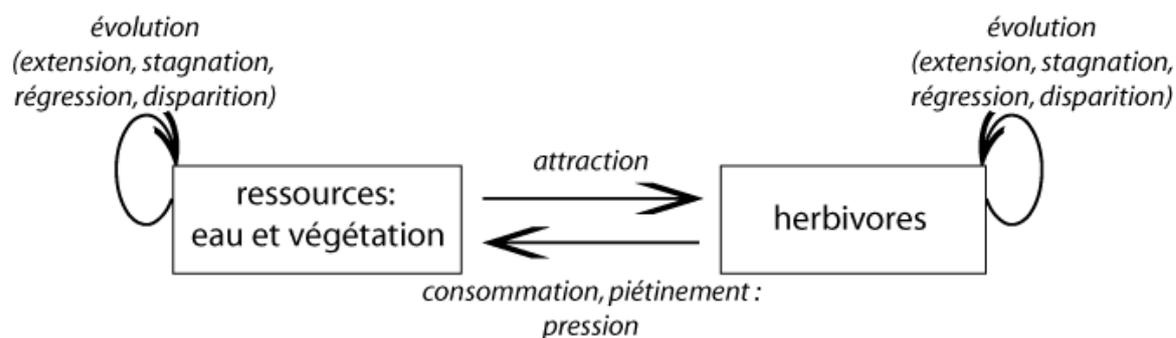


Fig A.1.7 : Le système herbivores-ressources

Chaque entité composant ce système a une dynamique qui lui est propre. Leurs effectifs et étendues évoluent. Ces évolutions font intervenir différents processus qui se déroulent à différentes temporalités. Ainsi, les ressources sont renouvelées à la saison des pluies grâce à la pluviométrie. Elles peuvent également évoluer sur un temps plus long, une dizaine d'années ou plus, par exemple si la végétation repousse et devient plus dense ou si le nombre de points d'eau augmente. Cette évolution dépend des conditions climatiques à long terme. Le nombre d'herbivores, lui, obéit à un équilibre entre l'augmentation des individus annuellement grâce à la reproduction et leur diminution qui dépend de l'intensité de la prédation, la fréquence des maladies ou des conditions climatiques exceptionnelles.

Ajoutons à cela les influences d'une des entités sur l'autre. D'abord, les ressources attirent les populations d'herbivores (flèche de gauche à droite) : elles constituent leurs besoins alimentaires et de grandes quantités journalières sont nécessaires. Leur arrangement spatial peut impliquer des déplacements et des présences des animaux (Greig-Smith 1979, Jeltsch et al. 1996). Pour étudier cette interaction, nous voulons savoir comment les localisations et les états des ressources motivent, facilitent ou au contraire contraignent les pratiques de déplacements des animaux. Ainsi nous regroupons sous le terme de **pratiques spatiales des populations animales**, les actions de consommer des ressources, eau ou végétation, qui génèrent leur prélèvement, et de se déplacer, pendant laquelle les ressources sont piétinées.

L'influence réciproque est celle des herbivores sur les ressources. Jusqu'à présent nous avons appelé cette influence la pression animale. D'autres chercheurs identifient cette pression sans la nommer et qualifient les herbivores d'« architectes » de leur milieu (De Knecht et al. 2008), puisqu'ils modifient directement la quantité et la qualité de végétation ou d'eau disponibles (Conybear 2004, De Beer et al. 2006, Valeix et al. 2011). La pression animale est liée aux pratiques spatiales des populations. Si ces pratiques sont répétées par un grand nombre de groupes, la pression animale est forte et peut engendrer des dommages sur les ressources. Dans ce cas, elle est considérée comme un aléa.

Ce système est à l'équilibre si les besoins alimentaires permettent aux ressources de se renouveler. Il est en déséquilibre si une des deux interactions est plus intense que l'autre : une très forte pression modifiant les ressources ou s'il y a trop peu de ressources pour les herbivores qui risquent de mourir.

Une problématique de la thèse concerne la description des pratiques spatiales des populations d'herbivores en vue d'identifier les pressions qu'elles exercent sur les ressources. Nous voulons

étudier selon quelles modalités est engendrée cette pression : par quelles actions, dans quels lieux, à quels moments et sur quelles ressources.

Ce chapitre expose la problématique de la thèse, à savoir la dégradation des ressources due aux interactions entre les populations d'herbivores et les ressources.

Ceci forme le système herbivores-ressources que nous étudions. Ce système est formé de deux influences réciproques : les ressources attirent les populations d'animaux à cause de leurs besoins alimentaires et les populations d'herbivores exercent une forte pression sur les ressources quand leurs pratiques spatiales sont répétées, ce qui peut les dégrader.

Chapitre 2 : Mise en place de la méthodologie

I. Méthodologie – L'analyse spatio-temporelle combinée des lieux de pression animale et des lieux de changements d'occupation du sol

1. Caractériser l'espace selon différentes variables

Mettre en relation les variables de pratiques spatiales des animaux et d'évolutions des ressources

Le système présenté met en évidence deux entités à analyser indépendamment – d'une part les ressources, d'autre part les populations animales – puis à mettre en relation pour identifier leurs interactions. Ce système est spatialisé parce que les deux entités sont localisées dans l'espace. En particulier, s'il existe des interactions, la disponibilité spatiale des ressources devrait correspondre aux lieux de pratiques spatiales d'animaux.

L'objectif de la thèse est de caractériser l'espace selon ces deux entités en identifiant et mesurant des variables décrivant 1/ la présence des populations animales et 2/ la présence de ressources pour les animaux. Toutefois ces deux entités ont une dynamique propre ; elles évoluent dans le temps. En effet, les populations animales se déplacent et les ressources se modifient au cours du temps. Pour appréhender les variabilités spatio-temporelles de ces deux entités, en complément de leurs présences, nous identifions des variables décrivant la nature et l'intensité 1/ des **pratiques de déplacement** des populations animales, incluant leurs déplacements, leurs arrêts et leurs activités, et 2/ des **évolutions des ressources**. La nature et l'intensité des pratiques de déplacement des populations animales permettent d'estimer la pression exercée par les populations animales sur les ressources. Après avoir caractérisé l'espace selon différentes variables de pratiques de déplacement des populations et d'évolution des ressources, nous étudions le lien entre ces variables.

Sources de données : des données GPS et cartes d'occupation du sol

Pour mener à bien notre objectif et étudier les pratiques spatiales des populations animales et les ressources, nous devons avoir accès à des données spatialisées décrivant (Beguin et Pumain 1994) leurs localisations et leurs états.

Pour analyser les pratiques spatiales des herbivores, plusieurs types de données pourraient être utilisés : les localisations successives ou déplacements des troupeaux d'herbivores ou les lieux de pratiques spatiales des animaux. Dans le premier cas, ce sont des GPS qui relèvent des points de passage d'individus à une fréquence temporelle régulière. Dans le second cas, les lieux sont identifiés par des experts et le nombre d'animaux de passage dans ces lieux est mesuré.

Pour identifier les localisations des ressources, ainsi que les espèces végétales présentes, nous utilisons des cartes d'**occupation du sol** (voir encadré 2.1). Ces cartes sont établies par l'observation à distance du sol en analysant des images prises de satellite ou d'avion. Ces images sont composées de milliers de pixels. Le **pixel**, contraction des termes anglophones "picture element" ou "tâche élémentaire", est considéré comme la plus petite unité distincte au sein d'une image numérique. Le

pixel provient plus exactement de la tâche au sol réellement mesurée par le capteur, qui est ensuite ramenée à un espace carré pour former un pixel (Bariou 1978). Pour analyser ces images, il s'agit d'utiliser les outils de la télédétection (Callot et Drouot 2000). Les pixels sont souvent classifiés ; le principe est d'attribuer des classes de végétation aux pixels ayant différentes couleurs.

Encadré 2.1 : L'occupation du sol

L'occupation du sol ou des sols est la description physique de la Terre. Selon la FAO (1998), il s'agit de « la couverture physique des terres émergées », autrement dit les éléments physiques qui se trouvent au-dessus de la terre.

La CE (2001) distingue plusieurs catégories d'éléments dans l'occupation du sol : les zones de végétation, les sols nus, les surfaces dures dans lesquelles se trouvent les bâtiments, les surfaces humides et les plans d'eau (l'eau souterraine se trouvant sous la terre).

L'occupation du sol est observée par différents capteurs, dans l'ordre de leur distance par rapport au terrain : l'œil humain, l'avion ou les satellites.

Une série de cartes, à différentes dates, permet d'identifier les lieux de changements de l'occupation du sol, que ce soit les zones d'eau et les zones de végétation. Plusieurs cartes d'occupation du sol résultent alors de plusieurs images satellites, prises à différentes dates.

Une des difficultés est la dynamique des pratiques animales et de l'occupation du sol. Pour appréhender ces dynamiques, un grand nombre de mesures devraient être effectuées, à des fréquences régulières et sur une longue durée. Cependant, les données historiques décrivant la végétation et les déplacements d'animaux sont rares, et d'autant plus qu'il faut remonter dans le temps (Rooney et al. 2004). Quand elles existent, il est possible de remonter entre 10 et 30 ans en arrière. Ce temps est donc relativement court par rapport aux données d'archéologie ou d'histoire, par exemple dans (Gribaudo 2009). Par ailleurs, la fréquence de mesure de ces données est très variable : elle dépend des moyens mis en place pour les mesures, les capacités de mesure des satellites. Par exemple, il peut exister une image prise par un certain satellite tous les dix ans et plusieurs images issues d'un autre satellite tous les mois mais seulement pendant une année.

Les échelles spatiales et temporelles

Cette analyse doit intégrer une dimension temporelle, étant entendu que les pratiques de déplacement des populations animales évoluent dans le temps, que l'occupation du sol varie à diverses temporalités et donc que les processus d'interaction sont susceptibles d'évoluer dans le temps.

Les temporalités choisies pour l'analyse doivent correspondre aux temporalités intrinsèques des dynamiques des animaux et de des ressources. Or ces temporalités sont très diverses. Nous en identifions quelques unes ici. D'abord, les ressources ont des comportements différents et se renouvellent plus ou moins rapidement. La pluviométrie annuelle, concentrée en saison des pluies, suffit en général à combler l'ensemble des ressources en eau. Les végétaux, eux, poussent d'année en année, également en fonction de la pluviométrie. Une temporalité d'intérêt semble être l'année pour les ressources. Cependant ces évolutions annuelles peuvent être retardées, en particulier à

cause de fortes pressions animales. Ces pressions entraînent également des changements dans les ressources. Pour estimer la temporalité de ces changements, nous faisons ici un parallèle avec les pressions anthropiques. Selon Puech et al. (2000) et Brou Yao (2001), des changements de la végétation dus à des pressions anthropiques moyennes dans un climat semi-aride (comme notre parc) surviennent en moins de 30 ans. Cette période de temps nous paraît être un maximum pour identifier des changements de la végétation dus aux pratiques de déplacements des populations animales. Une temporalité qui peut être à étudier est la décennie, étant donné que les espèces végétales peuvent entièrement repousser dans cette période (voir Annexe 1).

Comparaison avec des approches purement écologiques ou agronomiques

Nous visons à répondre à une problématique située en écologie : le lien entre les populations d'herbivores et les ressources en végétation et en eau. Nous proposons d'appréhender cette problématique par une approche géographique en caractérisant l'espace selon des variables de pratiques de déplacement des populations et des variables d'évolution de l'occupation du sol.

Bien entendu, la même problématique peut être traitée en intégralité par une approche écologique. Ainsi, pour répondre à cette même question, Boulanger (2010) a effectué des relevés au sol sur les plantes pour mettre en évidence le pourcentage de dommages sur une même plante. Il cherche à mettre en évidence la manière dont les herbivores utilisent les plantes. Sa méthode est centrée sur l'état des végétaux, compte tenu que les végétaux et leur localisation témoignent aussi des pratiques spatiales des animaux. Ses relevés sur les plantes, situés dans l'espace et le temps, permettent de déterminer des zones et des moments où la végétation est la plus endommagée. D'autres écologues utilisent les traces au sol et les comptages d'animaux pour évaluer leurs répartitions spatiales qui donnent une idée de la densité d'animaux et donc de la pression animale (Valeix 2006). Ces mesures sont effectuées au niveau du sol sur des objets micro (plantes ou animaux).

L'intérêt de notre approche géographique est que les objets d'étude - les évolutions des ressources et des pratiques des herbivores - sont différents puisqu'ils sont mesurés à distance, par l'intermédiaire de satellites. Pour les plantes, seules les grandes zones homogènes de végétation sont visibles sur les images satellites, et nous avons accès à leurs caractéristiques physiques par la télédétection. Les animaux ne sont pas visibles directement dans les images car ils sont trop petits et cachés dans la végétation, mais s'ils portent un émetteur GPS, leurs positions sont calculées par des satellites. Ces positions GPS nous donnent accès à une information plus précise sur les animaux : leurs localisations à chaque pas de temps. Les approches écologique et géographique sont donc complémentaires car elles reposent donc sur des échelles d'observations différentes, et donc des objets d'étude différents comme illustré en figure A.2.1.

Le domaine se situant à cheval entre les approches géographiques et écologique se nomme la biogéographie. Elle cherche à étudier les répartitions spatiales de la faune ou de la flore à travers les analyses de paysages. Les paysages sont décrits à partir de mesures au sol et à distance.

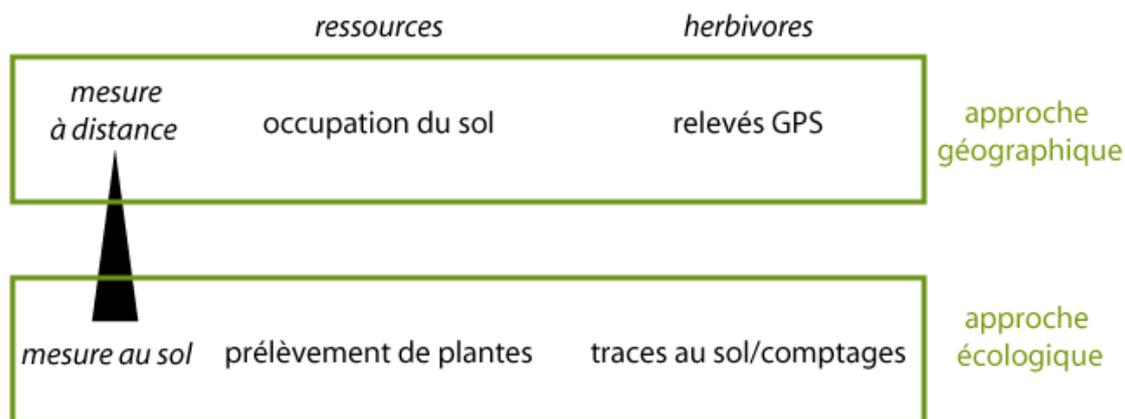


Fig A.2.1 : Différence de l'échelle des observations entre les approches géographiques et écologiques

Une autre approche peut être adoptée : celle de l'agronomie. Dans ce domaine, on cherche à exploiter une ressource située sur un lieu, le plus souvent de la taille d'une parcelle. Dans ce contexte, sont pris en compte trois dimensions du lieu : le sous-sol, le sol (comprenant l'occupation du sol), les actions des animaux et des hommes. L'agronome chercherait dans notre problématique à estimer la biomasse produite par le sol en relation avec le nombre d'animaux présents. Un point commun entre la géographie et l'agronomie réside dans la prise de mesure à distance des ressources et des animaux. Une différence importante est que les comportements et la densité des animaux sur un lieu seraient estimés par des observateurs, en réalisant des comptages par exemple, tandis que nous souhaitons nous appuyer sur des mesures GPS pour estimer les lieux les plus fréquentés par les animaux.

Plusieurs approches existent pour traiter de notre problématique écologique, à savoir identifier les liens entre les ressources et les populations animales.

Un écologue aurait effectué des relevés quantifiant l'état de dégradation des plantes et le nombre d'animaux observés dans des lieux de forte dégradation de la végétation.

Un agronome aurait évalué la quantité de végétaux (la biomasse) et la qualité des sols dans des lieux spécifiques pour estimer leur résistance face à une certaine quantité d'animaux vus.

Un géographe, comme nous, décrit l'espace par l'occupation du sol ou le paysage par des données de télédétection et par les lieux fréquentés par les populations animales identifiés pour ensuite étudier le lien entre l'occupation du sol et les populations animales.

2. La généralité de la démarche : apport de la géomatique

Apport de la géomatique

Les points GPS ne suffisent pas pour avoir accès aux pratiques spatiales des animaux, c'est-à-dire leurs déplacements et leurs arrêts. Ces pratiques doivent être construites.

La géomatique fournit des applications informatiques pour résoudre des besoins géographiques (Langlois 2004). C'est un domaine situé entre la géographie et l'informatique : les outils proposés

sont informatiques avec une dimension spatiale. Un des vecteurs de la géomatique est les Systèmes d'Information Géographiques (SIG) qui fournissent des outils permettant le stockage de données, leur visualisation cartographique et leur analyse spatiale (Denègre et Salgé 2004). De nombreux outils basiques sont préexistants dans les SIG, comme les intersections spatiales des couches d'informations ou la visualisation des couches par couleurs. Il est cependant possible d'en construire de nouveaux, propres à la thématique étudiée. La géomatique permet donc de construire de l'information et de traiter ces différentes données par de nouvelles méthodologies.

Dans la thèse, nous voulons construire les pratiques spatiales d'animaux. Quelques chercheurs, notamment en informatique, ont identifié les déplacements et les arrêts de certains animaux comme les phoques (Wafa et al. 2012). Ces approches sont souvent centrées sur un animal en particulier avec certains comportements (par exemple les phoques réalisent des plonges). Jusqu'à présent, aucun chercheur n'a cherché à extraire les déplacements et les arrêts de manière générique, c'est à dire de n'importe quel animal et de n'importe quelle zone, sous réserve de préciser certains paramètres comportementaux. Nous proposons donc d'adopter cette démarche originale, axée sur la géomatique. Les enjeux en géomatique résident dans l'automatisation des processus et la généralité des méthodes.

Un géomaticien, comme nous le sommes également, prend en compte les concepts géographiques mis au point pour développer des outils génériques, en particulier pour identifier les pratiques spatiales des animaux.
--

Généricité de la démarche – L'étude des interactions entre des populations animales ou humaines et les milieux naturels

Si notre méthodologie est appliquée à un parc national particulier avec des espèces particulières, nous visons à développer une démarche générique, au moins applicable dans d'autres parcs naturels ou d'autres espèces animales, pour étudier les interactions entre les populations et leurs lieux de vie.

S'agissant d'identifier les liens entre l'occupation du sol et les pratiques spatiales des animaux, ce travail pourrait permettre de mieux anticiper les phénomènes de dégradation des ressources et de l'occupation du sol dus aux animaux. En ce sens, il pourrait contribuer à l'amélioration de la préservation des ressources dans les parcs et accompagner la mise en place de mesures de sauvegarde appropriées, telles que l'installation de barrières, la plantation de nouveaux végétaux ou la mise en place de nouveaux points d'eau.

Ce travail pourrait également être transféré pour étudier tout questionnement concernant les mobilités, d'individus humains ou animaux, empruntant différents moyens de transports et sur différentes temporalités, et leur lien avec l'occupation du sol. Par exemple, l'étude de la pression humaine sur l'occupation du sol pourrait aider à la mise en place de restrictions sur les nouvelles constructions dans des zones protégées.

3. Positionnement de la thèse – À l’interface de l’écologie, de la géographie et de la géomatique

Le caractère multidisciplinaire de ce travail, à l’interface de l’écologie, de la géographie et de la géomatique, justifie le déploiement d’une démarche globale et transversale à ces trois domaines, qui sont illustrés en figure A.2.2.

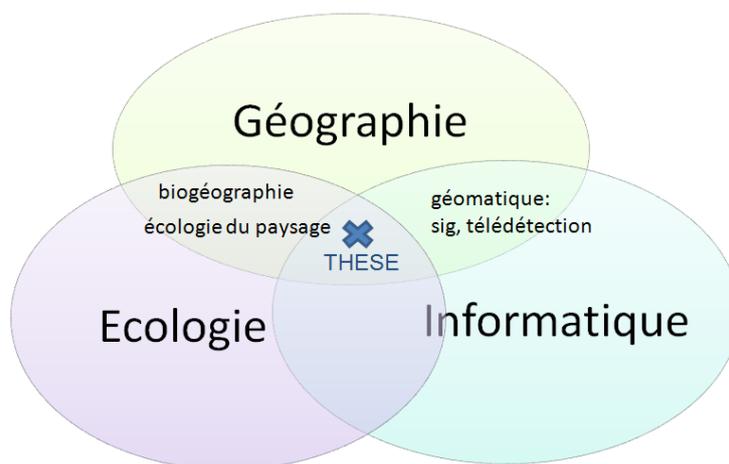


Fig A.2.2 : Une problématique et une méthodologie pluridisciplinaires

D’abord, la **problématique** de la thèse s’inscrit dans une branche particulière de l’écologie : l’écologie des populations (sous-entendu : animales) qui étudie les relations entre une population d’individus d’une même espèce et son habitat. L’écologie des populations recherche donc à évaluer les activités de la faune sauvage, par des outils statistiques ou informatiques (White et Garrott 1990, Calenge 2006, Calenge et al. 2009). Comme ces activités se réalisent dans des lieux et à certains moments de la journée, par exemple le jour ou la nuit, on peut en déduire des comportements (Boitani et al. 1994, Baubet et al. 2007).

Ensuite, s’agissant de caractériser l’espace par les changements d’occupation du sol et les pratiques de déplacement des animaux, nous nous inscrivons également dans une **dimension géographique**. À ce titre, nous allons emprunter **des concepts, des modélisations et des méthodologies** issues de la géographie. La méthodologie géographique que nous adoptons est au service de la problématique écologique.

Nous voulons créer une **méthode générique** d’analyse des interactions entre les ressources et les populations d’herbivores, applicables à d’autres zones et d’autres animaux. Pour cela, nous développons des outils et des objets d’analyse grâce à la **géomatique**, elle-même à l’interface entre la géographie et l’informatique.

L’objectif de la thèse est de **développer une démarche** pour répondre à une problématique écologique pour identifier les liens entre les ressources et les populations animales. La mise en œuvre de cet objectif s’appuie sur certaines espèces (des grands herbivores) et un parc national (celui de Hwange) à titre illustratif. La méthodologie vise en effet être adaptable à toute recherche concernant le lien entre des mobilités d’individus et l’occupation du sol.

II. Enjeux méthodologiques

Les objets géographiques et les échelles d'observation

Pour mener à bien cette démarche, nous devons au préalable définir quels sont les objets sur lesquels se porte notre analyse.

En géographie, les objets sont qualifiés de géographiques s'ils sont localisés, délimités et identifiés, de façon à les différencier les uns des autres (Langlois 2005). Les **objets géographiques** servent à appréhender les phénomènes spatiaux (Levy et Lussault 2001). Chaque objet géographique fait référence à un lieu et peut être situé de façon absolue dans l'espace par ses coordonnées et de façon relative par rapport aux autres objets. L'espace n'est pas forcément prédécoupé selon des objets géographiques existants. Parfois, la sélection et la délimitation de ces objets relèvent d'une démarche intellectuelle et sont relatives à l'observateur, à la problématique, à la méthodologie envisagée et au positionnement scientifique. Les objets géographiques doivent alors être construits en se fondant sur des hypothèses de construction (Maby 2003). Bailly et al. (2001) envisagent trois types d'objets géographiques :

- Une unité spatiale provenant d'un découpage d'un espace continu, découpage qui peut être administratif (par exemple des communes ou des parcelles cadastrales) ou physique (des montagnes ou des bassins versants). Dans ce cas, les objets géographiques ont une géométrie existante et une emprise spatiale. Ils sont étudiés selon leurs caractéristiques sémantiques, par exemple le peuplement sur les communes, le relief ou les caractéristiques physiques des parcelles.
- Un objet qui a une existence dans l'espace. Il peut s'agir soit d'un lieu comme un quartier ou une ville, soit d'un objet qui se déplace sur l'espace, telle une personne ou une voiture. La sélection de ces objets dépend fortement de la problématique.
- Un flux ou un échange entre deux lieux, qui n'ont pas d'existence spatiale, mais peuvent être localisés : flux migratoire par exemple.

Ces objets identifiés ont un certain ordre de grandeur : par exemple un pays comme la France s'étend sur plusieurs milliers de kilomètres, tandis qu'un quartier d'une ville sur quelques centaines de mètres ou une bactérie sur quelques micromètres. Selon Pavé (1994), pour identifier ces différents objets, il faut utiliser un instrument de mesure ayant une unité de mesure adaptée à leurs ordres de grandeur. Par exemple le microscope observe des objets à l'échelle du micromètre, l'avion celle du mètre, le satellite SPOT à l'échelle du décimètre et le satellite NOAA à celle du kilomètre. En conséquence, une parcelle agricole apparaît sur les images aériennes et celles issues de SPOT, et elle occupe une certaine surface de pixels, mais n'est pas visible sur les images NOAA. Par ailleurs, selon Maby (2003), un objet géographique s'inscrit dans des « ordres de grandeurs » bornés : les très petits objets (par exemple les livres) et les très grands (les planètes) ne sont pas géographiques. Cela signifie qu'un objet géographique s'inscrit dans un intervalle d'échelles spatiales.

La géométrie de ces objets est dépendante de l'échelle d'observation de ces objets, qui est une unité de mesure de l'espace fixée par l'instrument. Plus on observe finement, plus les structures mesurées

sont précises. La précision de ces différents capteurs dépend de différents facteurs : par exemple la distance d'observation (donc l'altitude pour les avions et satellites), la taille des pixels de l'instrument (appelée résolution spatiale) et les couleurs mesurées.

En géographie et en cartographie, on dit que l'échelle spatiale est grande (Sanders 2010) ; en écologie on la qualifie de large (Legendre et Borcard 2003). Selon l'échelle d'observation, les objets géographiques peuvent avoir une géométrie : ponctuelle (un objet localisé de petite échelle spatiale, « vu de loin »), linéaire (s'il s'agit d'un flux ou d'un réseau) ou surfacique qui a une certaine superficie (un objet géographique « vu de suffisamment près »). A noter que changer d'échelle amène éventuellement à modifier les géométries des objets géographiques.

Dans notre problématique, les deux types d'objets qui nous intéressent sont d'une part les animaux (en l'occurrence les herbivores) qui se déplacent dans l'espace et d'autre part les zones d'occupation du sol localisées dans des lieux. Les parties suivantes présentent ces objets plus en détail.

1. Identifier et caractériser les objets géographiques : les animaux et les zones d'occupation du sol

Les animaux : des individus aux groupes

En écologie, selon Arnaud et Emig (1986), il existe une hiérarchie naturelle entre les organismes : les individus d'une même espèce peuvent s'organiser en groupe, les groupes composent une population, l'ensemble des populations définies sur plusieurs zones forment les populations d'une espèce et les populations de diverses espèces forment le peuplement animal. Ces processus d'organisation des systèmes naturels mettent en évidence des niveaux d'organisations (niveau individuel qui est le niveau le plus fin, niveau du groupe, niveau de la population), chaque niveau étant composé des individus des niveaux inférieurs (Pavé 1994), comme illustré en figure A.2.3.

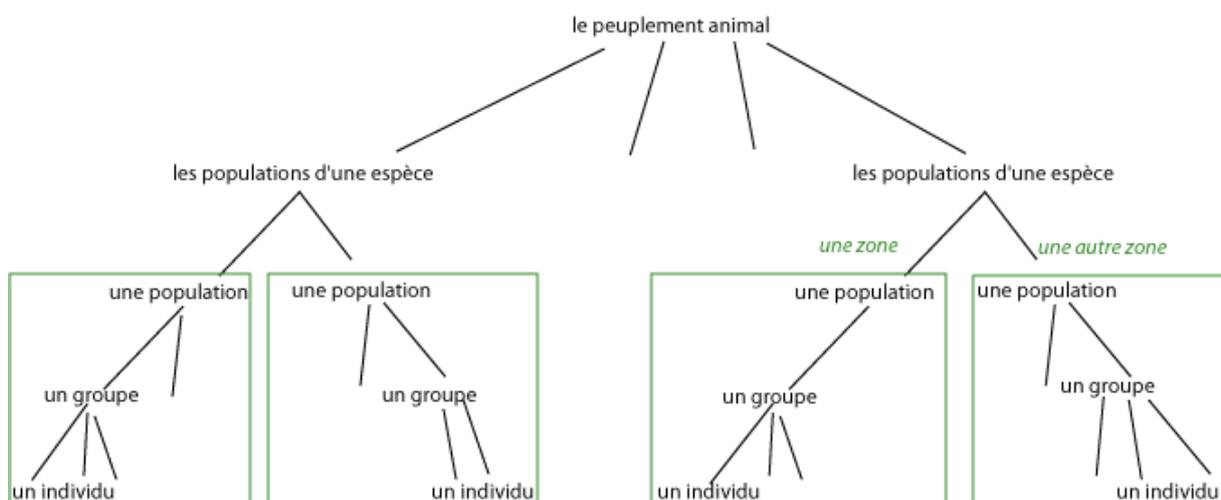


Fig A.2.3 : Définition des niveaux hiérarchiques des animaux en écologie

Dans cette hiérarchie, les notions écologiques sont définies à différents niveaux. L'habitat et le domaine vital sont déterminés pour un individu, un groupe ou une population d'une espèce sur une

zone (niveaux encadrés par des rectangles sur la figure). Pour les populations d'une espèce, on parle des habitats. Le milieu naturel est transversal à plusieurs espèces, sur une même zone (il regroupe donc plusieurs rectangles). Cette figure nous permet également de considérer le terme de migration, qui a de sens uniquement au niveau d'une population.

Selon Chardonnet (2011), une **migration** est un déplacement prévisible d'une population d'une espèce entre deux domaines vitaux, où ils vivent à différentes périodes de l'année. En conséquence, si ce type de déplacement concerne seulement quelques groupes ou quelques individus, il ne peut être dénommé migration. Cette définition permet d'identifier uniquement cinq zones de migrations d'herbivores en Afrique : les gnous et les zèbres en Tanzanie et en Angola, les cobes au Soudan, les éléphants au Mali et les antilopes au Botswana.

Pour des herbivores, le groupe est une structure importante : très rarement seuls, les herbivores forment des groupes. Plusieurs raisons peuvent être invoquées. D'abord, le groupe répond à une stratégie anti-prédatrice permettant de diminuer la vigilance individuelle pendant le pâturage (Caraco et Pulliam 1984, Périquet et al. 2010). Selon Vickery et al. (1991) et Poysa (1992), cette structure faciliterait également la recherche de nourriture : un leader guide le groupe jusqu'aux ressources. Finalement, la structure des groupes est en relation avec la disponibilité des ressources : une ressource rare implique de petits groupes mobiles, tandis que si elle est abondante, comme l'herbe, de grands groupes se forment (Jarman 1974, Dumont et Boissy 1999).

Une population d'herbivores correspond donc à l'ensemble des groupes de la même espèce animale vivant dans une aire géographique donnée. Une zone définit donc une seule population d'une espèce. Par exemple la population de gorilles des montagnes en Ouganda est constituée de plusieurs groupes d'une dizaine d'individus (Kalenga Sobola 2005). Au sein de chaque groupe, les individus interagissent entre eux et chaque groupe par son comportement collectif interagit avec les autres groupes.

Comme notre zone d'étude est le parc de Hwange, nous nous intéressons au niveau de la population et les niveaux situés en-dessous de celui de la population (correspondant aux carrés verts dans la figure A.2.3), et ce pour plusieurs espèces d'herbivores. Dans ce cadre, un groupe est formé d'un à n individus et la population d'un à m groupes. Nous détaillerons par la suite ces espèces.

Dans cette organisation existante, nous considérons que le niveau micro est le niveau individuel, le niveau méso celui des groupes (qui peuvent aussi être appelés troupeaux puisqu'il s'agit d'herbivores) et le niveau macro celui de la population d'une espèce (figure A.2.4).

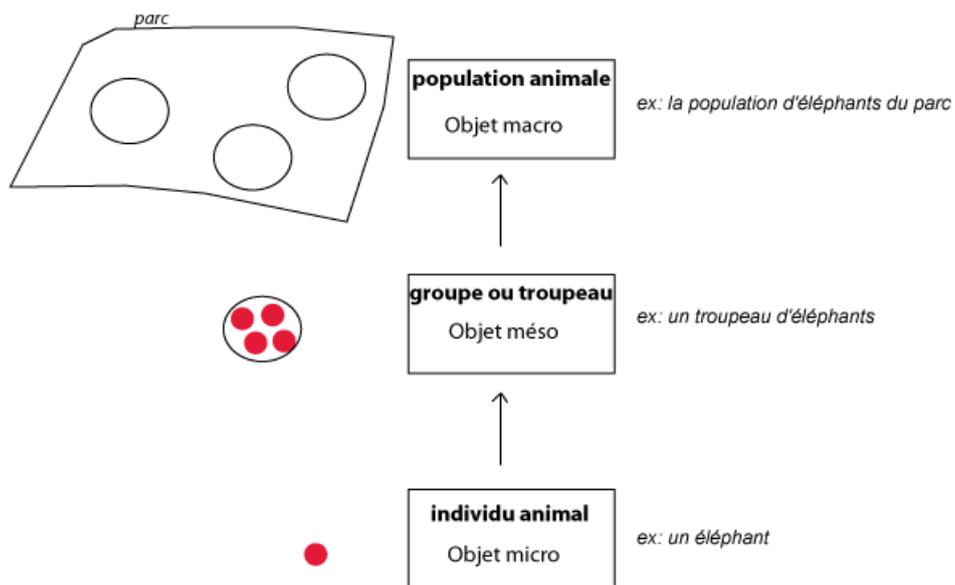


Fig A.2.4 : Les niveaux d'organisation micro, méso et macro pour les animaux

Nous voulons évaluer la pression exercée par les populations d'herbivores sur les ressources. Or, les pratiques spatiales d'un seul animal n'ont que peu d'impact sur le milieu (Galent et al. 1998) et ne constituent pas à elles seules une pression. Ce sont les pratiques spatiales des groupes composés de plusieurs individus qui forment une pression forte sur un lieu. De plus, si plusieurs groupes reviennent à ce même lieu, la pression augmente. Pour identifier les lieux de pression, l'enjeu consiste donc à appréhender les pratiques spatiales du groupe dans sa globalité. Par ailleurs, cette pression est fonction de la taille du groupe considéré, qui peut varier selon les espèces animales : plus la taille du groupe est grande, plus ce groupe occupe une certaine emprise au sol, car la distance inter individuelle reste pratiquement la même, de l'ordre de 10 mètres selon Dumont et Boissy (1999), plus il consomme des ressources et plus il exerce une pression sur le sol, comme pour le grand troupeau de zèbres de la figure A.2.5.



Fig A.2.5 : Un grand troupeau de zèbres au Kenya

Un de nos objets géographiques d'intérêt est donc le groupe d'herbivores, le niveau méso. Ainsi nous ne nous appuyons pas directement sur les objets micro, c'est-à-dire les individus animaux. Cependant, ils apportent des informations utiles pour caractériser le groupe : on peut connaître la

taille du groupe par son nombre d'individus et sa structure par le nombre d'adultes ou de jeunes présents ou encore le nombre de mâles ou de femelles.

Dans une journée, la vie des herbivores s'organise selon différentes activités (Chirat 2010, Sanon et al. 2007) : ils se reposent, se déplacent plus ou moins rapidement, boivent, cherchent leur nourriture, mangent de l'herbe ou des pousses ou ruminent. Nous choisissons de distinguer les activités dynamiques (se déplacer) de celles qui sont statiques. Dans ces dernières, nous considérerons, comme le font Fortin et al. (2004), trois types d'activités quotidiennes : se reposer, boire et manger. Les activités statiques sont effectuées sur un lieu, tandis les activités dynamiques se déroulent sur plusieurs lieux. De plus, la réalisation de certaines activités implique l'existence de certaines ressources, par exemple pour boire, il faut de l'eau. Elles sont donc inscrites dans des logiques spatiales. Ces différentes activités sont décrites par le terme générique de pratiques spatiales d'herbivores.

A cause du risque de prédation, les activités statiques réalisées par des individus du même groupe d'herbivores peuvent être décalées dans le temps, chacun des membres du groupe ne réalisant pas exactement la même activité au même moment, comme sur la figure A.2.6. Cependant, nous ne prenons pas en compte les variabilités individuelles dans les activités statiques, nous considérons que le groupe réalise une même activité sur un lieu, qui correspond à l'activité principale réalisée.



Fig A.2.6 : Des activités individuelles décalées dans un groupe de zèbres

Concernant l'activité de se déplacer, les herbivores se déplacent au même moment, même si certains vont plus vite que d'autres. Nous considérons que le groupe d'herbivores se déplace et séjourne aux mêmes lieux pour y réaliser les mêmes activités, comme un bloc, en occupant une certaine emprise sur le sol qui dépend du nombre d'individus qui composent le groupe et leur dispersion. Nous appelons alors pratiques spatiales du groupe d'herbivores les activités statiques ou dynamiques réalisées majoritairement par les individus composant ce groupe. Nous considérons donc par la suite l'objet géographique groupe d'herbivores ayant une localisation moyenne, une emprise spatiale correspondant à l'étalement des individus et certaines pratiques spatiales.

La végétation : des arbres aux formations végétales

De la même façon, la végétation est hiérarchisée selon des niveaux d'organisation (figure A.2.7).

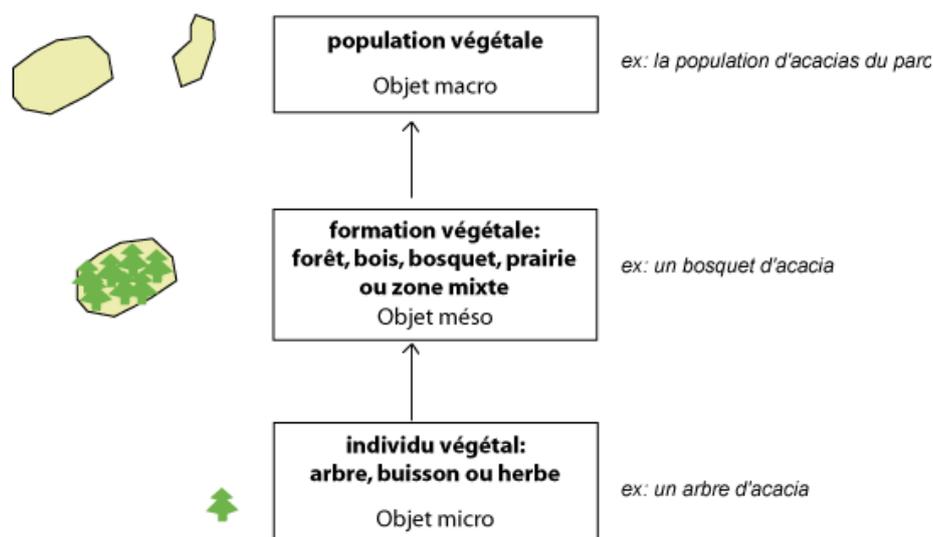


Fig A.2.7 : Les niveaux d'organisation micro, méso et macro pour la végétation

Allain (2001) et Grouzis et Le Floc'h (2003) introduisent la notion d'individu végétal qui définit le niveau micro de la végétation. Une différence par rapport à un individu animal est que l'individu végétal ne bouge pas : il reste à la même localisation au long de sa vie.

Ces individus végétaux sont qualifiés selon leur hauteur ; ce sont des arbres, des arbustes ou des brins ou touffes d'herbe. Ces spécifications de hauteur sont fixées par pays : en France, un arbre doit être plus haut que sept mètres (L'if 2004), mais cette hauteur est de deux mètres au Zimbabwe (Valeix 2006) et d'un mètre en Afrique du Sud (De Knecht et al. 2011). Comme notre parc est situé au Zimbabwe, nous prenons la définition d'un arbre de ce pays. De plus, les individus appartiennent à une certaine espèce végétale, par exemple chêne ou bouleau. Dans le parc de Hwange, les arbustes et les arbres sont souvent issus des mêmes espèces végétales, seule leur hauteur diffère.

Dans l'espace, les individus végétaux peuvent être isolés ou rassemblés, en formant alors selon des formations végétales (De Granville 1986, Agbahungba et al. 2007, Hauhouot et al. 2011). Si les entités végétales sont des brins d'herbe, l'ensemble des brins d'herbe forme une prairie ; si ce sont des arbustes ou des arbres, on distingue trois formations végétales en fonction de leurs étendues. Les bosquets sont composés d'arbustes, les bois, d'arbres et sont de petite étendue, tandis que les forêts s'étendent sur une grande surface. Ces formations, qui correspondent au niveau méso, occupent une surface délimitée par l'ensemble des individus végétaux de même espèce. Même s'il existe plusieurs espèces végétales dans une formation, il faut déterminer celle qui est majoritaire et s'assurer de la régularité de présence de cette espèce dans la formation végétale. Une zone mixte, qui est composée de quantités équivalentes de différentes espèces (imaginons une zone de 50% d'arbustes d'acacia, 40% de pins et 10% d'herbe), peut être une formation végétale. Dans ce cas, elle est qualifiée par tous les différents individus majoritaires (zone mixte acacias/pins). Ainsi, chaque formation végétale est délimitée dans l'espace par la discontinuité des individus végétaux présents. Elle a donc aussi une emprise spatiale et une localisation.

Pour finir, une population végétale est l'ensemble des formations végétales de la même espèce végétale. Ce niveau est le niveau macro. Chaque population végétale comprend des formations fragmentées dans l'espace, c'est-à-dire morcelées. Elle n'est donc pas homogène dans l'espace.

Comme pour les animaux où plusieurs populations d'espèces animales forment un peuplement animal, pour la végétation, plusieurs populations végétales forment un peuplement végétal. Cette définition correspond à un autre terme, plus couramment utilisé en géographie, pour désigner l'ensemble des populations végétales : le couvert végétal (figure A.2.8). Cependant, il existe des zones de sol nu, où le couvert végétal est absent.

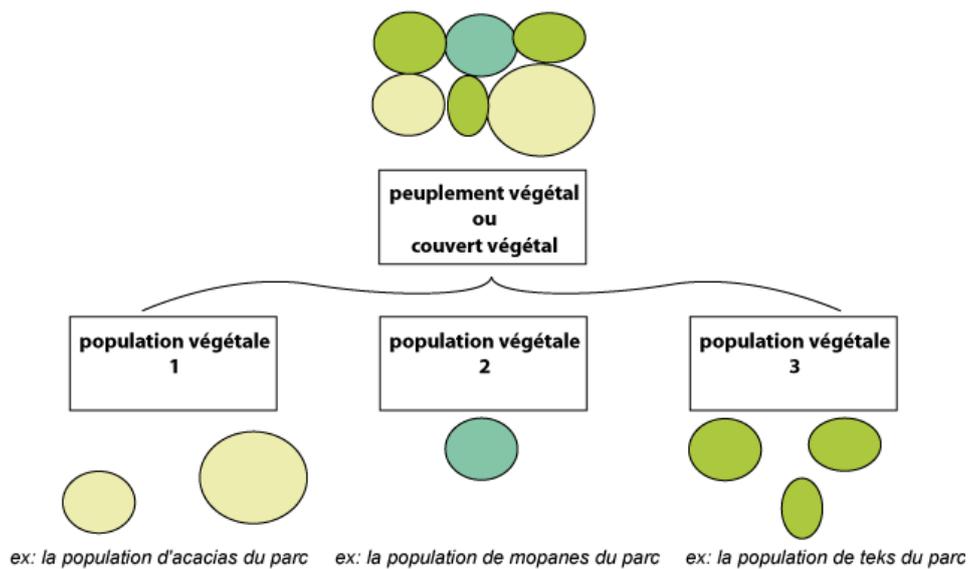


Fig A.2.8 : Le couvert végétal

Quel objet géographique végétal fait face à un risque de dégradation ?

Ces changements de végétation à tous les niveaux – micro, méso, macro – ont diverses origines : compétition entre végétaux, animaux, ou prélèvement par les populations humaines. Dans la thèse, l'interaction centrale est celle entre les groupes d'herbivores et la végétation.

Les formations végétales correspondent à des habitats d'espèces animales. Ainsi, d'après Fritz et Loison (2006), les paiseurs préfèrent rester dans des milieux ouverts et herbacés, donc des prairies, tandis que les brouteurs sélectionnent les milieux boisés et fermés, des forêts d'arbres ou d'arbustes plus ou moins denses. Les formations végétales peuvent donc abriter des groupes d'herbivores ; elles sont donc potentiellement des lieux d'habitats.

Ensuite, la pression devient un aléa s'il y a un risque de dégradation de la végétation. Au niveau micro, la plante est dégradée par les activités des animaux, mais ce n'est pas extraordinaire en soi, puisqu'une autre plante peut la remplacer. Au niveau méso, c'est l'ensemble des pressions répétées qui peuvent modifier l'emprise des formations végétales. Par ailleurs, ce niveau possède les mêmes propriétés de résilience et de résistance face à la pression animale. Agrégées, les formations végétales décrivent l'état des populations végétales du parc, et donc renseignent sur la biodiversité du parc.

Les dynamiques de végétation

Les formations végétales sont, par définition, des zones homogènes en espèces végétales et hauteurs de végétation. Elles sont donc dépendantes du nombre et de la localisation des individus végétaux qui la composent. Or un changement intervenant dans ces individus végétaux peut faire varier l'emprise ou le nom de la formation végétale

D'abord, si certains individus végétaux composant une formation végétale disparaissent, la formation végétale fait face à des changements en quantité d'individus végétaux. Si ces individus sont situés en périphérie de la formation végétale, son emprise spatiale diminue. Une autre formation végétale peut s'étendre à la place de ces individus et une délimitation existe entre ces deux formations. La zone de transition d'une formation à une autre dans l'espace est appelée écotone en écologie (Hugonnie 2004). De la même façon, si les individus sont situés à l'intérieur de la zone, une nouvelle formation végétale peut se former. Dans ces cas, les formations végétales se fragmentent et leur étendue diminue, comme illustré sur la figure A.2.9, à gauche.

Si des individus disparaissent de façon homogène sur la formation végétale, alors elle se dégrade de façon générale et peut changer en densité de végétation. Par exemple elle peut passer de forêt d'acacias dense à forêt d'acacia ouverte. La formation végétale peut aussi être totalement dégradée si une autre espèce végétale s'installe totalement sur son emprise initiale.

Au contraire, si de nouveaux individus végétaux poussent, la formation végétale s'agrandit s'ils sont en périphérie, ou devient plus denses s'ils sont à l'intérieur de la zone.

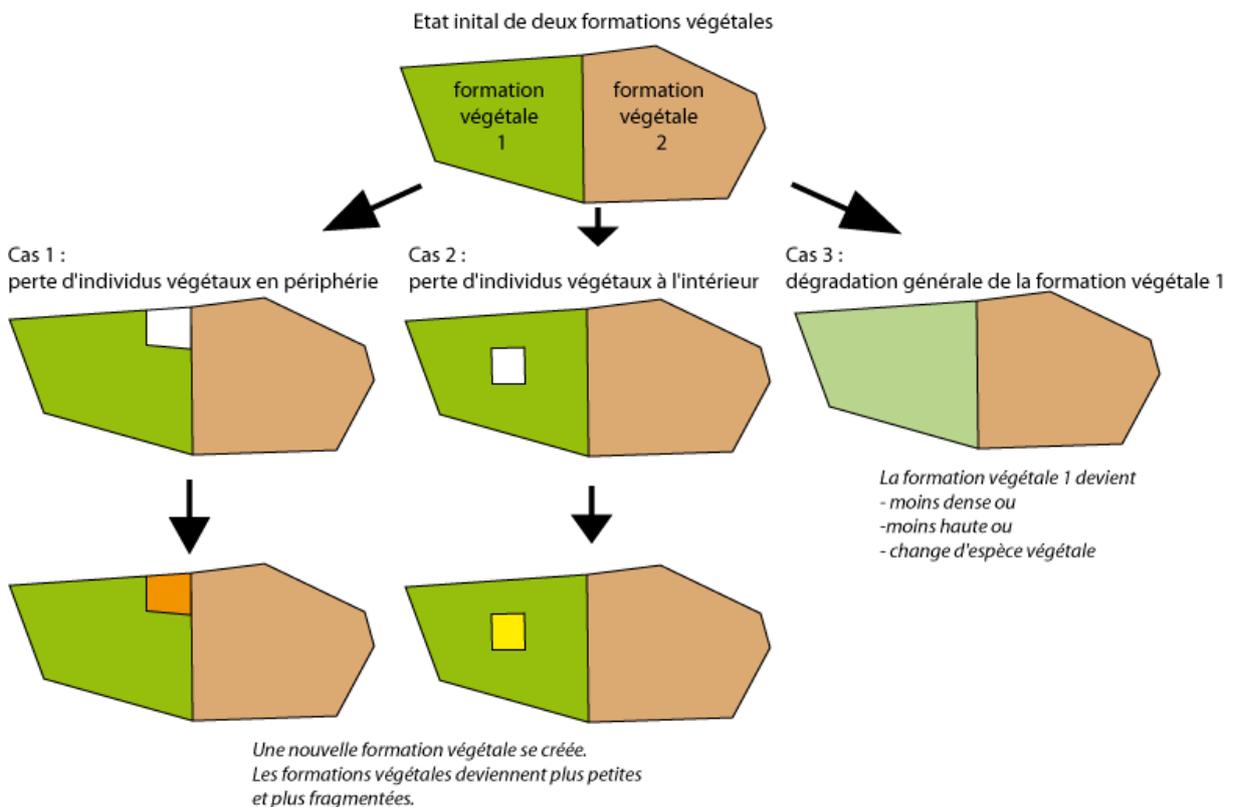


Fig A.2.9 : Évolutions possibles des formations végétales

Par ailleurs, les individus végétaux peuvent subir des dommages sans disparaître : une branche cassée, tronc coupé partiellement (Valeix et al. 2011), ce qui peut jouer sur la hauteur des individus (par exemple passer de forêt d'arbres d'acacias à forêt d'arbustes d'acacias). Alors, la formation végétale les contenant est dégradée en qualité. Dans ce cas, ces changements sont identifiés sur la surface totale des populations végétales.

D'autres changements font varier la quantité de formations végétales, si certaines disparaissent ou apparaissent par des changements en individus végétaux ou si les formations végétales se fragmentent en devenant plus petites et plus nombreuses, en surface totale s'il y a simplement une extension ou une diminution spatiale ou qualité d'individus végétaux.

Notre objet géographique végétal mesuré : la zone de pixel

L'objet géographique formation végétale semble adéquat pour notre étude. Concrètement, nous nous appuyons sur des images aériennes ou satellites pour observer les surfaces et les localisations des formations. Nous voulons identifier les densités, les hauteurs, les espèces végétales et les surfaces des formations végétales à partir des propriétés des pixels de l'image. Nous voyons donc le monde réel (les formations végétales) à travers un filtre (le capteur du satellite) qui fournit un certain type d'objets (les pixels). Ces pixels sont toujours carrés et leur superficie au sol dépend de la résolution spatiale du capteur. Ainsi, par exemple, si un satellite a une résolution de 30m, un pixel correspondra à une surface au sol de 30m*30m.

Ces pixels ne sont pas des objets réels mais sont créés pour l'analyse. Ils n'existent qu'au moment où l'image est prise. Chaque pixel porte donc des informations temporelles pour être référencé dans le temps.

En plus, ces pixels mesurent des informations visibles au sol qui permet de leur affecter une certaine valeur radiométrique. Les longueurs d'ondes mesurées dans chaque pixel sont dépendantes du capteur, selon sa résolution spectrale. Les satellites peuvent voir ainsi dans les longueurs d'ondes du visible, de l'infra rouge ou du proche infra rouge. Toutes les longueurs d'onde ne sont pas mesurées à chaque fois, elles sont sélectionnées pour être représentées sur l'image.

La valeur radiométrique finale du pixel est la valeur majoritaire mesurée sur l'ensemble de la surface du pixel. En conséquence, si un objet occupe plus de la moitié de la surface du pixel, la valeur du pixel correspond à cet objet et l'objet est visible sur l'image. Au contraire, les petits objets ne sont pas vus sur les images, ce qui est le cas pour les individus végétaux qui occupent une très petite surface (largueur du buisson, du tronc ou de la canopée). En revanche, le capteur voit les formations végétales qui sont de superficie d'au moins la résolution spatiale. Un processus de mesure est illustré en figure A.2.10.

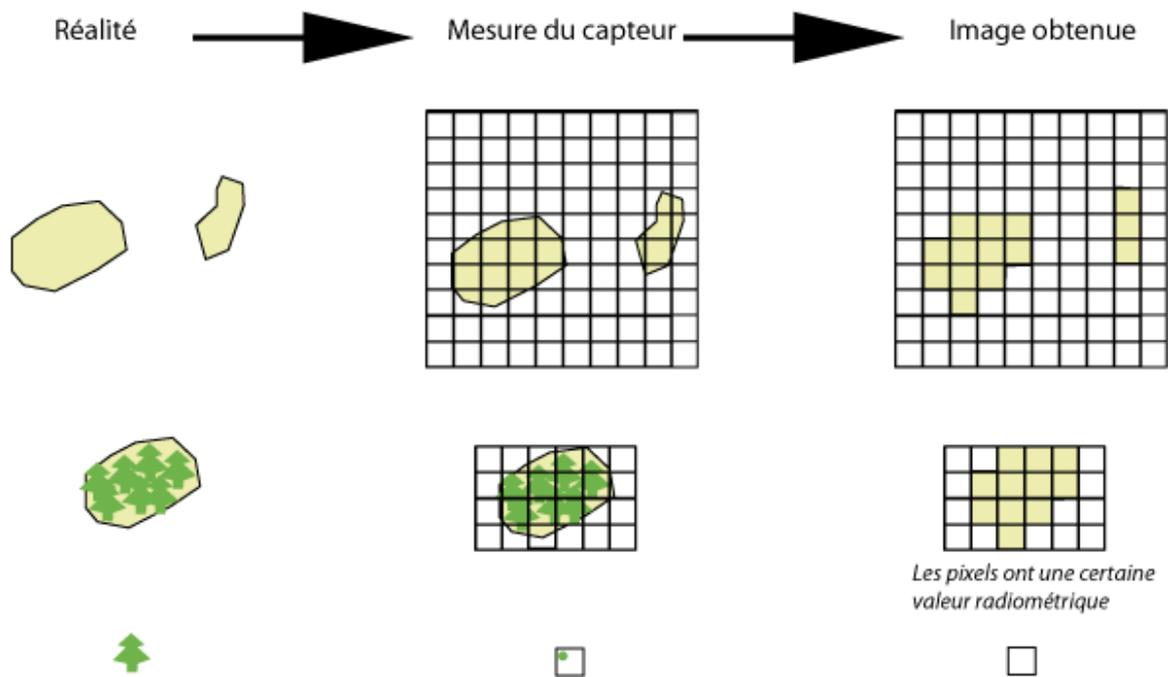


Fig A.2.10 : La mesure des formations végétales par les capteurs des satellites

Cette figure met en parallèle les formations végétales et un ensemble de pixels. Pour obtenir les formations végétales à partir des images, il faut donc construire une zone de pixels, voisins et identiques en radiométrie. Les pixels peuvent également être hiérarchisés selon différents niveaux d'organisation comme illustré en figure A.2.11 : le pixel est l'objet micro et a une certaine valeur (ici la valeur correspond à du jaune clair) ; la zone de pixels correspond à une zone de pixels voisins et de mêmes valeurs ; l'ensemble des zones de pixels forment une population de pixels. Notons également que les zones de pixels n'existent pas *a priori* dans l'organisation de l'image mais résultent d'une construction. Ces objets sont choisis pour étudier les formations végétales.

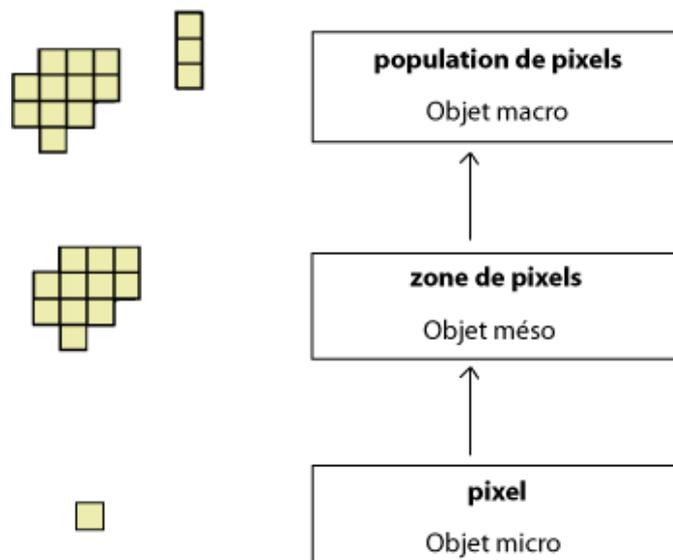


Fig A.2.11 : Les niveaux d'organisation micro, méso et macro pour les pixels mesurant la végétation

Les valeurs des pixels sont calculées à partir des propriétés radiométriques mesurées, dans différentes longueurs d'ondes renvoyées par les objets (plusieurs longueurs d'ondes existent. Ce calcul dépend de ce qu'on veut mesurer. Les propriétés décrivant la végétation (espèces végétales, hauteurs et densités de végétation) sont discernables dans les longueurs d'ondes du visible (bleu, vert, rouge) et de l'infrarouge (Lercerf 2010). Ces mesures radiométriques permettent de caractériser les pixels.

Pour discuter de l'apport de la mesure par pixel, de nombreuses différences demeurent entre les formations végétales réelles et celles mesurées : la forme et l'étendue des zones de pixels et des formations végétales diffèrent, les valeurs des pixels peuvent être fausses (un travail de terrain permet de leur attribuer une autre valeur), et les zones de pixels n'existent qu'à la date de prise de vue. En conséquence, tous les changements de formations végétales ne sont pas identifiables par les pixels. C'est le cas par exemple des changements se déroulant entre deux images, des changements sous couvert végétal et des changements occupant une petite étendue.

L'hydrographie : Les points d'eau

L'eau est présente tout au long de l'année sous forme de points d'eau. Cependant, en période de pluies, il existe des rivières qui sont des chemins d'écoulement de l'eau et qui existent sur une très courte période (quelques heures dans la journée, pendant quelques jours). Ces rivières, qui se situent sur des talwegs, sont éphémères. Pour cette raison, nous ne les prenons pas en compte dans la description de l'hydrologie.

Les points d'eau existent indépendamment les uns des autres et ce sont des objets géographiques en tant que tels. Ces points d'eau sont situés dans l'espace et occupent une certaine emprise qui correspond à leur taille, c'est-à-dire la surface occupée par l'eau. Cette surface varie au cours de l'année, puisque les pluies sont localisées dans le temps. Les points d'eau ont donc une étendue variable (selon les points d'eau et selon la période). La population des points d'eau correspond à l'ensemble des points d'eau du parc (figure A.2.12).

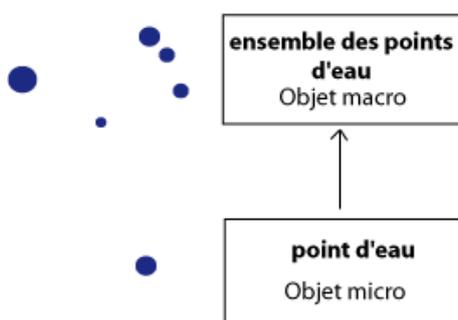


Fig A.2.12 : Les niveaux d'organisation des points d'eau

Dans les zones de milieux arides comme notre parc, les herbivores cherchent à avoir un accès à l'eau journalier et sont dépendants de la disponibilité et la répartition de l'eau (Pringle et Landsberg 2004, Chamailé-Jammes et al. 2007). Un groupe d'herbivores s'abreuve au moins une fois dans la journée (Estes 1991), sur un ou plusieurs points d'eau. Dans ce dernier cas, il lui faudra se déplacer d'un point

d'eau vers un autre. Ce déplacement n'est envisageable que si le groupe est suffisamment mobile et que les points d'eau ne sont pas trop éloignés.

Les quantités d'eau contenues dans les points d'eau sont fonction de la surface d'eau et la profondeur des points d'eau. Or celle-ci est similaire pour les points d'eau, d'environ 60 mètres, et nous considérons dans une première approche que cette profondeur ne varie pas (ce qui est faux puisque les animaux piétinent aussi le fond du point d'eau). Pour étudier les variations en quantité d'eau, nous comparons les superficies en eau des points d'eau à différentes dates. Plus cette surface d'eau est étendue, plus il y a d'eau dans le point d'eau. La figure A.2.13 est une photographie d'un point d'eau, dont la surface d'eau varie entre deux saisons, la saison des pluies étant la saison où il y a le plus d'eau. On ne sait pas *a priori* si ce changement est dû à la pression exercée par les animaux ou une évaporation de l'eau. De plus, le point d'eau peut aussi être de moins bonne qualité après le passage d'un troupeau d'animaux : certains animaux avancent dans l'eau, ce qui peut non seulement dégrader les petits végétaux du point d'eau qui filtrent l'eau (Grant 2002, Chaïb et Thorez 2004) mais aussi contaminer l'eau en bactéries (Stablo 1998, CCE 2008).



Fig A.2.13 : L'emprise d'un point d'eau

La qualité de l'eau dans les points d'eau est difficile à mesurer : il faudrait faire des relevés en eau et pouvoir analyser leur composition, et ce à différents moments et sur différents points d'eau. Face à ces difficultés techniques, nous nous concentrons sur la quantité d'eau dans les points d'eau et donc sur les superficies en eau. Comme pour la végétation, il existe des points d'eau plus vulnérables à la pression animale : ceux qui ont une localisation centrale, ceux qui sont accessibles (en terme de végétation, de relief...) et ceux qui ont une bonne composition en nutriments. En saison sèche, les points d'eau ont une grande sensibilité aux pratiques spatiales animales, puisqu'il ne pleut pas. Dès qu'un groupe d'animaux boit et prélève de l'eau, la quantité d'eau diminue et d'autant plus fortement que les individus du groupe sont nombreux.

Les autres éléments topographiques

En complément de la végétation et des points d'eau, d'autres éléments peuvent être considérés.

En premier lieu, comme notre centre d'intérêt est un parc national, les constructions humaines sont très peu nombreuses. Il existe cependant quelques bâtiments : 1) ceux construits en dur, une dizaine,

situés à l'entrée du parc, 2) des petits campements dans le parc utilisés par les touristes, au nombre de cinq et 3) deux plateformes d'observation en bois près de points d'eau majeurs. Un herbivore peut s'approcher de ces constructions mais elles présentent peu d'intérêt pour lui car elles ne contiennent pas de ressources. Les constructions ne subissent donc pas la pression animale. Nous ne sélectionnons donc pas ces constructions pour faire partie de nos objets géographiques.

En second lieu, les routes permettent aux touristes d'accéder à des lieux du parc. Ces routes ont été tracées pour permettre le passage d'un véhicule à travers la végétation. Elles sont donc une zone de sol nu sans végétation ayant d'une certaine largeur. Une route peut influencer les déplacements d'animaux : elle peut être une barrière aux déplacements (Cibien et Magnac 1998, Dyer et al. 2002) ou au contraire être empruntée par les animaux (Jackson 2000, Donaldson et Bennett 2004). Pour cette raison, la route est un objet géographique d'intérêt. Nous considérons une route comme étant composée de plusieurs tronçons de route. Les tronçons de route sont aussi observables dans les cartes d'occupation du sol : il s'agit de sol nu. L'occupation du sol comprend donc l'ensemble du couvert végétal, des points d'eau et des zones de sol nu, ce qui est illustré en figure A.2.14.

De la même façon que les routes, le relief peut influencer les pratiques de déplacement des animaux, d'une part parce que la végétation peut varier en fonction de l'altitude et indirectement modifier les comportements d'animaux (Beck et al. 2008) et d'autre part parce que les lieux peuvent être choisis directement en fonction de la pente pour y accéder (avec ou sans pente) et des capacités de déplacement des animaux (Forman 1995, Dickson et Beier 2007, Wasserman et al. 2010). Nous considérons l'altitude comme un attribut des autres objets géographiques, qui sont localisés. Les groupes d'animaux se déplaçant dans l'espace, à chaque localisation correspond une valeur d'altitude.

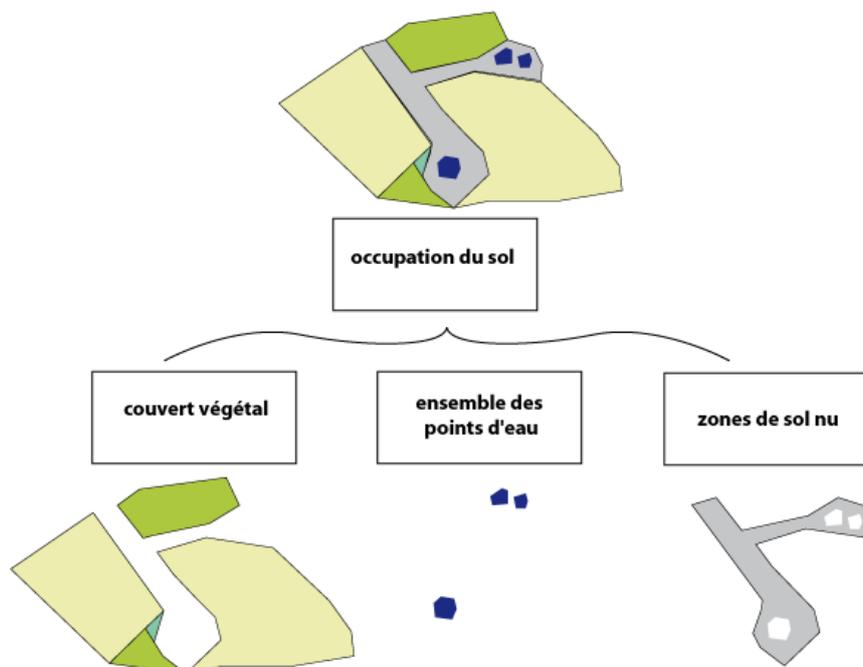


Fig A.2.14 : L'occupation du sol, formé du couvert végétal et de l'ensemble des points d'eau

2. Les interactions entre les objets géographiques : groupes d'animaux, formations végétales, points d'eau et tronçons de routes.

Nos objets géographiques ont été définis par rapport à notre problématique : ceux qui décrivent les groupes d'animaux et ceux qui décrivent l'occupation du sol, c'est-à-dire : formations végétales, points d'eau et tronçons de routes. Alors que les tronçons de route sont considérés comme n'étant pas modifiés par les animaux, les formations végétales et les points d'eau le sont. Dans ce contexte, l'espace suit à la fois une évolution propre et colonisé par des animaux, et est influencé sous l'action des animaux par le biais des ressources. Dans les sociétés humaines, on distingue l'**espace support**, sur lequel vivent les populations humaines, de l'**espace produit**, aménagé par et pour les sociétés humaines (Georges 1972, Di Méo 1991). Si nous faisons un parallèle avec ces notions, nous pouvons considérer que l'espace du parc est support pour les populations animales et végétales. Cependant, les populations animales ne construisent pas dans l'espace, mais l'influencent simplement. Nous pourrions qualifier cet **espace d'influencé**.

Le premier sens de l'interaction – l'influence de l'occupation du sol sur les pratiques spatiales des troupeaux – implique l'espace support, qui correspond à tous les objets géographiques décrivant l'occupation du sol. Le deuxième sens de l'interaction, l'influence inverse, implique seulement l'espace influencé, c'est-à-dire les ressources qui sont utilisées et modifiées par les troupeaux d'animaux : formations végétales et points d'eau. Par cette définition, l'espace influencé est inclus dans l'espace support. Ces interactions sont illustrées en figure A.2.15, par des flèches entre les animaux (objet géographique : troupeaux) et les objets de l'occupation du sol. Les objets géographiques interagissent. Nous considérons dans la thèse un type d'interaction : celles qui sont spatiales.

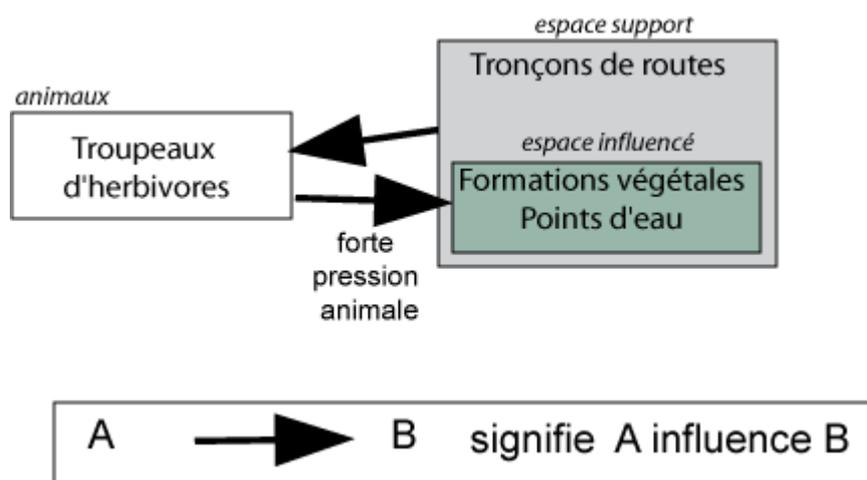


Fig A.2.15 : Interactions entre les objets géographiques étudiés

Les interactions impliquent des niveaux d'organisations différents. D'abord, elles peuvent concerner un seul troupeau *i.e.* le niveau méso. Dans ce cas, un troupeau exerce une pression sur les ressources parce qu'il revient au même lieu de façon fréquente. Plus le troupeau revient souvent, plus la pression qu'il exerce sur ce lieu est grande. Ensuite, plusieurs troupeaux (d'une espèce ou de plusieurs) peuvent fréquenter un lieu. Dans ce cas, plus les individus sont nombreux, plus la pression qu'ils exercent est importante. Ces deux scénarios impliquent une forte pression animale, qui est

causée soit par la fréquence de retour aux lieux, soit par le nombre important d'animaux. L'enjeu de la thèse consiste à comprendre les processus de changement des ressources en relation avec la pression animale exercée à certains lieux.

3. Les évolutions des objets géographiques

Nous considérons que seuls certains objets géographiques varient dans le temps, et ce à différentes temporalités : les groupes d'animaux, les formations végétales et les points d'eau. Nous décrivons ici les approches pour étudier les évolutions de phénomènes.

Les évolutions spatio-temporelles : des objets et des processus

Les évolutions de phénomènes font l'objet d'études théoriques en géographie. Selon Smith (1994) et Grenon et Smith (2004), les évolutions du monde réel peuvent être décrites par deux types d'entités: 1/ les objets géographiques qui existent dans l'espace et sur une certaine durée, même si leur nature peut changer ; 2/ les processus, également appelés événements, qui ont une localisation dans le temps mais pas d'existence dans l'espace. Les évolutions reposent donc sur une logique spatiale –les objets géographiques- et/ou une logique temporelle –les processus. Nous avons précédemment parlé d'évolution des objets géographiques, de l'occupation du sol par exemple. Ce terme générique d'évolution concernait le processus, tandis que nous parlions d'objets géographiques pour les objets spatiaux.

Une première approche pour décrire les processus est centrée sur les objets géographiques. Smith (1994) qualifie les objets géographiques d'« durants », c'est-à-dire « durants dans le temps » car ils existent physiquement dans une période de temps et ont une emprise spatiale. Par exemple, un animal est une entité durante. Dans cette approche, les processus sont identifiés à partir des objets géographiques. D'après Lardon et al. (1999), Blok (2000) et Andrienko et al. (2011), les changements des objets géographiques peuvent porter sur les propriétés :

- thématiques si les attributs de l'objet varient : vitesse d'un individu, nombre d'habitants dans un îlot, densité de végétation d'une forêt ;
- spatiales si la localisation, la forme ou la superficie de l'objet géographique changent ;
- d'identification, si un objet est créé ou supprimé, ou de « généalogie » si un objet se scinde en plusieurs objets (Galinié et al. 2004).

Une seconde approche repose directement sur les processus. Ce sont des transformations – géométriques ou sémantiques - entre des états successifs d'un objet géographique. Par exemple, la destruction d'un bâtiment est le processus décrivant l'objet géographique bâtiment qui varie d'un état construit à un état détruit. Smith (1994) parle d'entité « perdurante » pour désigner les processus, car ils « se déroulent dans le temps ». Leur existence est inscrite dans le temps et liée à une durée. Par exemple, le déplacement d'un animal est une entité perdurante. On peut également noter qu'une entité durante, un objet, participe à une entité perdurante, un processus, durant une période de temps.

Le choix de l'approche dépend des entités qui évoluent dans le temps et peut modifier la modélisation et l'analyse des évolutions. Dans la présente thèse, nous cherchons à décrire des processus d'évolutions de l'occupation du sol et des troupeaux d'animaux. Il s'agit donc de la première approche.

Les évolutions de nos objets d'étude

Nous avons défini ci-dessus (§ 2) les objets géographiques d'intérêt. Nous savons qu'ils évoluent, mais de façon différente :

- les troupeaux se déplacent dans l'espace. Ils subissent des changements spatiaux (localisation) et des changements thématiques. A notre échelle d'analyse, nous ne considérons pas la vie d'un groupe d'animaux mais son comportement sur quelques mois. Ainsi, les troupeaux ne changent pas de manière existentielle.
- l'occupation du sol possède certaines propriétés, par exemple d'état, de forme ou de superficie, qui varient. Les zones d'occupation du sol peuvent également disparaître ou apparaître. Ils subissent donc des changements spatiaux, thématiques et existentiels.

Les études des évolutions : la cinématique et la dynamique

Nous visons deux types d'étude des évolutions de nos objets géographiques. D'une part, nous voulons décrire les mouvements des objets géographiques troupeaux qui se déplacent dans l'espace, sans nécessairement examiner de façon approfondie les causes de ce mouvement. Au cours du temps, ces objets changent de localisation. En géomatique, ces objets géographiques sont qualifiés de mobiles par de nombreux chercheurs : Milojevic et al. (1998), Papadopoulos et al. (2002), Gransart et al. (2002), Dodge et al. (2008), Amparore (2010) ou Zeitouni et al. (2011). Les objets mobiles décrivent un mouvement dans l'espace, dont les propriétés, par exemple la vitesse, varient. En physique, cette étude est appelée la cinématique. Une partie de la thèse se focalise sur la cinématique des troupeaux d'animaux.

La **cinématique** est l'étude du mouvement d'un individu qui se déplace dans l'espace, sans considérer les causes de ce mouvement. On cherche alors à caractériser le mouvement par ses paramètres, comme la vitesse, l'accélération ou autres.

D'autre part, quand il s'agit d'expliquer les évolutions des objets géographiques en identifiant les forces qui provoquent le mouvement ou le changement, cette étude est appelée dynamique en physique. Une différence entre la cinématique et la dynamique réside aussi dans le rôle du temps dans ces études : ici le temps peut devenir un facteur explicatif (Bordin 2008). Par exemple, la quantité d'eau disponible peut varier en fonction de la saison dans l'année. Étant donné que nous voulons simplement identifier (et non fournir des explications exhaustives sur) les liens entre les évolutions de l'occupation du sol et les pratiques de déplacement des animaux, nous limitons l'emploi de cette notion dans la thèse.

La **dynamique** est l'étude des forces qui provoquent le changement d'objets géographiques, dont la localisation ne change pas, mais dont les propriétés sémantiques varient. La dynamique

et la cinématique ne s'appuient pas ni sur les mêmes objets géographiques, ni sur les mêmes paramètres.

Mesurer l'évolution de l'occupation du sol

Les objets géographiques qui décrivent l'occupation du sol sont soit stables au cours du temps (telles les routes), soit en évolution (les formations végétales et l'eau). Ces évolutions sont décrites par des variations thématiques (par exemple un changement d'espèce végétale d'une formation végétale) ou spatiales (par exemple la forme ou la superficie de la formation végétale ou du point d'eau peut changer). Si un objet géographique a complètement disparu, alors son changement est identitaire. Il faudra repérer et représenter des changements de natures différentes. Notons que ces changements d'occupation du sol ont diverses origines : le climat, les populations humaines ou animales ou autres.

Pour identifier et mesurer des changements d'état des objets géographiques d'occupation du sol, des images aériennes ou satellites peuvent être prises à différentes dates, constituant ainsi une série d'images successives, qui donnent un instantané de l'état des objets. Ces états permettront de déduire les processus d'évolution entre chaque pas de temps. Si nous ne disposons que de deux images satellites, nous décrivons plutôt un **changement** entre les états des objets qu'une évolution.

Mesurer les évolutions d'un objet géographique en mouvement : les troupeaux d'animaux

Les troupeaux d'animaux sont des objets mobiles. Leur localisation n'est pas fixe et ils peuvent bouger rapidement dans un couvert végétal. Les évolutions des troupeaux portent sur les déplacements, à court terme comme la journée ou à plus long terme, sur la saison ou l'année. Dans le premier cas, il faut identifier ces déplacements, en observant les troupeaux au cours de la journée. Ceci n'est pas toujours évident car les troupeaux se cachent et certaines zones sont inaccessibles à des observateurs. Dans le second cas, on cherche à évaluer les présences de troupeaux à certain pas de temps, pour évaluer leur répartition spatiale dans la saison ou l'année.

La physique et plus particulièrement la mécanique et la cinématique se sont penchées sur les études de déplacements. Pour les physiciens mécaniciens, il existe deux méthodes complémentaires pour caractériser le mouvement d'un mobile (Durrer et Vonlanthen 2010). La première est la **méthode de Lagrange**, dans laquelle le mouvement s'appuie sur des équations de Lagrange : elles fournissent des paramètres liés au mobile dans un référentiel, comme la vitesse et l'accélération. La deuxième, la **méthode d'Euler**, est focalisée sur un des paramètres et suit son évolution au cours du temps.

Les domaines comme l'écologie, la géographie et la géomatique, ont ensuite utilisé ces deux méthodes pour suivre les déplacements d'individus. Elles sont utilisées de façon conjuguée dans de nombreuses applications, par exemple pour suivre des bateaux (Etienne et al. 2010) ou des voitures (Richards 1956). Turchin (1998) et Lanco Bertrand (2005) ont exploité ces deux méthodes pour analyser les déplacements d'animaux. Elles mesurent des entités différentes : le mobile en mouvement ou des paramètres liés au mobile. Nous voyons ici comment adapter ces méthodes pour des troupeaux d'animaux dont on cherche à identifier les déplacements et les répartitions.

La première méthode, lagrangienne, est centrée sur le troupeau et sert à suivre leurs déplacements quotidiens. Par nature, elle vise à répondre à la question « Par où passe ce troupeau ? ». Pour obtenir

des données qui décrivent une méthode lagrangienne, il faut mesurer les localisations des troupeaux de façon continue, ou presque, dans le temps. Comme il n'est pas possible pour un observateur de suivre visuellement ces troupeaux à cause de l'inaccessibilité des lieux empruntés, on les équipe le plus souvent d'appareils GPS qui enregistrent leurs positions successives. Pour cette raison, nous appelons communément cette méthode un « suivi GPS ».

La méthode eulérienne consiste à déterminer « Qui et combien de troupeaux passent par ici ? ». L'observation consiste alors à compter les troupeaux dans des zones précises de l'espace : un observateur reste sur une certaine période de temps dans un lieu, plusieurs lieux pouvant être observés, et note les passages de troupeaux. L'ensemble des observations permet de considérer un flux de troupeaux passant sur les lieux, donc une population animale (c'est-à-dire l'ensemble des troupeaux d'une même espèce animale). Cette méthode sert à évaluer les densités et les distributions des populations animales à partir d'observation sur une portion d'espace. Il s'agit d'une méthode de comptages d'animaux sur des zones, que nous appelons simplement par la suite « comptages ». Les comptages réalisés à différentes dates permettent d'identifier les évolutions des densités. D'ailleurs, les experts se sont basés sur des comptages d'animaux pour établir que certaines espèces avaient augmenté en nombre, alors que d'autres avaient baissé.

Ces deux méthodes peuvent être utilisées de façon conjointe. L'évolution des troupeaux au cours du temps modifie à la fois les positions des troupeaux mesurées par les suivis GPS et le nombre de troupeaux observés par les comptages.

III. Déroulement de l'approche méthodologique

Les problématiques soulevées dans les parties précédentes permettent de mettre en place les étapes de la thèse. Il s'agit dans un premier temps d'identifier et d'analyser les pratiques spatio-temporelles des troupeaux d'herbivores pour identifier leurs lieux de fréquentation privilégiés (étape 1), et quantifier la pression dans ces lieux (étape 2). Dans un deuxième temps, un travail sur l'occupation du sol est mené pour décrire les changements de l'occupation du sol (étape 3). Enfin, la pression animale et les changements de l'occupation du sol sont mis en relation (étape 4).

1. Étape 1 : Identifier les lieux de fréquentation à partir des pratiques spatio-temporelles des populations animales

Le but de la première étape est d'identifier les lieux de fréquentation des populations animales, c'est-à-dire les lieux où les pratiques spatiales des animaux, qui rassemblent leurs déplacements et leurs arrêts, sont nombreuses et répétées.

Auparavant, nous devons construire les pratiques spatiales de ces populations. Ces pratiques peuvent être identifiées et analysées par différentes sources de données : des comptages d'animaux et des suivis GPS. Ces sources sont focalisées sur différents types de comportement des populations animales et différentes zones d'observation. Leur combinaison est primordiale et permet de rendre compte de la complexité des pratiques spatiales des troupeaux.

a- Les lieux de fréquentation estimés par les comptages d'animaux

Pour évaluer les pratiques de déplacement des animaux, nous étudierons tout d'abord les distributions spatiales et temporelles des populations animales sur les lieux observés par les comptages d'animaux. Ces mesures fournissent directement une mesure de la pression animale par un nombre d'animaux observés.

b- Les lieux fréquentation estimés par les suivis GPS

Pour étudier les pratiques de déplacement des animaux par les suivis GPS, nous construirons des trajectoires de troupeaux d'animaux. Une trajectoire est un ensemble de déplacements et d'arrêts pour un individu (Chardonnel 2001). Nous nous appuyons sur des théories décrivant la mobilité d'individus. En particulier, la Time Geography fournit des concepts pour analyser la mobilité à travers les stations qu'utilisent les individus pendant leurs déplacements pour réaliser une activité (Hägerstrand 1970). La construction informatique des trajectoires s'appuie sur des seuils, de vitesse par espèce ou de temps passé. Pour cela, les connaissances d'experts en écologie vont être utilisées.

Les trajectoires permettront d'abord d'analyser les pratiques spatiales de chaque groupe d'animaux, étudiées dans leurs caractéristiques spatiales (par exemple : dans quels lieux sont effectués les arrêts) et temporelles (par exemple : à quel moment de la journée sont effectués le plus souvent les arrêts). Les domaines mobilisés par cette analyse sont décrits en figure A.2.16.

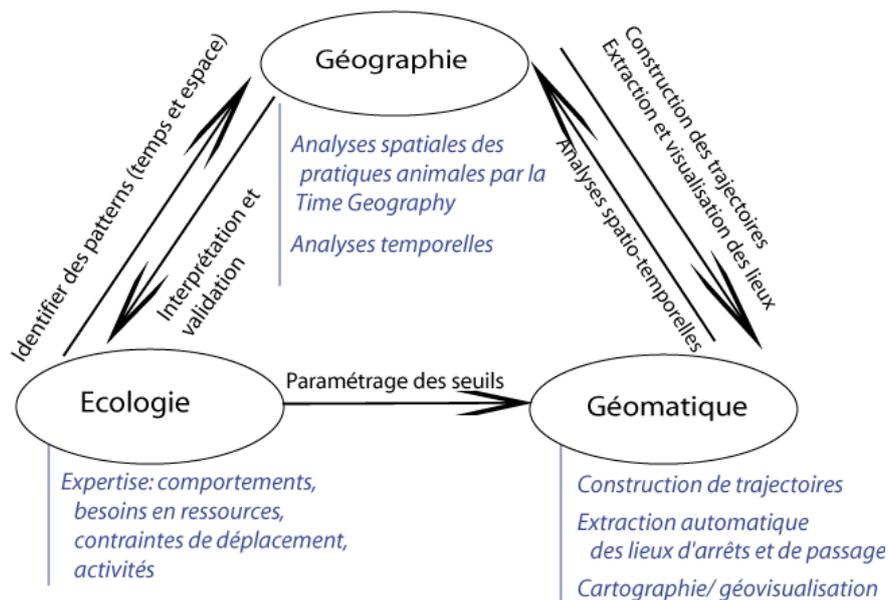


Fig A.2.16 : Analyse des pratiques de groupes d'animaux en construisant des trajectoires

Les lieux de fréquentation peuvent ensuite être identifiés à partir d'un ensemble de trajectoires GPS, par agrégation. Dans ces lieux, il faudra étudier les caractéristiques de l'environnement : présence de ressources, accessibilité, distance aux autres lieux ou topographie. Cette analyse fournira quelques éléments explicatifs des processus d'attraction des populations animales.

c- Les lieux fréquentés selon les experts

En complément, nous confronterons nos résultats, les lieux fréquentés par les animaux estimés par les comptages et les suivis GPS, avec les zones fréquentées par les animaux selon les experts. Les connaissances de ces derniers sont formées par une synthèse de leurs observations sur plusieurs années. Les connaissances d'experts sont des faits stylisés, des résultats empiriques observés et généralisés (Pumain et Louail 2009).

2. Étape 2 : Evaluer la pression exercée par les animaux aux lieux de fréquentation

Grâce aux lieux de fréquentation des animaux identifiés en étape 1, la pression exercée par les troupeaux sur les lieux de fréquentation pourra être évaluée. Cette pression est de nature différente, selon que les ressources sont prélevées ou piétinées, d'intensité différente, selon les espèces animales et le nombre d'animaux présents. Nous proposerons une quantification de la pression sur les lieux de fréquentation identifiés à partir d'indicateurs construits ou proposés par d'autres les agronomes, par exemple qui considèrent le poids de l'animal sur le sol dans la charge animale sur un lieu (Huyghe 2008, Jouven 2006).

3. Étape 3 : Identifier les évolutions d'occupation du sol

Cette troisième étape sera focalisée sur les évolutions de l'occupation du sol.

a- Décrire les évolutions d'occupation du sol pour identifier les lieux de changements de l'évolution de l'occupation du sol

Il s'agira dans un premier temps d'identifier les lieux de changements d'occupation du sol. Pour cela, nous utilisons et analysons diverses images satellites, à différentes dates. Des outils issus de la géomatique et de la télédétection pour analyser les images, seront utilisés.

A l'échelle annuelle, les évolutions types de la végétation sont identifiées à partir de séries temporelles d'images MODIS. Puis les lieux ayant évolué de manière anormale, présentant une végétation qui se développe moins bien, seront identifiés. Ils correspondent à des lieux de moindre végétation. Ce travail effectué à deux années distinctes permettra d'établir les évolutions dans l'état de la végétation

A l'échelle plus longue, nous classifions des images LANDSAT pour en extraire des cartes de végétation. Les classes de végétation présentes dans ces cartes seront comparées.

b- Confronter les lieux de changements de l'évolution de l'occupation du sol à d'autres sources de données

D'autres sources seront analysées dans cette partie : des dires d'experts sur les zones qui ont le plus changé et des photos réalisées à plusieurs dates.

Les connaissances mobilisées pour cette étape et leurs liens sont présentées en figure A.2.17.

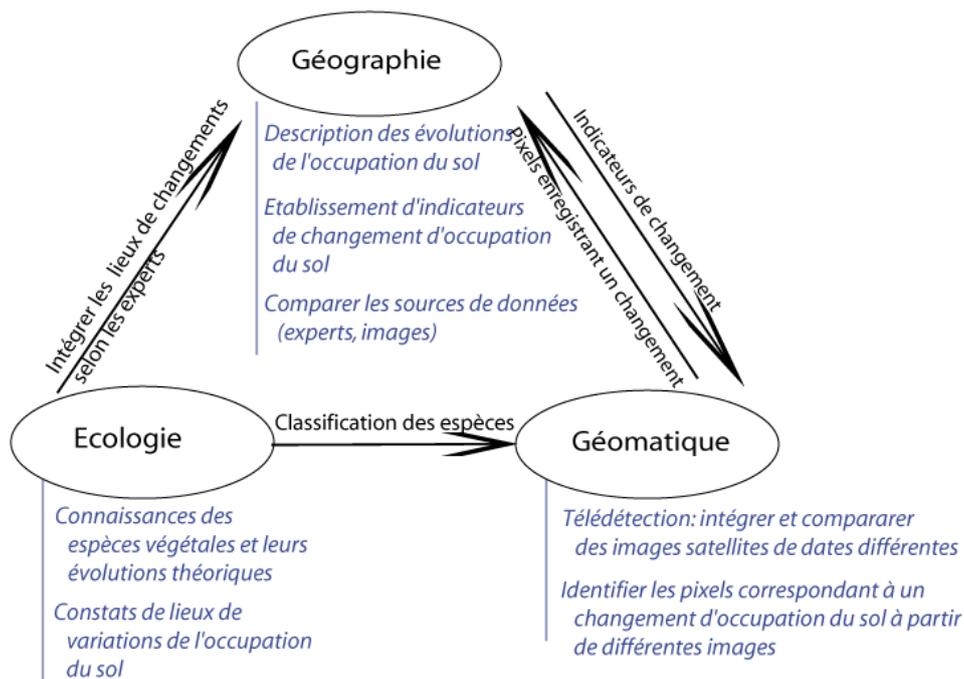


Fig A.2.17 : Connaissances et méthodologies mobilisées pour l'étape 3

4. Étape 4 : Mettre en relation la pression animale et les changements de l'occupation du sol

Enfin, il s'agit de mettre en relation la pression animale estimée par les étapes 1 et 2 et les changements de l'occupation du sol décrits dans l'étape 3 pour répondre à la question de la thèse : « Comment les pratiques animales sont liés aux évolutions d'occupation du sol ? ». Ainsi nous analyserons si les pratiques de déplacement des animaux ont un lien avec la végétation et l'eau, et si certaines espèces végétales sont plus vulnérables que d'autres à la pression animale. Ce travail nécessitera des analyses visuelles et statistiques.

5. Plan de thèse

Les étapes conçues permettent d'établir le plan de thèse en figure A.2.18.

La partie B décrit les méthodes d'identification des lieux de fréquentation, à partir de différentes sources de données : d'une part des comptages et d'autre part des trajectoires. Les comptages existent dans plusieurs bases de données. Les analyses sont multiples. Ceci est présenté en chapitre 4. Les trajectoires sont à construire à partir de mesures GPS (chapitre 5), puis agrégées pour y extraire les lieux de fréquentation (chapitre 7). Le chapitre 6 sert à décrire les activités réalisées au cours des trajectoires. Dans cette partie, nous utilisons les logiciels libres GeOxygène, développé par le laboratoire COGIT, Quantum GIS et OpenJump (voir Annexe 2).

Ensuite, pour identifier les lieux de changements d'occupation du sol, en partie C, nous étudierons les différences dans les images satellites à différentes dates. Les informations extraites des images sont de type pixels ou groupements de pixels ayant certaines valeurs. Ceci sera abordé en chapitre 8. Nous utilisons pour cela le logiciel de traitement d'images ENVI. Enfin, le chapitre 9 met en relation

les deux types de lieux identifiés : les lieux de fréquentation, de différentes natures, et les lieux de changements d'occupation du sol.

Les connaissances d'experts permettent d'identifier des lieux de différentes natures. Ils sont comparés aux lieux de fréquentation estimés par les trajectoires (chapitre 7) et aux lieux de changements d'occupation du sol (chapitre 8).

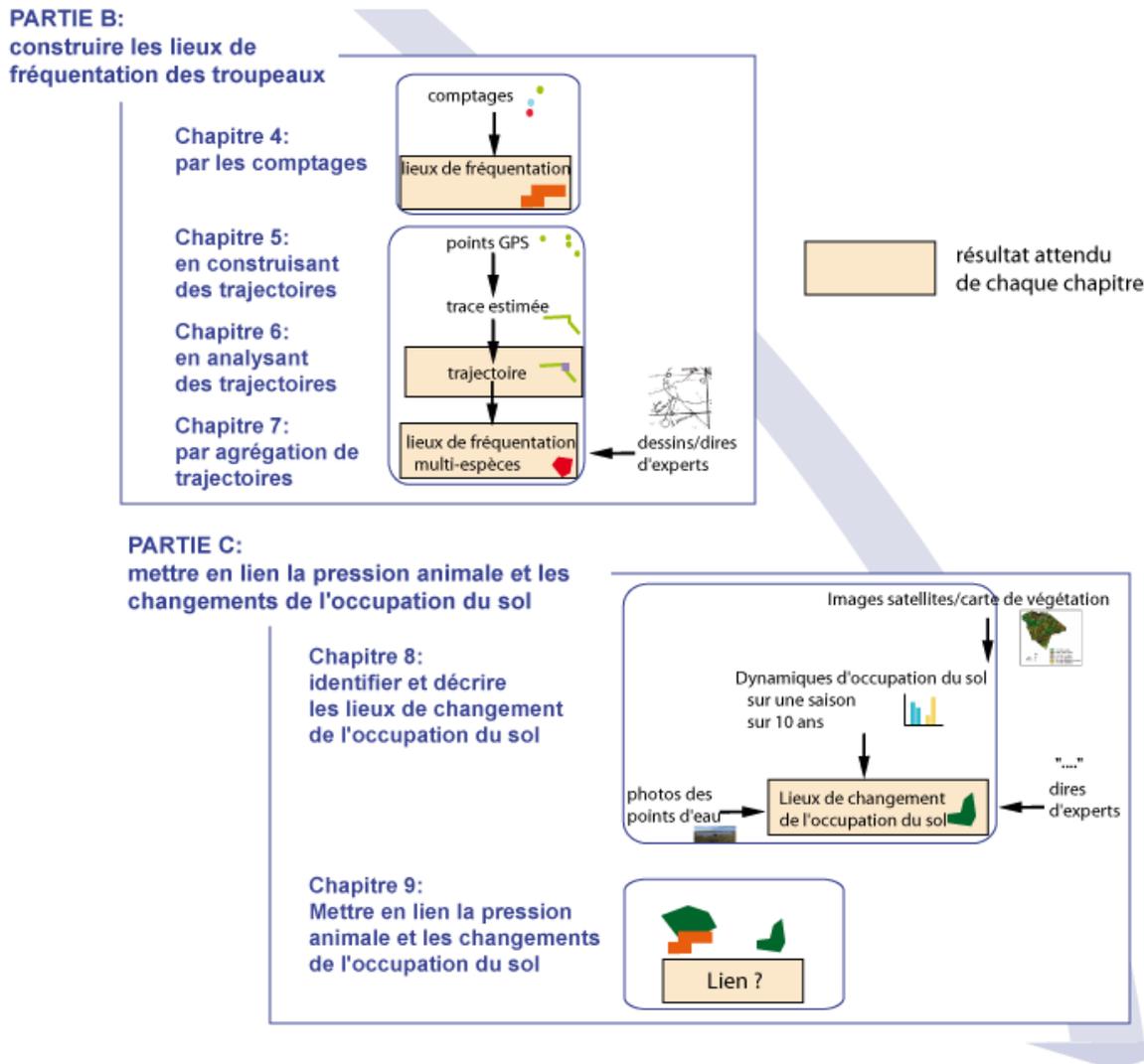


Fig A.2.18 : Plan de thèse

IV. Les données sources et leurs complexités d'utilisation

Une grande difficulté réside en amont des objets géographiques, dans le choix des données existantes à utiliser pour décrire et mesurer ces objets. Il s'agit en effet de déterminer si les données existantes permettent de suffisamment décrire les pratiques spatiales des troupeaux et l'occupation du sol. Or nos objets géographiques sont de complexités différentes, selon qu'ils sont statiques ou en

évolution. Nous listons dans cette partie différents enjeux et outils techniques qui concernent le domaine de la géomatique et la géographie.

1. Des objets géographiques divers

La partie I de ce chapitre a défini les objets géographiques : ce sont les groupes d'animaux et certains éléments topographiques, comme les formations végétales, les points d'eau, les courbes de niveau et les routes. Ces objets sont décrits par des données de nature, de thématique de ces objets, de type et de format variés. Malgré cela, la thèse vise à croiser ces données pour connaître les liens entre les groupes d'animaux et l'occupation du sol, donc à repérer des points communs.

Pour commencer, les données décrivant les objets géographiques peuvent être de géométrie différente, des objets ponctuels, linéaires ou surfaciques. Par exemple, pour les animaux, les objets géographiques sont soit des individus localisés grâce au suivi GPS, soit des lieux identifiés par les comptages, c'est à dire des surfaces. Nous devons donc identifier les données à utiliser et quel objet géographique est directement fourni.

Puis, les données ont des formats différents : des images, des cartes, des relevés terrain, des fichiers textes ou des entretiens. Si les données sont spatialisées, elles sont appelées soit raster, soit vecteur. Les données raster sont des images, où les informations extraites sont des valeurs des pixels. L'objet géographique correspondant directement à la donnée raster est une zone, extraite par des valeurs similaires des pixels. Les données vecteur permettent de représenter l'objet géographique avec une géométrie variée (point, ligne ou surface) et une sémantique (un tableau de propriétés additionnelles décrivant l'objet). Elles localisent directement l'objet dans l'espace par ses coordonnées. Il existe également des données non spatialisées directement, comme les cartes papier, les relevés terrain ou les données d'experts. Dans ce cas, leurs coordonnées peuvent être replacées dans l'espace, directement comme pour les relevés terrain ou en effectuant des transformations (de coordonnées), comme pour les cartes topographiques scannées qui nécessitent d'être numérisées, géo référencées et replacées dans le même système de coordonnées.

Enfin, même si les données concernent les mêmes objets géographiques, leur échelle spatiale peut être différente. L'échelle spatiale en cartographie est le rapport de taille entre l'objet géographique représenté sur la carte et le même objet sur le terrain (Gaffuri 2008). Par cette définition, une petite échelle couvre une zone de grande étendue et les objets géographiques sont petits. Au contraire, une grande échelle couvre une zone de petite étendue avec de grands objets géographiques. La taille du plus petit objet géographique identifiable est appelée la granularité spatiale. Cette notion est en rapport avec le niveau d'observation. Pour les images, la granularité spatiale correspond à la résolution spatiale, c'est-à-dire à la taille du pixel. Pour les données cartographiées, la granularité spatiale est le niveau de précision du plus petit élément. Spatialement, les données sources sont diverses car elles peuvent donc concerner des notions différentes : des zones d'une certaine étendue ; des zones de localisation différentes, autrement dit où sont mesurées les données ; des granularités spatiales. La figure A.2.19 présente la diversité des objets géographiques selon les thématiques des données sources traitées dans la thèse, c'est-à-dire les pratiques spatiales des animaux et l'occupation du sol.

Type des données sources / Thématique des données sources	Pixels d'images	Cartes	Vecteurs	Données non localisées
Pratiques animales		Expertise: <i>croquis</i>	Suivi GPS: <i>individus localisés</i> Comptages: <i>relevés localisés</i>	Animaux: <i>espèces animales sur la zone</i> Expertise: <i>bibliographie, questionnaires, entretiens</i>
Occupation du sol	Végétation: <i>pixels d'images satellites ou aériennes</i> <i>photographies du sol</i>	Végétation: <i>cartes topographiques</i> Expertise: <i>croquis</i>	Eau: <i>rivières et points d'eau localisés</i> Relief: <i>courbes de niveau ou modèle numérique de terrain</i> Routes: <i>lignes</i> Climat: <i>relevés localisés</i>	Eau: <i>quantité d'eau plus ou moins importante</i> Végétation: <i>espèces végétales sur la zone</i> Expertise: <i>bibliographie, questionnaires, entretiens</i>

Fig A.2.19 : La diversité des objets d'étude selon les thématiques des données sources

Le type des données sources est indiqué en colonne : les pixels des images, les cartes, les vecteurs et les données non localisées. Les images comprennent les photographies prises du sol à une localisation précise ou les images aériennes ou satellites qui ont des références spatiales. Les cartes sont les cartes papier, par exemple des cartes topographiques scannées ou des croquis d'experts, qu'il est nécessaire de numériser. Les vecteurs sont des données spatialisées, de type points, ligne ou surface. Dans cette catégorie figurent les relevés qui sont représentés par des points ayant certaines propriétés. Le terme de « données non localisées » comprend les données issues des experts, de différents types : entretiens, questionnaires, bibliographie. Sur cette figure, les connaissances d'experts fournissant une expertise sur différents points ont été ajoutées. Ces connaissances peuvent concerner les pratiques spatiales des animaux (incluant les comportements) ou l'occupation du sol. La forme des données est indiquée à l'intérieur même des cases de cette figure (exemple : « courbes de niveaux »), en italique, dans les sous-thématiques (exemple : « relief »). On note que certains objets, comme la végétation et l'eau, peuvent être identifiés à partir de plusieurs types de données, pixels d'images et/ou des cartes et/ou des vecteurs et/ou données non localisées.

Ces données sources sont donc multi-modales, au sens de multi-thèmes, multi-types et multi-formes.

2. Les données complexes décrivant les évolutions et les interactions

Concernant, les données décrivant les évolutions et les interactions, nous devons déterminer celles qui sont récupérables et exploitables en l'état et celles qui résultent de traitement d'autres données.

Peut-on mesurer les interactions et les évolutions ?

Les interactions entre les objets géographiques d'étude sont à identifier à partir de données qui décrivent ces objets. Il s'agit de caractériser l'espace par la pression animale et par les changements de l'occupation du sol, puis d'analyser les liens entre ces variables.

D'abord, des mesures successives sur les animaux et l'occupation du sol permettent d'identifier les changements successifs de géométrie ou de sémantique de ces objets puis d'expliquer les processus d'évolution. Chaque mesure donne accès à l'état de l'objet à un temps t , comme s'il s'agissait d'une photographie, d'un instantané. Plusieurs mesures présentent une succession d'instantanés d'un objet, recréant ainsi une évolution. Plus les mesures sont réalisées de façon fréquente, plus les changements qui concernent les objets géographiques sont précis, dans la géométrie et la sémantique, et situés dans le temps. Cette précision permet une meilleure compréhension des évolutions. Donc, dans l'idéal, les objets en évolution devraient être mesurés de façon fréquente. Cette fréquence peut dépendre de la rapidité observée de leur évolution : comme un animal se déplace rapidement dans l'espace par rapport à une zone de végétation, il faudrait que les mesures réalisées sur les animaux permettent de suivre leurs déplacements quotidiens. Or la fréquence d'acquisition des données peut être trop faible (et donc que les mesures sont très espacées dans le temps) pour pouvoir identifier des évolutions. Dans ce cas, la temporalité propre du phénomène est mal perçue. La difficulté est de ne pas passer à travers un processus d'évolution à cause des données.

Puis, les processus peuvent être directement décrits et expliqués par les écologues, considérés comme des experts. En effet, leurs observations empiriques ont permis de bâtir leurs connaissances en rapport avec les transformations de végétation, d'eau et les déplacements d'animaux. Ces connaissances sont liées à une certaine perception des changements, qui est inscrite dans une durée et dans une zone. Les experts fournissent directement des « faits stylisés ».

Les **faits stylisés** sont des processus ou des structures spatiales durables que décrivent des objets géographiques. Ces faits sont établis par des observations qui sont généralisées à un niveau d'organisation supérieur des objets géographiques (Sanders 2006), de façon à mettre en valeur les grandes tendances d'un phénomène.

Les processus définis par les experts correspondent à un certain point de vue sur les comportements des animaux et les évolutions du sol. Il est donc nécessaire de prendre en compte ces faits stylisés, en les confrontant avec les objets géographiques dérivés d'autres sources de données.

Des mesures de différentes dimensions temporelles

D'après Peuquet (1994), la dimension temporelle des phénomènes doit permettre de répondre aux questions suivantes: Quand ? A quelle fréquence ? Combien de temps ? Dans quel ordre ? Sur la figure A.2.20, deux données sont mesurées, la donnée 1 est mesurée par périodes de temps, figurant en noir, tandis que la donnée 2 est mesurée instantanément sur une période de 10 ans, la mesure étant représentée par un trait rouge.

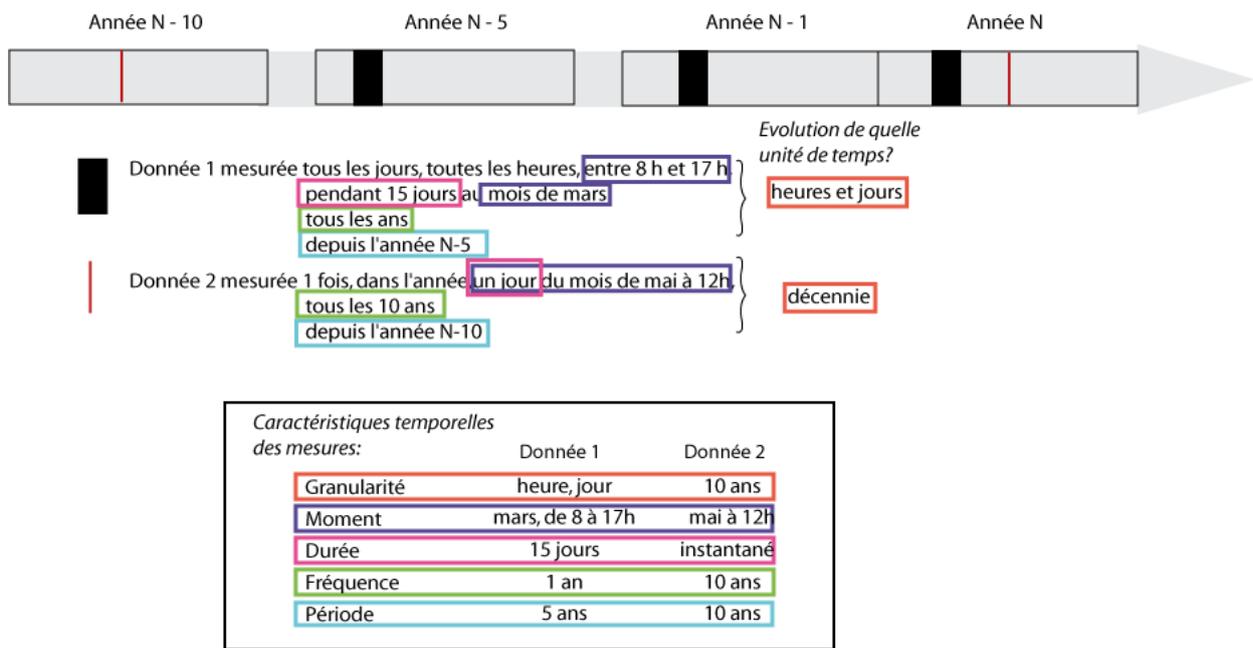


Fig A.2.20: Les caractéristiques temporelles des mesures

Ces données nous permettent d'expliquer les différences des caractéristiques temporelles différentes :

- des périodes totales de mesures, entre la date initiale de mesure et la date finale. Sur la figure, la donnée 2 est mesurée entre l'année N-10 et l'année N soit 10 ans, tandis que la donnée 1 entre l'année N-5 et l'année N soit 5 ans.
- des fréquences de mesures, le nombre de mesures dans la période totale. Sur la période de 10 ans de la donnée 2, elle n'est mesurée qu'une seule fois. Sur la période de 5 ans, la donnée 1 est mesurée 5 fois.
- des durées de mesures, soit de l'instantané à une date et une heure précise pour la donnée 2, soit pendant une période, par exemple 15 jours pour la donnée 1. La durée de la mesure correspond à la période continue dans laquelle sont effectuées les mesures. Cette durée est nulle ou instantanée si les mesures sont effectuées en une seule fois, ce qui est le cas des images satellites. Si la durée n'est pas nulle, plusieurs mesures sont effectuées pendant cette durée. La mesure finale résulte alors d'un processus mathématique (somme, moyenne ou autres) pour agréger les mesures.
- des moments différents, au début de l'année pour la donnée 1 et au milieu de l'année pour la donnée 2. Ainsi la donnée 2 est mesurée après la donnée 1 pour une année commune de mesure, ce qui est le cas pour l'année N.
- des granularités temporelles, le plus petit pas de temps des mesures. Sur la figure, les granularités temporelles sont l'heure, le jour et la décennie. Plusieurs granularités peuvent être mesurées en même temps, comme l'heure et le jour.

3. Une autre complexité des évolutions : la multi-scalarité

Les objets géographiques peuvent exister sur certaines échelles spatiales. Or les échelles sont emboîtées les unes dans les autres. La figure A.2.21 illustre un exemple de hiérarchie spatiale.

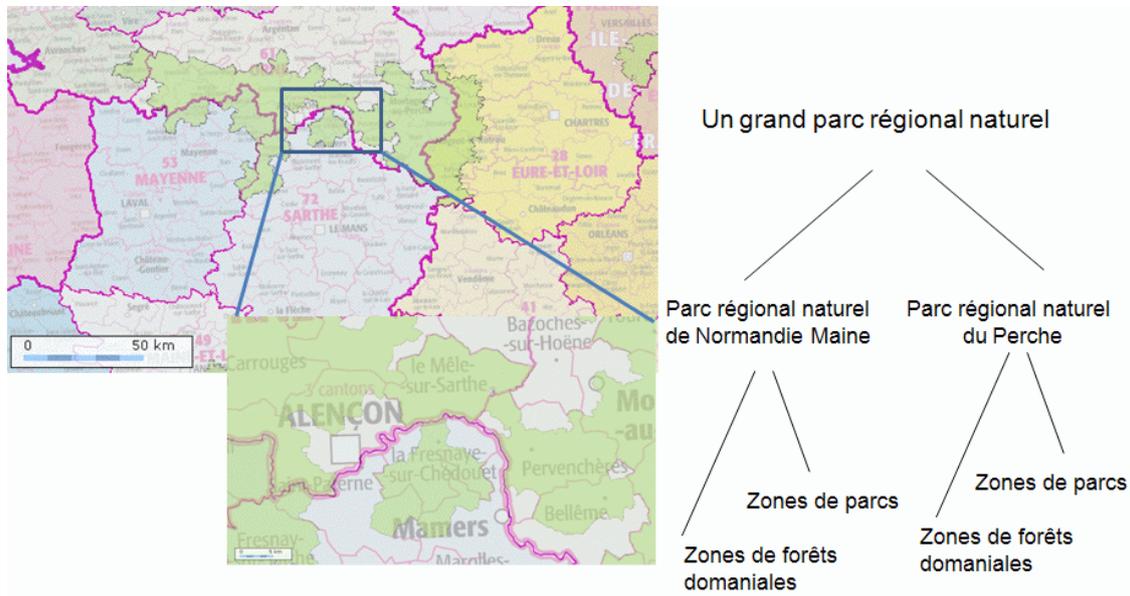


Fig A.2.21: Hiérarchie des niveaux d'échelles d'un parc régional naturel. Source : www.geoportail.fr

A l'échelle nationale, le parc de Normandie est considéré comme un tout, alors qu'à l'échelle régionale décomposé en deux parcs, le parc régional naturel de Normandie Maine, à l'Ouest d'Alençon, et le parc régional naturel du Perche, à l'Est. A une échelle départementale, ces deux parcs sont eux-mêmes constitués de zones de parcs et de forêts domaniales. Les objets géographiques manipulés sont différents à chaque échelle. De plus, cette figure montre des objets géographiques qui ne sont pas définis par les unités administratives. Les parcs régionaux naturels chevauchent plusieurs régions et les zones de forêts et de parcs ne coïncident pas tout le temps avec les limites communales.

En outre, les échelles peuvent être la fois spatiales et temporelles. Dans ce cas, le temps et l'espace sont dépendants l'un de l'autre : une grande étendue est occupée sur une grande période de temps ; une petite étendue sur une petite période de temps. Dans la figure A.2.22, Nathan et al. (2008) schématisent les échelles spatio-temporelles décrivant le déplacement d'un animal.

L'échelle spatio-temporelle notée A correspond aux déplacements journaliers (cette échelle est notée A). Puis en diminuant l'échelle, au sens cartographique (l'échelle B), viennent les grandes phases de déplacement, prenant en compte plusieurs jours, selon deux stratégies : soit de recherche de nourriture, soit d'évitement de prédateur. Ces stratégies sont mises en évidence par la forme du déplacement de l'animal : soit sinueux, soit droit. Enfin, la plus petite échelle spatio-temporelle au sens cartographique correspond au chemin de vie (échelle C), qui compte plusieurs mois. Il se termine par la mort de l'animal et inclut les stratégies de déplacement décrits par les échelles plus grandes.

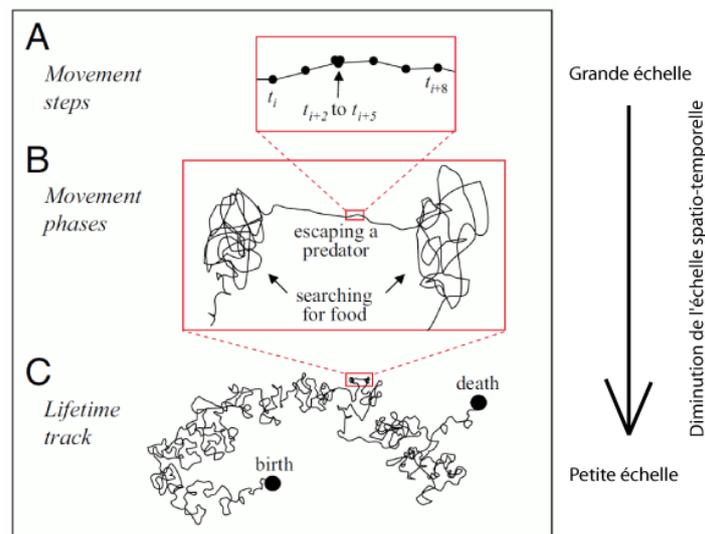


Fig A.2.22: Échelles spatio-temporelles imbriquées. D'après (Nathan et al. 2008)

Les phénomènes multi-scalaires sont complexes car ils mettent en évidence des processus d'évolutions des objets dépendants de chaque échelle. Ces processus doivent être décrits à chaque échelle. Pour changer d'échelle spatio-temporelles d'analyse, il faudra effectuer des agrégations ou des désagrégations dans l'espace et dans le temps.

4. Comment intégrer des diverses sources de données de types différents ?

Une autre difficulté vient de la diversité des données. En géomatique, l'intégration d'information est la mise en cohérence de données issues de sources diverses (Euzenat et Shvaiko 2007, Ott et Swiaczny 2001). Ces sources peuvent être hétérogènes en raison des entités géographiques manipulées, leur modélisation ou leur représentation géométrique. Ce mécanisme d'intégration peut être fait de manière automatique et il s'agit de la première étape en vue de l'analyse automatique des données.

Peut-on intégrer des données qui sont pourtant de format différent, d'objet d'étude différent (une portion d'espace ou un individu), de fréquence temporelle différente, de zone différente ? Il est possible que les données ne peuvent pas être intégrées telles quelles mais doivent faire l'objet d'un travail préliminaire de construction ou de transformation pour passer par exemple d'un objet d'étude de portion d'espace à un individu. Pour faire cette construction, nous devons déterminer les hypothèses sur lesquelles se fonder.

5. Comment gérer des données d'évolution ?

Comment identifier des évolutions ?

Une fois les données intégrées, il faut des outils pour analyser la cinématique et la dynamique des objets manipulés. Nous voulons étudier les lieux sur lesquels se déroulent les changements.

La géographie cherche à comparer et à analyser les lieux. L'analyse des variabilités des lieux est réalisée par analyse spatiale. L'analyse spatiale est une démarche géographique pour analyser les distributions spatiales et les configurations spatiales des objets géographiques (Sanders 1989, Bavoux 1998, Pumain et Saint-Julien 1997). Les méthodes de l'analyse spatiale sont d'ordre :

- statistique pour mettre en évidence les distributions globales,
- visuelle pour analyser les motifs récurrents,
- géométrique pour analyser les formes et les agencements.

De nombreux outils d'analyse spatiale sont intégrés dans les SIG. Ils permettent d'analyser des bases de données spatialisées. Cependant, l'analyse spatiale n'intègre pas de dimension temporelle qui analyserait les distributions dans le temps, ce qui permettrait d'identifier les évolutions.

Dans le cas particulier de l'étude des mobilités dans la géographie humaine, la Time Geography (Hägerstrand 1970, Langran 1988, Peuquet 1994) apporte un cadre pour appréhender les déplacements liés aux activités quotidiennes des individus en fonction de leurs budgets-temps. Elle vise à décrire les déplacements possibles d'un individu en fonction de ses activités et de son environnement (Lenntorp 1976). Ces déplacements peuvent être représentés par des chemins dans le temps et l'espace, dans des cubes en trois dimensions. La Time-Geography permet également d'analyser les lieux par lesquels sont passés ou se sont arrêtés les individus.

En géomatique, il existe des outils pour détecter les changements d'états des objets. En effet, Badard (2000) et Devogele (1997) ont proposé des outils d'appariement pour comparer automatiquement les objets géographiques existants entre deux bases de données. L'appariement est basé sur des distances géométriques et sémantiques entre les objets. Cependant, si ces distances sont trop importantes, ce qui est le cas par exemple des localisations successives empruntées par les animaux, il s'avère difficile de trouver automatiquement des correspondants.

Comment modéliser les évolutions ?

De la même façon, les SIG permettent d'analyser les données spatiales mais ne sont pas faits pour gérer des données d'évolution, à cause de la dimension temporelle (Langran 1992, O'Sullivan 2005). Cependant, différentes techniques sont utilisées pour remédier à ce problème. Elles se basent sur deux entités différentes : soit l'état d'un objet géographique (incluant la géométrie et la sémantique) qui est localisé dans le temps ou soit les processus d'objets géographiques définis sur une période. D'après Badard (2000) et O'Sullivan (2005), ces techniques sont :

- L'estampillage temporel de données, appelé « Time Stamp » dans (Langran 1988, 1992) où chaque état des objets est conservé. Chaque objet porte également un attribut précisant sa date de création et de suppression (Horsnby et Egenhofer 2000, Perret et al. 2009).
- Le versionnement d'objets appliqué aux objets géographiques. Ici, chaque nouvel état d'un objet est enregistré dans un historique. L'état d'un objet est déduit des séquences de valeurs de l'historique (Galton 2004). Cette technique permet d'avoir accès aux processus d'évolution c'est à dire les différentiels entre les états de l'objet (Pena et Santos 2011).

- Les processus théoriques (Allen 1984, Claramunt et Thériault 1996, Worboys 2005) ou calculés (Van de Weghe et al. 2006)

Comment analyser et représenter les évolutions ?

Ensuite, nous devons créer des outils d'analyse et de visualisation de ces d'évolutions. Un des outils s'appuie sur les SIG. Cependant, le SIG utilisé doit comporter une dimension temporelle (Peuquet 2002, Frank 1994). Or l'intégration du temps constitue un des challenges des SIG (Goodchild et al. 1996). En effet, les fonctionnalités temporelles devront respecter certaines propriétés temporelles : les relations entre événements et la hiérarchie temporelle. Cette hiérarchie correspond à une multi-scalarité temporelle. Chaque période temporelle inclut des périodes temporelles plus petites (Claramunt et Jiang 2000, Mota et Robertson 1996). Ainsi en figure A.2.23, l'heure est comprise dans le jour, lui-même compris dans le mois, etc.

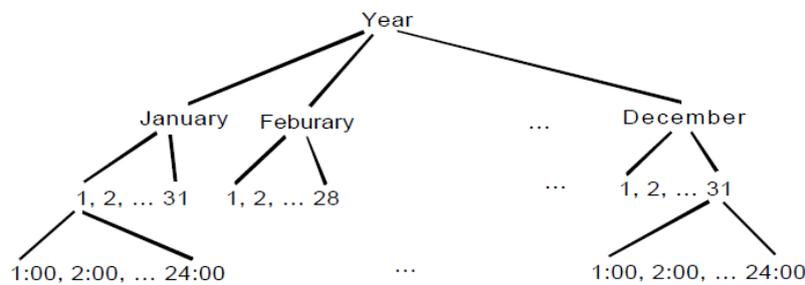


Fig A.2.23 : Exemple de hiérarchie temporelle. Source (Claramunt et Jiang 2000)

Les relations temporelles entre événements référencent la chronologie d'évènements les uns par rapport aux autres. Le temps est ici considéré comme linéaire et les évènements sont soit instantanés soit s'étendant sur une certaine durée (Allen 1991). Allen (1984) définit 7 relations, représentées sur la figure A.2.24 : avant/après, se rencontrent, se chevauchent, sont contenus dans, commencent en même temps, s'arrêtent en même temps et sont égaux dans les durées.

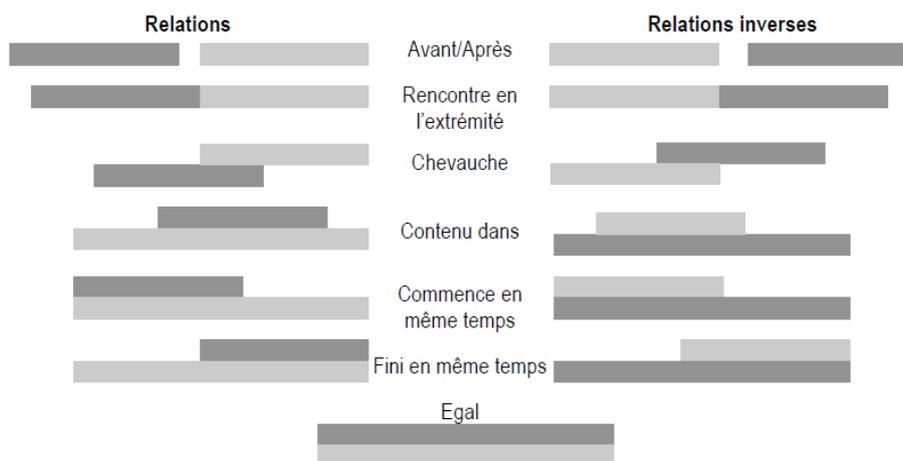


Fig A.2.24 : Les 13 relations temporelles des évènements de (Allen 1984). Source (Arnaud et Davoine 2009)

Représenter des changements

Au niveau visuel, Li et al. (2010) envisagent trois types de cartes pour représenter des mouvements grâce à une sémiologie graphique adaptée :

- 1) une carte se basant sur des flèches (Bertin 1999) ;
- 2) plusieurs cartes statiques successives représentant les phénomènes à des moments différents par des surfaces de couleurs différentes (Slocum 2009 et al.) ;
- 3) une carte animée qui présente un film des évolutions.

Ces différentes cartes sont illustrées en figure A.2.25 hormis la carte animée dont le support est numérique. MacEachren (1995), Andrienko et Andrienko (1999), Kraak (2003) ont ajouté à cette liste la carte en trois dimensions, où le temps est représenté par le relief de la carte. Cette représentation est particulièrement utilisée pour les déplacements d'individus, qui sont des chemins spatio-temporels dans la Time-Geography (voir figure A.2.26).

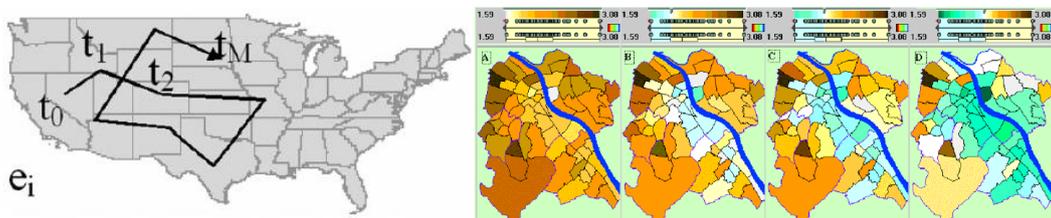


Fig A.2.25 : Une carte représentant des déplacements d'individus. Source (Andrienko et Andrienko, 2007) ; Plusieurs cartes successives. Source (Andrienko et Andrienko 1999) ;

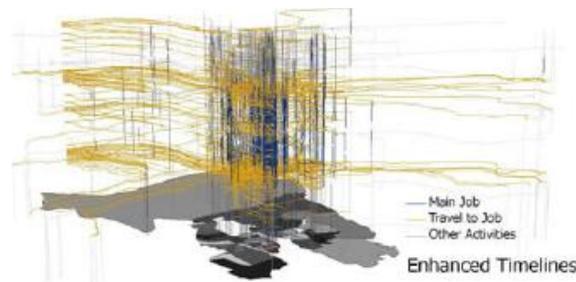


Fig A.2.26 : Une carte en 3D avec le temps en vertical. Source (Zhao et al. 2008)

6. Comment identifier et considérer les imperfections ?

Enfin, les données peuvent être imparfaites, à la fois incomplètes, imprécises et incertaines (Bouchon-Meunier 1995, Colot 2000, Masson 2005, De Runz 2008). D'après Olteanu (2008), l'imprécision est la « difficulté d'exprimer clairement et précisément un état de la réalité », ce qui implique d'employer des termes tels que « environ », « à peu près », « une centaine de.. ». L'incertitude est un doute exprimé sur la validité d'une connaissance ou d'une donnée. Dans ce cas, les connaissances sont précédées de « je crois » ou « je pense ». Enfin, l'incomplétude est l'absence ou le manque d'une donnée. Cette nomenclature est illustrée en figure A.2.27.

Les données d'évolution ne peuvent pas être mesurées continuellement et sur tout l'espace. Elles sont donc par nature incomplètes. De plus, en fonction du protocole de mesure des données, certaines mesures peuvent être imprécises. L'imperfection peut concerner trois questions : Où ?

Quand ? Qui ? (Peuquet 1994, Andrienko et al 2011). Cette partie permet d'identifier les imperfections des données de suivi animalier et des données d'évolution de l'occupation du sol.

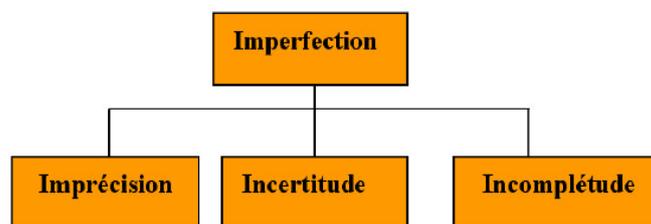


Fig A.2.27 : Échelles spatio-temporelles imbriquées. Source : (Olteanu 2008)

L'imperfection des comptages

Les comptages d'animaux ne sont réalisés que sur une petite portion d'espace définie dans le protocole de comptage. Toutes parties non visibles d'un observateur basé sur cette portion d'espace ne seront pas observées. Le comptage est donc incomplet dans l'espace. En outre, à cause de l'emploi du temps des observateurs, les comptages sont rarement effectués de manière continue dans le temps. Il existe des trous temporels dans ces données.

L'imperfection des suivis GPS

Un appareil GPS mesure sa position dans le système de coordonnées WGS84¹ en mesurant sa distance avec plusieurs satellites, au moins trois. La précision de ce calcul se base sur le fait qu'au moins 3 satellites passent au dessus de cet appareil GPS et que ces satellites ont eux-mêmes une configuration spatiale éloignée (Duquenne et al. 2005). Dans le cas où il n'y ait pas assez de satellites visibles, la position du GPS à ce moment ne peut être calculée, les suivis seront donc incomplets. De même quand le GPS ne reçoit pas le signal des satellites, à cause d'une mauvaise position, d'une couverture végétale trop importante ou des bâtiments trop élevés dans une rue, il ne peut pas calculer sa position. L'imprécision du GPS peut être causée par les positions trop proches des satellites. Dans ce cas, le GPS enregistre la position avec un indicateur d'imprécision, appelé en général DOP (diminution ou dilution of precision). Plus ce paramètre est grand, moins la position est précise. Pour pallier à ce problème, il existe d'autres types de GPS, les DGPS, qui utilisent un réseau de stations fixes, dont les localisations sont connues très précisément pour mesurer les distances aux satellites. Les DGPS fournissent des localisations plus précises qu'avec un GPS normal, de l'ordre du centimètre au lieu du mètre. Dans notre application, les animaux sont suivis par des GPS normaux, d'une précision métrique, en fonction de la qualité du GPS (Claridge et al. 2009). Les localisations fournies par GPS peuvent donc être incomplètes (absence de localisations) et d'imprécises.

Un appareil GPS enregistre des points à une certaine fréquence d'acquisition, qui est fixée et régulière. Si cette fréquence est élevée, alors les points sont fréquents et l'enregistrement est réalisé

¹ Le système de coordonnées WGS84, ou Wold Geodetic System 1984, est le système de référence mondiale pour exprimer les positions sur terre, de la forme latitude/longitude et exprimées en degrés. Le WGS84 est utilisé par les appareils GPS.

pratiquement de manière continue. Plus la fréquence d'acquisition est faible, plus l'intervalle temporel entre les points est grand (par exemple le jour), plus ces points sont éloignés dans le temps et plus le trou temporel est grand. Les données GPS sont donc incomplètes temporellement, et plus la fréquence d'acquisition est faible, plus cette incomplétude est importante. Au contraire, plus ce pas est petit (la seconde, la minute), plus la mesure se rapproche d'un suivi continu. Ceci est illustré en figure A.2.28. De plus, la construction d'une courbe reliant ces points sera moins précise pour des points éloignés que pour des points proches acquis fréquemment.



Fig A.2.28 : Une courbe décrite par une succession régulière de points, acquis de manière plus ou moins fréquente. Source : (Ruas et Mustière 2005)

L'imperfection des données mesurant l'occupation du sol

Les données décrivant l'occupation du sol sont souvent des images aériennes ou satellites et des cartes topographiques. Si ces données sont spatialisées directement, elles sont fournies telles quelles, dans un certain système de coordonnées. Ces images doivent être rectifiées géométriquement de telle sorte que chaque point de l'image soit superposable à une carte plane, comme l'illustre la figure A.2.29. Pour cela, il faut corriger l'inclinaison de la prise de vue (erreurs dues à l'avion), l'inclinaison des objets due aux pentes (erreurs dues au relief) et les déformations optiques de l'appareil (erreurs dues à l'appareil de prise de vue) ; une orthophotographie est ainsi obtenue. Ce recalage nécessite des points d'appuis sur le terrain, à différentes altitudes. Quant aux données non spatialisées, comme les cartes numérisées, elles devront être géoréférencées, de façon à attribuer des coordonnées à chacun des pixels de l'image. Cette opération se base également sur des points d'appuis entre des coordonnées terrain et des coordonnées image. Les points d'appuis servent au calcul de transformation de l'image sans coordonnées vers l'image avec coordonnées, dans un système de coordonnées choisi. La précision de la localisation est dépendante du nombre et de la qualité des points d'appuis, ainsi que la prise en compte du relief dans le recalage.

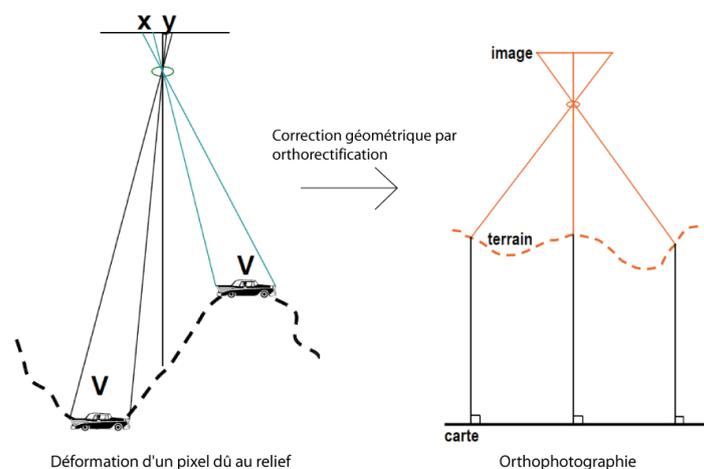


Fig A.2.29 : Processus d'ortho rectification d'image. Source : (ENSG, 2011)

Ces images ont des paramètres de résolution spatiale, temporelle et spectrale. La résolution spatiale de l'image est la plus petite unité mesurable et correspond à la taille du pixel sur une image. Elle implique une certaine précision spatiale : plus la résolution spatiale de l'image est fine (pixel de petite taille), plus les limites et l'emprise des objets géographiques (ici les formations végétales) sont identifiables. La résolution temporelle est la période à laquelle un satellite repasse exactement au même point de la Terre. C'est donc la période de recouvrement temporel minimal et incompressible. Cette résolution varie de quelques jours à 1 mois. Il s'agit d'une incomplétude temporelle.

Pour conclure, ce chapitre présente la mise en œuvre de notre méthode, qui relève de l'écologie, la géographie et la géomatique. Les objets d'étude sont d'une part les groupes d'animaux et d'autre part les zones d'occupation du sol, comprenant les routes, les formations végétales et les zones d'eau. Il s'agit de repérer des liens entre la pression animale, estimée par la nature et l'intensité des pratiques spatiales des populations animales, et les changements de l'occupation du sol.

Les données sources mesurant ces objets géographiques sont à la fois hétérogènes et imparfaites. Elles nécessitent de mettre au point des méthodes d'intégration et de combinaison des données.

Chapitre 3 : Présentation du cas d'étude – Le parc national de Hwange au Zimbabwe

Nous appliquons notre démarche, à savoir l'identification des interactions entre les pratiques animales des troupeaux d'herbivores et les changements de l'occupation du sol, au parc national de Hwange au Zimbabwe. Les populations humaines n'étant pas installées dans le parc, les animaux s'y déplacent librement. Dans cette partie, nous présentons le parc (I), l'évolution de son paysage (II) et le suivi des populations animales présentes (III).

I. Présentation du parc

1. Contexte spatial et historique

La zone d'étude choisie est le parc national de Hwange (en rouge sur la figure A.3.1). D'une superficie de 14 651 km², il est localisé à l'Ouest du Zimbabwe (19°00'S, 26°30'E) (Valeix et al. 2011). Certaines de ses limites forment des barrières physiques (clôtures en fer ou lignes de trains), tandis que d'autres sont connues pour être ouvertes, notamment celle qui donne sur le Botswana. Précisons ici que toutes les cartes présentées dans la thèse sont orientées vers le Nord, ce qui n'est pas systématiquement indiqué.

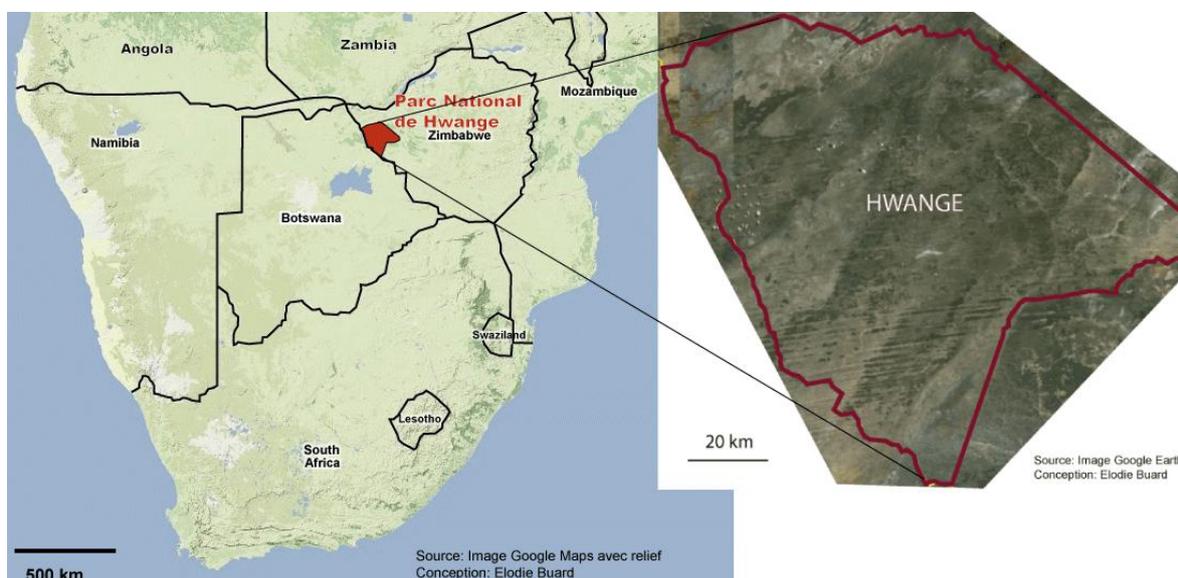


Fig A.3.1 : Situation géographique du parc de Hwange

Ce parc a été créé en 1928 par Ted Davidson (Davidson 1967, Zimparks 2011). A cette date, il englobait uniquement le quart Est actuel. De 1935 à 1984, des points d'eau permanents ont été aménagés de façon artificielle par la mise en place de pompes (Chamaillé-Jammes 2006). Ces pompes permettent d'amener à la surface de l'eau souterraine, qui réside à une profondeur moyenne de 60 m (Le pic vert 2011). Cet aménagement a fait suite à une volonté de sédentariser les grands

troupeaux d'herbivores afin d'attirer les touristes. Auparavant, les troupeaux devaient trouver leurs ressources en eau à l'extérieur du parc lors la saison sèche, notamment au Botswana. Avant 1950, 60 points d'eau artificiels avaient ainsi été créés, comme celui de la figure A.3.2. Aujourd'hui, à cause de la crise économique du pays (se reporter à l'encadré 4.3 pour de plus amples détails), seuls 27 points d'eau pompés sont entretenus.



Fig A.3.2 : Un point d'eau du parc de Hwange

Ce n'est qu'en 1950 que le parc de Hwange devint national. La figure A.3.3 expose des dates clés correspondant à des changements de législation du parc. Ces dates sont liées à des gestions différentes du nombre d'animaux présents dans le parc. En effet, en 1963, les abattages d'animaux ont été autorisés, jusqu'en 1986. Après cette date, l'état a instauré des lois sur le nombre d'animaux abattus par an, en fonction des densités locales. Enfin, en 2005, la « chasse aux trophées », c'est-à-dire la chasse aux grands prédateurs moyennant une certaine somme d'argent, a été autorisée.

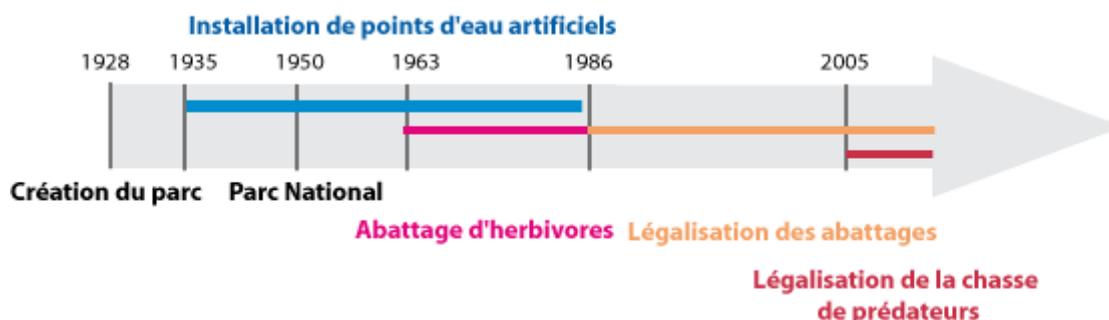


Fig A.3.3 : Historique du parc de Hwange

Depuis 2011, le parc fait partie des Zones Ateliers du CNRS (voir encadré 3.1). Par ailleurs, le parc de Hwange est membre du réseau mondial LTER (Long-term Ecosystem Research Network).

Encadré 3.1 : Les Zones Ateliers de l'Institut Écologie et Environnement du CNRS

L'Institut Ecologie et Environnement (IEE) est une structure nationale à l'origine de la création des Zones Ateliers de part le monde pour mettre en réseau des chercheurs de différentes disciplines en relation avec l'environnement : écologues, hydrologues, géographes, géologues, biologistes ou sociologues.

La Zone Atelier Hwange (2011) s'intègre dans le thème de la biodiversité et de l'usage de terres. C'est le seul parc national intégré dans son ensemble en tant que Zone Atelier (ZA). Dans ce contexte, les objectifs de cette ZA sont d'étudier la dynamique de la biodiversité au sein d'une zone protégée, objectif dans lequel nous nous situons à travers l'étude des interactions entre les populations d'herbivores et leurs ressources, et le rôle du développement rural en périphérie.

2. Description du paysage du parc de Hwange

Pour décrire le paysage du parc, nous présentons plusieurs de ces composants : le relief, les points d'eau, les routes et la végétation.

Le relief

La grande majorité du parc de Hwange se situe sur un plateau de 1000 m d'altitude. Toutefois, le Nord est plus escarpé et comprenant des collines et des talwegs, comme on peut le voir sur la figure A.3.4. Cette carte présente les courbes de niveau estimées par le MNT (Modèle Numérique de Terrain) à 90 m de résolution et issues de la mission STRM (Shuttle Radar Topography Mission) de la NASA.

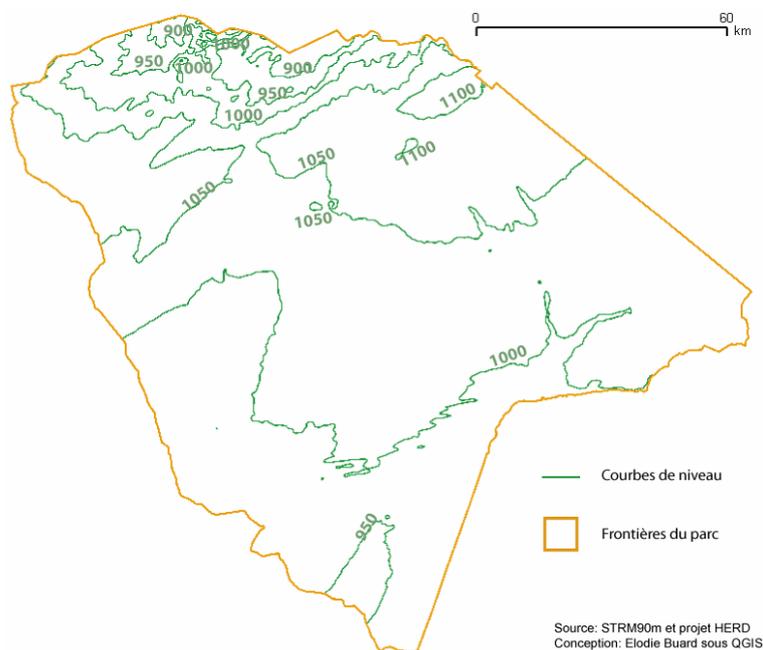


Fig A.3.4 : Relief du parc de Hwange

Le sol

D'un point de vue géologique, le sol est sec et pauvre en nutriments : il est constitué de sables ou de roche-mère altérée et apparente. Ces deux types de sol sont présentés en figure A.3.5.

Le sable se trouve sur le plateau. Il s'agit de sable provenant du désert du Kalahari en Namibie et transporté par le vent sur une distance de 1000 km. Ce type de sol est largement majoritaire. Des points d'eau peuvent se former dans ce sol : sous la couche de sable existe une couche d'argile qui retient l'eau. L'affleurement de l'argile peut être dû au relief, comme dans les rivières fossiles présentées dans le paragraphe suivant, ou aux animaux qui creusent le sol pour y chercher de l'eau.

Les roches-mères, localisées au Nord, sont constituées de basalte, de granite, de grès et de gneiss. La couche jaune appelée « batoka basalt » représente le basalte, les couches grises et vertes, « Calcite » et « basement complexe » du granite et du gneiss et la couche bleue, « karoo sediment » du grès.

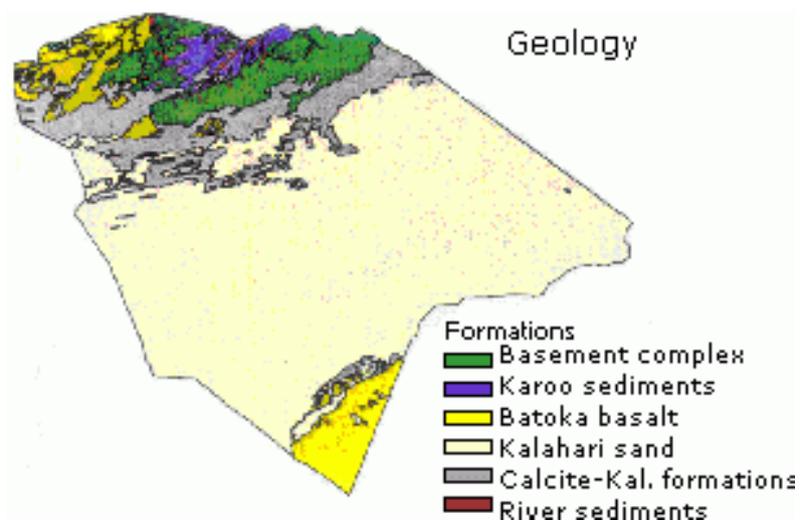


Fig A.3.5 : Géologie du parc de Hwange. Source : (Valeix 2006)

En complément, deux structures géologiques du parc visibles sur les images satellites nécessitent d’être décrites:

1. Les rivières fossiles, autrement dit des anciens bras de rivières qui se sont asséchés. Elles correspondent maintenant à un talweg sans eau, mais avec une hygrométrie élevée grâce au sol argileux sous la couche de sable. En conséquence, l’herbe y est souvent plus verte qu’à d’autres endroits. Une rivière fossile en coupe est présentée en figure A.3.6.

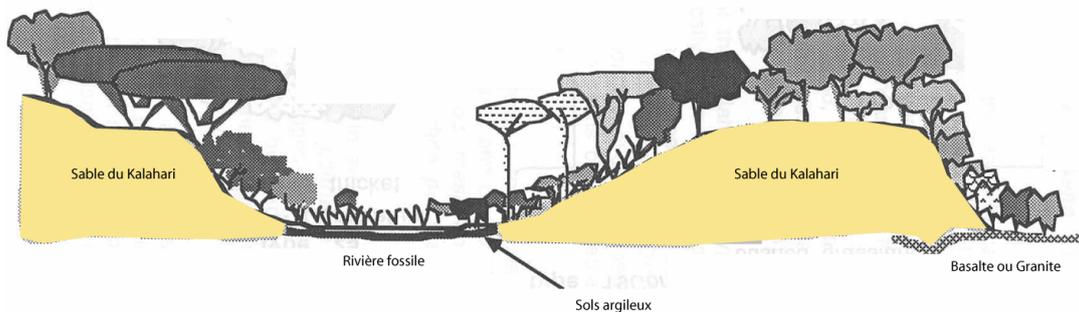


Fig A.3.6 : Une rivière fossile en coupe. Source : (Rogers 1993)

2. Des dunes longitudinales orientées Ouest-Est selon la direction du vent qui transporte le sable : de l’océan Atlantique vers l’intérieur des terres. Le sommet de la dune est très sec tandis que son creux est plus humide. Les arbres, ayant de grandes racines se localisent majoritairement sur le sommet de la dune, les herbes dans le creux (voir figure A.3.7).



Fig A.3.7 : Une dune en coupe. Source : (Rogers 1993)

Les dunes sont localisées au Sud du parc et sont longues de 30 km (deux d'entre elles sont représentées rouge sur la figure A.3.8). Les rivières fossiles sont à l'Est (en bleu pointillé).

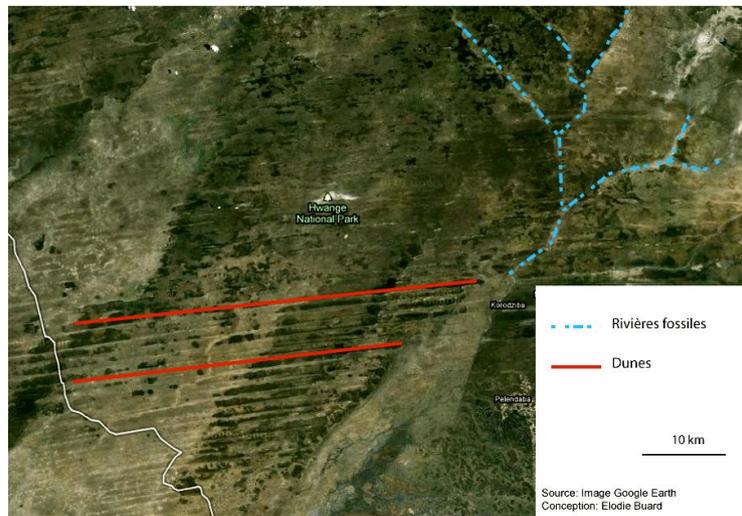


Fig A.3.8 : Localisation des dunes et rivières fossiles dans le parc de Hwange

Les points d'eau

Le diamètre moyen des points d'eau est de 85 m (Valeix 2006). Les 200 points d'eau existants sont de deux types : ceux qui sont naturels et ceux qui sont alimentés par une pompe. Ces derniers peuvent être qualifiés indifféremment d'artificiels, de pompés, d'actifs ou de permanents puisque l'eau s'y trouve en théorie tout au long de l'année. Il existe des pompes à moteur diesel, bruyantes et chères à entretenir, et des pompes éoliennes (figure A.3.9).



Fig A.3.9 : Deux types de pompes : à gauche une pompe diesel, à droite une pompe éolienne. Source : (Le Pic Vert 2011)

La pompe ne fonctionne toutefois qu'en saison sèche car la pluie lors de la saison des pluies est suffisante pour remplir tous les points d'eau, artificiels et naturels. Au contraire, en saison sèche, pratiquement tous les points d'eau naturels sont à sec.

De nos jours, 27 points d'eau sont dotés d'une pompe (ce chiffre était plus élevé en 1950, lors de l'installation des pompes). Cependant en 2009, parmi ces points d'eau, seuls 10 étaient entretenus et fonctionnaient. En effet, depuis 2005, le nombre de points d'eau pompés entretenus dépend des

ressources financières disponibles à cet effet, les fonds provenant le plus souvent d'ONG locales. Le paysage autour des points d'eau est varié. La végétation est très ouverte (herbe) ou complètement fermée (arbres denses) ; le relief peut être terrain plat ou escarpé. Précisons néanmoins qu'autour des points d'eau pompés, la végétation est toujours ouverte, sur une distance variable, entre 200 mètres et plusieurs kilomètres.

Les routes

Les routes du parc sont denses à l'Est mais très peu nombreuses dans le Sud et au centre (voir figure A.3.10). Ceci a une raison historique : en 1928 le parc couvrait l'Est du parc. En terre ou en sable, les routes ont été créées dans un but touristique, pour relier les principaux points d'intérêt et observer un grand nombre d'animaux. Il s'avère que ces points d'intérêt étaient souvent les points d'eau. Les routes relient donc pratiquement tous les points d'eau pompés qui, étant les seules ressources en eau en saison sèche, sont des lieux de présences probables des populations animales. D'un point de vue pratique, le gestionnaire des pompes peut aussi circuler facilement entre les points d'eau pompés et les entretenir.

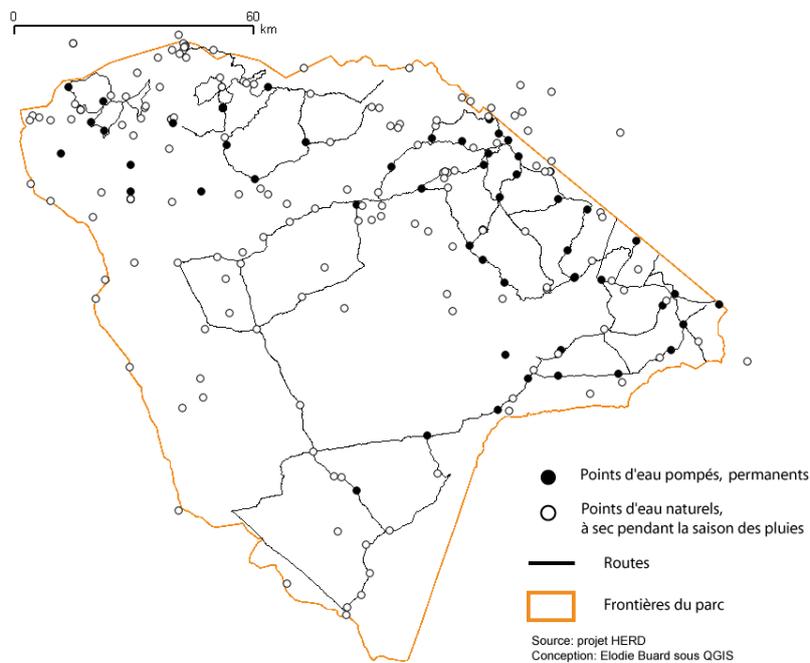


Fig A.3.10 : Points d'eau et routes à Hwange

Le paysage : lié au climat, au relief, à la végétation et au sol

Le type de sol présent majoritairement dans le parc, le sable, est très perméable et ne retient pas l'eau en saison des pluies, sauf dans les zones d'affleurement d'argile (rivières fossiles, les creux des dunes ou les points d'eau déjà formés). Pour cette raison, la végétation est de type semi-aride (voir la figure A.3.11 qui présente toutes les espèces végétales). Dans les zones sablonneuses du centre et de l'Est poussent principalement des forêts de *Baikiaea Plurijuga*, parsemées de quelques prairies d'herbe. A noter que cette espèce végétale figure sur la liste rouge de l'UICN comme devant être protégée (il s'agit du teck du Zambèze). Si le sable est un peu plus humide (par exemple pour des sables plus argileux), des buissons d'acacias et *Terminalia* y poussent. Ces espèces végétales sont

particulièrement appréciées des brouteurs. Au Nord du parc, dans la région vallonnée sur des roches basaltiques, poussent des *Colosphernum Mopanes*. Plus de détails sur ces espèces pourront être lus en Annexe 1. La carte du paysage de la figure A.3.12, conjuguant les aspects géologiques et les caractéristiques de la végétation, provient du bureau d'informations touristiques du parc de Hwange à Main Camp.

<i>Miombo</i>	<i>Terminalia</i>	<i>Acacia</i>	<i>Burkea</i>	<i>Combretum</i>	<i>Baikiaea</i>	<i>Mopane</i>
						
<i>Herbe (espèces végétales non visibles à cette échelle)</i>		<i>Arbuste (ici Terminalia)</i>		<i>Arbre (ici : Acacia)</i>		
						

Fig A.3.11 : Espèces végétales et hauteurs de végétation

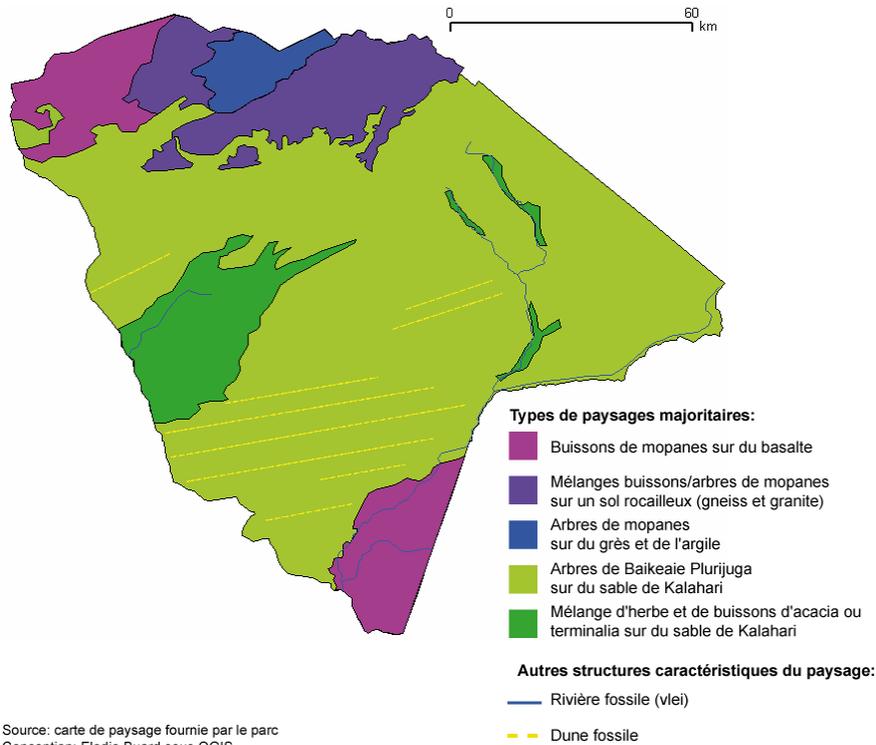


Fig A.3.12 : Carte du paysage du parc de Hwange

Toutes ces espèces végétales se déclinent en différentes densités et hauteurs. De manière générale, trois hauteurs de végétation sont bien définies : à moins de 30 cm la végétation est de l'herbe, entre 30 cm et 3 m il s'agit d'arbustes et au delà de 3 m d'arbres (Rogers 1993, Valeix et al 2011). Ces hauteurs permettent d'identifier les hauteurs dominantes dans une zone. Les savanes sont ensuite identifiées, selon des critères d'éloignement des végétaux, c'est-à-dire la distance moyenne entre les troncs d'arbres ou les branches d'arbustes (Sannier et al. 2002). Nous utilisons les dessins de Trochain (1957) pour décrire la typologie de la savane, des figures A.3.13 à A.3.16.

Si l'herbe est majoritaire, c'est une **savane herbeuse**, même si d'autres hauteurs de végétation existent, elles sont trop espacées (au-delà de 30 mètres) ;

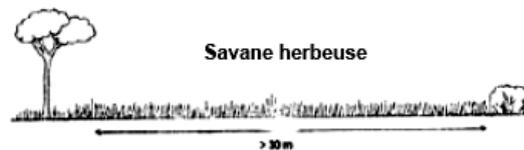


Fig A.3.13 : La savane herbeuse. Source : (Trochain 1957)

Si les arbustes sont majoritaires, selon un seuil de distance entre les arbustes (dans cette catégorie, le seuil est de 30 mètres entre les arbustes), les **savanes sont arbustives** soit ouvertes ou normales ;



Fig A.3.14 : La savane arbustive. Source : (Trochain 1957)

Si les arbres sont majoritaires, c'est une **savane arborée** (entre 15 et 30 mètres d'éloignement entre les arbres) ou boisée (moins de 15 mètres)

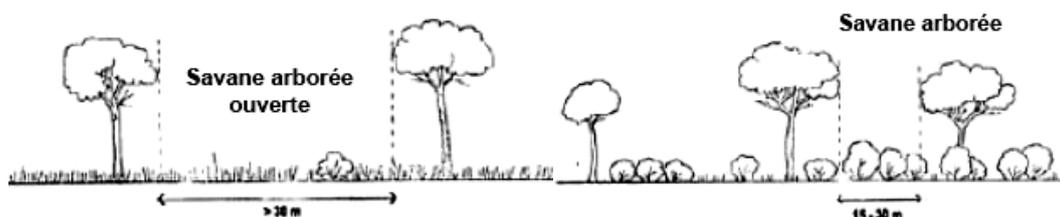


Fig A.3.15 : La savane arborée. Source : (Trochain 1957)

Enfin, s'il n'y a pas d'arbustes sous les arbres, alors il s'agit d'une **forêt claire** (de 2 à 15 mètres d'éloignement) ou d'une **forêt** (moins de 2 mètres).

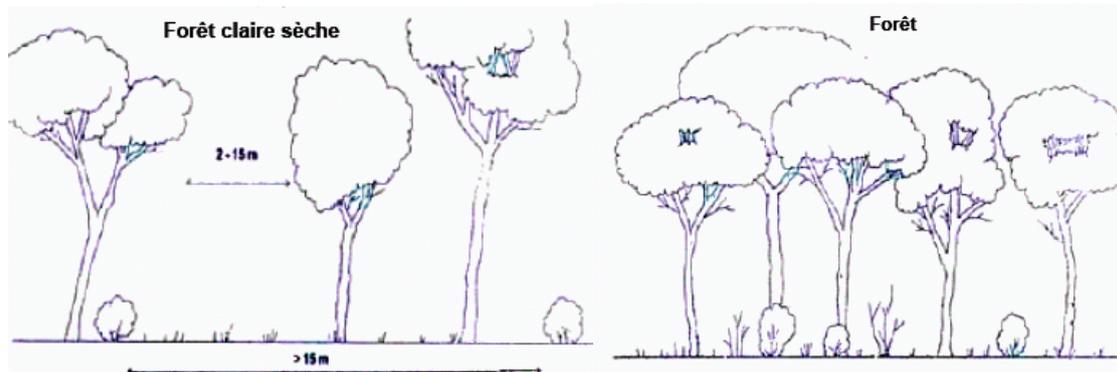


Fig A.3.16 : Types de forêts. Source : (Trochain 1957)

Cette classification des savanes qualifie la structure de la végétation et est particulièrement utile dans les zones mixtes d'herbe, d'arbustes et d'arbres. Des cartes de végétation, présentant les savanes (à gauche) et les espèces végétales (à droite), a été établie en figure A.3.17.

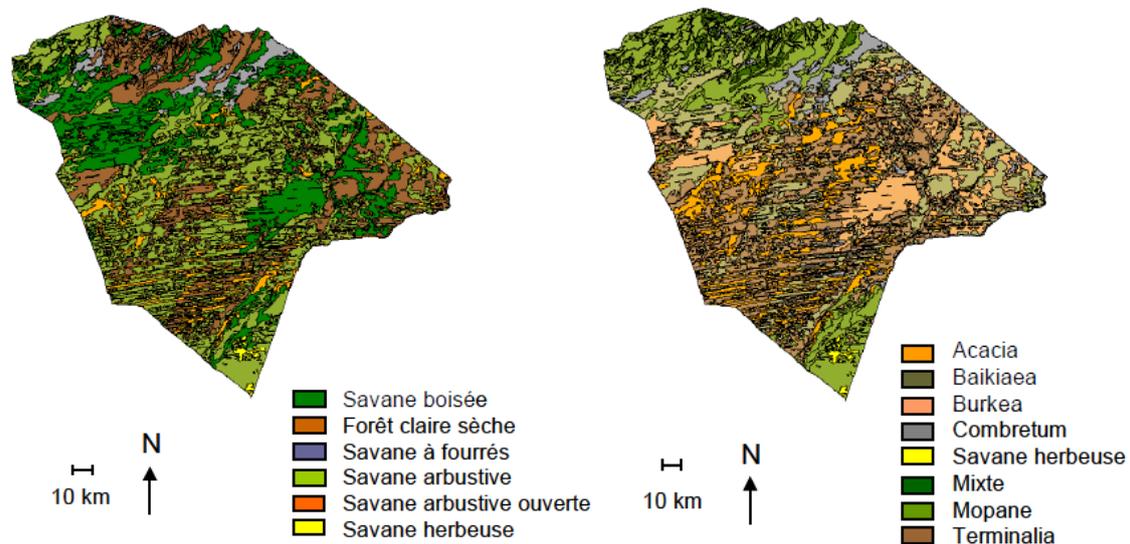


Fig A.3.17 : Mosaïque de savanes et d'espèces végétales à Hwange. Sources : Rogers (1993 et Valeix (2006)

Six types de savanes existent dans la zone. Toutefois, trois d'entre elles dominent les autres en étendue : savane arbustive, forêt claire sèche et savane boisée. Le Nord est plus boisé, le centre plus arbustif et l'Est plus ouvert. Ces savanes présentent la particularité d'être multi niveaux, c'est-à-dire qu'elles sont composées à la fois d'herbe, d'arbustes et d'arbres.

La figure révèle également une distinction dans les distributions des espèces végétales. Au centre du parc se trouvent majoritairement les Acacias, les Baikiaeas et les Terminalias (en orange et marron à droite). Ceci est cohérent avec la géologie puisque ces espèces poussent sur du sable. Au contraire, les zones Nord et Sud sont peuplées de Mopanes, de Combretums et d'un mélange entre les deux (indiqué comme « mixte »). Ces deux espèces végétales ont observées dans les mêmes lieux car elles poussent sur le même type de sol, le granit ou le grès.

En définitive, dans cette partie se dégage une distinction entre deux zones : **le Nord et le centre/Est du parc**. La géologie, le relief et la végétation y sont très différents.

II. Évolutions du paysage dues aux variations pluviométriques

Le climat du parc est semi-aride. En moyenne, il pleut 60.6 cm par an, soit à peu près comme à Paris, mais les précipitations sont concentrées entre octobre et avril (voir figure A.3.18). Il existe seulement deux saisons : la saison sèche et la saison des pluies. Si on considère la pluviométrie depuis 1926, la saison sèche s'étend en général de mai à septembre. Dans cette période, les températures sont basses, moins de 15°C sur l'ensemble de la journée, tandis que pendant la saison des pluies, la température frôle les 25°C. Ces variations pluviométriques sont **saisonnnières**.

Trois stations de pluviométrie enregistrent la quantité de pluie tombée : deux au Nord, dans les régions de Robins et de Sinamatella, et une à l'Est, à Main Camp. Les zones Ouest et Sud ne sont pas équipées de station pluviométrique à cause de leur inaccessibilité : elles sont éloignées des centres d'habitations et leur accès n'est pas aménagé. La pluviométrie dans ces trois stations est similaire, si ce n'est que le Nord semble plus sec que l'Est. Pour la suite, nous conserverons la pluviométrie relevée à la station de Main Camp et nous considérons la quantité de pluie tombée comme identique sur l'ensemble du parc.

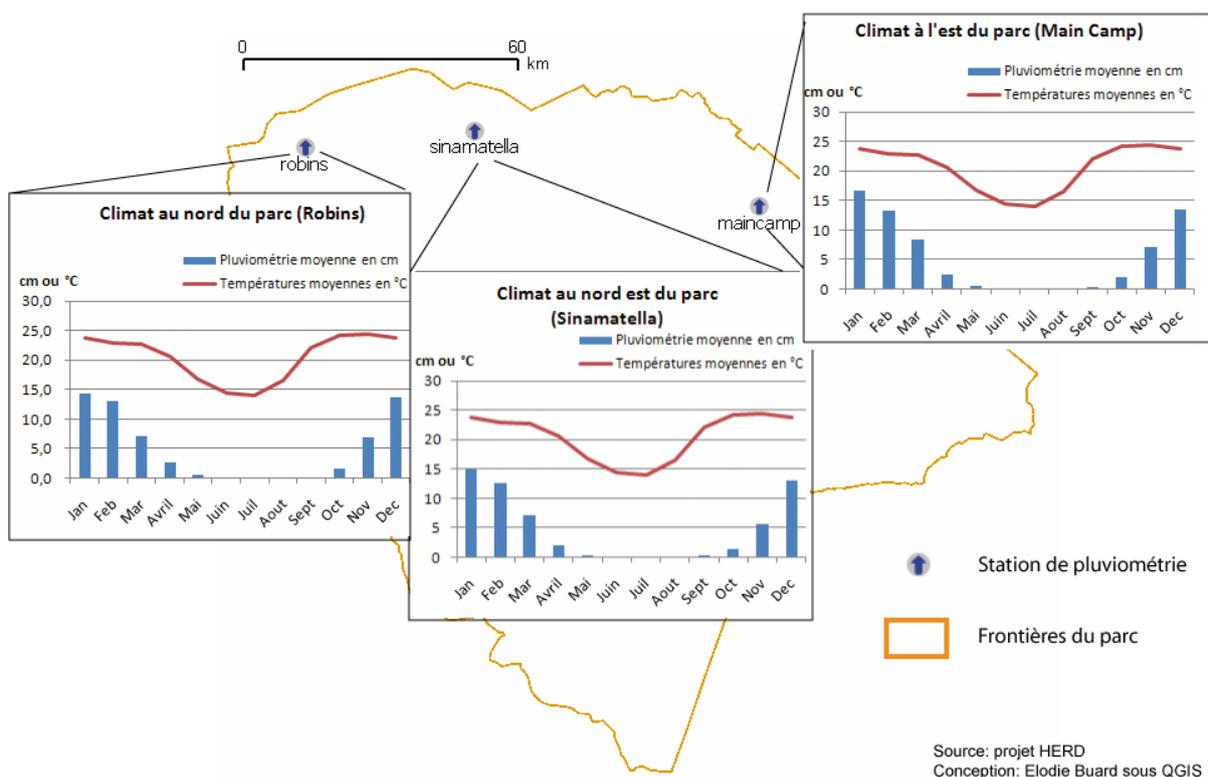


Fig A.3.18 : Climat annuel au parc de Hwange

En conséquence de ces variations saisonnières de pluviométrie, la végétation et la quantité d'eau disponibles varient. En saison des pluies, l'eau est répartie dans environ 200 points d'eau et s'écoule du plateau central vers le Nord par des rivières. Ces rivières s'assèchent totalement en saison sèche, ainsi que la majorité des points d'eau, sauf ceux qui sont permanents. Les deux cartes de la figure A.3.19 présentent la différence saisonnière de l'eau disponible en surface, ce qui permet d'identifier les points d'eau temporaires (à gauche) et permanents (actifs en saison sèche, à droite).

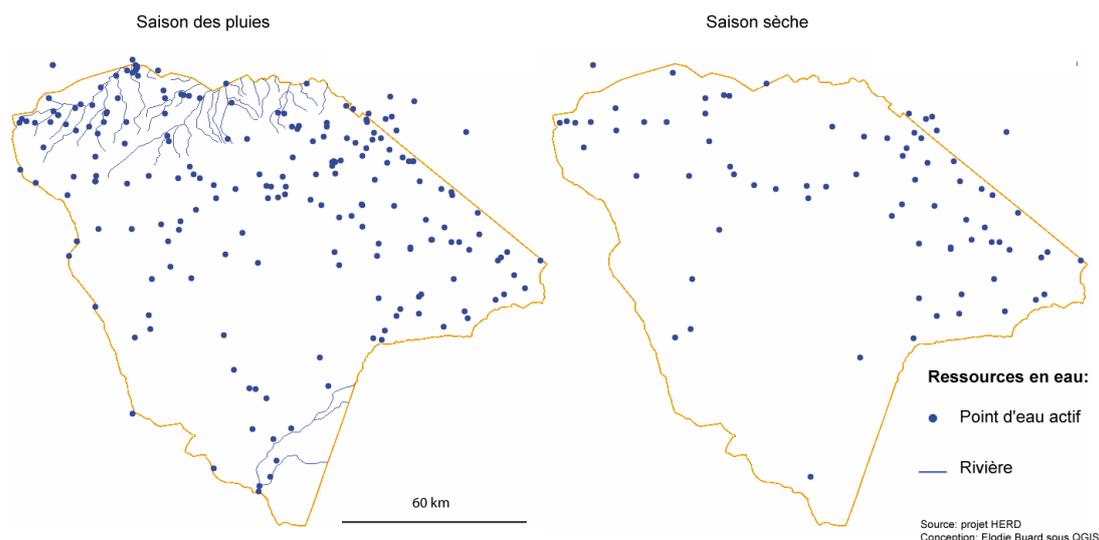


Fig A.3.19 : Différence saisonnière de ressources en eau

L'eau dans les points d'eau étant très variable d'une saison à l'autre, les points d'eau sont des lieux de forte variation saisonnière. Pour donner un aperçu de cette variation, quelques photographies ont été prises du même point d'eau (figure A.3.20). Il s'agit d'un point d'eau pompé.



Fig A.3.20 : Différences saisonnières autour d'un point d'eau pompé. Source : Périquet

Nous pouvons ainsi repérer visuellement les éléments du paysage affectés par les variations pluviométriques : la quantité d'eau, d'une faible quantité en août à une grande quantité en mars, la quantité et la verdeur de la végétation. La végétation réagit de la même façon à la pluviométrie : elle est active quand les feuilles sont vertes et produisent de la chlorophylle, en saison des pluies, puis elle devient inactive en saison sèche quand les feuilles des arbustes et des arbres tombent (pour une espèce végétale caduque) et l'herbe s'assèche jusqu'à laisser apparaître de la terre nue.

En outre, il existe également une variation **annuelle** de la pluviométrie. En considérant la somme des pluviométries mensuelles, nous obtenons la pluviométrie totale par an (figure A.3.21). Selon la quantité de pluie de l'année considérée par rapport à la moyenne (600 mm), l'année est qualifiée de sèche ou pluvieuse. Ainsi, par exemple, 2000 et 2001 sont pluvieuses, 2002 et 2003 sèches, 2004 pluvieuse, 2005, 2006, 2007 sèches. Souvent, deux années sèches suivent deux années pluvieuses, mais ce n'est pas systématique.

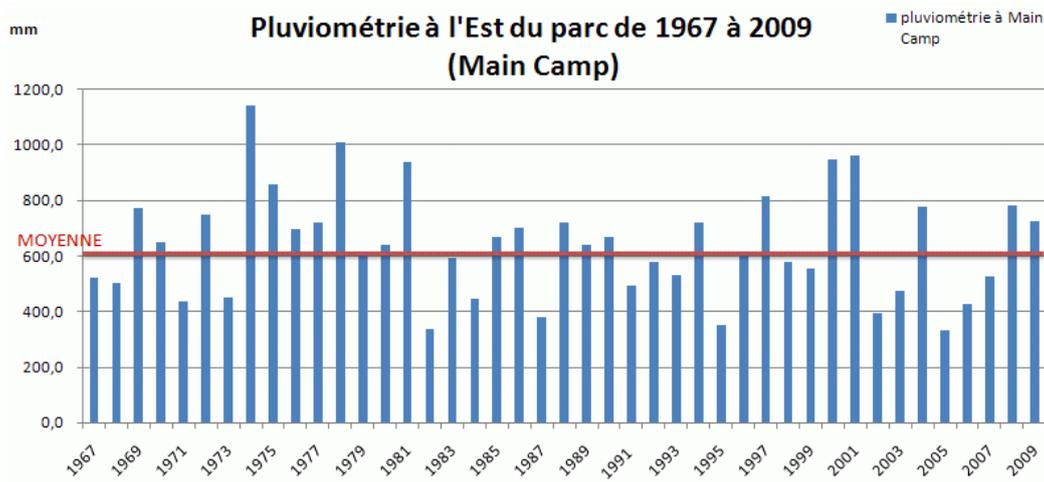


Fig A.3.21 : Fluctuations de la pluviométrie annuelle sur plusieurs années

Une année sèche est caractérisée par une courte saison des pluies, comme le montre la figure A.3.22, où les pluies sont intenses mais de courte durée (1 mois). L'année est représentée d'avril de l'année N-1 à mars de l'année N, pour conserver une continuité dans la saison des pluies. Au contraire, les pluies d'une année pluvieuse sont intenses pendant 4 mois.

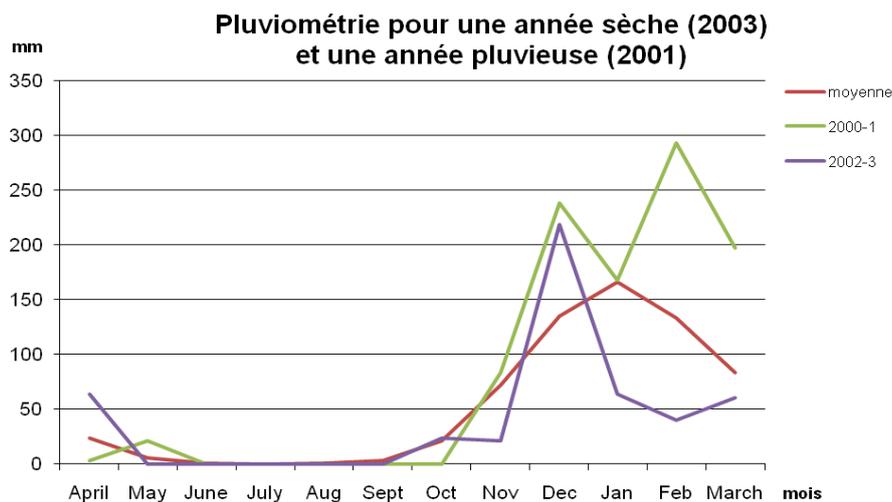


Fig A.3.22 : Pluviométrie mensuelle au sein d'une année sèche (violet) et d'une année pluvieuse (vert)

III. Les animaux présents dans le parc de Hwange et leur suivi

1. Une grande variété d'espèces animales

Le parc de Hwange rassemble une grande diversité d'espèces animales. D'après les responsables du parc, il compte 107 espèces de mammifères et 450 espèces d'oiseaux (Zimparks 2011). En outre, certaines espèces animales et végétales sont listées sur la liste rouge de l'UICN. C'est le cas des éléphants, par exemple.

D'autre part, certaines populations sont très nombreuses. A la création du parc par Davison en 1929, on comptait 1000 éléphants. La politique d'abattage en 1966 a été instaurée pour limiter le nombre d'éléphants, alors de 8000 (Cumming 1981). 3 à 7% d'individus étaient prélevés. Les abattages se sont arrêtés sous la pression internationale en 1986. Dans les années 1990, la densité d'éléphants était de 1 individu par km² (Chamaillé-Jammes et al. 2009). D'après Blanc et al. (2003), le parc présente aujourd'hui une des plus fortes densités d'éléphants au monde, avec 2 éléphants en moyenne au km², pouvant atteindre localement 5 individus au km² lors de la saison sèche (Valeix et al 2011). Les éléphants sont donc une des caractéristiques animales du parc. Ils représentent 70% des herbivores (Valeix et al. 2007). Les chercheurs se sont particulièrement intéressés à l'éléphant en raison de son effet potentiel sur les autres espèces animales, soit négatif à cause des compétitions pour l'accès aux ressources (Valeix 2006, Fritz et al 2002), soit positif par la disponibilité de la végétation après le passage d'éléphants (Rutina et al 2005, Makhabu et al 2006). Les autres espèces sont nettement moins connues par les chercheurs.

2. Les grands herbivores : espèces, besoins alimentaires et nombre dans le parc

a- Les espèces d'herbivores

Nous nous intéressons dans ce travail aux grands herbivores. Le parc de Hwange compte 11 espèces de grands herbivores : l'éléphant d'Afrique (*Loxodonta africana*), la girafe (*Giraffa camelopardalis*), le buffle d'Afrique (*Syncerus caffer*), le zèbre de Burchell (*Equus burchelli*), le gnou bleu (*Connochaetes taurinus*), le grand koudou (*Tragelaphus strepsiceros*), l'hippotrague rouan (*Hippotragus equinus*), l'hippotrague noir (*Hippotragus niger*), le cobe à croissant (*Kobus ellipsiprymnus*), le phacochère (*Phacochoerus africanus*), l'impala (*Aepyceros melampus*) et le raphicère (*Raphicerus campestris*). Les régimes alimentaires, les masses corporelles, la population estimée et la consommation quotidienne en végétaux et en eau de ces herbivores sont présentés en figure A.3.23.

Ce tableau présente des moyennes estimées des masses corporelles et des quantités de ressources ingérées. Ces chiffres mettent en évidence des contraintes variées sur les ressources recherchées selon les herbivores, des milieux fréquentés différents. D'après Fritz et al. (2006), les paiseurs restent dans des milieux ouverts et herbacés tandis que les brouteurs sélectionnent les milieux boisés et fermés et la compétition possible dans une même espèce (si la population est nombreuse) et entre plusieurs espèces (s'ils ont le même régime). Néanmoins ces moyennes masquent des différences : un individu consomme plus de ressources si c'est un mâle, s'il est vieux et s'il s'agit de la saison des pluies où plus de ressources sont disponibles. Ainsi, le volume d'eau bu en saison sèche est inférieur au volume d'eau bu en saison des pluies (Le Petit Larousse 2010).

Espèce	Régime	Masse corporelle moyenne en kg (Owen-Smith 1988)	Population estimée en 2005 par (Valeix 2006)	Quantité de végétaux consommés en kg /volume d'eau en L par jour (Petit Larousse 2010)
 Éléphant	Mixte	4 000	11 000	300 / 100
 Girafe	Brouteur	1 200	200	60 / 40
 Buffle	Paisseur	650	2 000	50 / 25
 Zèbre	Paisseur	300	1 600	35 / 13
 Gnou	Paisseur	240	150	30 / 10
 Koudou	Brouteur	250	1 000	30 / 10
 Hippotrague rouan	Paisseur	280	220	30 / 10
 Hippotrague noir	Paisseur	235	200	30 / 10
 Cobe à croissant	Paisseur	240	140	30 / 10
 Phacochère	Paisseur	80	450	12 / 5
 Impala	Mixte	70	3 000	12 / 4
 Raphicère	Brouteur	11	10	3 / 1

Fig A.3.23 : Les grands herbivores présents au parc de Hwange et leurs caractéristiques

En examinant plus en détail cette figure, les masses corporelles de deux espèces, l'éléphant et la girafe, dépassent une tonne, ce qui explique leur dénomination de mégaherbivores (Du Toit et Owen-Smith 1989). Or plus une espèce est grande et massive, plus elle a besoin de grandes quantités de végétation et d'eau (Valeix 2006). En effet, d'après Kleiber (1975), MacFarlane et Howard (1972), Peters (1983) et Ruggiero (1992), les besoins alimentaires sont directement proportionnels à la masse corporelle. Ces deux espèces, ayant ainsi besoin par jour de 100 litres d'eau en moyenne pour

l'éléphant et de 40 pour la girafe, sont plus contraintes par la quantité de ressources disponibles dans l'espace que les autres. Néanmoins, l'éléphant suit un régime mixte : en priorité il mange de l'herbe puis change pour les feuilles si l'herbe n'est plus disponible. Ceci lui permet d'être moins contraint par la localisation et la variation de la végétation.

Enfin, d'après les estimations de populations effectuées par (Valeix 2006), certains herbivores sont **très nombreux** dans le parc. C'est le cas de **l'éléphant** (au nombre estimé de 11 000 individus estimés selon les comptages aux points d'eau de 2005), du **buffle** (2000), du **zèbre** (1600), du **koudou** (1000) et de **l'impala** (3000). Or plus les animaux sont nombreux, plus la pression qu'ils exercent sur l'occupation du sol devrait être forte. Nous nous focalisons sur ces espèces pour caractériser leurs évolutions.

b- Evolutions du nombre d'animaux par espèces selon les comptages

Différents types de comptage sont effectués dans le parc. Sans entrer dans plus de détails (ces comptages sont décrits en chapitre 4), nous allons ici évaluer les tendances d'évolutions du nombre d'animaux, estimés par les comptages réalisés aux points d'eau. Il s'agit des comptages les plus anciens, effectués depuis les années 1970. Grâce à ces derniers, Valeix (2006) a comparé les évolutions des populations d'éléphants, de buffles, zèbres, impalas et koudous (figure A.3.24).

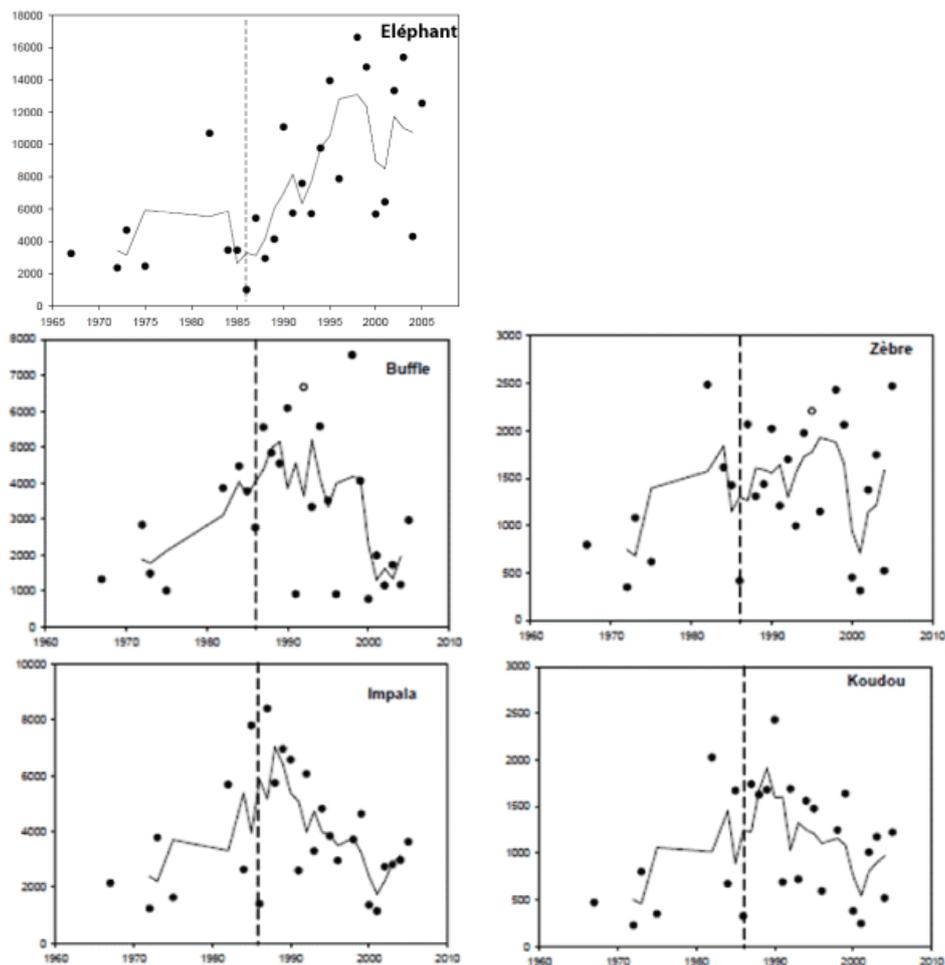


Fig A.3.24 : Évolution d'espèces d'herbivores à partir de comptages aux points d'eau. Source (Valeix 2006)

On remarque que la population de l'éléphant croît depuis 1986, la date de fin des abattages mise en valeur par un trait pointillé, alors que celle du buffle, de l'impala et du koudou diminuent. La population du zèbre semble stable. Ces graphiques montrent deux tendances parallèles : **l'augmentation de la population d'éléphant et la diminution des autres populations**. Selon les écologues, ces évolutions pourraient être due à une modification du milieu.

3. Méthodes de suivi des animaux dans le parc

Nous l'avons évoqué : une des méthodes pour étudier le nombre d'animaux présents dans le parc et leur quantité relative est les **comptages d'animaux** dans des lieux donnés par des observateurs.

Une autre méthode est le **suivi par GPS** des animaux. A cet effet, des colliers GPS ont été posés sur des individus appartenant à des groupes d'herbivores en août 2009 et retirés un à deux ans plus tard. Les cinq espèces sélectionnées précédemment ont été privilégiées. Au total, 10 groupes d'éléphants, 6 groupes de buffles, 10 groupes de zèbres, 3 groupes d'impalas et 3 groupes de koudous sont suivis. Compte tenu du faible nombre de groupes d'impalas et de koudous et leur moindre importance dans la pression animale (puisque leur poids et l'importance de leur population est plus faible que les trois autres espèces), nous avons décidé de ne pas analyser les déplacements d'impalas et de koudous. Nous allons donc concentrer notre analyse sur **les éléphants, les buffles et les zèbres**. Ces trois espèces sont considérées ainsi comme indicatrices et rendent compte de manière approchée des fréquentations totales de l'ensemble des populations animales. On parle dans ce cas d'**indicateurs « proxys »** (Kestemont et al. 2006, Caudeville et al. 2009).

Les colliers sont posés par une équipe d'écologues et de vétérinaires. Ils endorment l'individu sélectionné, effectuent des prélèvements sanguins et divers relevés puis installent le collier sur le cou de l'animal, comme illustré en figure A.3.25.



Fig A.3.25 : Pendant (gauche) et après (droite) la pose d'un collier sur un zèbre

Le collier est composé d'un émetteur GPS et d'une batterie. Les colliers sont spécifiques pour chaque espèce, en fonction :

- des masses corporelles : un collier ne doit pas excéder 1% du poids de l'animal pour ne pas gêner son porteur. L'éléphant peut ainsi porter un collier lourd, de l'ordre de 10 kg. Ce poids de collier est utilisé pour mettre une batterie lourde censée durer 2 ans. Pour les colliers des deux autres espèces, de 1 kg et moins, la batterie dure normalement 1 an.

- du mode de téléchargement des données enregistrées. L'éléphant est la seule espèce à être équipée de collier satellite, le GPS renvoyant des données directement à un satellite (Africa Wildlife Tracking 2011). Du satellite, les données sont ensuite accessibles sur un site internet. Ce type de GPS est précis à 5 mètres près (Johnson 2002, Hulbert et French 2001). Les autres espèces ont des colliers VHF-GPS qui sont téléchargés en connectant une console à quelques centaines de mètres de l'animal porteur du collier, comme en figure A.3.26. La précision de ces GPS est de moins de 8 mètres (Curatolo 1986).



Fig A.3.26 : Une console

- de fréquence d'acquisition des points GPS. C'est une fonction indépendante du type de GPS mais il se trouve que les colliers des éléphants n'ont pas la même fréquence d'acquisition que les autres colliers. Pour les éléphants, la fréquence est en général de 1 point GPS enregistré par jour. Cependant, pendant sur deux courtes périodes, c'est-à-dire de durée de 1 à 2 semaines, cette fréquence s'affine et passe à 1 point par heure sur la première période et 1 point par demi heure sur la deuxième. Pour les autres espèces, la fréquence est de 1 point par heure tout au long de la période (soit de 1 an).
- de couleur de la peau de l'animal pour passer inaperçu visuellement (gris pour les éléphants, rayé blanc et noir pour les zèbres).

Tous les colliers posés sont référencés par des numéros. Ils sont référencés sur des feuilles de données, contenant d'autres informations utiles. Un exemple est présenté en figure A.3.27. Il s'agit d'un collier GPS, H8, posé en août 2009 sur une éléphante, âgée d'environ 30 ans, dont le groupe (« herd size ») est composé de 5 femelles adultes, 3 jeunes adultes, 3 jeunes et un petit.

Date: 05/08/09	Recorder: J. Dawson		
Site capture: Noreau	Dart in time: 16:53		
Time reversal: 16:30	Head-up: 16:34		
Drug used/dose: M99 (10mg)	Recovered: 16:30		
Species: Elephant	Dart position: left pelvic		
Herd size capture: 10	Herd composition: 5FA, 3SAU, 3JU, 1U		
MA 5(A) AU MSA FSA 3(AU) MJ FJ 3(JU) FU MU (U)			
Animal sampled: <input checked="" type="checkbox"/>	Picture: <input checked="" type="checkbox"/>		
ID NUMBER:	Ear tag LEFT: Colour	Number	Shape
	Ear tag RIGHT: Colour	Number	Shape
Sex: Female	Age: Adult 30	Body condition: G	
Female with juvenile: Yes/No	Yes 3-ys?	Harem (size):	Bachelor herd (size):
Index : G = good R = reasonable P = poor V = very poor C = catastrophic			
GPS collars:			
Number: H8	Frequency: 151.210	Adjusted Freq:	

Fig A.3.27 : Feuille d'enregistrement d'un collier posé (numéro : H8)

Le choix des individus porteurs de GPS répond à certains critères. Les groupes d'herbivores sont très souvent des **groupes familiaux**, reposant de manière stable sur les femelles et leurs petits. Ceci est particulièrement vrai pour les éléphants et les zèbres, mais peut être discuté pour les autres espèces. Il existe néanmoins des mâles dits solitaires, hors des groupes familiaux, mais nous ne les suivons pas car ils sont souvent seuls et participent donc moins à la pression sur les ressources. L'individu choisi est toujours une femelle qui est et restera dans son groupe. Notre hypothèse est que tous les individus composant les groupes suivis restent ensemble au long de notre suivi.

Par ailleurs, les tailles des groupes familiaux sont variables selon les espèces. Il convient de considérer cette information car elle joue sur la pression du groupe sur l'occupation du sol. La diversité des tailles des groupes des espèces étudiées est présentée en encadré 3.2. Nous connaissons la taille des groupes que nous suivons lors de la pose des colliers. Une hypothèse supplémentaire est que le nombre d'individus dans le groupe ne varie pas, en considérant l'existence d'un équilibre entre les individus qui meurent ou partent et ceux qui naissent lors d'une année.

Encadré 3.2 : Les comportements grégaires des espèces d'éléphants, buffles et zèbres

De manière générale, les **groupes de zèbres** sont formés d'un étalon, de 3 à 4 femelles et de leurs petits (Mazzon 2008), ce qui explique pourquoi leurs groupes sont souvent appelés « harem » (Le Petit Larousse 2010). En moyenne, 6 individus forment ainsi le groupe.

Les **groupes d'éléphants** sont composés par des femelles adultes et les éléphanteaux, comprenant en général au total de 10 à 20 individus (Chase et Griffin 2008).

Quant aux **buffles**, leur nombre dans les groupes est très variable, variant entre 50 et 500 individus (Chave 2011), et sont mixtes, composés de femelles et de mâles. Les groupes de cette espèce sont moins stables que ceux des zèbres et les éléphants ; les individus peuvent changer de groupes. L'utilisation du terme de « troupeau » permet de décrire l'importance de ces groupes

De cette manière, dans nos données, les groupes de zèbres varient entre 5 et 6 individus (comme la théorie), les groupes d'éléphants entre 6 et 50 individus, la moyenne étant de 14 (soit un peu plus que la théorie), et les groupes de buffles comprennent une centaine d'individus.

Cette partie présente de façon sommaire les méthodes de suivi des animaux du parc de Hwange : les comptages et les suivis GPS. Ce dernier procédé n'a été instauré qu'en 2009 alors que les comptages existent depuis 1970. Les comptages révèlent que les éléphants sont de plus en plus nombreux depuis 1980, au détriment d'autres espèces de grands herbivores.

Nous voulons exploiter ces différentes sources de données pour étudier les présences et les déplacements des animaux, en particulier les éléphants, les buffles et les zèbres. L'analyse de ces déplacements servira à comprendre le lien entre les pratiques des populations animales et l'occupation du sol.

IV. Difficultés spécifiques à la zone d'étude et aux données

Un espace singulier

La zone d'étude est particulière dans le sens où il s'agit d'un espace étendu, de la superficie de la région Ile-de-France (plus de 14 000 km²), qui est naturel et protégé, avec peu de passages de populations humaines et pratiquement pas de constructions humaines. Les animaux s'y déplacent donc librement.

Une autre particularité du parc est que l'eau affleure sous la forme de points d'eau. Ces points d'eau se répartissent de façon hétérogène dans l'espace et le temps, et d'autant plus qu'une vingtaine de ces points d'eau seulement sont permanents grâce à la mise en place d'un système de pompage lors de la saison sèche.

La végétation du parc est majoritairement une savane arbustive ou boisée. La difficulté de ce type de milieu est que certaines zones sont inaccessibles pour l'homme. L'inaccessibilité est également due au faible réseau de route et les points d'eau gorgés d'eau en saison des pluies qui constituent des obstacles pour les passages de voiture en « hors piste ». D'autre part, les animaux sont rapidement cachés par la végétation quand ils se déplacent. Un observateur ne peut donc pas suivre le déplacement d'un animal en le regardant. En revanche, il y a peu d'arbres, ce qui facilite la réception des signaux GPS. En milieu très dense en végétation, à la fois horizontalement et verticalement, comme par exemple la forêt amazonienne, les animaux ne pourraient pas être suivis par GPS comme nous le faisons.

Variété et incomplétude des données sources disponibles

Nous utilisons différentes données sources : d'une part les comptages et les suivis GPS pour construire les pratiques de déplacement des animaux et d'autre part des images satellites pour rendre compte de l'état et l'évolution de l'occupation du sol.

Une difficulté technique est que ces données sont d'une grande variété, que ce soit dans les zones observées, les durées et fréquences d'observation ou les individus pris en compte. A titre de comparaison, la fréquence d'acquisition est annuelle ou biannuelle pour les comptages, horaire ou journalière pour les points GPS enregistrés et mensuelles ou annuelles pour les images satellites. En outre, cette variété cache des données toutes incomplètes dans l'espace et le temps : aucune n'observe l'ensemble du parc et de manière continue.

Les groupes suivis par GPS : représentativité

Outre les incomplétudes spatiales et temporelles, il existe des différences dans les individus observés. Alors que lors des comptages, on prend en compte l'ensemble des individus qui passent dans les zones observées, les groupes suivis par GPS relèvent d'un échantillonnage des populations.

Pour donner un ordre de grandeur de l'échantillonnage, les groupes suivis représentent en nombre environ 1% des éléphants, 30% des buffles, 3% des zèbres selon le recensement aux points d'eau de 2005. Les éléphants et les zèbres suivis sont donc peu représentatifs de leur population. Nous devons également soulever ici le problème de la représentativité spatiale, qui est en lien avec

l'échantillonnage. Tous les groupes suivis ont été observés et équipés d'un collier dans le même quart Est du parc (voir figure A.3.28). Spatialement, l'échantillonnage est donc limité. Les données peuvent révéler des comportements non représentatifs des populations.

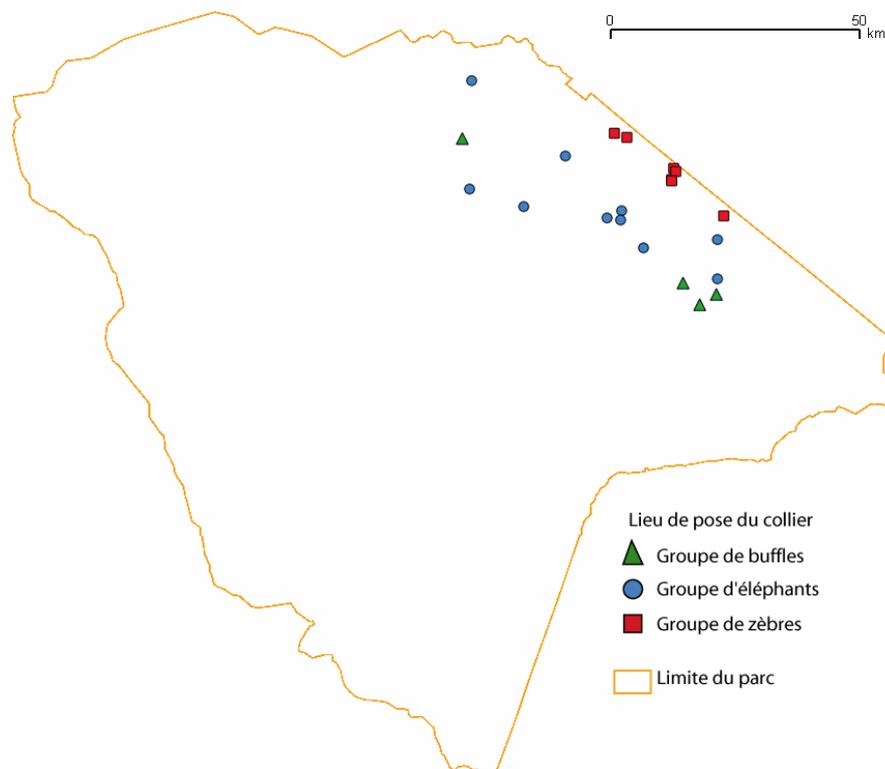


Fig A.3.28 : Lieux de pose des colliers GPS

Des experts

Des experts écologues suivent le parc depuis 30 à 40 ans. Ils font partie de la Zone Atelier Hwange depuis 2011 et du projet HERD (« Hwange Environmental Research Development ») depuis 1999. Les principaux organismes de recherche à Hwange sont : le CNRS (par les laboratoires LBBE² et CEBC³), le CIRAD⁴ (laboratoire EMVT⁵) et la ZPWMA⁶. L'objectif de la Zone Atelier dans lequel nous nous inscrivons est l'étude des liens entre les différents processus écologiques (par exemple l'herbivorie) et le fonctionnement de l'écosystème (Zone Atelier Hwange 2012).

Les différents chercheurs de Hwange s'inscrivent dans des champs de recherche différents, même si les écologues restent majoritaires. Ces derniers ont non seulement des connaissances en écologie

² UMR 5558, Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive

³ UPR 1934, Centre d'Etudes Biologiques de Chizé

⁴ Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement

⁵ Élevage et Médecine Vétérinaire Tropicale

⁶ Zimbabwe Parks and Wildlife Management Authority

des populations, mais également une expérience du terrain puisque certains sont présents depuis trente ans. Cette source de données est précieuse. Nous considérons pour cela que les dires des experts sont donc des connaissances qui apportent diverses informations : le nombre d'animaux, leurs évolutions, leurs comportements, les lieux qu'ils fréquentent mais aussi les lieux où l'occupation du sol a changé. Cette expertise issue de diverses spécialités (les éléphants, les zèbres, l'impact de l'herbivorie sur la végétation, la prédation) peut présenter différentes formes : articles publiés, thèses soutenues, entretiens informels avec un expert, questionnaires, réunion collective et échanges de courrier électronique. Nous les avons interrogés entre décembre 2008 et 2011, lors de réunions, à travers trois périodes : au début de la thèse au début de l'année 2009, pendant des travaux terrain en été 2009 et au début de l'année 2011.

Pour conclure, ce chapitre présente la zone d'étude sur laquelle nous appliquons notre méthode d'identification et de description des interactions entre l'occupation du sol et les pratiques de déplacement de populations animales.

Il s'agit d'un espace naturel sur lequel les animaux se déplacent librement, le parc national de Hwange au Zimbabwe. Des écologues y suivent les comportements et déplacements de nombreux animaux depuis 1970, par le biais de comptages d'animaux. En complément, en 2009, des colliers GPS ont été posés sur quelques groupes d'herbivores ce qui permet d'avoir accès à leurs déplacements durant un an. Nous nous intéressons particulièrement aux éléphants, zèbres et buffles, qui de part leurs masses corporelles et leur nombre dans le parc seraient les plus en mesure d'exercer une pression sur l'occupation du sol.

Les différentes analyses mises au point pour exploiter les données décrivant les présences animales sont expliquées en partie B.

Synthèse de la partie A

L'objectif de la thèse est d'identifier les interactions entre les pratiques de déplacement de populations d'herbivores et leur milieu naturel, dans un parc national. A cet égard, les objets d'étude sont les groupes d'herbivores et l'occupation du sol, comprenant les routes, les formations végétales et les points d'eau. L'interaction entre les groupes d'animaux et l'occupation du sol signifie que d'une part, l'occupation du sol peut influencer les troupeaux qui doivent combler leurs besoins alimentaires et d'autre part, les troupeaux peuvent fréquenter toujours les mêmes lieux de façon récurrente et ainsi exercer une pression forte sur l'occupation du sol. Cette pression peut modifier l'occupation du sol.

La démarche proposée combine des notions écologiques, géographiques et géomatiques. Dans un premier temps, il s'agira d'identifier les lieux de pratiques spatiales récurrentes des populations animales, appelés lieux de fréquentation (ceci est décrit en partie B). L'enjeu est de mettre au point une méthode pour combiner diverses sources de données, notamment des comptages d'animaux et des suivis GPS, qui permettent d'estimer la pression potentielle exercée par les populations animales sur l'occupation du sol, en s'appuyant sur l'état de l'art en écologie, géographie et géomatique. Dans un second temps, il s'agira de proposer une méthodologie pour identifier les changements de l'occupation du sol en utilisant diverses données de télédétection (en partie C). Enfin, nous étudierons la relation entre les changements de l'occupation du sol et la pression animale.

Pour appliquer cette démarche, nous nous appuyons sur un site d'étude, le parc national de Hwange au Zimbabwe qui est une Zone Atelier du CNRS. Les animaux s'y déplacent librement et y sont protégés. Nous étudions les grands herbivores du parc, et notamment les éléphants, zèbres et buffles, car ils comptent parmi les animaux qui interagissent le plus avec l'occupation du sol : ils prélèvent une grande quantité de ressources tout en appliquant une charge animale sur l'occupation du sol, ce qui est d'autant plus vrai qu'ils vivent en groupe. Ils créent ainsi une forte pression sur l'occupation du sol.

Partie B : Construire les lieux de fréquentation des groupes d'herbivores



Introduction de la partie B

L'objectif de cette partie est de mettre en œuvre une méthodologie pour estimer la pression qu'exercent les populations animales sur l'occupation du sol. Cette pression résulte de pratiques de déplacement répétées et nombreuses des groupes d'animaux. Dans cette optique, la méthodologie employée vise à identifier les lieux où s'exerce une forte pression animale, que nous appelons les lieux de fréquentation des groupes ou des populations d'herbivores. Pour cela, nous analysons plusieurs sources de données.

D'abord, nous utilisons des comptages d'animaux effectués depuis 30 ans dans des lieux donnés : le long des routes et autour des principaux points d'eau. Le chapitre 4 décrit les différents types de comptage d'animaux et les méthodes retenues pour traiter ces données.

Puis, nous effectuons des suivis GPS de certains groupes d'herbivores. Leurs positions successives sont enregistrées lors de leurs déplacements pendant un an. Le chapitre 5 explique la méthode de construction des trajectoires de ces groupes. La forme et la localisation de ces trajectoires sont ensuite analysées au chapitre 6. Enfin, en chapitre 7, nous agrégeons les trajectoires pour identifier des lieux de fréquentation des groupes d'herbivores.

INTRODUCTION DE LA PARTIE B	95
CHAPITRE 4 : LES LIEUX DE FREQUENTATION ESTIMES A PARTIR DES DONNEES DE COMPTAGES	97
I. ÉTAT DE L'ART SUR LES COMPTAGES D'ANIMAUX SAUVAGES	97
II. LES COMPTAGES EFFECTUES DANS LE PARC NATIONAL DE HWANGE	107
III. LES LIEUX DE FREQUENTATION ESTIMES PAR LES COMPTAGES AUX POINTS D'EAU	115
IV. LES LIEUX DE FREQUENTATION ESTIMES PAR LES COMPTAGES ROUTIERS.....	118
V. LES LIMITES DES COMPTAGES EFFECTUES ET DES RESULTATS OBTENUS	130
CHAPITRE 5 : LES TRAJECTOIRES DE GROUPES D'ANIMAUX CONSTRUITES A PARTIR DE DONNEES GPS.....	134
I. ÉTAT DE L'ART SUR LES TRAJECTOIRES	134
II. LA CONSTRUCTION DE TRAJECTOIRES DE GROUPES D'HERBIVORES	173
CHAPITRE 6 : ANALYSES SPATIO-TEMPORELLES DES TRAJECTOIRES DE GROUPES D'HERBIVORES.....	190
I. DES INDICATEURS POUR ANALYSER LES PRATIQUES SPATIALES DES GROUPES D'HERBIVORES	190
II. L'ANALYSE VISUELLE DES DEPLACEMENTS DES GROUPES D'ANIMAUX PAR LE CUBE SPATIO-TEMPOREL	203
III. LES DEPLACEMENTS D'ANIMAUX SELON LES EXPERTS : DES FAITS STYLISES	207
CHAPITRE 7 : LES LIEUX DE FREQUENTATION ESTIMES A PARTIR DES TRAJECTOIRES DE GROUPES D'HERBIVORES	213
I. LES LIEUX DE FREQUENTATION : DES LIEUX DE SEJOURS ET DES LIEUX DE PASSAGES	213
II. LA CONSTRUCTION DES LIEUX DE FREQUENTATION DES GROUPES D'ANIMAUX	217
III. ESTIMATION DE LA PRESSION EXERCEE PAR LES GROUPES D'HERBIVORES SUR L'OCCUPATION DU SOL DANS LES LIEUX DE FREQUENTATION	229
IV. COMPARAISON AVEC LES LIEUX DE FREQUENTATION DES ANIMAUX ESTIMES PAR D'AUTRES SOURCES DE DONNEES : LES COMPTAGES ET LES EXPERTISES	238
SYNTHESE DE LA PARTIE B.....	245

Chapitre 4 : Les lieux de fréquentation estimés à partir des données de comptages

Ce chapitre 4 explique comment identifier des lieux de fréquentation des populations animales en analysant des comptages d'animaux. D'abord, nous présentons les types de comptage qui servent à recenser des animaux sauvages (I). Ensuite nous décrivons ceux effectués dans le parc de Hwange (II). Deux types de comptage d'animaux sont analysés : les comptages aux points d'eau (III) et les comptages effectués près des routes (IV). Enfin, nous présentons les limites des comptages (V) en vue d'analyser les déplacements et les lieux fréquentés par les populations animales.

I. Etat de l'art sur les comptages d'animaux sauvages

Les comptages d'animaux sauvages consistent à recenser les populations animales dans une zone, par des observations. Les objectifs des comptages sont multiples : identifier les espèces présentes, évaluer la taille et la structure des populations et identifier les lieux d'intérêt par les distributions et les déplacements de ces populations (Norton-Griffiths 1978).

Au moment de l'observation, un ensemble de relevés est effectué sur les animaux vus, pour décrire par exemple leur nombre, leur localisation, leur âge, leur état de santé ou leur comportement. En amont du comptage, il faut définir un protocole de mesure de manière à reproduire ces mesures et les conditions d'observation dans différents sites et à des moments différents. On cherche notamment à fixer le moment et la durée des observations, puisque ces modes d'observation dépendent des comportements des espèces présentes. Ainsi, pour recenser une espèce nocturne, il faut effectuer les comptages la nuit (Bennun et al. 2004). Les recensements sont toujours répétés en suivant le même protocole, dans différents sites et/ou à différentes périodes de temps (des saisons différentes ou des années différentes). Ces répétitions cherchent à mettre en évidence des différences de distributions spatiales ou des évolutions des présences d'animaux.

1. Les contraintes dues aux comptages

Les types de comptage d'animaux relèvent de trois familles de contraintes : l'étendue et l'accessibilité de la zone à observer, la visibilité lors des observations et le coût de déploiement du comptage. Ces contraintes se combinent et ont une certaine importance dans chaque type de comptage.

Les contraintes dues à l'étendue et l'accessibilité de la zone étudiée : les difficultés de l'exhaustivité

D'abord, un problème dans les comptages réside dans l'impossibilité de recenser tous les animaux partout. En effet, non seulement le nombre d'animaux à compter peut être important, mais aussi les zones observées peuvent être vastes et inaccessibles. L'exhaustivité spatiale et/ou temporelle est donc impossible, et ce quel que soit le type de comptage choisi (que nous décrivons par la suite).

Une solution est d'échantillonner la zone d'étude (cf encadré 4.1). Les observations réalisées sur les zones échantillonnées sont ensuite extrapolées à l'ensemble de la zone. Une hypothèse pour extrapoler les valeurs des comptages sur l'ensemble de la zone est que la répartition des individus est homogène.

Encadré 4.1 : Les méthodes d'échantillonnages

Pour échantillonner une zone, trois techniques peuvent être appliquées:

1. Découper l'espace par zones, le plus souvent des carrés, qui sont appelés **quadrats**. Cette méthode est utilisée par exemple par l'IGN pour réaliser l'inventaire forestier national.
2. Parcourir des chemins traversant la zone à étudier ; il s'agit alors d'échantillonnage linéaire.

En écologie, les chemins servant de lignes d'échantillonnage sont appelés **transects** (Buckland et al. 1993). Ce terme n'est pas à confondre avec celui utilisé en géographie qui désigne la ligne de coupe permettant d'établir les superpositions de couches géologiques, topographiques ou urbaines d'une zone (Hypergéométrie 2012).

Le transect est utilisé pour réaliser différents types de mesures. En **écologie végétale**, pour estimer les densités végétales, on évalue les intersections de la couverture végétale avec le transect, de manière régulière (établissement de points de mesure espacés d'une certaine distance) ou continue (mesure de la longueur de végétaux superposables au transect), comme illustré en figure B.4.1. Dans cette application, le transect est toujours rectiligne.

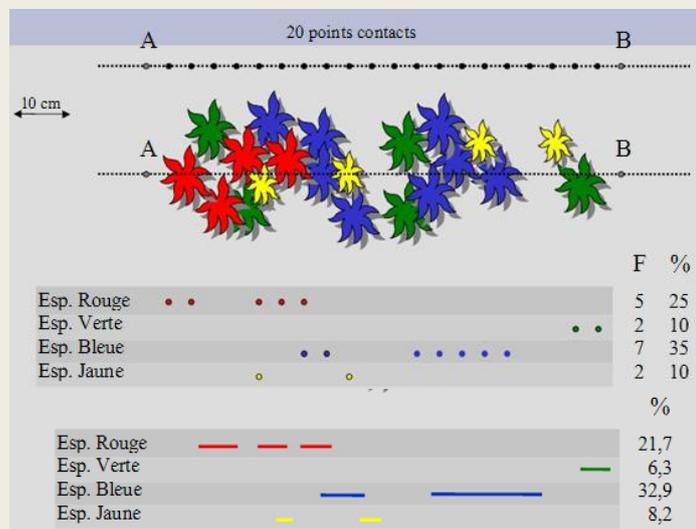


Fig B.4.1 : Transect pour évaluer les densités végétales. En haut : de manière régulière par des points réguliers ; en bas : de manière continue. Source (Affre 2006)

En **écologie animale**, une difficulté est que comme les animaux se déplacent au cours d'un transect parcouru, ils ne se situent jamais exactement sur la ligne de transect. La méthode choisie, décrite dans Buckland et al. (1993), est d'évaluer la distance entre l'observateur situé sur le transect et l'animal vu. Cette méthode d'échantillonnage n'est pas linéaire mais zonale puisque l'ensemble des zones visibles autour du transect est observée. Elle est appelée **transect**

par bandes (figure B.4.2 en haut). Seuls les animaux **se situant** à l'intérieur des bandes ou les traversant lors du passage de l'observateur sont potentiellement comptés. Notons également que dans cette application, le transect n'est pas nécessairement rectiligne ; il peut être courbe ou suivre des chemins existants.

3. Pour un échantillonnage ponctuel, des relevés peuvent être réalisés autour de certains points. On évalue ainsi la distance d'observation des animaux dans une zone de visibilité, ce qui est appelé **transect ponctuel** par Buckland et al. (1993). Ce terme porte à confusion, parce que l'échantillonnage n'est ni linéaire, ni ponctuel, mais zonal (Jachman 1996) comme illustré en B.4.2 en bas. Ici, l'observateur est statique et chaque animal qui **entre** dans les zones visibles est compté.

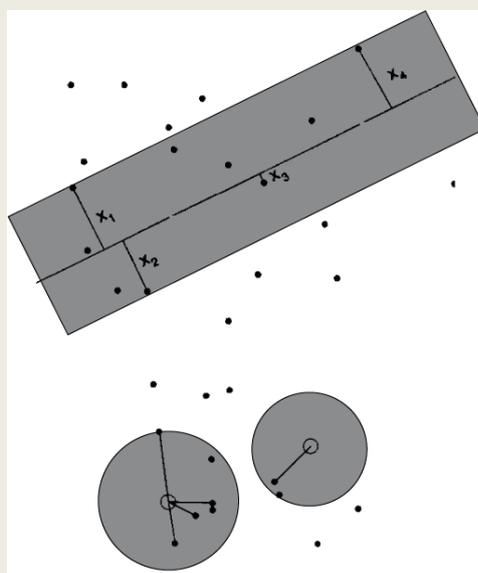


Fig B.4.2 : Transects linéaire (en haut) et ponctuels (en bas). Source (Buckland et al. 1993)

Les zones ou lignes échantillonnées ne sont pas choisies au hasard : ce sont des zones d'intérêt où plusieurs groupes d'une ou plusieurs populations animales sont présents. Or les animaux sont mobiles dans l'espace et peu d'entre eux reviennent systématiquement aux mêmes lieux dans la journée. Non seulement, il n'y a pas de lieu universel où tout les animaux passeraient, mais les lieux choisis par les groupes d'animaux peuvent changer. Alors que les recensements des populations humaines sont réalisés par des visites de lieux fixes (les maisons, le travail), pour les comptages d'animaux, les lieux doivent être choisis selon d'autres critères. Le comptage d'animaux doit donc balayer une zone d'une certaine étendue, qui recouvre des zones de déplacements et d'habitats. Cette contrainte impose une reconnaissance préalable du terrain : de ses caractéristiques (par exemple : végétation, relief, eau) et des espèces animales présentes par le passé. Les zones d'observations sont ainsi choisies avec soin par des écologues.

Les contraintes de visibilité dues au terrain et aux comportements des espèces : les risques d'imprécision

L'étendue des zones observées à partir des transects dépend de l'environnement qui fixe une distance maximale de visibilité des animaux. Les bandes de visibilité de part et d'autre du transect

ont une certaine largeur, variable selon les milieux traversés, et les zones observées à partir d'un point fixe dans les transects ponctuels ne forment pas nécessairement un cercle.

A l'intérieur de ces zones, tous les individus présents ou de passage devraient être détectés. Or ce n'est pas toujours le cas. Ils peuvent en effet se cacher sous ou derrière un arbre pour y trouver de l'ombre comme en figure B.4.3. Pour cette raison, plus l'animal observé est grand, plus les chances de le détecter sont élevées. Les observations dépendent aussi de la perméabilité visuelle qui peut être estimée, en fonction du type de végétation et de sa hauteur (Plasschaert 2006).

En outre, les groupements d'individus rendent difficile la précision des relevés concernant la taille du groupe et sa composition. Cette figure montre également combien il est difficile d'estimer le nombre d'individus dans un groupe : combien voyez-vous d'éléphants ? La couleur de peau de l'animal, adaptée à son environnement, s'avère également un obstacle pour un comptage de qualité, par exemple l'ours polaire sur la banquise ou l'éléphant dans la savane. L'observateur ne peut alors pas compter ces animaux de manière exacte ; il est incomplet et imprécis.

Les troupeaux peuvent également bouger autour d'un lieu observé, en y revenant plusieurs fois au cours d'un même comptage. Ils sont alors comptés plusieurs fois, puisque les troupeaux et individus ne sont pas identifiés lors un comptage.

Ces problèmes de comptages sont inévitables et amènent des imprécisions dans les mesures effectuées. Pour limiter ces imprécisions, plusieurs comptages sont réalisés sur la même zone, la meilleure méthode étant de les réaliser successivement. Grâce à cette technique, la précision des résultats s'approche des 70%, selon la FAO (2006).



Fig B.4.3 : Eléphants cachés à l'ombre d'un arbre

Les contraintes de coût : les risques de faible répétitivité des observations

Enfin, le type de comptage doit être choisi en fonction des moyens techniques et du personnel (des écologues) disponibles. Plus les zones échantillonnées sont nombreuses et étendues, plus les coûts sont importants (Girondot 2008).

De manière générale, les comptages d'animaux sauvages sont effectués soit par des ONG⁷ internationales (WWF) ou locales soit par des petites équipes de recherches dans des organismes nationaux (par exemple: l'ONCFS⁸, la LPO⁹ ou le CNRS) qui disposent de moyens limités. En conséquence, les comptages réalisés sur le terrain observent un faible nombre de zones échantillonnées ou les transects sont reparcourus de manière peu fréquente.

2. Les types de comptage d'animaux

Les types de comptage d'animaux sont d'une grande variété et diffèrent d'un auteur à l'autre. Nous les distinguons ici selon les moyens techniques utilisés – avion, voiture ou à pied – et selon la nature de ce qui est observé – animaux ou indices de passages d'animaux.

a- Distinction des types de comptage d'animaux selon les moyens techniques utilisés

Le critère le plus communément appliqué pour distinguer les types de comptage concerne les moyens de transport utilisés, en particulier si les observateurs sont en avion et observent les animaux « d'en haut » ou s'ils sont en voiture ou à pied. Ces types de comptage sont plus ou moins coûteux, rapides, et observent les animaux avec une distance plus ou moins grande.

Les comptages effectués par avion

L'avion utilisé pour compter des animaux vole à 50-100 m du sol (Girard et al. 2004) et transporte au moins deux observateurs qui notent les groupes d'animaux et les espèces qu'ils voient du ciel. Un des avantages de l'avion est l'accessibilité à toutes les zones d'intérêt, par exemple : des zones inondées, l'océan, des îles, ou un milieu de végétation dense. Ainsi, cette technique est adaptée pour la surveillance des mammifères marins, comme les cétacés (Gannier 1999) ou les phoques (Ferguson et Young 2011), mais aussi les grands mammifères terrestres qui se repèrent facilement, comme les éléphants (Douglas-Hamilton et al. 1994). De plus, l'avion parcourt les distances rapidement, en moyenne 200 km en une heure (Omondi et al. 2006).

L'avion vole selon un plan de vol organisé selon des lignes de vol rectilignes, soit parallèles comme en figure B.4.4 soit formant un quadrillage. Ces lignes correspondent à des transects linéaires et sont éloignées d'une certaine distance. Dans la figure, cette distance n'est pas constante et varie entre 2 et 5 km. A cette distance, seules des bandes de 150 m de largeur sont visibles de part et d'autre de l'avion, comme en figure B.4.5. Il s'agit d'un transect linéaire par bandes. Cette donnée permet d'estimer la perte d'information : les zones situées entre ces bandes ne sont donc pas observées.

Dans ce comptage, on évalue les localisations des animaux par l'enregistrement la localisation GPS de l'avion (l'observateur) et les présences relatives dans les bandes gauche ou droite du transect. On ne

⁷ Organisme Non Gouvernemental

⁸ Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage

⁹ Ligue de Protection des Oiseaux

cherche donc pas ici à estimer les distances d'observation. Ces localisations d'animaux sont imprécises dans l'espace.

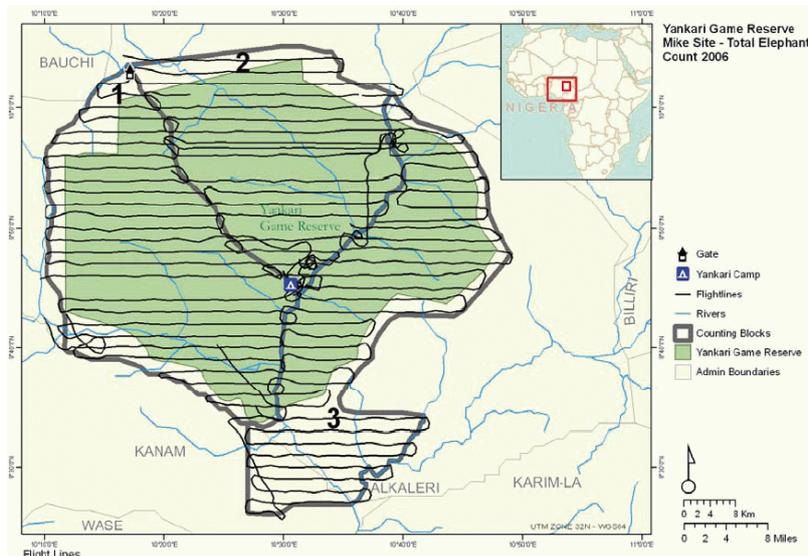


Fig B.4.4 : Plan de vol pour un comptage d'éléphants dans une réserve naturelle. Source (Omondi et al. 2006)

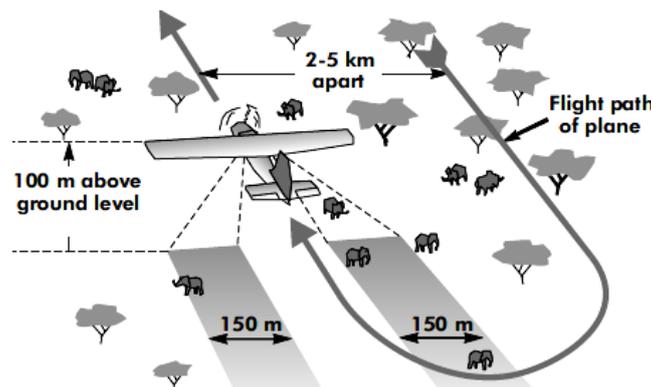


Fig B.4.5 : Bandes observées lors de comptages aériens en fonction des paramètres de vol. Source (WWF 2004)

Les comptages d'animaux à partir du sol

L'observateur peut également compter les animaux en restant au sol. S'il parcourt des transects à pied ou en voiture, les comptages sont qualifiés de « à pied » ou « routiers ». Dans les zones de végétation dense, les transects sont des routes ou des chemins existants, qui ne se sont pas nécessairement rectilignes. Dans ces deux types de comptage, le transect est linéaire par bande : l'observateur se déplace et note chaque présence ou passage d'un groupe d'animaux dans la zone visible. Le comptage routier est préféré au comptage à pied pour des raisons de dangerosité des animaux ou de longueur des transects à parcourir.

La mesure effectuée pour estimer la position des animaux est leur distance par rapport à l'observateur (figure B.4.6). Puis une distance supplémentaire est calculée : la « distance perpendiculaire », c'est à dire la plus petite distance entre les animaux et le transect (Walsh et White 1999) (notée d sur la figure).

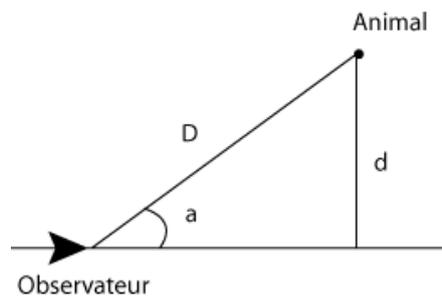


Fig B.4.6 : Mesures géométriques pour localiser les animaux vus lors des parcours des transects linéaires

Un autre type de comptage au sol consiste à rester sur un point fixe pendant une certaine durée et de noter les groupes qui entrent et sortent de la zone visible. Ce comptage s'appuie sur un transect ponctuel. Ici, les positions des groupes vus ne sont pas estimées : elles sont référencées par rapport au point fixe. En général, les points fixes sont choisis pour leur végétation ouverte, donc la visibilité absolue de la zone. Une fois entrés dans la zone d'observation, les groupes sont tous visibles. Cependant, tous les groupes ne rentrent pas dans cette zone ; cela dépend de leur comportement.

Choix de l'un ou l'autre des comptages par rapport aux trois familles de contraintes

Le tableau B.4.7 compare ces types de comptage par le biais des trois familles de contraintes : exhaustivité, imprécisions et coût (lié à la rapidité du déroulement du comptage).

	Exhaustivité	Imprécisions	Coût
Comptage avion (Transect linéaire par bandes)	Fonction de la distance entre lignes de vol	· Localisations imprécises des animaux · Adapté aux grandes espèces · Observation de faible durée (1 lieu= quelques minutes)	++
Comptage sur un point fixe (Transect ponctuel)	Fonction du nombre de points observés, de la visibilité et des comportements des animaux	· Localisations imprécises des animaux · Tous les animaux ne passent pas près du point fixe	-
Comptages à pied/ routier (Transect linéaire par bandes)	Fonction du nombre de chemins observés, de la visibilité, de la taille et des comportements des animaux	· Tous les animaux ne sont pas visibles · Observation de faible durée (1 lieu= quelques minutes)	-/ +

Fig B.4.7 : Comparaison des types de comptage selon leurs contraintes

b- Distinction selon les entités observées : les animaux ou les marques qu'ils laissent ?

Une autre grille de lecture permettant de distinguer les types de comptage d'animaux tient compte de la nature des entités observées. D'un côté, les animaux sont directement observés dans les comptages dits **directs**. D'un autre côté, certains comptages cherchent à recenser les indices qu'ils laissent après leur passage : trace de pattes, déjections, boules de poils. Ce sont des comptages **indirects**.

Comptages directs

Jusqu'à présent, nous avons présenté des comptages directs, par avion ou voiture, où des informations portant sur les animaux présents sont notées. Ces comptages sont possibles si les conditions de visibilité de l'espèce sont bonnes (Arnold et Dudzinski 1978). Or ce n'est pas toujours le cas : certaines espèces, bien que présentes, ne sont jamais observées, de par leur comportement craintif par exemple.

D'autres types de comptage d'animaux s'appuient alors sur des enregistrements d'appareils disposés dans certains lieux (Seydack 1984, Karanth et Nichols 1998, Carbone et al. 2001) : les piégeages photographiques et les comptages acoustiques. Les piégeages photographiques, très employés, consistent à prendre des photographies d'animaux, de manière automatique. Les appareils se déclenchent à chaque mouvement réalisé à quelques mètres devant lui et permet d'identifier l'abondance des espèces (Mazzolli et Hammer 2008). Cependant, ils doivent être placés dans des lieux supposés être fréquentés par les animaux. Cette méthode présente les avantages d'être économe en moyens humains, de fonctionner de nuit comme de jour et d'être silencieuse. Enfin, une alternative au piégeage photographique est le comptage acoustique, surtout utilisé pour les oiseaux et des amphibiens (Parker 1991, Rodel 2000, Virani 2000) : les cris et chants sont enregistrés au magnétophone. Les spécialistes, en écoutant la bande enregistrée, peuvent déterminer les espèces présentes ainsi que leur nombre (Stewart et Pough 1983). Cette méthode a également été utilisée pour recenser les hyènes (Kruuk 1972).

Comptages indirects

Des comptages indirects recensent les indices de passage que les animaux laissent au sol. Dans ces comptages, les animaux ne sont pas présents mais l'ont été dans le passé. Ces indices présentent l'avantage d'être fixes dans l'espace, mais ils peuvent disparaître dans le temps. Dans ce type de comptage, la méthode d'échantillonnage est toujours par transect linéaire par bandes, où l'observateur se déplace.

Les comptages de déjection référencent les tas d'excréments visibles le long d'un transect. La densité de déjections par unité de surface observée permet d'avoir accès aux densités d'animaux. Pour cela, il faut tenir compte de la récurrence des passages des animaux dans une même zone, du taux de décomposition (qui dépend des conditions climatiques) et du taux de production (Barnes et Jensen 1987, Plumptre 2000). Certains chercheurs ont montré que, pour les comptages d'éléphants, le nombre de bouses est bien corrélé au nombre d'individus dans la population (Barnes 2001). De façon générale, plus l'espèce considérée est de grande taille, plus la décomposition des déjections est lente et plus cette méthode est efficace (Plumptre et Harris 1995).

De la même façon, d'autres indices de passages peuvent être comptés lors du transect : poils, terriers, carcasses et empreintes dans la neige ou la boue. Ces indices fournissent des connaissances sur les présences de certains animaux, leur âge, leur état de santé, l'ancienneté du passage et leur allure (Walker 1991). Néanmoins, ils ne sont détectés que dans certaines conditions météorologiques, de visibilité et des schémas de déplacements des animaux. Pour ces raisons, le comptage de ces indices est une technique moins fiable que les comptages de déjections pour estimer les densités d'animaux.

c- Bilan des types de comptage d'animaux

Les différents types de comptage présentés ont des propriétés qui se combinent. Ils mettent en avant une classification sur différents axes : le comptage peut être direct ou indirect, réalisé sur un transect linéaire ou ponctuel, à plus ou moins grande distance d'observation et par l'œil humain ou par le biais d'un appareil. Les deux premiers axes de cette liste permettent d'illustrer les différents types de comptage en figure B.4.8.

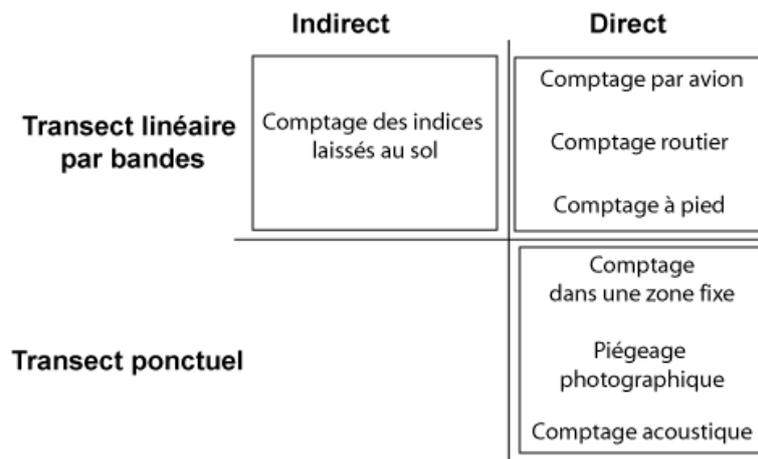


Fig B.4.8 : Bilan des types de comptage d'animaux

3. Estimer des densités à partir d'échantillons : résultats et limites

En plus des mesures permettant de localiser les groupes d'animaux, l'observateur doit décrire le transect parcouru : longueur totale, temps de parcours et largeur des bandes visibles pour une méthode d'échantillonnage linéaire ; superficie de la zone visible et durée d'observation pour une méthode ponctuelle.

Selon WWF (2004), l'analyse des données collectées se déroule en trois étapes. La première étape consiste à estimer les superficies des zones observées et les densités d'animaux vues pour chaque transect. La densité en animaux des zones échantillonnées sont, dans la deuxième étape, extrapolées à l'ensemble de la zone. Un exemple de calcul de densité est explicité dans l'encadré 4.2.

Encadré 4.2 : Exemple de calcul de densités de la population d'éléphants dans une réserve

Aire totale de la réserve = 1 000 km²
 Distance parcourue pendant les comptages = 62 km
 Largeur des bandes d'observation = 0.7 km
 Aire observée = 62 km x 0.7 km = 43.4 km²
 Nombre d'éléphants vus = 48
 Il y a donc $48/43.4 = 1.1$ éléphants par km²

*Par l'hypothèse de densité homogène, dans l'ensemble de la réserve, la population d'éléphants estimés est : $1.1 * 1\ 000 = 1\ 100$*

Enfin, la troisième étape se focalise sur l'analyse des différences de densités dans l'espace et au cours du temps.

Les répartitions des densités d'animaux peuvent être cartographiées de différentes manières : 1/ en reportant les densités dans des partitions de l'espace, soit des grilles (de 5*5 km en figure B.4.9), soit des régions découpant la zone observée, ou 2/ en interpolant les observations (figure B.4.10). Ces cartes permettent de mieux appréhender les différentes distributions en animaux.

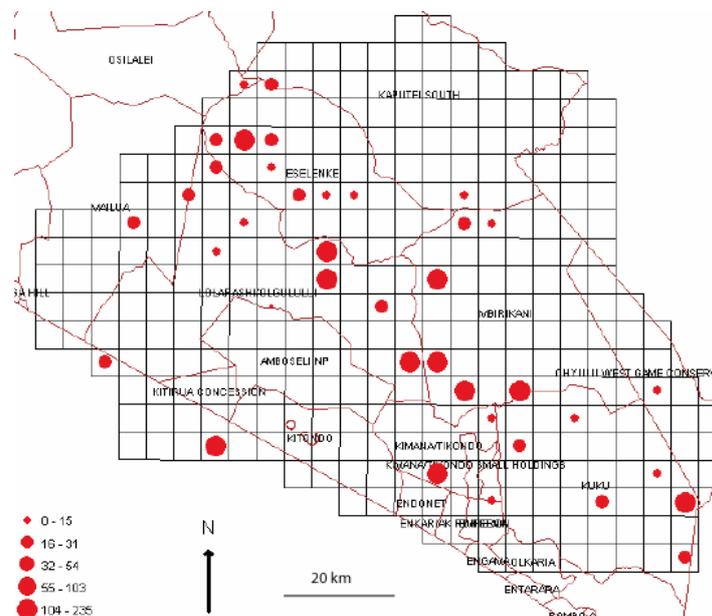


Fig B.4.9 : Distribution des girafes par des grilles dans le parc d'Amboseli au Kenya. Source : (Worden et al. 2010)

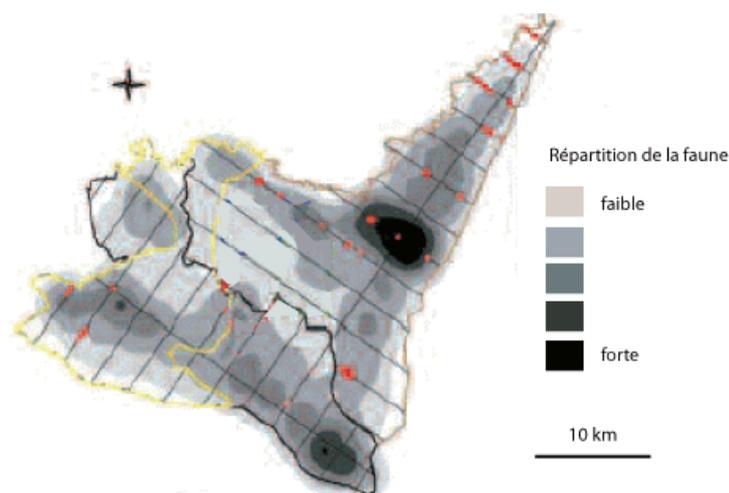


Fig B.4.10 : Distribution de la faune dans une forêt camerounaise. Source : (Mathot et Doucet 2006)

Si les comptages sont effectués tous les ans, selon le même protocole, il est possible de comparer les densités estimées des populations par année et d'analyser leurs évolutions (figure B.4.11).

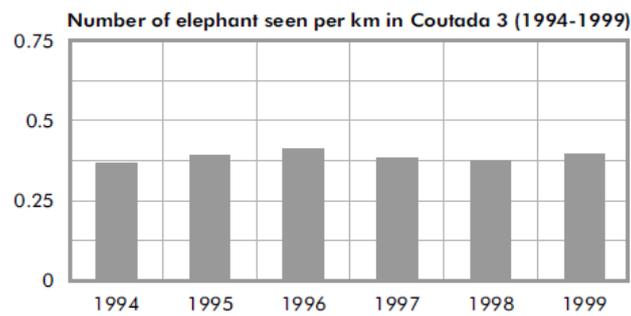


Fig B.4.11 : Evolution de la densité d'éléphants observés entre 1994 et 1999 dans une réserve de chasse au Mozambique. Source : (WWF 2004)

II. Les comptages effectués dans le parc national de Hwange

1. Présentation des protocoles de comptages

Pour établir des estimations du nombre d'animaux dans le parc de Hwange, différents protocoles de comptages d'animaux ont été mis en place. Il existe trois types de comptage : par avion, sur la route et sur certains points d'eau qui constituent des points fixes. Tous ces comptages sont directs.

a- Comptages aériens

Les comptages aériens ont été effectués une fois par an de 1980 à 2001 par les Parcs Nationaux du Zimbabwe (jusqu'à 1992) et WWF du Zimbabwe (à partir de 1993) à la fin de la saison sèche, en septembre. C'est le moment où la végétation est desséchée et perméable visuellement. Pour donner un ordre d'idée de la rapidité de réalisation d'un comptage, celui de 2001 a nécessité 38h30 de pilotage, soit cinq jours d'observation (Dunham 2002). L'avion survole des transects, sur chaque région du parc (figure B.4.12). Les bandes d'observation sont larges de 150 m.

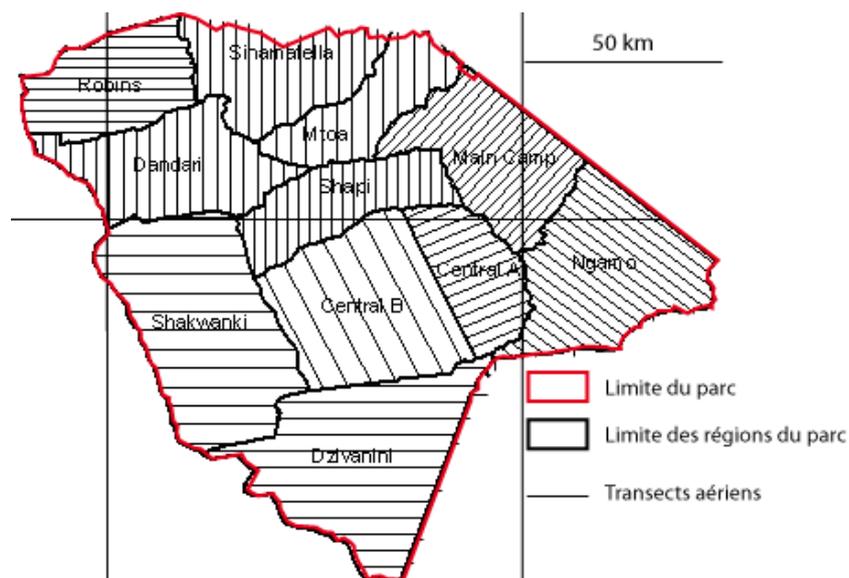


Fig B.4.12 : Localisation des transects aériens lors du comptage 2001. D'après (WWF 2002)

Cette figure met en évidence la variété des densités de transects selon les régions. Si une région est connue par les écologues pour être fréquentée par les populations animales, le protocole d'observation fixe une petite distance entre transects. Ainsi dans la région de Main Camp, à l'Est, les transects sont distants de 2 km. Au contraire, les zones peu observées présentent une distance entre les transects de 8 km, comme dans les régions situées plus au Sud (Central B en particulier).

Ces transects permettent d'estimer les densités en éléphants en les pondérant par les longueurs des transects (figure B.4.13). Ces densités sont les plus faibles dans les régions centrales et les plus élevées dans les régions Nord et Est du parc. La zone la plus dense en transects (Main Camp) n'est donc pas la plus dense en éléphants, ce qui va à l'encontre des dires d'experts.

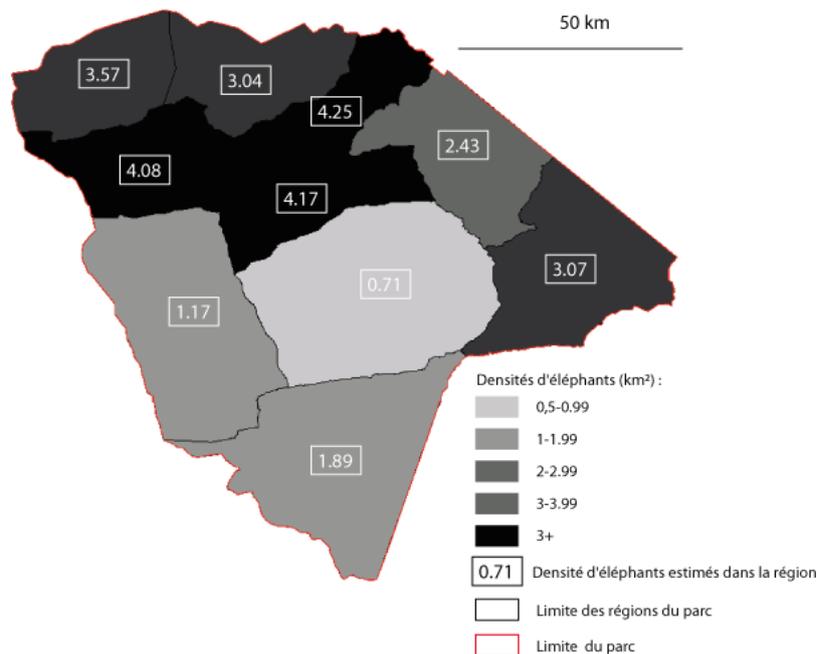


Fig B.4.13 : Densités d'éléphants estimées par régions lors du comptage 2001. D'après (WWF 2002)

Cette analyse cartographique permet de considérer les distributions d'éléphants dans le parc selon les régions. Néanmoins, ce niveau d'observation des densités animales est très grossier (chaque région s'étend sur environ 2500 km² soit la superficie du Luxembourg) et ne permet pas de distinguer les variabilités locales, notamment au niveau des points d'eau. Par ailleurs, cette notion de région est très discutable pour des animaux : les limites ne sont pas matérialisées sur le terrain et les animaux peuvent passer d'une région à l'autre au cours d'un même comptage. Ce niveau d'observation n'a pas de sens du point de vue de l'animal mais en a pour les gestionnaires du parc, qui parcourent et entretiennent plus ou moins certaines régions.

Pour estimer l'incomplétude de ce comptage, nous calculons la superficie totale des zones échantillonnées. Comme seules des bandes sont visibles de l'avion, les zones observées couvrent environ 11% de l'ensemble du parc, ce qui est relativement peu (Dunham 2002).

En raison de l'impossibilité de compter toutes les espèces d'herbivores par avion et du niveau d'observation trop grossier, nous n'utilisons pas par la suite ce comptage pour analyser les densités animales.

b- Comptages aux points d'eau

Dans le parc, les comptages aux points d'eau ont été réalisés par deux équipes différentes : 1/ de 1967 à 2005 par des volontaires d'une ONG nationale, Wildlife and Environment Zimbabwe et 2/ des comptages supplémentaires ont été effectués en 2003 et 2004 par le laboratoire d'écologie LBBE. La première source de données fournit les comptages agrégés par années aux points d'eau, tandis que la seconde détaille chaque observation : heure d'arrivée au point d'eau surveillé, heure de début et de fin de boisson (figure B.4.14). Ces comptages aux points d'eau décrivent les temps d'approche du point d'eau et ceux délimitant l'activité de boire des animaux observés. Ces données seront utilisées en chapitre 6 pour valider les activités extraites par les trajectoires GPS des groupes d'herbivores. Nous utilisons dans ce chapitre 4 la première source de données.

id	Date	Durée (h)	Point eau	Pompé (1 ou 0)	Espèce	H arrivée	H début boire	H fin boire	H départ	Nb
29	04/05/2003	24	Guvalala	1	Zebra	15 :24	15 :31	15 :36	16 :33	5
63	01/07/2003	24	Sedina	1	Elephant	8:21	no	no	8:42	7

Fig B.4.14 : Exemples de comptages aux points d'eau

Les comptages s'appuient sur le même protocole d'observation. La durée d'observation d'un point d'eau est de 24h. Ils se déroulent sur 4 jours consécutifs autour des périodes de pleine lune, qui facilitent l'observation de nuit, et pendant la saison sèche, de mai à novembre (soit sept fois dans l'année), quand la végétation est plus perméable visuellement.

Les comptages entre 1967 et 2005 observent 47 points d'eau, dont 17 le sont également dans la base de 2003-2004. Cependant, ces bases de données sont incomplètes. Seuls 10 points d'eau sont observés de manière régulière sur six mois de l'année. Ces derniers sont les plus importants : ils sont pompés en saison sèche, il y a donc toujours de l'eau. En conséquence, ces points d'eau ont une forte probabilité d'être très fréquentés.

D'après Valeix (2006), les mesures aux points d'eau peuvent surestimer le nombre d'individus comptés. D'une part, les mêmes individus qui reviennent au même point d'eau sont comptés plusieurs fois. D'autre part, les résultats sont dépendants de la pluviométrie de l'année. En effet, plus l'année est sèche, plus les animaux se concentrent aux points d'eau pompés. Une année sèche peut donc amener à surévaluer le nombre d'animaux alors que le risque est de le sous-évaluer en année pluvieuse.

c- Comptages routiers

Les comptages routiers sont effectués depuis 1977 par l'équipe d'écologues du laboratoire LBBE. Selon le protocole établi, les comptages routiers se déroulent sur deux campagnes de 15 jours, une pendant la saison sèche et l'autre pendant la saison des pluies, dans le but d'estimer les variabilités saisonnières de densités animales.

Lors du comptage, la date, l'espèce animale, le nombre d'animaux, l'activité, la taille du groupe et le sexe sont reportés sur la feuille de comptage. Une rencontre avec un animal est notée comme sur la figure B.4.15. D'autres informations décrivent la position de la voiture (X et Y correspondant à la localisation selon un GPS) et le circuit parcouru (par exemple : distance et nombre de répétitions du transect).

Year	Session	Date	Trans	Repetition	Species	Group Size	Angle road	Angle north	Distance	X	Y	Activity	Habitat type	Dominant sp	Time
2009	May	16/05/2009	1	2	Kudu	2	20	500	31,41	494383	7 930 074	Feeding	bushland	baikoa	15:03

Fig B.4.15 : Une rencontre d'animal lors d'un comptage réalisé en mai 2009

La base de données contient 25 000 enregistrements pour une longueur totale de 1336 km de transects et une distance totale parcourue en voiture de plus de 4 millions de km. Cependant, toutes les données ne sont pas exploitables : seules celles datées d'après 1999 contiennent les localisations GPS des observations qui permettent de localiser les animaux vus. Avant cette date, les observations étaient référencées par les identifiants des routes, qui peuvent être longues de 20 km. Ces observations étaient très imprécises dans l'espace. En conséquence, nous étudions les données de comptages routiers à partir de 1999. Nous disposons donc de dix ans d'observation.

2. Echelles spatiales et temporelles des comptages routiers et aux points d'eau

Les comptages que nous utilisons impliquent chacun plusieurs temporalités qui s'imbriquent :

- Les comptages routiers se déroulent sur 15 jours consécutifs deux fois par an. Dans cette période, on compte tous les groupes présents et visibles des routes parcourues de 7h à 17h.
- Les comptages aux points d'eau se déroulent sur 4-5 jours consécutifs qui correspondent à la période de pleine lune. Ils ont lieu sept fois par an, sur six mois consécutifs. La durée d'observation est de 24h, pendant laquelle on compte tous les groupes entrant dans la zone visible autour des points d'eau.

Ces temporalités sont très différentes et ne se croisent pas. Par ailleurs, chaque comptage est incomplet temporellement puisqu'il existe des trous de différentes durées. Cependant, ces comptages fournissent des informations intéressantes puisqu'ils sont réalisés depuis une trentaine d'années et donnent une tendance à long terme de l'évolution des populations.

Les zones observées par ces deux comptages se situent en des lieux différents (figure B.4.16). Les comptages routiers sont localisés plutôt dans la partie Est ; les comptages aux points d'eau dans la Nord du parc. Les points d'eau observés sont souvent desservis par une route observée. Cependant, seules quelques zones observées le sont de manière régulière, c'est-à-dire au moins une fois par an. La régularité d'observation de ces zones implique des informations régulières sur les fréquentations en animaux. Ces zones correspondent aux points d'eau principaux (au nombre de 10, en bleu sur la figure) et aux routes sur la région de Main Camp (représentant 12% des routes observées, en rouge). Nous nous focalisons sur ces zones par la suite.

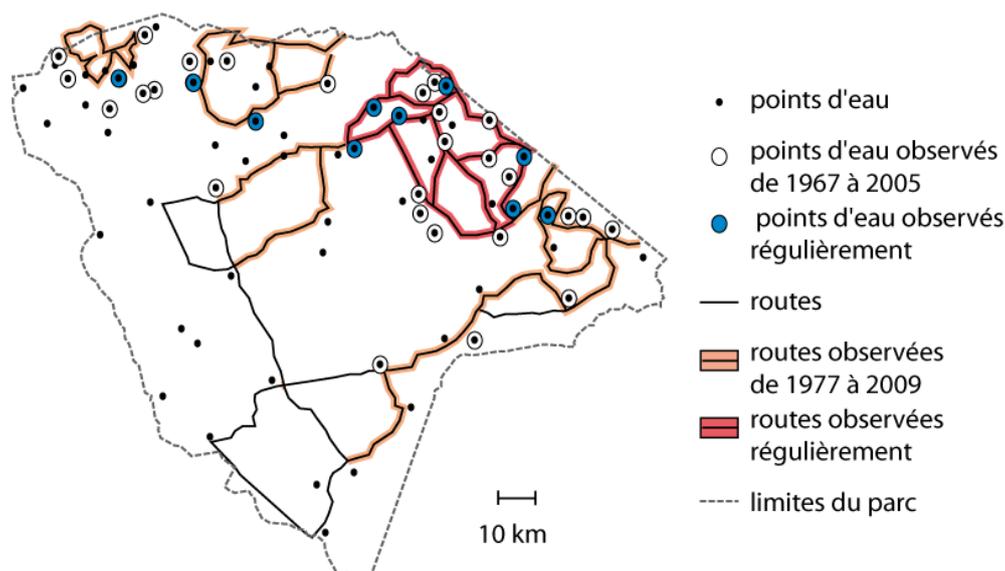


Fig B.4.16 : Zones observées lors des différents comptages

Cette figure met également en évidence les incomplétudes spatiales. Pour estimer l'étendue de ces zones, nous nous aidons de travaux terrain. D'abord les points d'eau observés sont toujours entourés d'une végétation de savane herbeuse qui offre une bonne visibilité des animaux. L'observateur ne se situe pas au milieu de cette zone circulaire (où il y a le point d'eau) mais en périphérie. La zone observée varie entre 2 et 5 km de diamètre autour de ces points d'eau. Les 10 points d'eau observés régulièrement couvrent en moyenne 125 km² avec une étendue de 2km, soit **0.8%** du parc.

Quant aux routes, elles traversent des milieux très variés (quelques exemples en figure B.4.17 le long des routes observées à Main Camp). La visibilité est donc variable. Par ailleurs, elle varie également dans le temps, en fonction des saisons. Cependant, cette visibilité n'est pas mesurée lors des comptages. Nous voulons évaluer cette visibilité pour estimer l'incomplétude. Nous faisons l'hypothèse que la visibilité est constante depuis les routes, ce qui est faux mais fournit rapidement une valeur de visibilité – même imprécise. Pour fixer cette valeur, nous utilisons la carte de végétation établie par Rogers (1993). La végétation majoritaire sur les routes est la savane arbustive (52%), puis la savane herbeuse (38%). D'après Plasschaert (2006), les savanes arbustives et herbeuses permettent une très bonne visibilité (d'un à plusieurs kilomètres), au contraire des forêts claires (500 m) ou des savanes boisées et arbustives denses (une centaine de mètres). En s'appuyant sur ces valeurs, la visibilité depuis les routes observées varie d'un à plusieurs kilomètres. Nous prenons la valeur qui semble la plus faible, 1 km, pour estimer (de manière très incertaine, certainement sous-évaluée) l'incomplétude des comptages routiers : les routes observées régulièrement sur Main Camp parcourent 326 km et, par cette distance de visibilité, observent 652 km² soit **4%** du parc. Ce chiffre est supérieur à celui des comptages aux points d'eau.



Fig B.4.17 : Visibilité en parcourant des transects en voiture, dans une savane herbeuse (en haut), une forêt claire (en bas à gauche) et une savane arbustive dense (en bas à droite)

3. Ecart entre les protocoles de comptages préconisés en théorie et établis en pratique à Hwange

Les protocoles établis dans le parc présentent certaines différences avec la théorie issue de la bibliographie. Ces différences proviennent de la spécificité du terrain, en particulier la distance à parcourir, l'inaccessibilité de certaines zones, les comportements des espèces animales et les moyens humains ou financiers. Quelques éléments historiques concernant le Zimbabwe peuvent apporter quelques explications aux écarts entre le protocole et le terrain (voir encadré 4.3).

Encadré 4.3 : La situation économique du Zimbabwe

Suite à l'échec des réformes agraires entreprises par le président Robert Mugabe dans les années 1990, le Zimbabwe subit une crise économique et politique depuis les années 2000 (Clemens et Moss 2005). La pauvreté touche tous les niveaux d'organisation de la société : individus, gouvernement ou ONG.

En conséquence, comme les parcs nationaux du Zimbabwe sont gérés par l'Etat, ils disposent de moins de moyens humains et financiers pour entreprendre leur mission de conservation des animaux. Des ONG internationales ou des équipes de recherche d'autres pays peuvent alors prendre le relais des travaux sur le terrain. Cependant, les pénuries de carburant mettent toujours un frein à ces travaux.

Le tableau en figure B.4.18 récapitule ce qui est préconisé, ce qui est prévu dans le protocole du parc et ce qui est effectivement réalisé. Nous comparons les comptages routiers et aux points d'eau que nous utilisons par la suite.

Comptages	Ce qui est préconisé	Ce qui est prévu dans le protocole du parc	Ce qui est réalisé
Points d'eau	Réalisé sur une durée suffisamment longue (plusieurs heures). Répétition sur des jours consécutifs	4-5 jours pendant 24h Pendant la saison sèche	Sur 47 points d'eau observés, seuls 10 le sont régulièrement (plus d'une fois par an) ; Ces 10 points d'eau sont visités plus ou moins fréquemment, selon l'année.
Routes	Répétition des transects sur des jours consécutifs	15 jours deux fois par an, à chaque saison, répétés au moins 3 fois. Sur toutes les routes observées (1336 km)	Tous les transects ne sont pas observés, certains ne sont parcourus qu'une seule fois. Seule la région de Main Camp est reparcourue plusieurs fois. La fréquence et la durée de reparcours varient selon les années.

Fig B.4.18 : Ecart entre la théorie des comptages et la pratique

Non seulement, certaines routes et certains points d'eau sont choisis pour l'observation, mais en plus, ces mêmes entités sont visitées ou parcourues plus ou moins fréquemment par les observateurs. Ainsi un point d'eau est observé entre 1 et 7 fois par an. Les variabilités dans les fréquences d'observation viennent de la nature du point d'eau : s'il est permanent, la fréquence d'observation moyenne est de 5 fois par an, variant selon les années de 4 à 7 fois par an.

Les routes situées dans Main Camp (distance moyenne : 20 km) sont parcourues en moyenne 19 fois par an. Cependant, ce chiffre varie selon l'année considérée : de 2 à 41 fois par an (voir figure B.4.19).

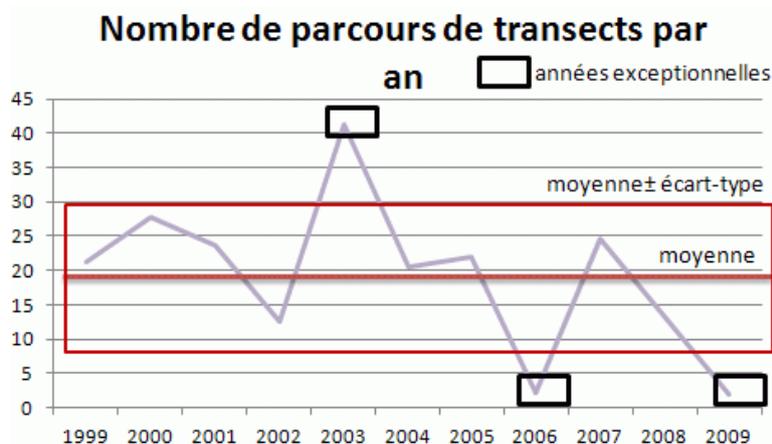


Fig B.4.19 : Nombre de parcours de transects observés par comptages routiers de 1999 à 2009 sur la zone de Main Camp

Cette figure révèle de fortes disparités entre les années de parcours de transects fréquents (2003) et celles où ils sont rares (2006 et 2009). Nous considérons ces trois années comme exceptionnelles dans les fréquences d'observation, compte tenu de l'écart type des fréquences d'observation. Elles sont mises en évidence par des carrés noirs dans la figure.

Nous considérons que l'objet observé lors d'un comptage est le **groupe d'animaux**, qui comprend un seul ou plusieurs individus.

La fréquence d'observation des transects permet d'avoir accès aux densités d'animaux par transect, qui correspondent au nombre moyen de groupes observés par transect par an. On peut ainsi comparer les variabilités annuelles des densités et des quantités d'animaux et d'espèces.

Il nous importe de connaître les densités de nos espèces d'intérêt (éléphants, buffles et zèbres) par rapport aux autres espèces (comprenant dix autres espèces d'herbivores tels girafes, impalas ou koudous). La figure B.4.20 présente les densités d'individus par espèce et par an, sur les dix points d'eau principaux (en haut) et les routes fréquemment observées (en bas).

Tout d'abord, les répartitions des espèces comptées varient selon le comptage effectué. En général, le comptage routier compte une grande proportion d'autres espèces, tandis que le comptage aux points d'eau voit plutôt beaucoup d'éléphants ou de buffles. Ceci peut être dû au comportement des animaux (plus ou moins dépendants de l'eau par exemple) ou au protocole d'observation (durée, de jour ou de nuit, approche bruyante ou non). Les proportions de zèbres dans les deux comptages sont similaires par rapport aux autres espèces.

Les proportions d'espèces évoluent au fil du temps : dans les deux types de comptage, les éléphants sont de plus en plus nombreux à partir de 1993, alors que les autres espèces et les buffles diminuent. Les densités de zèbres sont stables dans le temps.

Nous nous focalisons sur les densités et les fréquentations des éléphants, buffles et zèbres, étant entendu qu'il existe d'autres espèces dans le parc, non négligeables en terme de quantité d'individus mais qui, de par leur taille plus petite, dégraderaient moins le sol. Ces trois espèces sont des indicateurs proxys qui permettent d'estimer l'ensemble des fréquentations des animaux.

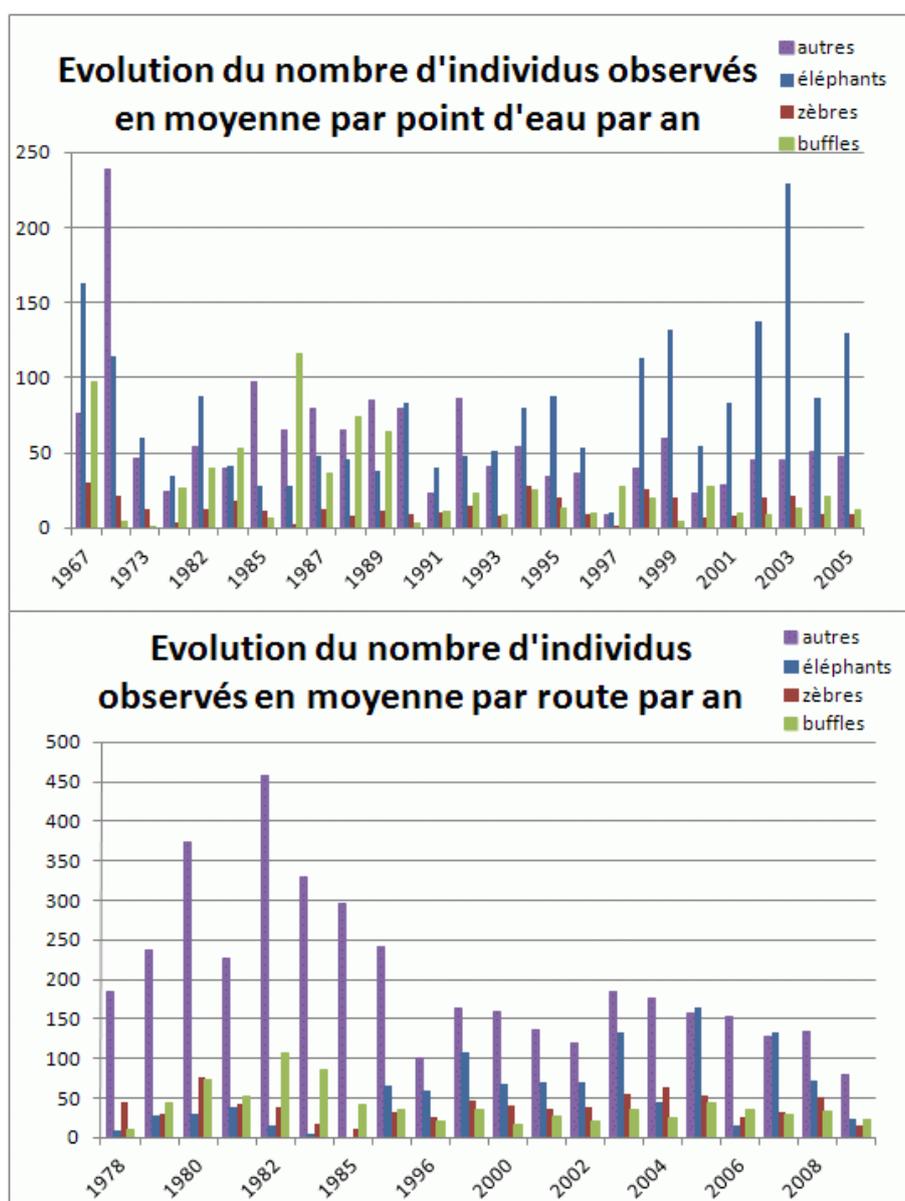


Fig B.4.20 : Densités d'animaux observés sur les points d'eau et près des routes

III. Les lieux de fréquentation estimés par les comptages aux points d'eau

1. Les profils de fréquentation des dix principaux points d'eau

Les points d'eau observés régulièrement par les comptages aux points d'eau, au nombre de dix, sont les plus importants (ils sont permanents grâce aux pompes à eau) et *a priori* des lieux attracteurs pour les animaux. Les comptages aux points d'eau sont donc focalisés sur des lieux particuliers.

Il s'agit ici de mettre au point les profils de fréquentation de ces points d'eau par les groupes d'animaux. Certains points d'eau peuvent en effet être très fréquentés, d'autres moins. La répartition des espèces dans ces dix points d'eau rend compte de tous les herbivores qui y arrivent au moment de l'observation (figure B.4.21). De manière générale, tous les points étudiés sont fréquentés par

toutes les espèces. Cependant, il existe toujours une espèce majoritaire en nombre d'individus présents par rapport à la répartition estimée des populations du parc :

- A l'Ouest, les trois points d'eau (Masuma, Deteema, Shumba) sont fréquentés par des espèces autres. Les éléphants, zèbres et buffles représentent 20 à 50 % des fréquentations ;
- Deux points d'eau au centre Est du parc (Kaoshe et Guvalala) sont particulièrement fréquentés par des éléphants ;
- Les trois points au Sud-est (Kennedy 1, Ngweshla et Samavundhla) ainsi qu'un point d'eau à l'Est (Nyamandhlovu) sont particulièrement fréquentés par les buffles
- Peu de zèbres sont observés par rapport à la population estimée et ces derniers sont plutôt à l'ouest (Sedina).

Les espèces éléphants-buffles-zèbres sont donc majoritairement observées à l'Est du parc (50 à 80 % des fréquentations de tous les animaux). Dans cette même région, les zèbres sont plutôt à l'Est, les éléphants au milieu, les buffles au Sud. Cette diversité de répartition montre que les points d'eau principaux structurent les présences animales.

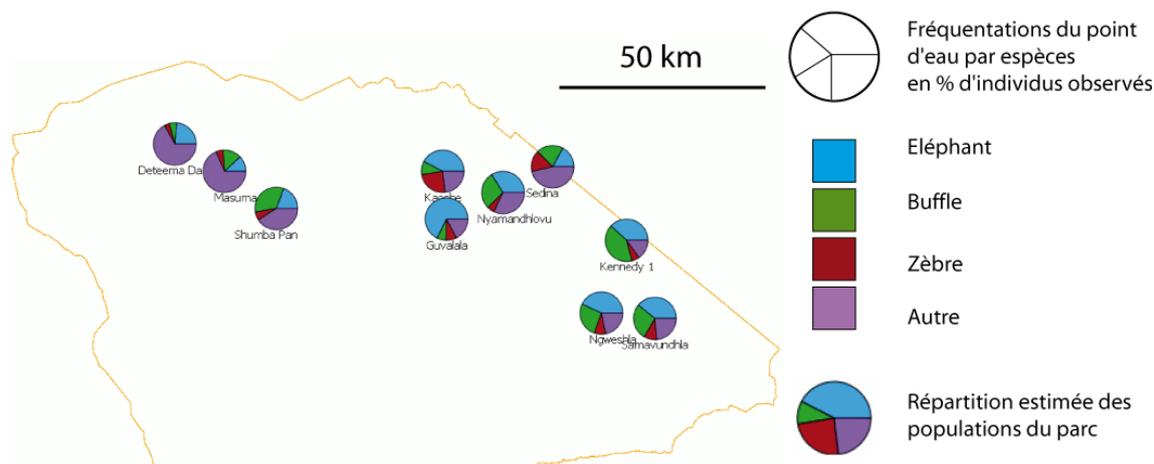


Fig B.4.21 : Densités d'animaux observés sur les points d'eau entre 1967 et 2005

Le nombre d'individus (ou les quantités relatives) par espèces aux points d'eau renseigne sur les points d'eau les plus fréquentés (Figure B.4.22). Les éléphants viennent beaucoup aux points d'eau observés : leur nombre est important aux points d'eau, en particulier ceux de l'Est. Au contraire, les zèbres sont très peu nombreux à être observés. Ils sont cependant plus présents à Sedina (comme dit précédemment) et au Sud Est (Ngweshla et Samavundhla). Les buffles sont répartis de manière très diverse : soit très nombreux (surtout à Kennedy 1 et Nyamandhlovu) soit très peu nombreux (à l'Ouest). Leur répartition est similaire à celle des éléphants.

Le fait que l'année soit sèche ou pluvieuse n'a pas d'impact sur les répartitions et les hiérarchies des points d'eau fréquentés. Il y a en effet toujours de l'eau dans ces points d'eau quelle que soit la pluviométrie, ce qui attire toujours les animaux. Cependant, le nombre d'individus observé est plus

important pour une année sèche, et ce pour toutes les espèces. L'attractivité de ces points d'eau augmente à mesure que la pluviométrie diminue.

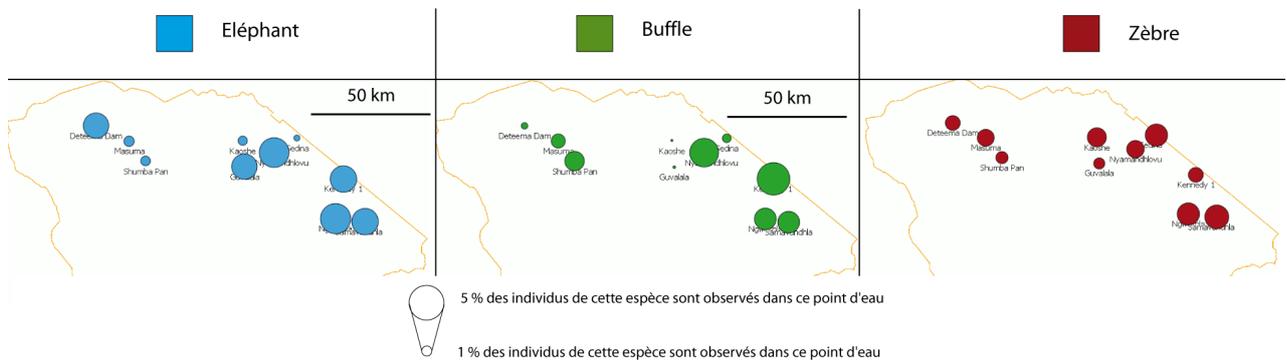


Fig B.4.22 : Hiérarchie des points d'eau observés par leur nombre d'individus par espèces entre 1967 et 2005

2. L'environnement de ces points d'eau

Plusieurs aspects spatiaux peuvent expliquer l'attractivité d'un point d'eau : les ressources présentes (quantité d'eau, présence de végétation appétente), sa localisation relative (correspondant à la distance entre deux points d'eau) et son accessibilité (présence de chemins par exemple). La figure B.4.23 cherche à mettre en parallèle de façon schématique les zones de points d'eau fréquentés par espèces (à gauche), la présence de ressources (au milieu) et les chemins existants entre les points d'eau voisins (à droite). Les volumes d'eau ont été estimés sur le terrain en saison sèche (en 2009). La végétation a été identifiée à partir de la carte de végétation de Rogers (1993). Les éléphants se nourrissent de divers végétaux présents partout sur la zone. Les zèbres et les buffles en revanche s'alimentent exclusivement d'herbe qui est localisée autour des points d'eau. La présence d'herbe également entre ces points d'eau crée des chemins facilement accessibles.



Fig B.4.23 : Attractivité des points d'eau par espèces, ressources présentes et liens entre points d'eau

Les points d'eau du Sud de la région (Kennedy 1, Ngweshla, Samavundhla) présentent une grande quantité de ressources et sont facilement accessibles par des chemins. On voit que les trois espèces étudiées fréquentent ces points d'eau. Au Nord (Sedina, Nyamandhlovu, Kaoshe), l'eau est plus rare ; ces zones peuvent convenir pour les petits groupes ou les espèces peu dépendantes de l'eau, comme

les zèbres. Guvalala, à l'Ouest, contient beaucoup d'eau, mais est peu accessible, isolée et entourée de buissons denses. Cette zone conviendrait effectivement pour des espèces demandant une certaine quantité d'eau et capables de parcourir une certaine distance dans un milieu végétal dense. Or seuls les éléphants fréquentent ce point d'eau.

Cette partie a mis en évidence l'existence de points d'eau particulièrement fréquentés par les populations de buffles, zèbres et éléphants. Ils sont situés à l'Est et au Sud-est du parc. Leur localisation, leurs ressources disponibles et leur accessibilité peuvent expliquer la différence des espèces qui y sont majoritairement présentes.

IV. Les lieux de fréquentation estimés par les comptages routiers

L'objectif de cette partie est d'identifier les lieux de fréquentation à partir des comptages routiers. Pour cela, nous cartographions les localisations des groupes d'animaux comptés, de différentes espèces, puis nous comparons différentes périodes de temps. La méthodologie proposée en § 1 prend en compte l'incertitude de localisation des groupes d'animaux. Nous présentons les résultats en § 2 sur la zone de Main Camp et les comparons aux fréquentations des points d'eau en § 3.

1. Méthodologie pour l'analyse des localisations d'animaux observés

a- Méthodologie mise en place : prise en compte de l'incertitude de localisation des groupes

Pour cartographier les localisations des animaux de façon précise, l'espace doit être découpé selon des partitions. Une façon régulière de réaliser cette partition est de créer une grille fixe, comme dans Bergstrom et Skarpe (1999) et Worden et al. (2010). Sur cette grille doivent être reportées les localisations des groupes d'animaux observés.

Les mesures de localisations des groupes d'animaux sont les distances perpendiculaires, liées à des positions GPS de la voiture. Elles sont effectuées sur un seul membre du groupe. La localisation mesurée est donc celle d'un individu, et non celle du groupe. Cette mesure est donc incertaine pour le groupe. Un groupe occupe en effet plus de place au sol qu'un seul individu. Par ailleurs, il existe une variabilité d'étalements dans l'espace des groupes (exemples en figure B.4.24) en fonction de leur taille et de leur compacité. Ces deux facteurs dépendent des comportements des espèces et des différentes activités menées par les groupes d'animaux (dormir/ se déplacer/ se nourrir).



Fig B.4.24 : Etalements d'un groupe d'éléphant au repos et d'un groupe de zèbres en déplacement

Pour prendre en compte cette incertitude de localisation, nous proposons de construire une zone probable de localisation des groupes, en utilisant uniquement la taille des groupes vus qui est un des facteurs d'étalement du groupe (d'autres sont : l'activité, le comportement entre individus d'un même groupe d'une espèce, mais nous ne les connaissons pas). Notre hypothèse est que plus la taille du groupe est importante, plus le groupe occupe de l'espace.

En outre, Dumont et Boissy (1999) ont estimés la distance optimale entre les individus d'un même groupe d'herbivores qui s'alimentent : entre 8 et 15 m. S'ils sont trop proches, ils se gênent et digèrent mal les aliments ; trop éloignés, ils doivent surveiller les prédateurs et passent peu de temps à s'alimenter. Il n'y a pas consensus sur cette distance, puisqu'elle peut aussi dépendre du milieu traversé et de l'espèce. D'après les observations terrain et les photographies présentées, cette distance entre les individus d'un même groupe est faible au repos ou lors de l'alimentation (moins de 8 m) et plus grande lors des déplacements (une dizaine de mètres). Par hypothèse simplificatrice, nous fixons la distance entre les individus d'un même groupe à 10 m, quelle que soit leur activité et leur espèce. Cette distance nous permet d'évaluer l'étalement de chaque groupe, et donc sa zone probable de localisation (voir encadré 4.4).

Encadré 4.4 : Evaluation et représentation de l'étalement d'un groupe de N individus à partir de la distance entre les individus d'un même groupe

Soit une distance entre les individus d'un même groupe moyenne fixe de 10 mètres et un groupe de 11 individus.

*Chaque individu occupe dans l'espace $\pi * \text{distance}^2 \text{ m}^2$.*

*N individus occupent donc $N * \pi * \text{distance}^2 \text{ m}^2$. Le groupe occupe $11 * \pi * 10^2 = 3454 \text{ m}^2$.*

*Nous choisissons de représenter cette surface dans l'espace par un cercle, centré sur la localisation mesurée et dont le rayon est $\sqrt{N * \text{distance}^2}$, ici égal à 33 m.*

La figure B.4.25 illustre notre méthodologie. Pendant la mesure, une localisation est mesurée sur un individu. Nous construisons la zone probable de localisation du groupe par un cercle (en gris) dont le rayon dépend de la distance entre les individus (fixée à 10 m) et le nombre d'individus dans le groupe.

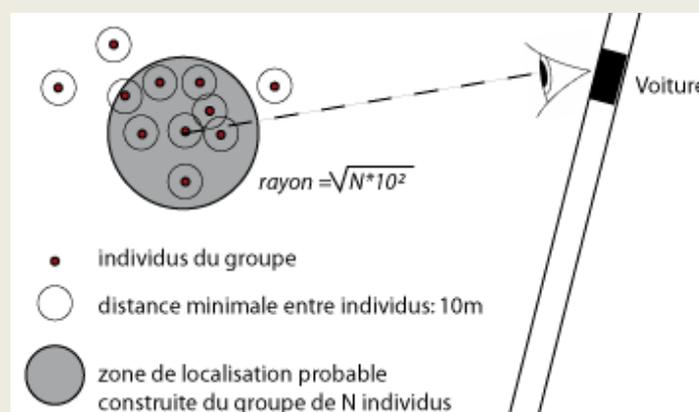


Fig B.4.25 : Construction d'une zone occupée par les groupes

Le cercle construit permet de considérer les groupes d’animaux et leur étalement. Cependant, il est lui-même incertain, puisqu’il n’est pas garanti que tous les individus se trouvent à l’intérieur. Certains peuvent être hors de ce cercle, comme sur la figure.

Cette incertitude dépend aussi de la centralité dans le groupe de l’individu sur lequel a été effectuée la mesure de localisation.

Les zones de localisation probables des groupes peuvent directement être visualisées sur une carte. Cependant, ce résultat ne permet pas de dégager directement des récurrences et des intensités dans les zones fréquentées. C’est pourquoi l’étape suivante est de croiser la localisation des groupes – sous forme de cercles proportionnels – avec une grille de localisation.

b- Pondération des cellules de la grille de localisation en fonction des localisations et des tailles des groupes vus

Nous voulons construire une grille de localisation sur laquelle seront construites et superposées les zones probables de localisation des groupes. Dans la base des comptages routiers, les groupes les plus nombreux sont formés de buffles ; ils sont au maximum 200. Ce chiffre implique que la zone probable de localisation de groupes la plus étendue qui est construite a un diamètre de 283 m. Pour englober totalement cette zone de localisation, nous fixons la taille des cellules de la grille de localisation à 500 m * 500 m. Cette valeur sera discutée par la suite.

Les zones probables de localisation touchent une seule cellule de la grille de localisation ou débordent sur plusieurs cellules voisines, en fonction de leur localisation et leur étendue. Alors, une ou plusieurs cellules de la grille sont occupées par des animaux.

Le but est d’estimer une quantité d’animaux présents dans chaque cellule à différents pas de temps. Nous affectons à chaque cellule occupée le nombre d’individus comptés dans la zone de localisation. Dans le cas d’occupation de plusieurs cellules voisines, un pourcentage d’occupation de chaque cellule pour répartir le nombre d’animaux observés (figure B.4.26 où deux groupes sont observés au même moment). Plus le groupe contient un grand nombre d’individus, plus la pression animale est forte sur la cellule. On obtient ainsi des grilles représentant la pression animale sur la zone visible, à l’instant de l’observation.

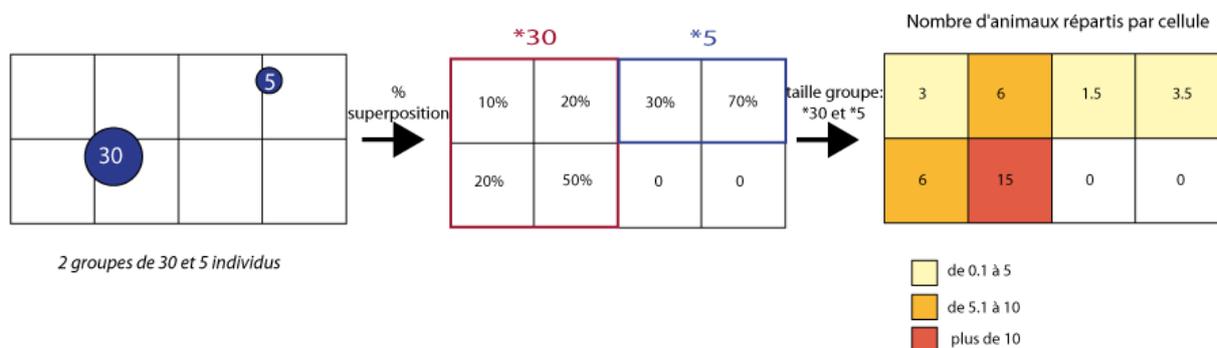


Fig B.4.26 : Principes d’affectation de quantité d’animaux comptés aux cellules de la grille de localisation

c- Pondération temporelle : pression cumulée

Il est également possible d'agrèger temporellement les observations en cumulant les observations selon différentes périodes de temps, par exemple une saison ou une année. Toutes les localisations des groupes sur la période sont considérées et superposées à la grille de localisation.

On obtient des grilles représentant la pression animale agrégée sur une certaine période de temps. Cette pression a du sens puisqu'elle prend en compte les retours des populations animales sur les mêmes lieux. Dans ce cadre, plusieurs temporalités peuvent être identifiées, par exemple la saison, l'année ou les dix dernières années.

d- Mise en œuvre : construction de grilles de localisation

Pour mettre en œuvre la méthodologie présentée, nous devons construire cette grille de 500 m * 500 m. Comme les routes sont visitées régulièrement et de façon homogène entre elles dans la zone de Main Camp, nous choisissons d'y construire la grille de localisation.

Toutes les cellules de la grille ne sont pas visibles de la route. Seules les cellules visibles sont occupées par des groupes d'animaux et donc entrent dans notre analyse. Nous savons que la visibilité peut varier d'une centaine de mètres à plusieurs kilomètres. Nous avons estimé la visibilité précédemment à 1 km de part et d'autre de la route de façon uniforme. Pour simplifier, nous conservons une valeur fixe de la visibilité. Cependant cette valeur est incertaine et nécessite des analyses complémentaires. Dans la base de données, les distances d'observation varient entre 0 et 3 km, en étant les plus fréquentes entre 100 m et 200 m (moyenne : 154 m) (voir figure B.4.27). Il convient d'étudier plus précisément la localisation des grands troupeaux puisqu'ils exercent une forte pression sur l'occupation du sol.

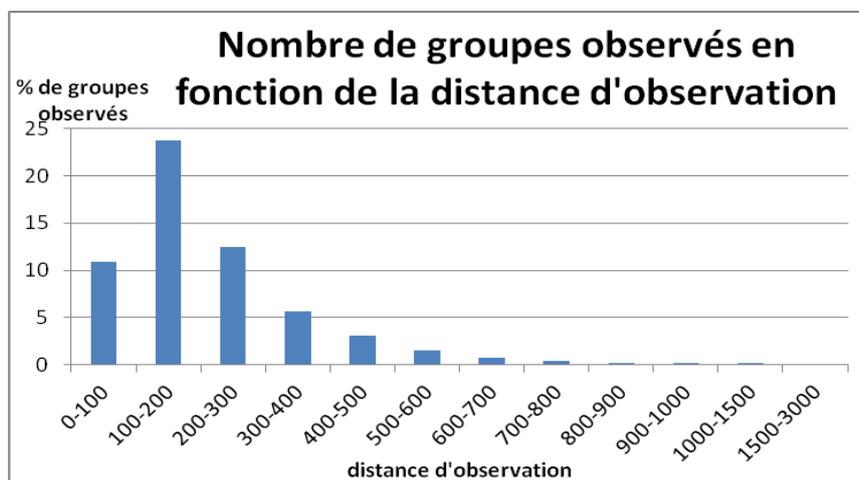


Fig B.4.27 : Répartition des distances d'observation dans la base

Étudions le cas du groupe le plus grand, puisque sa zone de localisation probable est la plus étendue et peut contraindre les paramètres de la grille de localisation. Il s'agit d'un groupe de buffles comprenant 200 individus, observé à 680 m. Le cercle représentant la localisation de ce groupe sera au maximum distant de la route de 680 m + 283 m (rayon du cercle construit), soit 963 m. Compte tenu de cette distance, nous proposons de fixer la distance de visibilité à 1 km, soit la valeur évaluée précédemment. Alors, seules les cellules de la grille de localisation situées à moins de 1 km de part et

d'autre de la route sont visibles dans les comptages ; elles représentent 29% de la grille construite sur la région de Main Camp (figure B.4.28).

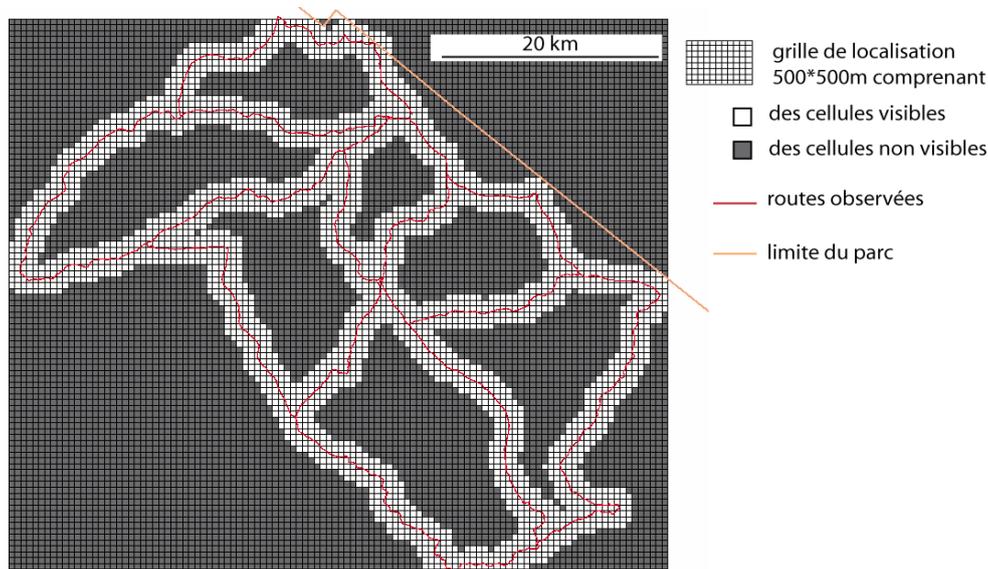


Fig B.4.28 : Construction de cellules visibles ou non lors des comptages routiers

2. Résultats : Lieux de fréquentation des populations animales

Pour identifier les lieux fréquentés par les populations d'éléphants, de zèbres et de buffles selon les comptages routiers, nous appliquons notre méthodologie, à savoir l'utilisation d'une grille de localisation superposée aux zones de localisation probables des groupes, à deux périodes de temps : 1/ dix ans, correspondant à l'ensemble de la période de comptages exploitables (§ 1) et 2/ l'année en différenciant les années selon leur pluviométrie (§ 2). Pour rendre compte des résultats, des cartes sont réalisées, ainsi qu'un calcul de deux indicateurs : le taux d'occupation des cellules qui est le pourcentage de cellules visibles occupées par les animaux comptés et le nombre moyen d'animaux observés par cellules occupées.

a- Estimation de la fréquentation des lieux pendant 10 ans : de 1999 à 2009

Il s'agit ici d'identifier des lieux fréquentés pour les trois espèces étudiées ensemble et séparément sur dix ans de comptages routiers, de 1999 à 2009. Nous utilisons pour cela toutes les données de comptages hormis les années exceptionnelles (2003, 2006, 2009) où les observations sont trop ou pas assez nombreuses. Une cartographie est présentée en figure B.4.29. Chaque cellule de la grille représente le nombre cumulé d'animaux observés. Plus ce nombre est grand, plus la pression animale est forte et plus la couleur de la cellule occupée est foncée (en gris, les trois espèces, en bleu les éléphants seulement, en rouge les zèbres et en vert les buffles). L'intensité de la fréquentation est également détectable par les moyennes des indicateurs (figure B.4.30).

Le nombre d'éléphants relevés dans les comptages domine largement celui des autres espèces (taux d'occupation de 54% des cellules visibles) ; ils contribuent le plus aux comptages de toutes les espèces. Au contraire, les buffles sont peu nombreux à être observés (d'ailleurs la légende de cette carte diffère de celle des autres) ; seules 4% des cellules visibles sont occupées par des buffles. Les zèbres atteignent un taux d'occupation de 26%.

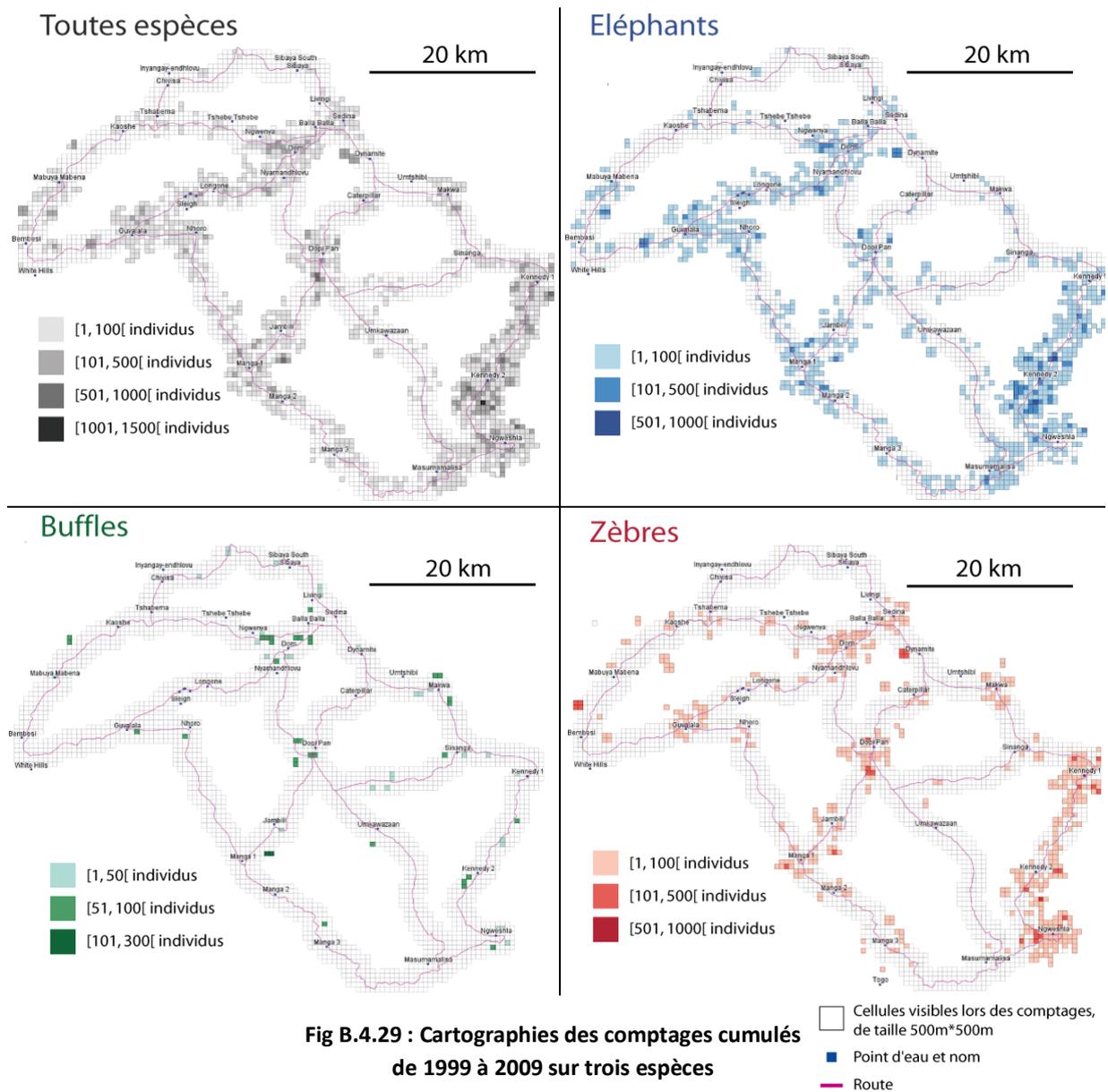


Fig B.4.29 : Cartographies des comptages cumulés de 1999 à 2009 sur trois espèces

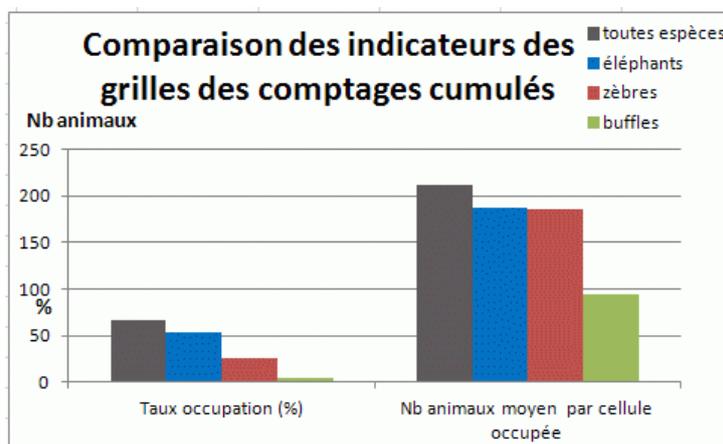


Fig B.4.30 : Indicateurs calculés pour les comptages cumulés, de 1999 à 2009

D'après ces cartes, les zèbres et les éléphants fréquentent plus particulièrement certaines zones qui sont parallèles, orientées Nord-est / Sud-ouest : sur la route au Sud-est (entre les points d'eau Kennedy 1 et Ngweshla) et sur les deux routes centrales (entre Sedina et Guvalala d'une part et entre Dopu et Manga d'autre part). Les routes au Nord et celles dirigées Nord-ouest / Sud-est ne sont en revanche pas fréquentées. Les routes fréquentées de manière privilégiée peuvent refléter différentes activités des animaux : des passages empruntés de manière préférentielle ou des zones de repos ou d'alimentation. Par exemple, la route au Sud – est correspond à une savane herbeuse qui offre un chemin naturel à la fois pour la voiture et pour les groupes d'animaux. Notons que cette végétation herbeuse assure la bonne visibilité des animaux observés et peut influencer les relevés effectués lors des comptages.

En outre, alors que les éléphants sont observés tout au long des routes fréquentées, les zèbres sont plutôt localisés près des points d'eau desservis par ces routes. Même si peu de buffles sont observés dans les comptages, ils se situent en majorité entre 500 m et 1 km d'un point d'eau, quelle que soit la localisation du point d'eau. La fréquentation des zèbres et dans une moindre mesure des buffles semble donc être fortement influencée par la présence de points d'eau près des routes. Ces lieux peuvent attirer grâce à leurs ressources en eau.

Les ressources présentes (quantité d'eau, végétation) variant en fonction de la pluviométrie (annuelle ou saisonnière), les lieux fréquentés de manière récurrente peuvent évoluer. En parties b et c, nous nous focalisons sur l'estimation des lieux de fréquentation selon ces différentes temporalités.

b- Estimation de la fréquentation des lieux pour des années sèche et pluvieuse

Le but ici est d'identifier les évolutions dans les lieux fréquentés par les animaux dans une année sèche et une année pluvieuse. Un lieu fréquenté constamment, durant les deux types d'années, implique des passages répétés des groupes d'animaux et donc une pression animale forte ; un lieu fréquenté seulement sur un type d'année montre une alternance des présences selon la pluviométrie, ce qui peut laisser un temps suffisant aux ressources de se renouveler. Dans ce deuxième cas, la pression animale est moins importante.

Les années choisies sont 2000 et 2005 pour lesquelles les fréquences de parcours annuelles sont élevées et comparables : respectivement 28 et 22 fois. Ce choix est également motivé par le fait que 2000 est l'année la plus pluvieuse sur dix ans et 2005 la plus sèche. Ces années devraient mettre en évidence des lieux de fréquentation particuliers.

Sur ces deux années, les groupes de buffles sont très peu observés : seulement 6 fois en 2000 (taille moyenne des groupes : 5) et 4 fois en 2005 (taille moyenne des groupes : 6). La pression animale cumulée due aux buffles est donc faible par rapport à celle due aux deux autres espèces : les zèbres sont vus 99 fois en 2000, 67 fois en 2005 (taille moyenne des groupes : 7), les éléphants 218 et 217 (8 individus en moyenne dans les groupes).

La figure B.4.31 est une carte des lieux fréquentés en années sèche et pluvieuse pour les trois espèces. Nous identifions les lieux similaires et les lieux distincts pour les deux années.

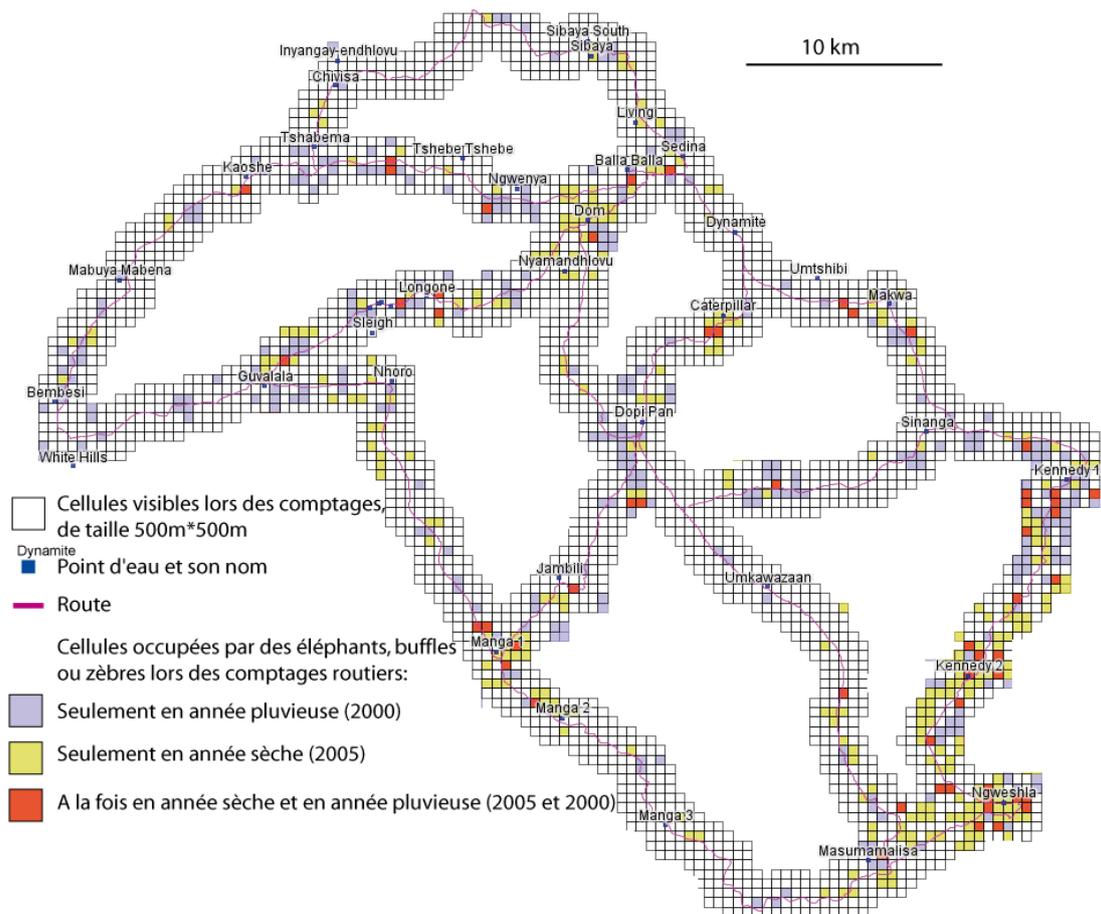


Fig B.4.31 : Différence des cellules occupées lors des comptages routiers en 2000 et 2005

Dans un premier temps, peu de lieux sont à la fois fréquentés en année sèche et en année pluvieuse (en rouge : 58 cellules sur les 3010 visibles). Ils sont toujours localisés à moins d'un kilomètre d'un point d'eau important. Ceci signifie que les points d'eau sont des lieux de pression animale forte quelle que soit la pluviométrie. Ces lieux nous intéressent donc particulièrement dans notre problématique. Même si ces lieux sont répartis sur l'ensemble de la région, la zone Sud – de Kennedy 1 à Ngweshla – semble cependant plus fréquentée.

Dans un second temps, les lieux uniquement fréquentés sur une seule année sont localisés tout au long de la route et pas nécessairement près de points d'eau. Il existe une différence de localisation de ces lieux, puisque :

- en année pluvieuse (couleur mauve), la zone Nord où se trouvent de petits points d'eau est plutôt fréquentée.
- en année sèche (couleur jaune), c'est la zone Sud qui l'est. Ces lieux peuvent mettre en évidence des passages entre des très grands points d'eau permanents, alimentés par des pompes.

Les groupes observés sont plus nombreux en année sèche. Sur ces deux types d'années, les comportements d'espèces varient : les éléphants se densifient en année sèche sur les mêmes lieux

(la quantité d’animaux par cellule est supérieure en année sèche) tandis que les zèbres visitent de nouveaux lieux et se répartissent dans l’espace (le taux d’occupation augmente).

c- Estimation de la fréquentation des lieux selon les saisons

Pour identifier les lieux fréquentés pendant les saisons, la même méthodologie est ensuite appliquée aux saisons. Un lieu fréquenté sur deux saisons est soumis à des présences récurrentes, donc une certaine pression animale, tandis que s’il n’est fréquenté que sur une seule saison, les plantes peuvent se régénérer.

Deux campagnes de comptage sont effectuées par an, en mai (fin de la saison sèche) et en octobre (fin de la saison des pluies). Comme la pluviométrie annuelle est corrélée à celle qui est saisonnière (une année est sèche parce qu’il pleut peu en saison des pluies), nous étudions les saisons à travers les années sèche et pluvieuse utilisées précédemment (2005 et 2000).

Le mode de répartition des groupes d’animaux observés varie selon l’année considérée

- En année pluvieuse (en bleu), les animaux sont moins concentrés sur les lieux fréquentés en saison des pluies (à droite) et le nombre de cellules fréquentées est identique quelle que soit la saison (à gauche). L’intensité de fréquentation diminue donc en saison des pluies. Ceci peut s’expliquer par l’existence de multiples points d’eau temporaires, non visibles de la route, où une partie des groupes peuvent s’abreuver en saison des pluies au lieu d’utiliser les points d’eau principaux.
- En année sèche (en rouge), il existe plus de lieux fréquentés par les animaux en saison sèche (à gauche), tout en étant moins denses en animaux (à droite). L’intensité de fréquentation est plus importante en saison des pluies.

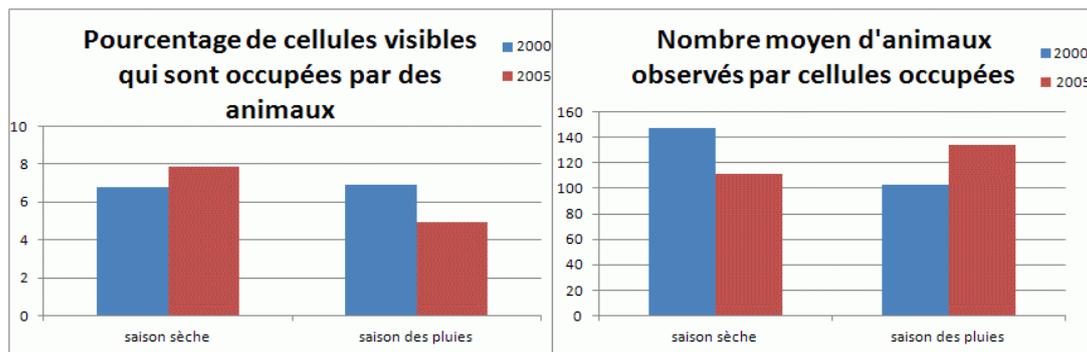


Fig B.4.32 : Statistiques d’occupation des cellules de la grille selon les saisons sèche et humide

La figure B.4.33 présente les lieux identifiés selon chaque saison prise séparément ainsi que pour les deux saisons selon les comptages routiers 2000 et 2005. Cette carte montre une variabilité des lieux de fréquentation selon la saison (en orange : lieux fréquentés uniquement en saison sèche, en bleu : uniquement en saison des pluies). Seuls quelques lieux sont fréquentés dans les deux saisons (en rouge). Ces lieux subissent une pression animale continue au cours du temps et sont plus vulnérables à cette pression que les autres lieux. Ils sont situés plutôt au Nord (près des points d’eau Dom,

Nyamandhlovu, Tschabema) et au Sud de cette région (près des points d'eau Kennedy 1 et Ngweshla).

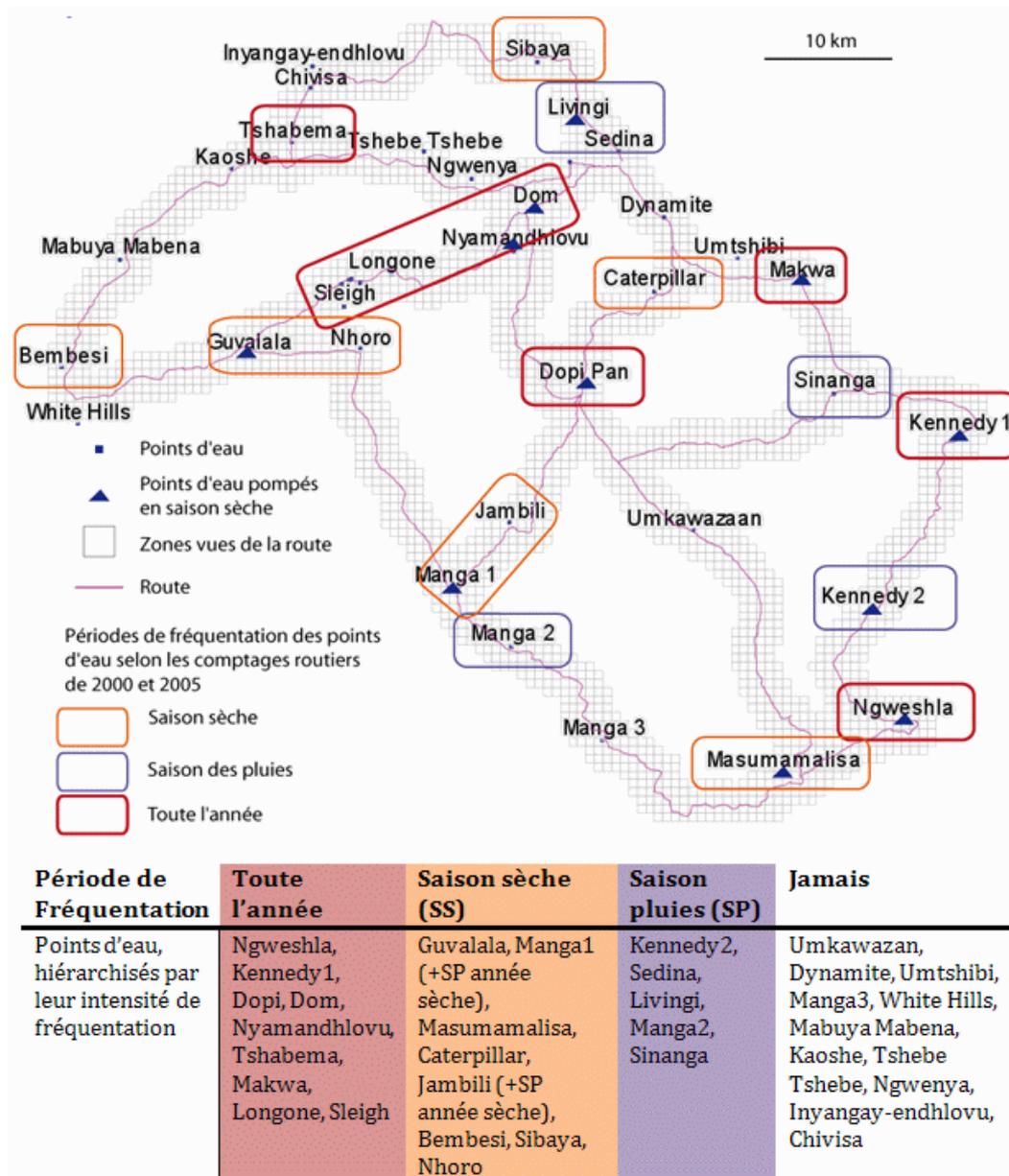
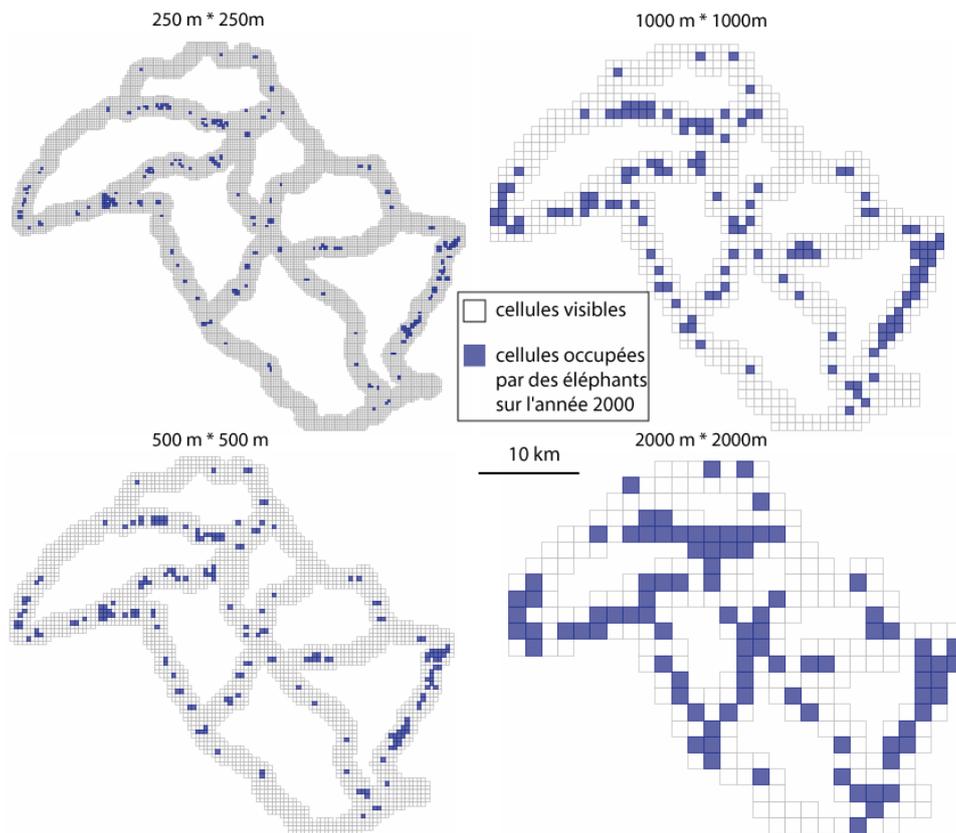


Fig B.4.33 : Lieux et périodes de fréquentation des herbivores selon les comptages routiers 2000 et 2005.

d- Sensibilité de la taille de la grille de localisation

Dans les résultats présentés, la grille de localisation a une résolution de 500 m * 500 m. Pour étudier la sensibilité des résultats à une variation de ce paramètre, différentes grilles de localisation, de tailles différentes, sont comparées : 250 m * 250 m, 500 m * 500 m (valeur initiale), 1 km * 1 km et 2 km * 2 km. Pour les comparer, nous évaluons les résultats cartographiques (figure B.4.34 en haut) et le nombre de cellules visibles et occupées identifiées (en bas) des comptages d'éléphants sur l'année 2000.

Toutes les grilles ont du sens pour analyser les comptages, mais elles permettent de détecter des phénomènes différents : les plus grandes grilles (2 km * 2 km ou 1 km * 1 km) mettent en avant les continuités entre des cellules voisines fréquentés ; les plus petites sont plus précises spatialement, notamment près des points d'eau. Cependant dans ces dernières, les récurrences dans les fréquentations animales sont moins visibles. Pour un bon compromis entre la précision des lieux et leurs récurrences, nous pensons que des grilles de taille moyenne (500 m * 500 m ou 1 km * 1 km) sont adaptées.



Taille grille	Nb cellules visibles	Nb cellules occupées	Taux d'occupation
250m	10720	325	3,03
500m	3010	200	6,64
1000m	904	137	15,15
2000m	286	92	32,17

Fig B.4.34 : Résultats des comptages d'éléphants en 2000 sur des grilles de tailles différentes

3. Comparaison des lieux fréquentés estimés par les deux types de comptage

Pour comparer les résultats des analyses des comptages routiers et des comptages aux points d'eau, nous utilisons l'ensemble des comptages routiers sur le parc (et non ceux de Main Camp uniquement), tout en sachant que les routes du Nord sont parcourues moins fréquemment.

Les cercles de la figure B.4.35 mettent en évidence les lieux de fréquentation, selon le critère du nombre d'individus observés par cellules. Ils correspondent par ailleurs à la présence de certaines

espèces. Ceci est mis en évidence dans la figure par une bordure colorées des cercles (en gris : les trois espèces, en bleu : les éléphants, en verts : les buffles et en rouge : les zèbres).

Les intensités de fréquentation sont très fortes dans deux lieux : Kennedy (présence des trois espèces et tout au long de l'année, regroupant le point d'eau Ngweshla) et Ngamo (présence de buffles) au Sud-est du parc. Ces deux lieux comportent des prairies dans lesquelles les groupes peuvent facilement circuler.

Les lieux de fréquentation d'intensité moindre sont : Deka, Shumba et Tshompani au Nord, Guvalala, Dom, Manga et Dopi à l'Est. Ils correspondent tous à des points d'eau pompés.

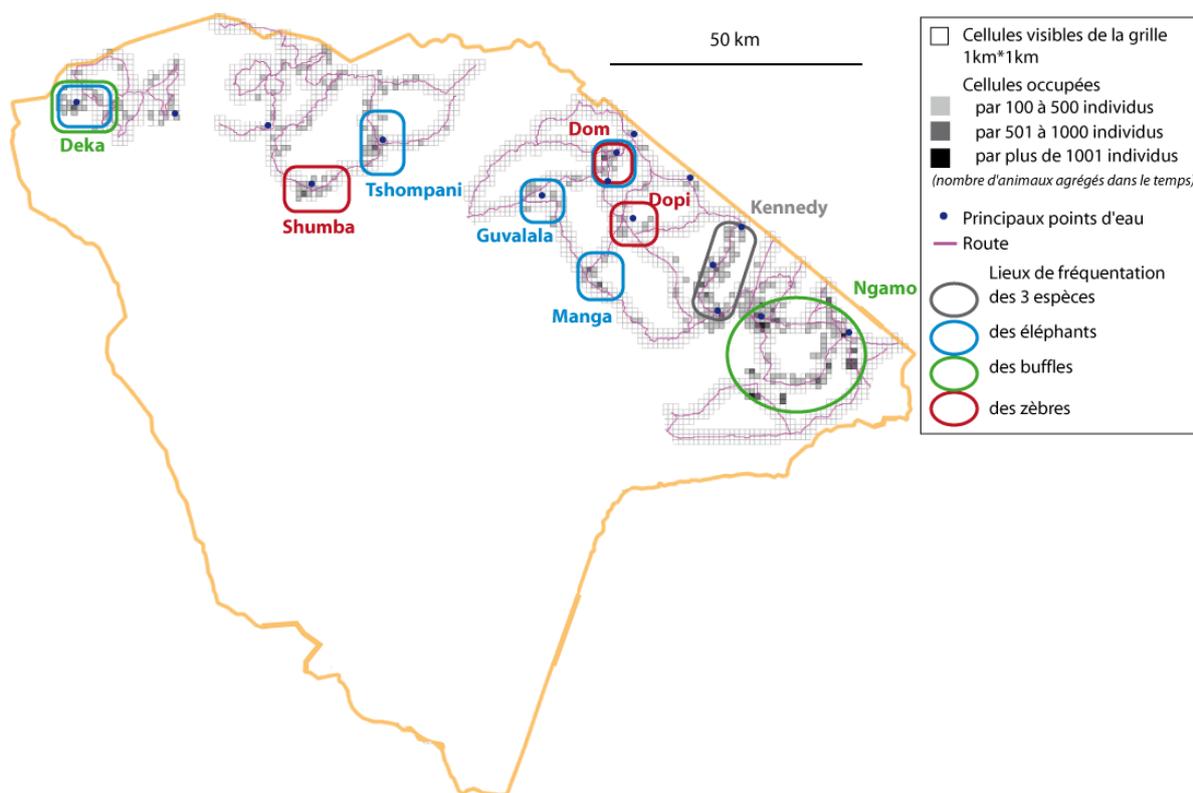


Fig B.4.35 : Les lieux fréquentés à l'échelle du parc par espèces selon les comptages routiers 1999-2009

Cette figure est à mettre en parallèle avec celle des comptages aux points d'eau (B.4.21). Les points d'eau observés par les comptages aux points d'eau le sont également par les comptages routiers (mais l'inverse n'est pas vrai), ce qui permet de comparer leurs fréquentations en animaux. Les résultats des analyses de ces deux sources de données sont similaires, à savoir :

- La zone de Kennedy, incluant le point d'eau de Ngweshla, est un lieu communément fréquenté par les trois espèces et par un grand nombre de groupes ;
- La zone appelée Dom, incluant le point d'eau de Nyamandhlovu, est fréquenté par les éléphants et les zèbres ;
- Le point d'eau de Guvalala est fréquenté uniquement par les éléphants dans les deux sources de données ;

Par ailleurs, il existe quelques incohérences : le point d'eau de Shumba qui était plutôt fréquenté par les buffles selon les comptages aux points d'eau, l'est par les zèbres selon les comptages routiers.

Cependant tous les résultats des comptages routiers ne peuvent pas être comparés. Il manque par exemple les comptages aux points d'eau de Ngamo, Dopi, Deka ou Manga.

V. Les limites des comptages effectués et des résultats obtenus

Les comptages aux points d'eau et les comptages routiers permettent d'estimer des lieux de fréquentation des groupes d'animaux observés. Or ces comptages sont très différents dans leur protocole d'observation (durée d'observation, zones observées), ce qui devrait se répercuter sur les lieux de fréquentation identifiés. Nous détaillons les limites des protocoles d'observation (§ 1) puis nous discutons de nos choix méthodologiques pour analyser ces comptages (§ 2).

1. Les limites dues aux protocoles d'observations

Les protocoles d'observation sont très différents dans les deux types de comptage (aux points d'eau et le long des routes). Pour mieux appréhender les résultats issus de ces comptages, nous identifions les sources d'imperfections – incomplétudes et incertitudes – des protocoles de comptages.

a- Incomplétudes dues au protocole d'observation

Par nature, un comptage n'est pas exhaustif : il ne garantit pas de détecter tous les individus des groupes. Ils peuvent en effet se dissimuler derrière une végétation dense ou d'autres individus. Dans cette optique, le comptage au point d'eau est moins incomplet grâce à la végétation herbacée qui offre une très bonne visibilité.

Du reste, un comptage n'est jamais effectué de manière continue mais durant une durée d'observation, définie en amont, dans le protocole d'observation. De cette manière, il existe des incomplétudes temporelles dans l'observation. Ces choix peuvent impliquer des détections ciblées de certains comportements d'animaux. Les durées d'observation sont de 24 h pour les comptages aux points d'eau et de 12 h pour les comptages routiers. Comme un plus grand nombre d'éléphants et de buffles sont vus par comptages aux points d'eau que par comptages routiers, il pourrait s'agir d'espèces plus actives de nuit. Ajoutons à cela que ces observations sont effectuées à une certaine fréquence dans l'année, de façon à identifier des variabilités saisonnières ou mensuelles dans les fréquentations. Cette fréquence est plus élevée en saison sèche pour les comptages aux points d'eau (7 observations dans cette saison) que pour les comptages routiers (une seule observation).

De façon analogue, un comptage couvre des zones de petite étendue, ce qui implique des incomplétudes spatiales. Ici, les comptages routiers (zones observées estimées à 4% du parc) sont moins incomplets que ceux qui se déroulent aux points d'eau (0.8%).

Enfin, dans ces deux types de comptage, il existe une incertitude sur les identités des groupes : si le même groupe est recroisé plusieurs fois au cours d'un comptage, il est compté de nouveau à chaque rencontre. Pour cette raison, quelques travaux, comme ceux de Dubray (1990) et Zecchini (1998), proposent des techniques de marquage d'individus, par exemple : indiquer des numéros sur leurs

flancs, installer des pastilles de couleurs sur leurs oreilles ou poser des colliers de différentes couleurs. Cependant, certaines espèces animales étant protégées, leur marquage est soumis à des réglementations (Charlez 1990).

Compte tenu de la grande différence de ces protocoles de comptages, la comparaison des résultats des deux comptages est délicate. On ne peut pas généraliser/extrapoler leurs lieux de fréquentation, à différentes temporalités ou sur différentes zones.

b- Incertitudes et imprécisions de la mesure de localisation des groupes observés

Nous approfondissons ici particulièrement l'évaluation de la **mesure de localisation** des groupes d'animaux observés lors des deux types de comptage et ces conséquences.

Les localisations des groupes ne sont pas mesurées lors des comptages aux points d'eau ; elles sont uniquement référencées par rapport au point d'eau observé. Ces localisations sont ainsi imprécises, à environ deux kilomètres près (étendue moyenne de la zone visible autour d'un point d'eau).

Lors des comptages routiers, l'observateur évalue la localisation d'un individu du groupe. Il y a une incertitude sur l'individu choisi : l'observateur a-t-il mesuré la distance au premier individu visible, à l'individu central ou même sur un individu au hasard ? Cette incertitude dépend également du nombre d'individus constituant le groupe. Par ailleurs, cette localisation est évaluée à l'œil nu, c'est-à-dire sans effectuer de mesures par un appareil, par soucis de rapidité (l'animal étant souvent en fuite lors de l'approche en voiture). La précision de la distance mesurée est dépendante de la distance d'observation : plus la distance est grande, plus l'imprécision de la distance et donc de la localisation estimée du groupe observé augmente. Cette distance mesurée s'étend jusqu'à 3 km dans nos données, distance d'observation pour laquelle l'imprécision de localisation du groupe est élevée.

c- Incertitudes dans l'activité du groupe observé

Les deux types de comptage se localisent dans des lieux de natures différentes pour les animaux : soit le lieu observé sert à accomplir une activité spécifique, comme les points d'eau fréquentés pour boire, soit il est simplement un lieu de passage.

Dans le comptage routier, seules les **présences** de groupes dans la portion visible sont référencées. Aucune information ne permet de préciser la nature du lieu (parmi : lieu d'activité ou lieu de passage). Les zones probables de localisation des groupes sont définies à un moment donné et n'ont pas de durée. De ce fait, l'activité accomplie par les groupes et sa durée ne sont pas connues.

Au contraire, les points d'eau observés sont des lieux d'**activités**. Pour accéder et boire à un point d'eau observé, les groupes d'animaux doivent entrer dans la zone visible de l'observateur. D'ailleurs, cette zone visible n'est pas fréquentée uniquement pour boire. Le groupe accomplit successivement plusieurs activités : se déplacer jusqu'au point d'eau, boire, ainsi que se déplacer hors de la zone visible. La durée et l'enchaînement des activités sont identifiés par les observations. Cependant, nous ne disposons de ces informations que sur les années 2003-2004. Entre 1967 et 2005, les données sont agrégées annuellement par point d'eau. Dans les chapitres suivants, nous cherchons à obtenir ces activités pour certains groupes en utilisant d'autres sources de données afin de préciser la nature de la pression exercée par les animaux sur l'occupation du sol.

2. Discussions sur nos choix méthodologiques

a- Incertitude due à l'incomplétude des comptages

Les comptages servent aux écologues à évaluer les densités animales dans le parc. Ils extrapolent les densités calculées sur plusieurs zones à l'ensemble du parc. Les densités globales d'espèces obtenues ne sont jamais vérifiées et sont toujours incertaines en raison de l'incomplétude des comptages.

Pour estimer les densités à partir des comptages, il est nécessaire de disposer de suffisamment d'observations (Gaidet 2005), au moins une centaine selon Plumptre (2000). Il s'ensuit que les recensements sur transects permettent seulement d'estimer de façon plus certaine les populations souvent aperçues et des zones souvent observées. C'est pourquoi nous avons centré notre analyse sur les routes de Main Camp et les dix points d'eau principaux.

b- Imprécision de la distance de visibilité

Nous avons construit une grille de localisation en intégrant une distance de visibilité fixe depuis les routes observées (égale à 1 km). Or celle-ci varie selon la végétation traversée, elle est donc imprécise. Pour améliorer cette valeur, il faudrait calculer des distances de visibilité par tronçons à partir de cartes de végétation annuelle ou de relevés terrain réguliers.

c- Imprécision due à la mesure de localisation

La distance d'observation et l'étalement du groupe sont deux facteurs d'imprécision de la localisation du groupe d'animaux observé. Dans la méthodologie proposée, les zones probables de localisation construites tiennent uniquement compte de la taille du groupe. La distance d'observation n'a pas été utilisée pour délimiter la zone probable de localisation.

Pour cartographier ce deuxième facteur, nous pourrions utiliser la transparence des zones identifiées : la zone devient plus transparente à mesure que l'imprécision spatiale s'accroît. Ainsi une zone opaque, de localisation précise, a plus d'importance visuelle qu'une zone de couleur transparente, elle imprécise (figure B.4.36).

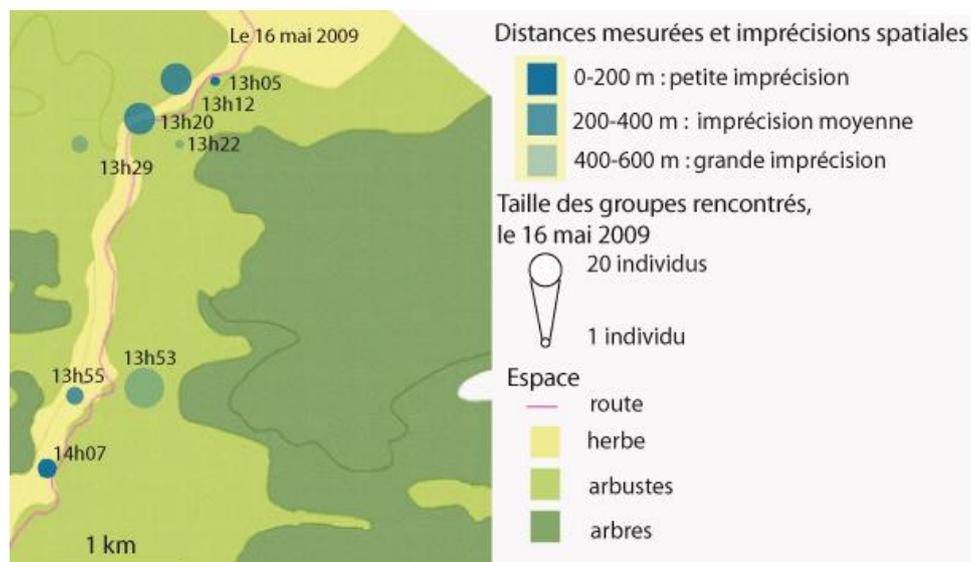


Fig B.4.36 : Zones probables de localisation selon l'étalement des groupes et la distance d'observation

Dans ce chapitre 4, des lieux de fréquentation des populations animales ont été estimés à partir de deux types de comptage d'animaux, ceux réalisés aux points d'eau et ceux le long des routes. Les deux types de comptage présentent des protocoles de mise en œuvre très différents. Malgré cela, en comparant ces lieux, nous avons observé de fortes similarités dans les résultats.

En effet, dans les deux types des comptages, les lieux les plus fréquentés sont les points d'eau permanents. Ils attirent cependant différemment les espèces selon leur accessibilité, les ressources présentes ou leur proximité à un autre point d'eau permanent. Les espèces qui nous intéressent – éléphants, buffles et zèbres – sont essentiellement vues et localisées à l'Est et au Sud - est du parc.

Ces comptages ne permettent pas d'identifier précisément les pratiques de déplacement des populations animales, comme le voulions. En particulier nous ne savons pas si les animaux passent dans les lieux visibles depuis les routes ou les points d'eau de manière très rapide ou y restent pour y accomplir une activité. Or c'est une information utile pour évaluer la pression sur un lieu. Pour connaître ces activités, nous construisons des trajectoires de groupes d'animaux dans le chapitre suivant.

Chapitre 5 : Les trajectoires de groupes d'animaux construites à partir de données GPS

Dans ce chapitre 5, nous identifions les lieux fréquentés de manière privilégiée par les groupes d'herbivores en utilisant les données de suivi GPS. Ces appareils enregistrent des positions successives des groupes. Ces groupes, qui réalisent des déplacements dans l'espace au cours du temps, sont assimilés à des « Objets mobiles » (Dodge et al 2008). La partie I présente un état de l'art dédié aux objets mobiles et leurs déplacements. La partie II est consacrée à décrire la méthodologie suivie pour construire des trajectoires GPS des groupes d'animaux.

I. État de l'art sur les trajectoires

Tout d'abord, nous présentons l'historique des études sur le déplacement d'objets et leurs domaines d'application (§1). Nous nous focalisons sur les déplacements de groupes d'animaux et leurs différents objectifs (§ 2). Les objets d'intérêt sont, dans cette partie, des animaux, individuels ou en groupe, considérés comme des objets qui se déplacent sur l'espace. Le § 3 consiste à préciser les concepts d'« objets mobiles », de déplacements et de trajectoires. En § 4, nous présentons les modèles utilisés pour décrire les déplacements. Enfin, le § 5 décrit les analyses des déplacements de groupes d'animaux sous des aspects spatiaux (pour répondre à : où sont ces objets et par où passent-ils ?) et temporels (quand et à quelle fréquence ces objets reviennent-ils dans ce lieu ?). La figure B.5.1 illustre ces parties de l'état de l'art.

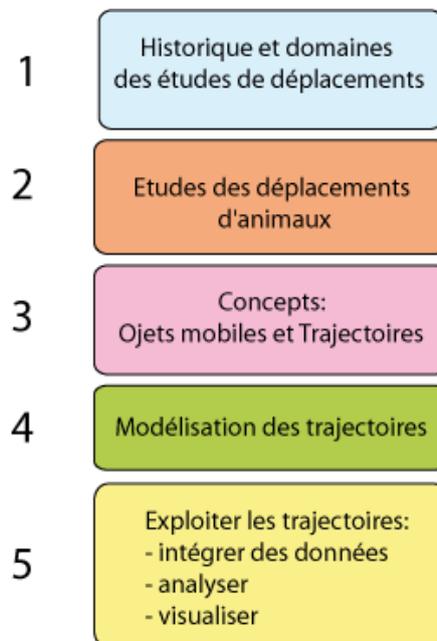


Fig B.5.1 : Les différentes parties de l'état de l'art

1. Historique et domaines des études des déplacements

a- *Le mouvement en physique*

Plusieurs mathématiciens philosophes ont tenté une définition du mouvement et ont contribué à la définition d'un système de référence aux mouvements, chronologiquement : Aristote, Galilée, Descartes, Newton et Leibniz. **Aristote** (dans *Physique* traduit par Pellegrin en 1999) définit le mouvement comme un « acte de la puissance en tant que telle » et explique que les phénomènes naturels s'organisent en phases de mouvements et de repos. Plus tard, au XVIIe siècle, **Galilée** établit plusieurs lois de mouvement : celle de la Terre autour du Soleil, celle décrivant le mouvement des objets en chute libre et celle de projectiles en mouvement dans le vide, les projectiles correspondant à des objets mobiles. Pour Galilée, tous les objets bougent et il n'établit pas de référence statique. **Descartes** au XVIIIe siècle a une vision mécanique du mouvement, en considérant non pas les causes mais la géométrie et les propriétés temporelles du mouvement. Il définit et formalise les mouvements rectilignes ou elliptiques d'objets. Cette discipline, l'étude du mouvement, est appelée cinématique. Une fois la nature du mouvement identifiée par la cinématique, il restait à **Newton**, au XIXe siècle, l'explication du mouvement dénommée dynamique. Il établit ainsi le concept de force pour identifier les causes du mouvement. Pour mener à bien son étude, il définit un temps absolu mesurable par n'importe quelle horloge et un espace absolu, qui existent en eux-mêmes, sans le phénomène de mouvement. Enfin, à la fin du XIXe siècle, **Leibniz** a une approche relative du temps et de l'espace, qui sont décrits par les relations entre objets. Les positions d'un objet mobile sont ainsi soit absolues et définies par des coordonnées dans l'espace, soit relatives c'est-à-dire définies par la distance ou la position par rapport à un autre objet. Pour des événements, ils sont soit mesurés par rapport au temps indiqué sur une horloge, c'est la chronologie, soit ordonnés, comme des événements historiques. Ces deux visions, absolues ou relatives, mettent en avant l'existence de deux références pour le temps et deux références pour l'espace. D'après (Langran 1992, Frank 1994, Beller 1991, Claramunt et Thériault 1996), les deux visions sont nécessaires dans les études environnementales pour appréhender les phénomènes spatiaux temporels.

b- *Les déplacements d'individus en géographie*

Hägerstrand (1970) est à l'origine de la **Time Geography**. Il s'agit d'un cadre général pour appréhender les déplacements d'individus, qui sont liés à leurs activités en fonction de leurs budgets-temps. La Time Geography met particulièrement l'accent sur les enchaînements de ces déplacements en fonction des contraintes d'accès aux lieux d'activités et l'ordre de réalisation de ces activités. Dans ce cadre, deux activités ne se déroulent pas en même temps.

La Time-Geography vise alors à décrire les déplacements possibles choisis par un individu en fonction de ses activités et de son environnement (Lenntorp 1976). Les activités constituent des arrêts pendant les déplacements (Hägerstrand 1985). La notion de « station » définit un lieu fixe, ou une portion d'espace, occupé pendant une certaine durée, entre deux déplacements. L'individu s'arrête dans une station et y effectue une activité. Une fois cette activité achevée, il réalise un déplacement pour rejoindre une autre station. Dans la Time Geography, la trajectoire d'un individu correspond à un ensemble d'arrêts, effectués aux stations, et de déplacements que cet individu effectue. Les stations dans les trajectoires quotidiennes sont les objets d'étude de Hägerstrand (1970).

Plusieurs échelles spatiales et temporelles peuvent être étudiées par la Time-Geography. Les déplacements effectués par les individus peuvent être quotidiens, annuels ou même se dérouler sur plusieurs années. Chaque événement qui compose l'existence de l'individu est alors ancré dans l'espace et le temps (Pred 1977). Une trajectoire est jalonnée de stations, dont l'étendue spatiale dépend de l'échelle temporelle d'observation : dans la trajectoire de vie d'un individu, sa ville de résidence est une station, tandis que dans sa trajectoire quotidienne, ce sont les lieux ou les bâtiments de la ville qui sont des stations (Pred 1977). On peut noter que plusieurs individus peuvent se rencontrer en fréquentant la même station pour réaliser la même activité.

Ce cadre d'étude a été adopté par d'autres chercheurs pour étudier les déplacements humains (Langran 1988, Peuquet 1994, Ott et Swiaczny 2001, Miller 2003, Yu 2004, Kwan 2004) et peut se généraliser à d'autres objets, comme les troupeaux d'animaux. Certaines notions ont été adaptées, par exemple la possibilité d'effectuer plusieurs activités sur un même lieu (Miller 2007).

c- Différentes thématiques : hommes, moyens de transport, animaux

De nombreux chercheurs étudient les mobilités d'individus humains. Plusieurs échelles spatiales et temporelles peuvent être considérées. Sur un temps long, à l'échelle d'une vie, la mobilité résidentielle consiste à référencer les lieux de changements de résidence (Epstein 2011). Chaque déplacement d'individu correspond alors à la distance entre l'ancien et le nouveau lieu de vie. Tous les déplacements résidentiels effectués sont référencés sous forme de séquences de lieux de résidence. Les mobilités peuvent être étudiées pour des thématiques particulières. Par exemple Iwase et Saito (2003) et Couillet et al. (2010) suivent les mobilités résidentielles de joueurs de football dans leurs clubs successifs. Sur un temps court, Hägerstrand (1970), Ellegard (1999), Mountain et Raper (2001), Mouza et Rigaux (2005), Miller (2007), Banos et Thévenin (2010), Christophe et al. (2010 b) et Sevtsuk et Ratti (2010) s'intéressent à la mobilité quotidienne, c'est-à-dire aux déplacements des individus au cours d'une journée dans une ville ou, au moins, à une échelle spatiale locale. Les journées s'organisent autour de lieux d'activités typées comme le lieu de travail, la maison ou des lieux de loisirs. Ces lieux sont identifiés comme étant fréquentés de façon répétitive (Miller 2007). Les données de mobilité proviennent soit d'enquêtes sur une partie de la population (Thériault et al. 2002), soit de suivis de localisation de certaines personnes, réalisés par téléphone portable (González et al. 2008), par GPS (Christophe et al. 2010 a), par radar (Bruderer et Liechti 1998, Govaere et al. 2008) ou par Bluetooth (Versichele et al. 2010). A une échelle spatiale, encore plus fine, Klein et al. (2011) et Banos et Thévenin (2008) étudient les déplacements de piétons dans les rues ou les places importantes d'une ville, pour mettre en évidence les lieux peu accessibles. De la même façon, Wood et Galton (2010) ont analysé les déplacements de coureurs pendant une course à pied grâce à leurs montres GPS, tandis que Bogorny et al. (2010) et Olteanu et al. (2011) représentent les flux de touristes dans les points d'intérêts d'une ville.

Une autre thématique, souvent abordée dans une perspective d'analyse par la Time-Geography, est centrée sur les moyens de transports, en particulier les voitures (Giannotti et Pedreschi 2008, D'Este et al. 1999, Manley et al. 2011, Gidofalvi et Moran 2010), le taxi et plus généralement le transport à la demande (Josselin et al. 2006), le bateau (Etienne et al. 2010, Claramunt 2010) ou l'avion (Gariel et al. 2011). Ces objets mobiles sont beaucoup étudiés car ils sont en lien direct avec les mobilités quotidiennes. D'ailleurs, les enquêtes de mobilités humaines prennent en compte les différents

moyens de transport utilisés pour chaque déplacement, par exemple l'individu interrogé précise « mon trajet entre la maison et le travail est effectué en vélo ». Étudier les moyens de transport a souvent pour but d'améliorer leur efficacité, en termes de trafic, de vitesse, de coût ou de sécurité, et d'optimiser le déplacement et les flux d'objets mobiles. En conséquence, les outils mis au point concernent la quantification du trafic (Dodge et al. 2011 b) ou la détection d'incidents (Etienne et al. 2010, Manley et al. 2011). On remarque que ces objets s'appuient sur un réseau pour se déplacer (Güting et al. 2006) : le réseau routier, les couloirs de navigation aérienne, les canaux ou les chenaux empruntés par les bateaux sur les fleuves ou en mer.

Une troisième famille d'applications concerne le déplacement d'animaux, suivis par GPS. Ces dispositifs étudient soit des individus animaux (Laube et Purves 2006, Brillinger et al. 2004, Calenge 2005) soit des groupes d'animaux (Enguehard et al. 2011, Gudmundsson et Van Kreveld 2006, Baubet et al. 2007). Il s'agit le plus souvent de délimiter les domaines vitaux des animaux dans différents milieux – l'eau, l'air ou sur terre – pour comprendre leur occupation de l'espace. Ici, les individus sont libres de se déplacer dans l'espace et ne s'appuient pas sur un réseau particulier. Nous nous situons dans cette branche, que nous détaillons par la suite (partie B de l'état de l'art).

Enfin, d'autres phénomènes sont suivis dans leurs déplacements : les phénomènes naturels comme les ouragans (Dodge et al. 2011 a) ou les localisations des foyers des tremblements de terre (Hashemi et Alesheikh 2011). Ces phénomènes sont mesurés grâce, respectivement, à des images météorologiques ou des sismographes. Par ailleurs, Çöltekin et al. (2010) et Li et al. (2010) étudient les mouvements des yeux lors de la lecture d'un document, mesurés par des capteurs optiques appelés oculomètres.

2. Études des déplacements d'animaux

Les études de déplacement d'individus s'inscrivent dans l'approche lagrangienne de la cinématique des objets (Turchin 1998, Lanco Bertrand 2005). Pour obtenir ces données, il faut effectuer des relevés sur les mouvements de ces individus. Nous détaillons les différentes techniques de suivi en partie a. En plus de recenser les individus présents dans une zone, l'acquisition des données de déplacements permet de stocker et de partager les données (partie b), d'identifier les habitats des espèces (partie c) ou leurs habitudes de déplacements (partie d). En écologie, on parle souvent de **trajectométrie** pour désigner les études de déplacements d'animaux (Lanco Bertrand 2005).

a- Les méthodes de suivi d'animaux

Historique du suivi d'animaux

Les protocoles mis en place pour suivre les animaux étaient à l'origine des systèmes de capture d'un animal, son marquage (par des marques au corps), puis sa recapture quelques jours ou quelques mois plus tard (Fattebert 2005). Ce système permet de connaître les lieux initial et final des captures et donc d'en déduire des présences de l'animal dans un certain habitat. Mais le chemin réel, emprunté par l'animal entre ces deux lieux, n'est pas connu avec cette technique.

Pour connaître ce chemin, des relevés de passage ou de présence des animaux dans les lieux intermédiaires sont nécessaires. Dans les années 50, un travail précurseur fut celui de Carr (1963) : il suivait les déplacements de tortues grâce à des ballons gonflés d'hélium liés aux animaux (voir figure B.5.2). Son objectif était de savoir si les tortues migraient ou pas. Les tortues ont été équipées par la suite, en 1990, d'appareils GPS ou Argos, flottants, attachés par un fil à leur patte et qu'elles devaient traîner. Cependant, ces appareils ne permettaient pas d'enregistrer de longs chemins, la batterie étant de courte durée, et les points acquis n'étaient pas enregistrés de manière fréquente (Priede et French 1991).

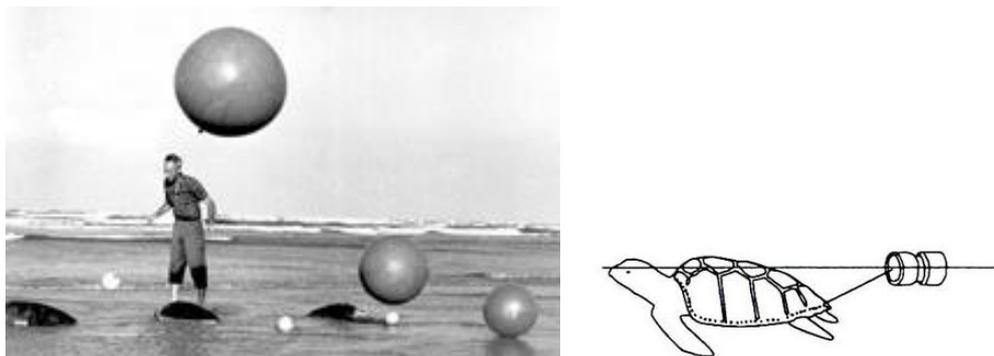


Fig B.5.2 : Les techniques de suivi de tortues :
A gauche, des ballons gonflés à l'hélium en 1963, Source : (Lohmann et al. 2008) ;
A droite, un GPS attaché à la tortue, Source : (Priede et French 1991)

Les suivis par satellites : Argos et GPS

Il existe trois moyens pour localiser les animaux à distance: le radiopistage (appelé aussi télémétrie ou radiotracking) et les systèmes utilisant les satellites, Argos et GPS.

Le radiopistage s'appuie sur des émetteurs radios (sur une bande « VHF¹⁰ ») que portent les animaux. Ces émetteurs envoient des ondes radios à des récepteurs, portés par des observateurs ou fixés à des postes d'observation. L'animal est alors localisé par triangulation du signal : deux récepteurs ayant des localisations connues fournissent les directions de l'émission du signal (White et Garrott 1990, Rodgers et Anson 1994). Ce signal est reçu à une distance d'environ 10 km.

Argos et GPS s'appuient tous les deux sur des satellites pour calculer des positions : les satellites NOAA¹¹ pour Argos et GNSS¹² pour le GPS. Chronologiquement, le premier système à avoir vu le jour a été Argos, dans les années 1980. Le calcul de la localisation sur Argos est effectué en s'appuyant sur l'effet Doppler entre l'émetteur (l'appareil) et le récepteur (le satellite) du signal : on note un changement de fréquence de longueur d'onde qui a lieu quand la source de vibration et le récepteur bougent l'un vers l'autre (Argos System 2011). A l'origine, les balises Argos servaient à repérer les

¹⁰ Very High Frequency

¹¹ National Oceanic and Atmospheric Administration

¹² Global Navigation Satellite System

bateaux et les bouées car elles étaient résistantes à l'eau de mer. Aujourd'hui, le système Argos est dédié à l'étude et la protection de l'environnement (CNES 2009). Ce système est également utilisé pour suivre des phénomènes de marée ou de courant et sert toujours à localiser des bouées et des bateaux. Dans les années 1990, le système GPS s'est développé commercialement. Sa diffusion auprès du grand public, dans les voitures ou les téléphones, a permis de réduire son prix. L'avantage du GPS est de fournir des données plus précises spatialement que le système Argos : une précision d'une dizaine de mètres au lieu d'une centaine de mètres.

De nos jours, les différentes techniques se combinent dans les émetteurs posés sur les animaux. Par exemple, la radiométrie existe toujours sur les systèmes utilisant les satellites pour des raisons de sécurité et de coût. En effet, moins gourmande en batterie, le signal radio continue à être émis quand les systèmes électriques nécessaires à une communication satellite ne fonctionnent pas, ce qui permet de retrouver l'animal (ou le bateau naufragé) et le matériel. En 2001, les émetteurs Argos sont également équipés de GPS pour améliorer leur précision (Biggs et al. 2001). On estime aujourd'hui que seulement 1300 animaux sont suivis par le système Argos, ce qui représente 20% des émetteurs du système Argos (CNES 2009), les autres étant les bateaux ou les bouées.

Les appareils Argos ou GPS ont d'abord été testés sur des caribous. Dans cette première expérimentation, l'ensemble du système, GPS et batterie, pesait environ 2 kg. Puis, la miniaturisation de ces appareils, d'au moins 50% de la taille et du poids de l'animal, a permis de suivre les animaux marins, les oiseaux et les insectes (comme un papillon de moins d'un gramme et équipé d'un système de radiopistage miniature en figure B.5.3).



Fig B.5.3 : Un papillon équipé d'un radio émetteur. Source (Laube 2011)

Ces appareils sont directement portés par l'animal : par exemples, ils sont attachés à la carapace des tortues ou sur le cou d'un sanglier grâce à un collier servant à fixer le système GPS (Baubet et al. 2004). Cependant, plus un système est petit, moins la batterie est grande et moins sont stockées. Aujourd'hui, un appareil GPS avec ses batteries pèse au minimum 70 g et peut enregistrer 400 positions. Les plus gros pèsent 1 kg et enregistrent 9 000 positions (Rodgers 2001). Le prix d'un appareillage GPS dépend de sa marque et de l'animal suivi. Ainsi, le prix moyen est d'un collier 3500 euros¹³ (Arthur et Schwartz 1999). De nos jours, les animaux de compagnie peuvent aussi être suivis par des colliers GPS pour une centaine euros, mais les localisations ne sont pas stockées, elles sont transmises par wifi à un téléphone (Landry 2011).

¹³ Il existe plusieurs compagnies fabricant ces colliers, parmi lesquelles ATS, Telemetry Solutions (Etats-Unis), Lotek (Canada) ou Africa Wildlife Tracking (Afrique du Sud).

Les systèmes GPS ne fonctionnent que si le milieu permet une bonne réception des signaux émis par les satellites. Ainsi, certains animaux ne peuvent pas être suivis par Argos ou GPS : ceux dont l'habitat se trouve dans une forêt dense ou sous la terre. En effet, la canopée de la forêt ou l'épaisseur de la terre empêchent la réception du signal émis par les satellites et donc le bon fonctionnement du GPS (North et Reynolds 1996). Dans l'eau, les systèmes Argos sont privilégiés car ils sont résistants. Les profondeurs peuvent être calculées et les trajectoires identifiées jusqu'à 200 mètres sous la surface (Myers et al. 2006).

b- Plateformes de recensement et stockage de données animales

Movebank¹⁴ est une plateforme libre pour intégrer, visualiser et télécharger des données de suivi animalier. Movebank intègre des suivis réalisés partout dans le monde et par différents moyens : GPS, Argos, Capture - Recapture en identifiant les bagues des individus et photographies d'animaux en des lieux précis. La figure B.5.4 présente la plateforme d'accueil de Movebank : sur un fond de carte Google Maps, les localisations des projets sont visualisés par des points, sur lesquels un zoom est possible pour y voir les déplacements d'animaux. Un panneau déroulant à gauche permet de sélectionner directement les animaux choisis.



Fig B.5.4 : La plateforme Movebank. Source <http://www.movebank.org/>

Le fichier de suivi à intégrer dans la plateforme est du type : identifiant, date, heure, latitude, longitude, métadonnées de la méthode de suivi. Ces points successifs sont reliés par des segments qui représentent la trajectoire (Carbone et al. 2005). La figure B.5.5 présente le déplacement d'une

¹⁴ Movebank (<http://www.movebank.org/>) est un projet initié en 2007 par le musée de New York, l'Institut d'Ornithologie Max Planck et le centre d'informatique de San Diego.

oie (aller et retour) du 6 avril au 15 octobre 2008 suivie grâce à un récepteur GPS. Ce déplacement est orienté grâce à l'utilisation de flèches sur le déplacement. Ces données peuvent ensuite être analysées par des indicateurs simples, comme le temps de voyage ou la distance totale parcourue.



Fig B.5.5 : La trajectoire d'une oie dans Movebank. Source <http://www.movebank.org/>

Une autre plateforme connue est développée par le projet SeaTurtle¹⁵, soutenu par différentes organisations de protection des tortues. Son objectif est de visualiser des trajectoires d'animaux, issues de projets de recherche. Plus de 200 000 points GPS sont stockés dans une base, correspondant à plus de 3 000 animaux (Coyné et Godley 2005). La figure B.5.6 présente les localisations successives prises par un phoque, Idefix. Sont également indiqués le nombre de jours passés au large (symboles d'une certaine couleur) et les dates de chaque localisation (étiquette).

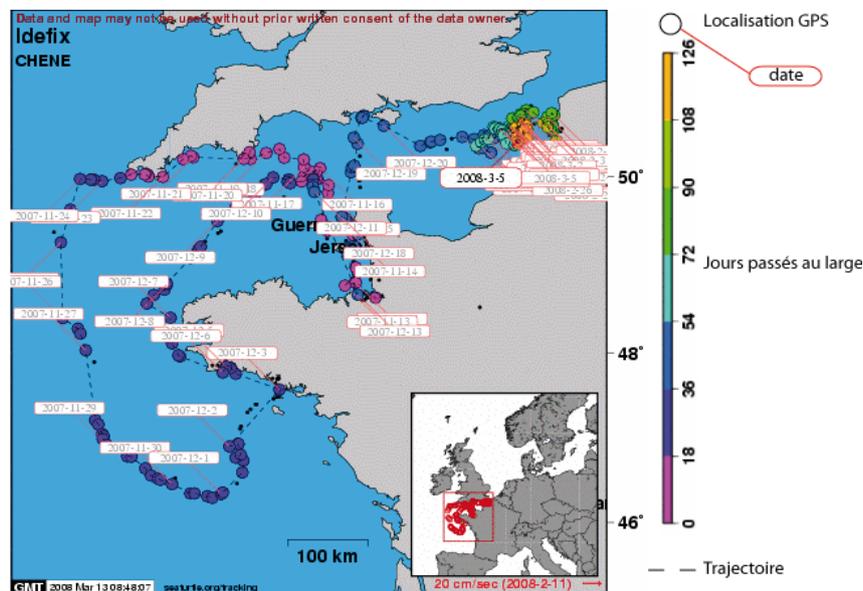


Fig B.5.6 : Une trajectoire de phoque suivie par Wildlife Tracking, financé par SeaTurtle. Source <http://www.wildlifetracking.org/>

¹⁵ <http://www.seaturtle.org/>

Ces plateformes proposent des outils intégrés de visualisation et d'analyse des déplacements

c- Analyse des zones d'habitat

Par ailleurs, de nombreux chercheurs (Calenge 2005, Baubet et al. 2007) posent des colliers GPS sur les animaux pour déterminer l'emprise de leur habitat, donc leurs domaines vitaux (et « Home range » en anglais), puis étudier comment un animal occupe un espace. Pour rappel, le domaine vital est la zone traversée et utilisée par un individu dans ses activités normales, c'est-à-dire la recherche de nourriture, le repos ou l'élevage des jeunes. Ces zones, dont l'emprise peut varier selon les périodes de temps considérées, fournissent des indications sur l'utilisation de l'espace par les animaux (Fortin et al. 2005) et leurs préférences spatiales. Brillinger et al. (2004), Calenge (2005) Nivois et al. (2009), Steiniger et al. (2010) et Delattre (2010) utilisent diverses méthodes de délimitation spatiale des domaines vitaux à partir des points GPS acquis, empruntées aux SIG. Citons quatre de ces méthodes D'abord, des buffers autour des points GPS ou des lignes reliant ces points peuvent être créés. L'intersection spatiale de ces buffers fournit une limite spatiale des zones sur lesquelles l'animal est passé. Une autre délimitation possible est l'enveloppe convexe minimale, c'est-à-dire le plus petit ensemble convexe contenant tous les points (illustrée à gauche de la figure B.5.7). Ces deux méthodes contiennent la totalité des points et correspondent donc bien à la définition du domaine vital. Cependant, une indication de la densité de ces points reflèterait une préférence de la fréquentation des lieux. Dans cette optique, deux autres méthodes semblent adaptées : enveloppe convexe locale, ensemble convexe pondéré par la proximité des points (Tricot 1999), et la méthode du noyau (ou Kernel) qui représente une fonction de densité de probabilité de présence de l'animal. Calenge (2005) appelle cette fonction la distribution d'utilisation et précise que le domaine vital est délimité par la surface incluse dans le contour de cette fonction, tel que le volume compris dans le contour représente un certain pourcentage du volume total. Pour des applications de suivi animalier, ce pourcentage est habituellement fixé à 95% (Westrelin 1993), signifiant que l'animal a 95% de chances d'être présent dans cette surface. Comme le montre la figure 3.1.7, le Kernel à 95% définit un domaine vital plus petit qu'une enveloppe convexe, du fait qu'il se base sur la densité des points.

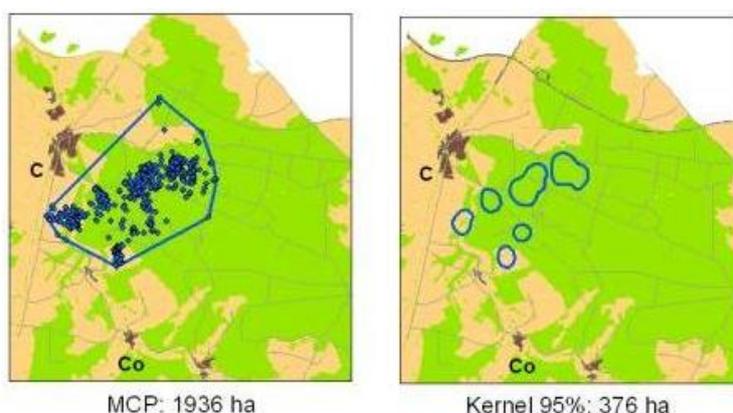


Fig B.5.7 : Le domaine vital d'un sanglier calculé par deux méthodes : MCP pour Minimum Convex Polygon (enveloppe convexe) et Kernel 95%, Source (Nivois et al. 2009)

d- Analyse de la forme des déplacements d'animaux

Enfin, le troisième objectif d'étude des déplacements d'animaux concerne la forme des déplacements et la mise en place d'indicateurs pour la caractériser. Ces indicateurs diffèrent selon le moyen de déplacement des animaux : ils peuvent bouger sur un plan horizontal, même si ce plan peut être vallonné (et donc l'animal suit les variations du relief) ou choisir leurs localisations en trois dimensions en utilisant également le plan vertical. Ainsi les oiseaux ou les poissons ont un degré de liberté supérieur aux animaux terrestres. Les études sur les déplacements décrivent ces deux possibilités de déplacements.

Déplacements Verticaux

Les déplacements verticaux sont effectués par les animaux marins, qui descendent sous l'eau, et les oiseaux, qui volent plus ou moins haut. En considérant les déplacements sous l'eau, Mefteh et al. (2009) ont étudié les récurrences de formes de plongeurs de phoques, qui passent par des paliers à certaines profondeurs tandis que Myers et al. (2006) se sont intéressés aux profondeurs atteintes par des tortues en fonction du temps (figure B.5.8).

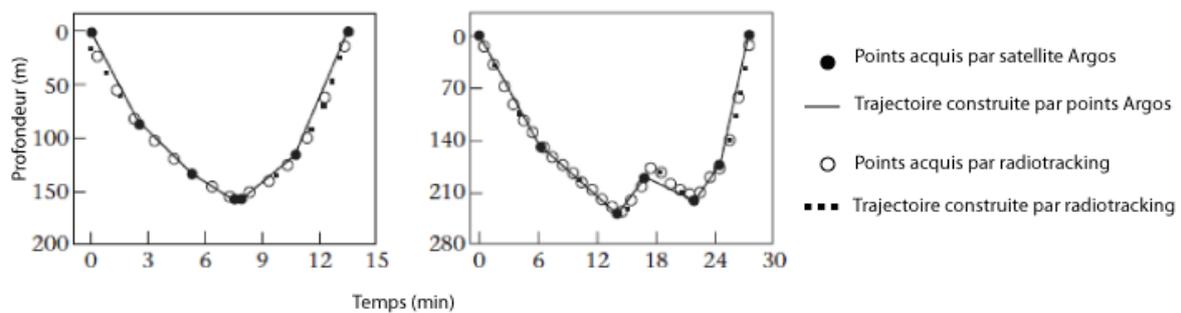


Fig B.5.8 : Deux profils de plongeurs de tortues. Source (Myers et al. 2006)

Pour étudier les déplacements effectués dans l'air, Bruderer et Liechti (1998) et Govaere et al. (2008) évaluent les comportements des oiseaux à partir de leurs hauteurs de vol d'oiseaux, évaluées grâce à des échos radar. La figure B.5.9 à gauche fournit un exemple de l'application de l'écho et des différences de hauteurs de vol par jour d'un oiseau. Cette hauteur de vol est fonction des activités réalisées, des espèces, des heures et de la saison (Elkins 1996).

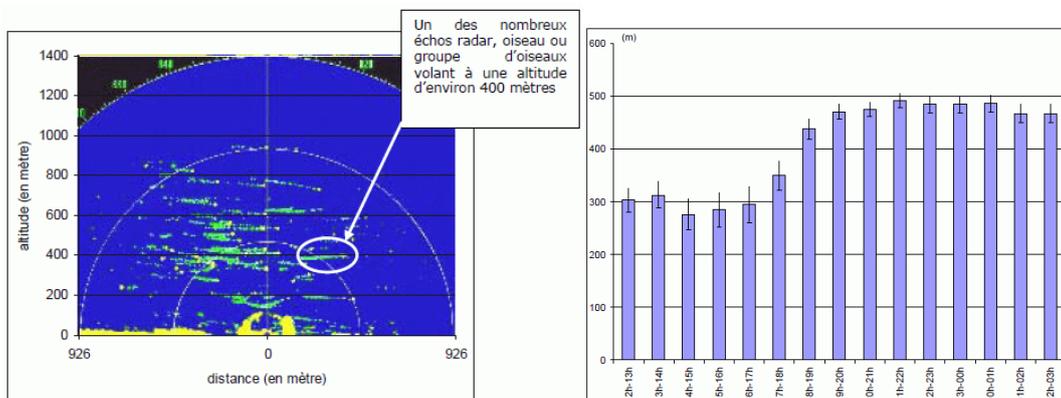


Fig B.5.9 : A gauche : écho radar indiquant des hauteurs de vol ; A droite : Hauteurs de vol d'un oiseau par heures. Source (LPO-BIOTOPE 2008)

Déplacements horizontaux

Laube et al. (2004) et Weaver (2008) proposent d'utiliser des calculs de distance, vitesse et direction de trajectoire pour décrire les déplacements de porcs épics, grâce à leur algorithme appelé REMO. Ces indicateurs sont calculés pour chaque point enregistré par GPS. La figure B.5.10 présente la visualisation de ces déplacements. Les points sont colorés de jaune à rouge : plus ils sont rouge, plus leur vitesse est élevée. De plus, la direction du déplacement du porc épique aux points est indiquée par une flèche. La visualisation de ces indicateurs sur une interface permet de repérer des récurrences spatiales dans les déplacements de porc épique.

Ces mêmes chercheurs définissent la sinuosité comme un ratio entre la longueur totale du chemin parcouru par l'animal et la longueur du chemin à vol d'oiseau. Cette définition est empruntée à Benhamou (2004) qui se sert de la sinuosité pour repérer des périodes de déplacement de tortues, au sein du même domaine vital, en particulier : les périodes de marche aléatoire pendant lesquelles l'animal réalise un déplacement intensif, ou des périodes de déplacement extensif pendant lesquelles l'animal marche droit pour changer rapidement de domaine vital.

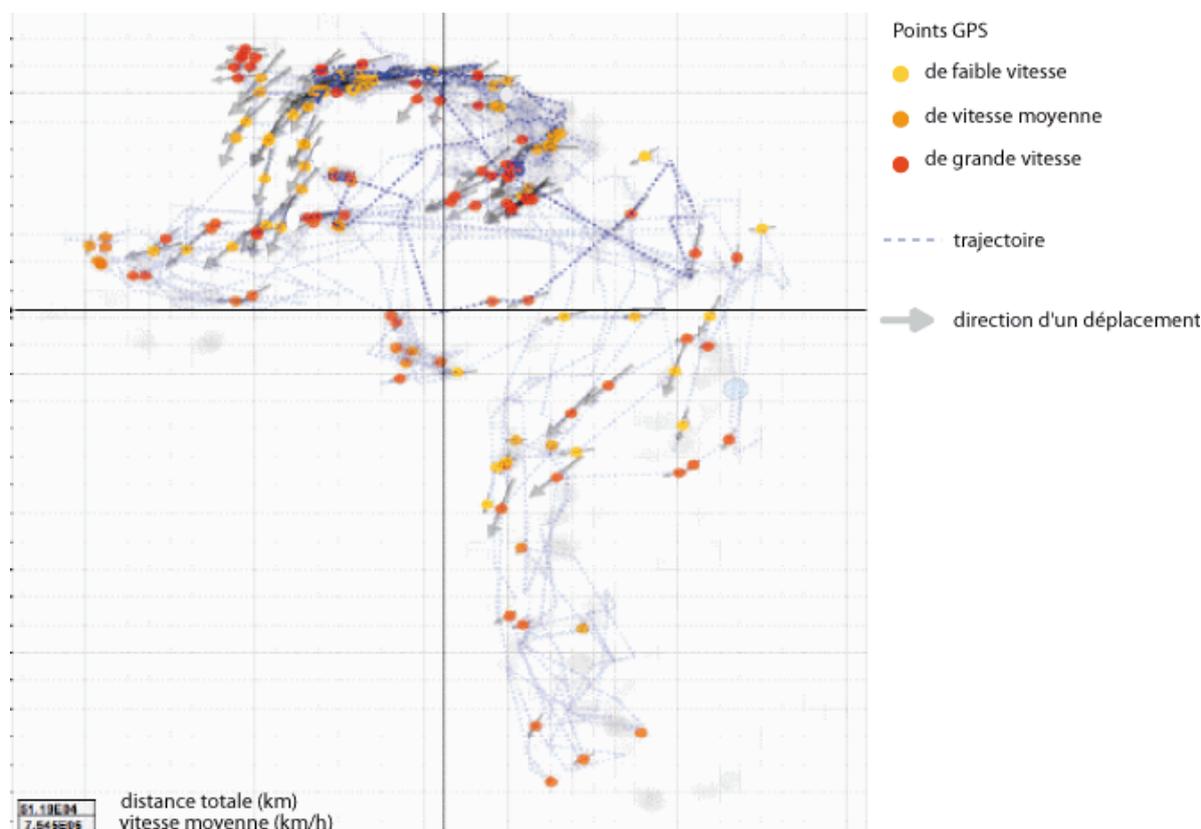


Fig B.5.10 : Visualisation de déplacement de porcs épics et des indicateurs de vitesse, orientation et sinuosité. Source : (Weaver 2008)

Ces analyses mettent en évidence des formes de trajectoires selon les espèces animales étudiées :

- Les espèces ont des capacités intrinsèques de déplacement, certaines sont très mobiles tandis que d'autres sont sédentaires, et se servent de différents modes de déplacements en fonction de leur milieu, le vol, la nage, le plongeon ou la course ;

- certaines espèces migrent en passant d'un domaine vital à un autre, puis font le chemin inverse. D'autres, n'utilisent qu'un seul domaine vital ;
- certaines espèces ont une « maison », un lieu fréquenté tout les jours. C'est le cas des animaux qui ont des terriers. Les autres vivent tout le temps dehors ;
- certaines espèces se déplacent en groupe comme les herbivores, les insectes, les oiseaux ou les poissons et même les loups, alors que d'autres préfèrent la solitude, comme les prédateurs ou les renards.

Enfin, les écologues étudient également la fragmentation des habitats d'animaux – autrement dit le morcellement en différents îlots (Paillat et Butet 1994) – par des constructions humaines (routes, maisons) et comment les déplacements sont choisis par les animaux en fonction des présences de ces constructions et des éléments topographiques (rivières par exemple). Forman et Godron (1986), Jolivet et al. (2011) superposent visuellement les déplacements d'animaux et ces éléments topographiques. La figure B.5.11 montre six déplacements de renards, quatre mâles et deux femelles, autour de villes aux Etats-Unis. Cette superposition cherche à déterminer si les éléments topographiques sont des barrières ou au contraire des couloirs naturels aux déplacements.

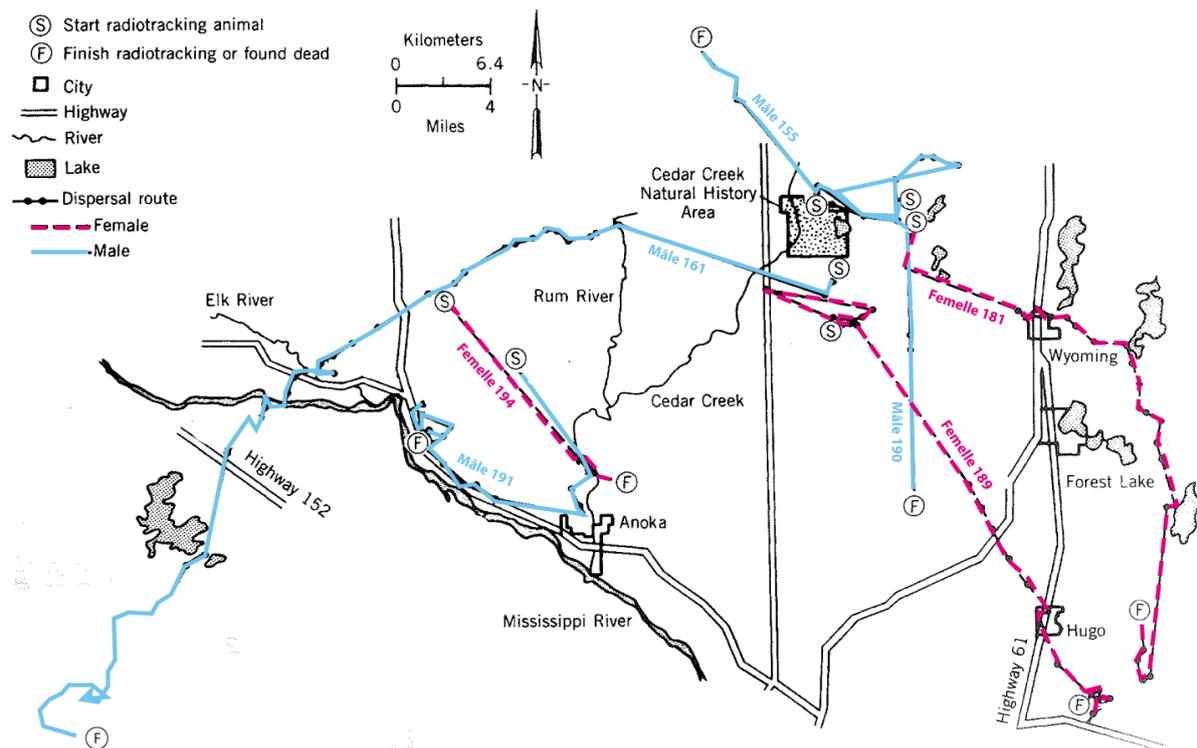


Fig B.5.11 : Trajectoires de renards dans des villes américaines. D'après (Forman et Godron 1986)

3. Notions liées au déplacement : objets mobiles et trajectoires

Pour étudier les déplacements d'animaux, on considère les groupes d'animaux comme des objets géographiques qui bougent dans l'espace ; ce sont des objets mobiles. Il s'agit alors de décrire et d'analyser les déplacements des objets mobiles représentant les groupes d'animaux.

a- Les objets mobiles en mouvement

Les objets sont dits **mobiles** s'ils répondent à plusieurs conditions :

- 1) ils ont une petite emprise spatiale, autrement dit une petite taille, ce qui les rend discrets dans l'espace à notre échelle d'observation (Laube et al. 2004). Le plus souvent, un objet mobile est représenté par un point sur une carte à l'instant t.
- 2) ils changent de position spatiale pendant une certaine période de temps, tout en considérant leur état comme stable au cours de leur mouvement (Pfoser et Theodoridis 2003, Andrienko et al. 2011, Dodge et al. 2008). Ainsi leurs changements en taille et forme sont négligés.
- 3) même quand ils passent par une phase statique, on les considère comme mobiles, puisqu'ils ont une « possibilité », une « potentialité » de déplacement (Levy 2004). Levy définit ainsi la mobilité par « ce n'est pas seulement le déplacement, c'est aussi la possibilité, la potentialité, la virtualité de déplacement. Nous sommes impliqués dans le mouvement même lorsque nous sommes arrêtés ».

Un **mouvement** est, par cette définition, un changement géométrique, concernant la position spatiale, d'un objet mobile au cours du temps (Lenntorp 1976, Andrienko et al. 2011). Ce mouvement peut être décrit par différentes caractéristiques qu'il est possible de mesurer : vitesse, accélération, direction, distance parcourue (Dykes et Mountain 2003, Laube et al. 2007, Dodge et al. 2009). Un **déplacement** est la résultante des mouvements et correspond à tous les changements de position dans une période de temps.

D'après Miller (2003), l'étude d'objets mobiles est un champ de recherche émergeant dans les SIG. Nous avons vu dans la partie précédente qu'ils sont en effet étudiés dans de nombreux domaines scientifiques, sciences humaines, transports ou écologie. Même si les objets mobiles peuvent concerner des objets de nature différente (des hommes, des moyens de transport, des animaux ou d'autres phénomènes), les notions liées à leurs déplacements sont les mêmes.

b- Le déplacement : une trajectoire, une trace ou un chemin ?

Malgré la diversité des thématiques des objets mobiles, il existe un vocabulaire dédié pour qualifier et décrire les déplacements.

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe précédent, le mouvement d'un objet mobile concerne son changement de position spatiale entre deux pas de temps, tandis que le déplacement est la résultante des mouvements, qui correspond à tous les changements de position dans une période de temps comprenant plusieurs pas de temps. Ces deux notions sont définies dans l'espace et le temps.

En physique, les termes de mouvement, déplacement et trajectoires sont sémantiquement proches et servent tous à décrire le chemin emprunté et le rythme de l'objet. On parle ainsi de « mouvement linéaire » ou « curviligne » entre deux points. Pour éviter les confusions, ces termes doivent être définis à différents niveaux en théorie et selon d'autres chercheurs, ce qui nous conduit à préciser le vocabulaire que nous avons adopté dans le cadre de la thèse.

La trajectoire

La trajectoire : un terme générique

Pour Lenntorp (1976) et Spaccapietra et al. (2008), une trajectoire est un ensemble de changements continus (ou presque) dans l'espace et le temps. En plus de la dimension spatiale, la trajectoire inclut alors une dimension temporelle. Par cette définition, une trajectoire est équivalente à un déplacement.

Le problème est que derrière ce terme de « trajectoire » se cachent différents objets d'analyse. En effet, il peut s'agir d'un ensemble de points qui correspondent aux positions successives de l'objet mobile, d'un chemin spatio-temporel pris par l'objet ou d'un ensemble d'arrêts et de déplacements à la manière de la Time Geography. La figure B.5.12 présente les différents objets « trajectoire » trouvés dans la littérature, au nombre de quatre et dessinés sur la gauche. En gras est présentée la dénomination de l'objet que nous avons adoptée. Sous ces termes en gras, figurent les appellations du même objet utilisées par d'autres chercheurs. Parfois les différents termes désignant le même objet sont en décalage sémantique, ce qui peut être lié au contexte de l'étude. Chaque objet est détaillé après la figure.

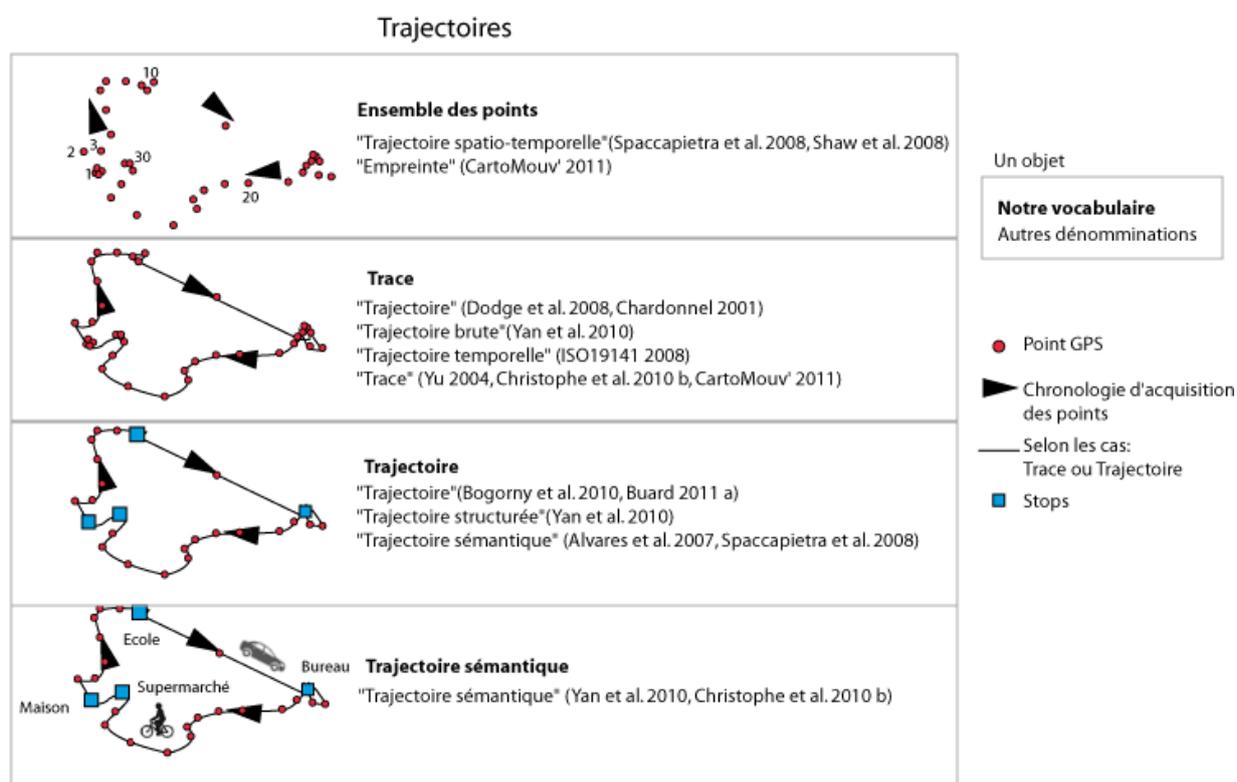


Fig B.5.12 : Les différentes appellations des trajectoires

Un ensemble de points :

Nous appelons l'**ensemble des points** l'ensemble des positions successives prises par l'objet dans son déplacement. Si le moyen d'acquisition est le GPS, alors nous spécifions : l'ensemble des points GPS. Les points sont les enregistrements des mouvements d'un individu dans l'espace et le temps (Shaw et al. 2008, Pfoser et Theodoridis 2003). Ces points sont donc discrets dans l'espace et le temps (Devogele 2009 a) et ils segmentent la trajectoire.

Pour Spaccapietra et al. (2008) et Palma et al. (2008), ces points, qui sont ordonnés temporellement et qui représentent les positions de l'objet mobile considéré, forment directement la trajectoire.

Un chemin liant les points : La trace

Nous définissons la **trace** comme le chemin qui relie les points successifs acquis. La trace fournit également une indication temporelle par les vitesses de déplacement de l'objet. En effet, la vitesse entre deux points successifs est le rapport entre la distance entre ces points et la fréquence d'acquisition, qui est connue et fixe sur une période. La vitesse est donc directement fonction de la distance entre les points successifs. Ainsi des points successifs proches dans l'espace forment des segments de trace de petite taille, qui sont parcourus avec une faible vitesse, tandis que des points éloignés forment un grand segment de trace dont le parcours est effectué rapidement. La trace est donc un objet spatiotemporel. Si le moyen d'acquisition est le GPS, alors nous spécifions : « la trace GPS ». Pour passer d'une représentation par points à un chemin et donc une représentation continue des trajectoires, une fonction d'interpolation est indispensable pour estimer l'emplacement d'un objet entre deux positions connues (Devoegele 2009 b). La ligne tracée est incertaine et ne correspond pas au chemin réel pris par l'objet mobile, mais elle s'en rapproche. Il existe ainsi des différences entre la trace au sol laissée par l'objet mobile de manière continue comme des pas dans la neige (Nams et Bourgeois 2004) – , appelée trace réelle et la trace issue d'une interpolation à partir de l'acquisition discrète de points (appelée trace estimée). En effet, la trace réelle se rapproche d'un chemin : un objet spatial, sans indication temporelle mais précise spatialement, tandis que la trace estimée est spatio-temporelle mais incertaine (voir figure B.5.13).

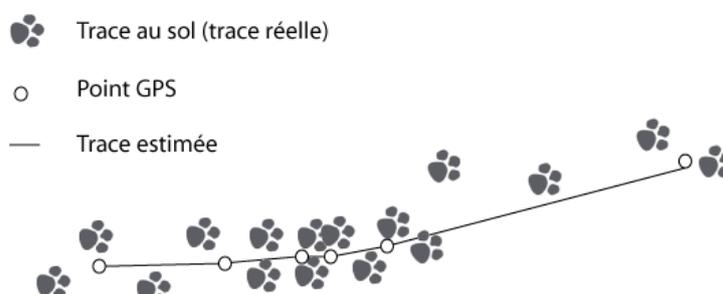


Fig B.5.13 : Trace réelle et trace estimée

Wolfson et al. (1998), Dodge et al. (2008), Giannotti et Pedreschi (2008) appellent directement cette trace une trajectoire. Chardonnel (2001) ajoute les points à cette définition : une trajectoire est « l'ensemble des positions et déplacements concrets qu'effectue un individu dans l'espace-temps ». Les objets géographiques d'analyse sont donc les chemins (autrement dit la trace spatiale), la vitesse dans ces chemins (la trace temporelle) et les points, situés sur les chemins. (Yan Z. et al. 2010) nomment ce chemin spatio-temporel une « trajectoire brute », tandis que (Yu 2004, Christophe et al. 2010 b) l'appellent également « une trace ».

Un ensemble d'arrêts et de déplacements : La trajectoire

Nous définissons la **trajectoire** comme l'ensemble des arrêts et des déplacements effectués par l'objet mobile. La trajectoire distingue donc les périodes correspondant à une vitesse nulle et les

périodes de déplacements réels. Elle résulte donc d'une analyse de la trace. C'est un objet spatio-temporel.

Les définitions précédentes de trajectoires – l'ensemble des points et la trace - ne prenaient pas en compte la dimension temporelle pour classifier les différentes périodes de déplacement. Palma et al. (2008), Bogorny et al. (2010), Buard (2011), s'appuient sur les vitesses de segments de trajectoires, c'est-à-dire le déplacement entre deux points, pour repérer les arrêts, appelés également les stops, et les déplacements effectifs. Une trajectoire peut donc être découpée par l'ensemble des arrêts et des déplacements, comme pour la Time-Geography. Par cette définition, le déplacement est une sous partie de la trajectoire : le moment où l'objet mobile se déplace réellement en changeant de position. Les arrêts sont les moments où l'objet mobile est statique ou presque. Cette définition nous permet de hiérarchiser les notions de trajectoire, déplacement et mouvement, en figure B.5.14.

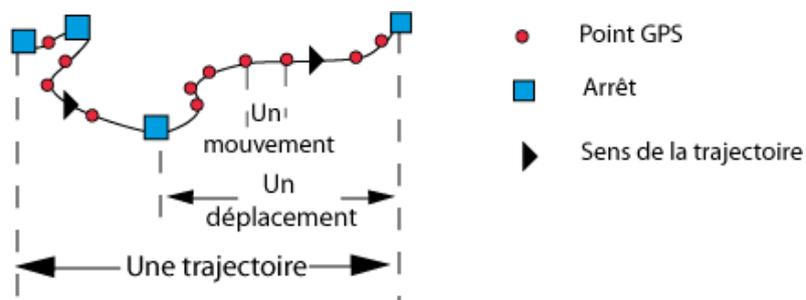


Fig B.5.14 : La hiérarchie : trajectoire, déplacement, mouvement

Yan et al. (2010) qualifient cette trajectoire de structurée, à savoir structurée par les vitesses entre deux points. Spaccapietra et al. (2008), Alvares et al. (2007) la nomment trajectoire sémantique, et n'est pas à confondre avec la trajectoire décrite dans la partie suivante. Pour eux, la sémantique est un changement de vitesse dans la trajectoire.

Ajout d'une sémantique

Nous appelons **trajectoire sémantique** la trajectoire constituée de l'ensemble des arrêts et des déplacements effectués par l'objet mobile, sur laquelle s'ajoutent des informations sémantiques, par exemple le contexte, le mode de déplacement ou la motivation.

Cette définition est dérivée de (Yan et al. 2010, Christophe et al. 2010 b) qui ajoutent des informations sémantiques supplémentaires sur les arrêts et les déplacements pour donner un sens à leurs trajectoires. En fonction de la thématique de l'étude, il peut s'agir du mode de transport sur les déplacements ou les activités réalisées sur les lieux d'arrêts (comme travail, école, sport), ou même l'environnement dans lequel les individus s'arrêtent (comme parc, rue, bâtiment) (Pfoser et Theodoridis 2003). L'ajout d'informations sémantiques nécessite préalablement d'avoir identifié les arrêts et les déplacements d'une trajectoire, donc ses éléments structurants. Puis, il faut ajouter un sens à ces éléments. Cette représentation est appelée trajectoire sémantique et se rapproche des trajectoires naïves de Spaccapietra et al. (2008) puisque les activités y sont référencées. Les méthodes d'ajout d'informations sémantiques font appel à des connaissances interdisciplinaires (Fayyad et al. 1996).

Les notions spatiales

Spatialement, il existe plusieurs notions pour désigner l'endroit, c'est-à-dire le passage dans l'espace qu'emprunte un objet mobile dans son déplacement sans considérer sa temporalité. Une trajectoire passe par un « chemin » selon Parent et al. (1997), un « itinéraire » selon Karrat et al. (2008) ou un « trajet » (Zeitouni et al. 2011). Olteanu et al. (2011) et Etienne et al. (2009) estiment que l'itinéraire correspond au tracé spatial prévu avant de réaliser le déplacement tandis que le chemin est effectivement emprunté par l'objet mobile. Ces deux notions peuvent être décalées dans l'espace. Etienne et al. (2010) ajoutent que l'itinéraire est une séquence ordonnée de lieux par lesquels la trajectoire est prévue de passer.

Suite à ces différentes dénominations de l'objet spatial de la trajectoire, nous choisissons d'appeler **trajet** le tracé spatial de la trajectoire. Le trajet est donc le passage pris par l'objet mobile sans considérer le rythme de déplacement.

La trajectoire théorique, objet d'étude de l'écologie

Les écologues parlent de trajectométrie pour désigner l'étude des déplacements. Cependant, le terme de trajectoire en lui-même est rarement utilisé. Cela tient au fait que ce sont des objets différents qui sont étudiés.

Certains étudient le chemin observé, c'est-à-dire le lieu de passage pris par les animaux ou groupes d'animaux (Turchin 1998, Benhamou 2004, Nathan et al. 2008, Calenge et al. 2009).

Néanmoins, d'autres tentent de construire des déplacements d'animaux mais en se fondant non sur des observations, mais sur des hypothèses théoriques. Ainsi Bowler et Benton (2005) et Delattre (2010) introduisent la notion de **dispersion** qui qualifie un mouvement entre des domaines vitaux favorables à la présence d'un animal. Delattre (2010) spécifie « trajectoire de dispersion » pour nommer un déplacement théorique, qui peut être de trois types différents (voir figure B.5.15).

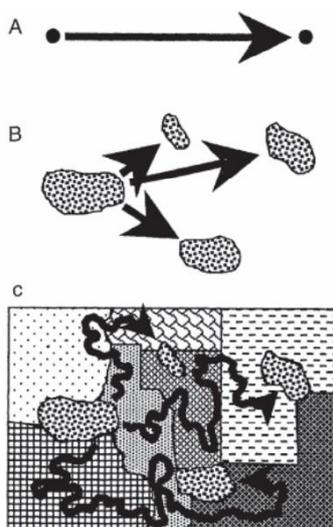


Fig B.5.15 : Les trajectoires de dispersion. Source (Delattre 2010, Wiens 2001)

La première trajectoire de dispersion est un déplacement reliant des lieux de présences observées d'un animal (comme en A sur la figure). Les observations peuvent être temporellement éloignées, ce qui signifie que cette trajectoire est la représentation généralisée d'un déplacement sur une période

de temps. Le deuxième type de trajectoire de dispersion relie deux domaines vitaux, identifiés par des observations ou des connaissances, et fréquentés à des périodes différentes (comme en B). Cette trajectoire est également généralisée dans l'espace (c'est une ligne droite) et dans le temps (elle dure sur une certaine période de temps). Enfin, le troisième type de trajectoire est plus détaillé dans l'espace et le temps : une trajectoire est une ligne courbe, définie sur une petite période de temps (la journée), qui lie des zones d'occupation du sol identifiés comme favorables (en C sur la figure). C'est également une trajectoire théorique, qui repose sur des hypothèses.

4. Modéliser les trajectoires

a- Définition d'un modèle

Selon Elissalde (2005), avant d'effectuer des analyses sur les objets, il faut au préalable créer un modèle décrivant ces objets et leurs interactions. Selon Brunet (2000), le terme de « modèle » peut désigner trois choses très différentes :

- L'image idéale à reproduire (pour une personne, un monument) (Bruter 2001)
- La reconstruction simplifiée (pour une œuvre d'art) ;
- Le modèle théorique, appelé aussi conceptuel, établi pour comprendre des processus. Il s'agit alors d'une « représentation simplifiée de la réalité en vue de la comprendre et de la faire comprendre » (Haggett 1965). Ces modèles sont utilisés dans les sciences (sciences humaines et écologie compris) pour expliquer et comprendre la réalité.

Dans la thèse, le terme de modèle réfère donc au modèle théorique. Cependant, d'après Sanders (2001), il prend des sens différents selon les domaines scientifiques sur lesquels s'appuie ce modèle : en mathématiques, le modèle est un ensemble d'équations pour formaliser une théorie ; en écologie, le modèle décrit les interactions dans un écosystème ; en statistique, on cherche à dégager des régularités ; en géomatique, le modèle sert à constituer la base de données ; en intelligence artificielle, on crée des modèles d'automates cellulaires pour simuler des interactions.

Les modèles, quel que soit leur domaine d'application, cherchent soit à décrire le fonctionnement des objets et de leurs interactions, soit à l'expliquer par différents paramètres ou variables. Toutefois, cette typologie n'est souvent pas explicitée : d'une part parce que certains modèles sont implicites et ne sont pas décrits, d'autre part car la limite entre les deux types de modèles peut être floue. Notons que certains modèles sont prédictifs : ils s'appuient sur les modèles explicatifs et des données mesurées en temps réel pour prédire l'apparition d'un système ou d'un phénomène (Beauducel 2011). Un système est un ensemble d'entités en interaction.

Sanders (2001) décrit les étapes de création d'un modèle théorique d'un système. D'abord, les entités du système sont identifiées. Pour une application en géographie, il s'agit d'identifier les objets géographiques d'intérêt, définis à certaines échelles ; en écologie, les systèmes écologiques peuvent être les objets à étudier. Ensuite, des mesures sont réalisées sur les objets. L'analyse de ces mesures peut permettre de formaliser un modèle. Enfin, le modèle doit être expérimenté et validé. Cette mise en œuvre s'appuie sur des outils méthodologiques, qui dépendent de la discipline méthodologique choisie : géomatique, statistiques, mathématiques ou intelligence artificielle. Ainsi,

par exemple, la simulation en intelligence artificielle peut servir à valider des hypothèses (Lamontagne 2009).

Très souvent, les outils reposent sur des programmes informatiques. Dans ce cas, le modèle est entré et testé dans un programme et testé sous forme de modèle informatique (Schlesinger 1979, Parrott et Kok 2000). La figure B.5.16 illustre le processus de modélisation. Le modèle conceptuel est élaboré par analyse des objets de la réalité. Puis, par programmation, le modèle informatique est créé. Il sert à vérifier et valider le modèle conceptuel. Les outils utilisés dans ce but en informatique sont souvent la programmation et la simulation. Cette figure révèle bien la complémentarité des modèles créés.

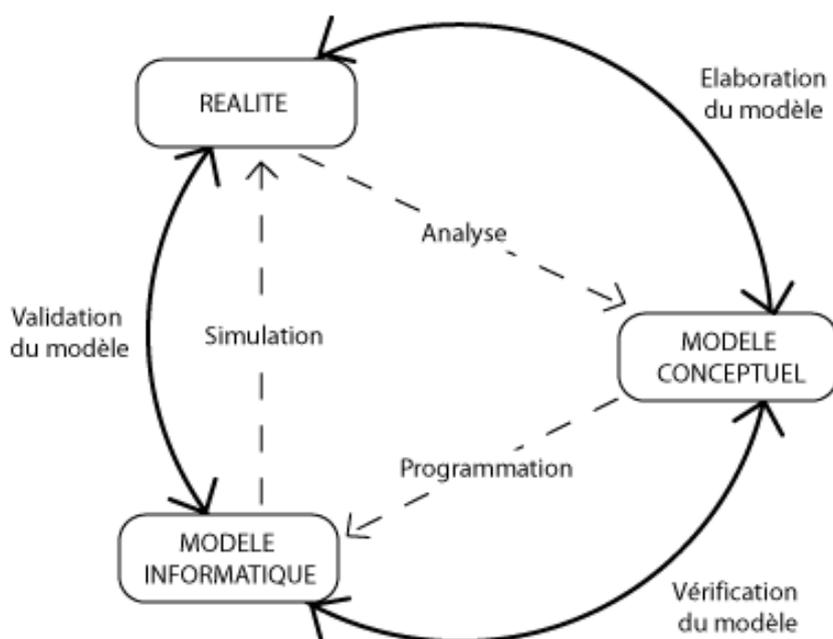


Fig B.5.16 : Le processus de modélisation. D'après Schlesinger (1979)

Par ailleurs, le modèle est exprimé et représenté dans « un langage donné (verbal, mathématique, graphique...) » (Lévy et Lussault 2001). Quel que soit le domaine, il peut donc prendre des formes différentes.

Comme la thèse se situe à l'interface entre l'écologie, la géographie et la géomatique, la modélisation de trajectoires de troupeaux d'animaux nécessite d'explicitier les pratiques de modélisation dans ces trois disciplines.

b- Les modèles en écologie

Au sein de l'écologie et de la biologie, il existe de nombreuses disciplines, parmi lesquelles la génétique, les réseaux neuronaux, la biologie cellulaire ou la dynamique de populations animales. Chacune d'elles utilise des modèles théoriques, qui servent à comprendre les **comportements** des entités biologiques et simuler leurs évolutions (Brown et Rothery 1993, Davi 2010). Ces modèles mobilisent un ensemble de connaissances pour décrire le comportement d'une entité, dont la nature varie selon les domaines : organisme, système, cellule, gène. Ainsi, les modèles écologiques ne se contentent pas d'expliquer les processus d'un système : ils visent à prédire des évolutions, ils sont donc prédictifs.

Formaliser le modèle théorique consiste alors à déterminer des paramètres ou des variables explicatives des comportements, grâce à des connaissances théoriques. Créer un modèle consiste alors à identifier un comportement pour lequel les hypothèses de départ ont été vérifiées par des expérimentations (Richard et al. 2006). Pour obtenir un modèle cohérent avec les phénomènes réels, il faut effectuer des allers-retours entre modélisation et expérimentations (Iris et al. 2009). Pour cela, des outils mathématiques et statistiques sont utilisés (Pavé 1994, Calenge 2005).

Il n'existe pas spécifiquement de modèles de déplacement ou de trajectoire en écologie : ils sont inclus dans des modèles explicatifs des comportements d'animaux. Ainsi pour Pauzé (2005) et Dodge et al. (2008), le comportement d'un individu – et son déplacement – tient compte des caractéristiques intrinsèques de l'individu, des facteurs environnementaux et des autres individus. Delattre (2010) et Nathan et al. (2008) proposent un cadre conceptuel pour l'étude des déplacements d'individus en écologie. Les causes de déplacements sont de deux types : liées à l'individu et des facteurs externes, dus à l'environnement pendant le déplacement (notés R dans la figure B.5.17).

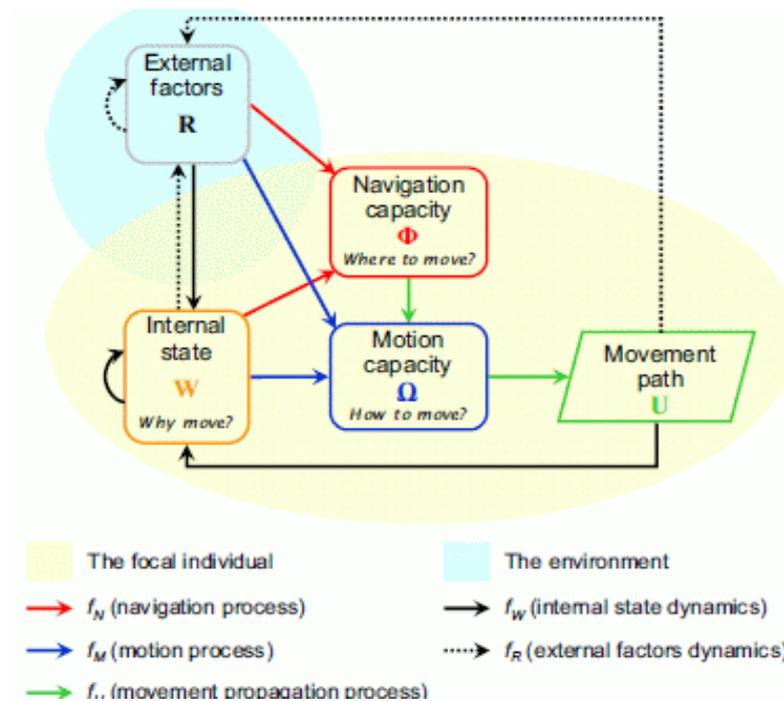


Fig B.5.17 : Modélisation du mouvement en écologie. Source (Nathan et al. 2008).

Les processus individuels, décrivant le premier type de cause, prennent en compte trois composants :

- son état ou ses besoins (pourquoi se déplacer ?) noté w dans la figure ;
- sa capacité de déplacement qui est dépendante des propriétés mécaniques de l'individu comme voler ou courir (comment se déplacer ?) noté Ω ;
- sa capacité de navigation dans l'espace et le temps (comment se repérer ? où et quand se déplacer ? quelle prise en compte des dangers et des obstacles ?) noté ϕ .

Ainsi d'après Nathan et al. (2008), le chemin pris par un individu est la résultante des dynamiques entre ces composants. Pour comprendre les processus de déplacement, il faut identifier et décrire ces différents facteurs.

c- Les modèles en géographie

La définition de la modélisation de Haggett (1965) donnée plus haut est adoptée par tous les géographes. Langlois et Reguer (2005) voient quatre objectifs à un modèle en géographie : la compréhension, l'explication, l'interprétation des phénomènes et la création de normes.

Par ailleurs, une modélisation en géographie a un cadre **spatial** (Guermond 2005), les modèles pouvant être spatiaux ou spatio-temporels. Les modèles spatiaux sont statiques et rendent compte d'une situation d'équilibre dans le temps. Les modèles spatio-temporels intègrent une dimension temporelle et permettent de décrire et d'expliquer des évolutions. Pour cette raison, ces modèles sont qualifiés de **dynamiques** (Durand-Dastès 2001 b), tout en pouvant appartenir aux trois précédentes catégories.

Selon Bailly et Béguin (2003), il existe trois types de modèles en géographie, qui sont complémentaires et peuvent être couplés :

1. les **modèles graphiques** qui résument les configurations des objets par des représentations schématisées de l'espace, comme les chorèmes, dont un exemple se trouve en figure B.5.18 (Piveteau et Lardon 2002, Lardon 2008). Ces représentations, qui peuvent dépendre des points de vue des acteurs (Brau 2002), permettent de créer des modèles de connaissances (Claudin et al. 1995). Les modèles dynamiques graphiques incluent une notion temporelle, comme dans les chronochorèmes (Rodier et Galinié 2006).

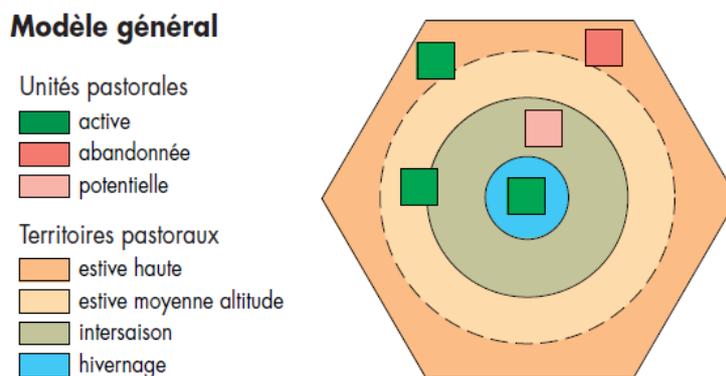


Fig B.5.18 : Chorème représentant les territoires pastoraux. Source (Brau 2002).

2. les modèles **descriptifs**, qui décrivent les objets, leurs paramètres et leurs relations, sont mis en valeur par du texte, un schéma, un tableau ou des courbes de tendance. Ce dernier type se rapproche de ceux utilisés en écologie.
3. les modèles explicatifs cherchent à expliquer des hypothèses portant sur les objets, leurs paramètres et la nature et l'intensité des liens entre ces objets. Pour cela, des hypothèses sont fixées *a priori* à partir de connaissances de base, et confrontées ensuite à des expérimentations pour être validées. Cette validation est effectuée par des **modèles**

mathématiques, car ils comportent des fonctions paramétrables, ou des **modèles de simulation**. Les expérimentations mathématiques reposent sur différents outils mathématiques, par exemple des équations. Dans les modèles de simulation, les objets sont construits et leurs comportements reproduits à l'aide de règles et d'équations traduisant des hypothèses. Chaque hypothèse permet d'identifier les paramètres explicatifs d'un phénomène par croisement avec les observations (Dauphiné 1987, Daudé 2003, Sanders 2007). La figure B.5.19 présente trois scénarios issus de différentes hypothèses et d'un modèle de simulation d'une épidémie de Dengue sur l'île de Pâques. Le scénario le plus proche des observations (à droite) est le deuxième (en trait plein). Les hypothèses qui le définissent permettent d'identifier le meilleur candidat pour expliquer l'épidémie. En écologie, il existe également des modèles de simulation. Citons par exemple Dupont et al. (2011) qui simulent les comportements de rapaces, Becu et al. (2006) qui posent les agriculteurs en tant qu'objets simulés ou Fougères (2003) pour détecter une épidémie.

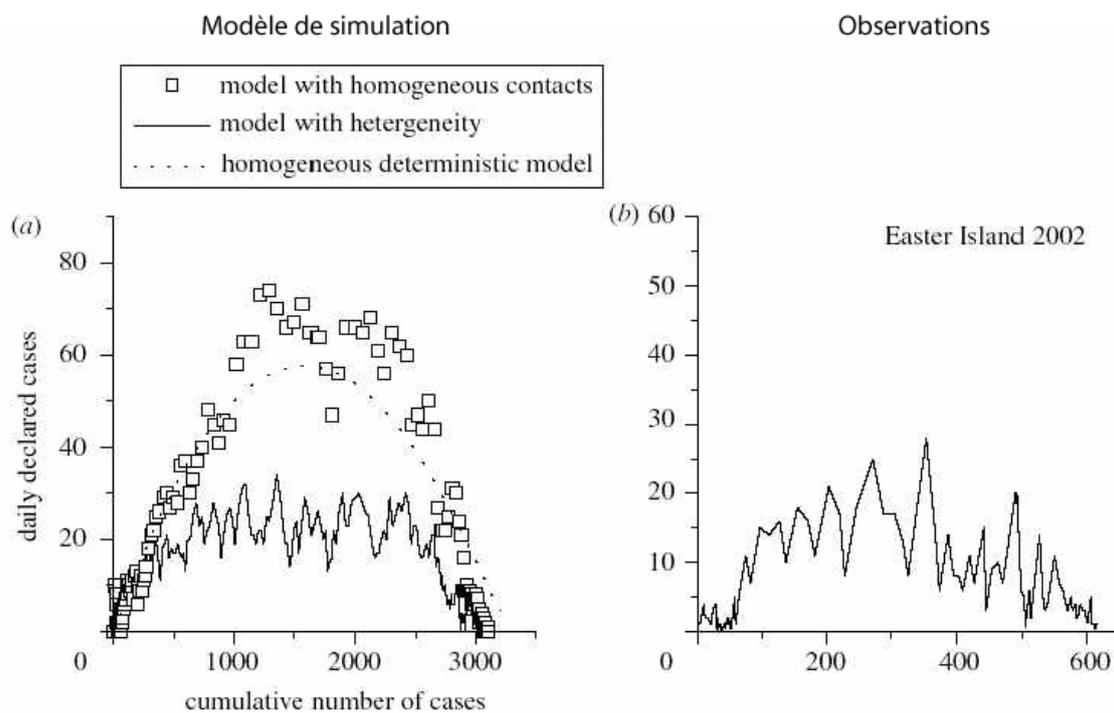


Fig B.5.19 : (a) Modèle de simulation d'une épidémie de Dengue à l'île de Pâques ; (b) Observations. Source (Dubois 2005).

Les schémas peuvent être utilisés pour faciliter la compréhension d'un modèle (Chabrol 2005), qu'il soit descriptif ou explicatif. Ainsi, le schéma dit sagittal est constitué de cases, décrivant les éléments d'un système, et de flèches, rendant compte des relations entre les éléments. Néanmoins, ces flèches peuvent avoir des sens différents, entre autres : causalité, transformation ou dépendance. Il est donc nécessaire de préciser leur signification dans le modèle systémique. Par exemple, le schéma sagittal de la figure B.5.20 décrit le système du Punjab, qui correspond à une rétroaction entre ses éléments (Durand Dastès 2001 a). C'est un modèle explicatif.

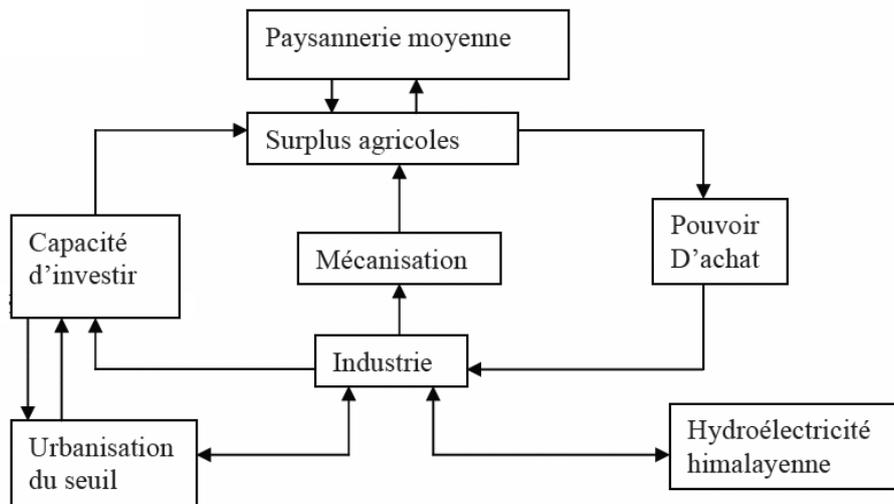


Fig B.5.20 : Un schéma sagittal. Source (Durand Dastès 2001 a).

d- Les modèles en géomatique

Les modèles en géomatique sont des modèles informatiques ayant une composante spatiale. En conséquence, la géomatique a emprunté les outils issus de l'informatique pour définir des modèles. En informatique, les objets, leurs relations et les traitements à effectuer sont décrits et structurés de façon abstraite dans une base de données ou un système. Ce modèle est simplement appelé **modèle conceptuel** (Saint Gérard 2005). Comme en géographie, les modèles conceptuels sont descriptifs ou explicatifs, statiques ou dynamiques.

Les modèles conceptuels sont représentés graphiquement par des schémas : les objets sont dans des cases et les cases sont reliées entre elles par des flèches. Le rendu est donc similaire au schéma sagittal, mais les cases et les flèches n'ont pas la même signification dans les deux cas. Une case dans un schéma sagittal peut être une entité existante, un processus ou un concept, une action ou une capacité, et chaque case peut regrouper une entité (« le pouvoir d'achat ») ou un ensemble d'entités (« les surplus agricoles »). En géomatique, les cases contiennent des entités différentes selon le type de schéma. Il existe en effet différentes façons de modéliser en s'appuyant sur des entités différentes. Les deux modèles conceptuels les plus utilisés en géomatique sont : le modèle objet (Rumbaugh et al. 1991) et le modèle entité-association (Chen 1976). Le plus souvent, le modèle objet est préféré car il permet de créer des ensembles d'objets similaires, appelés des classes d'objets, qui sont facilement stockables sous forme de tables dans une base de données. Dans le modèle conceptuel de type objet, que nous utilisons par la suite, les cases contiennent une entité type, faisant partie d'une classe d'objet. Ainsi, par exemple, tous les élèves d'une classe seront modélisés par la classe « Elève » et le schéma représentera une case nommée « Elève ».

Pour créer un modèle conceptuel de type objet en géomatique, il faut d'abord de repérer les classes d'entités (par exemple : *Elève*, *Classe*, *Professeur*). Puis chacune des classes doit être caractérisée par des propriétés, quantitatives ou qualitatives, appelées attributs, qui sont choisies en fonction de la problématique. Par exemple, *Elève* a des attributs qui décrivent le nom et le prénom ; *Classe* a un numéro et une superficie ; *Professeur* a un nom et une matière. Dans le schéma, les attributs sont notés dans la case de la classe. Enfin, les liens doivent être précisés entre ces classes. Par exemple,

Elève *se situe dans* Classe ; Elève *a* un Professeur. Dans le schéma, les liens sont représentés par des flèches entre les cases, sur lesquels le nom du lien est ajouté. Les flèches permettent de préciser le sens de la relation. Par ailleurs, aux extrémités des traits, le nombre d'entités concernées par la relation est indiqué. Par exemple, comme entre *Elève* et *Professeur*, un professeur est concerné par plusieurs élèves, le trait précise « n » du côté de la case *Elève* et « 1 » du côté *Professeur*. Un schéma possible représentant le modèle conceptuel entre élèves, professeur et classe est présenté en figure B.5.21.

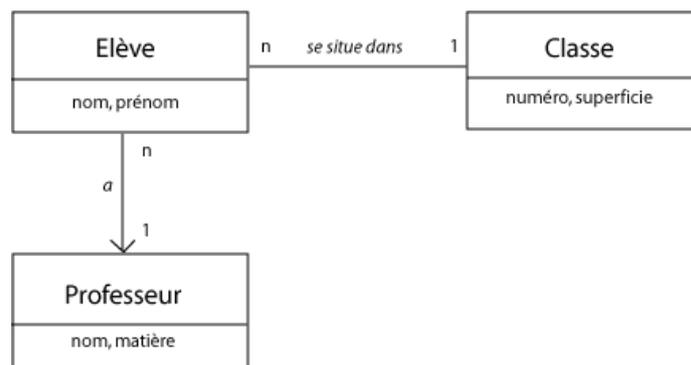


Fig B.5.21 : Un modèle conceptuel de type objet

Cette figure utilise un certain formalisme, à savoir un diagramme de classes UML pour « Unified Modeling Language » (Booch et al. 2000). Cependant, il existe d'autres langages graphiques, par exemple, de façon non exhaustive, HBDS pour « HyperGraph Based Data Structure » (Bouillé 1977), MADS ou « Modélisation d'Applications à Données Spatiotemporelles » (Parent et al. 1997) ou Perceptory (Bédard et al. 2004).

De manière générale, les langages permettent de créer des schémas de données, soit au niveau conceptuel, soit au niveau logique. Le schéma de données conceptuel est une représentation de l'organisation théorique de l'information, tandis que le schéma logique décrit la structuration réelle des données dans un système. Ce dernier peut être de différente nature : un SIG (ex : ArcGIS) ou un système de gestion de base de données (ex : Oracle). Des éléments nous permettent de transformer un schéma de données conceptuel en schéma logique en indiquant le système et le logiciel utilisés : ils sont appelés Ateliers de Génie Logiciel (ou AGL). Ils figurent dans la partie haute de la figure B.5.22.

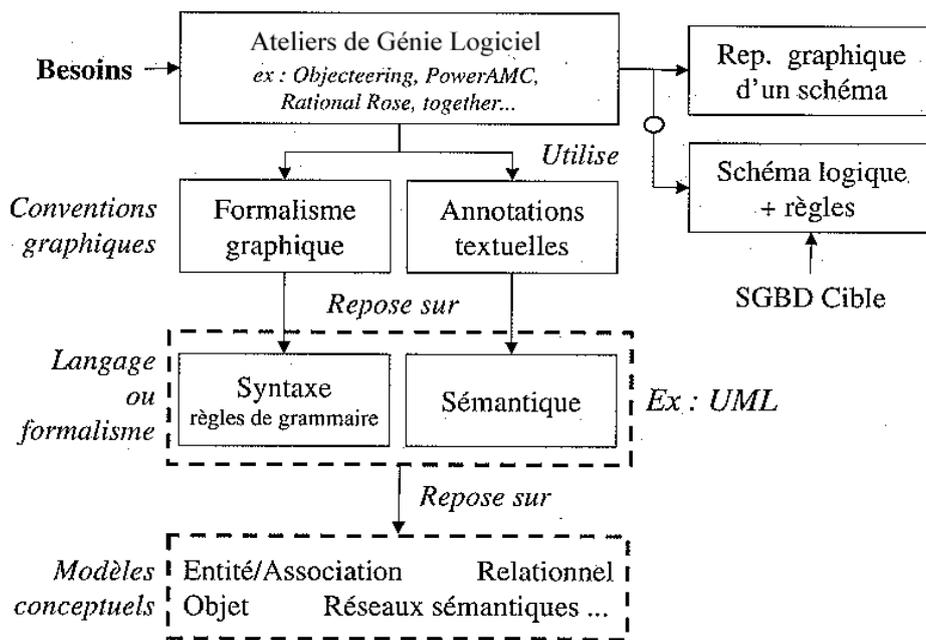


Fig B.5.22 : Modèles conceptuels, formalisme, conventions et schémas. Source : (Ruas 2002)

Par ailleurs, chacun de ces langages utilise des conventions graphiques pour créer un schéma compréhensible représentant le modèle. Ces conventions peuvent concerner les noms utilisés pour désigner les classes d’objets, la forme des flèches indiquant les associations entre classes, la forme des classes. Ainsi, les classes se représentent par une patatoïde par HBDS, un rectangle par les diagrammes de classes UML ; les attributs et les algorithmes sont des carrés par HBDS et reliés à la classe par un trait (la lettre A distingue les algorithmes), tandis que par UML ils occupent des cases dans le rectangle (un exemple en figure B.5.23).

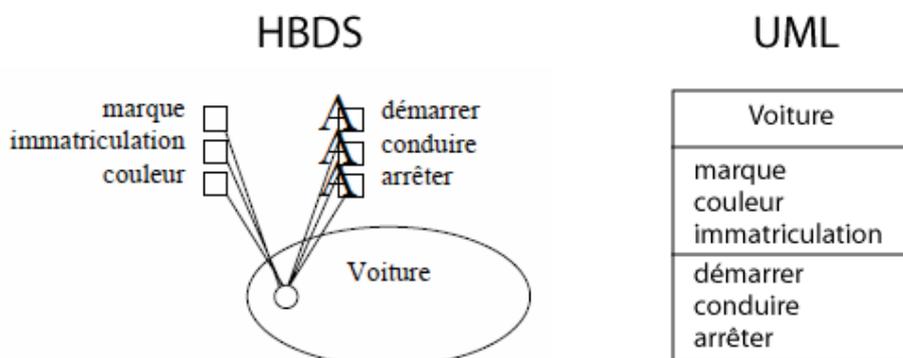
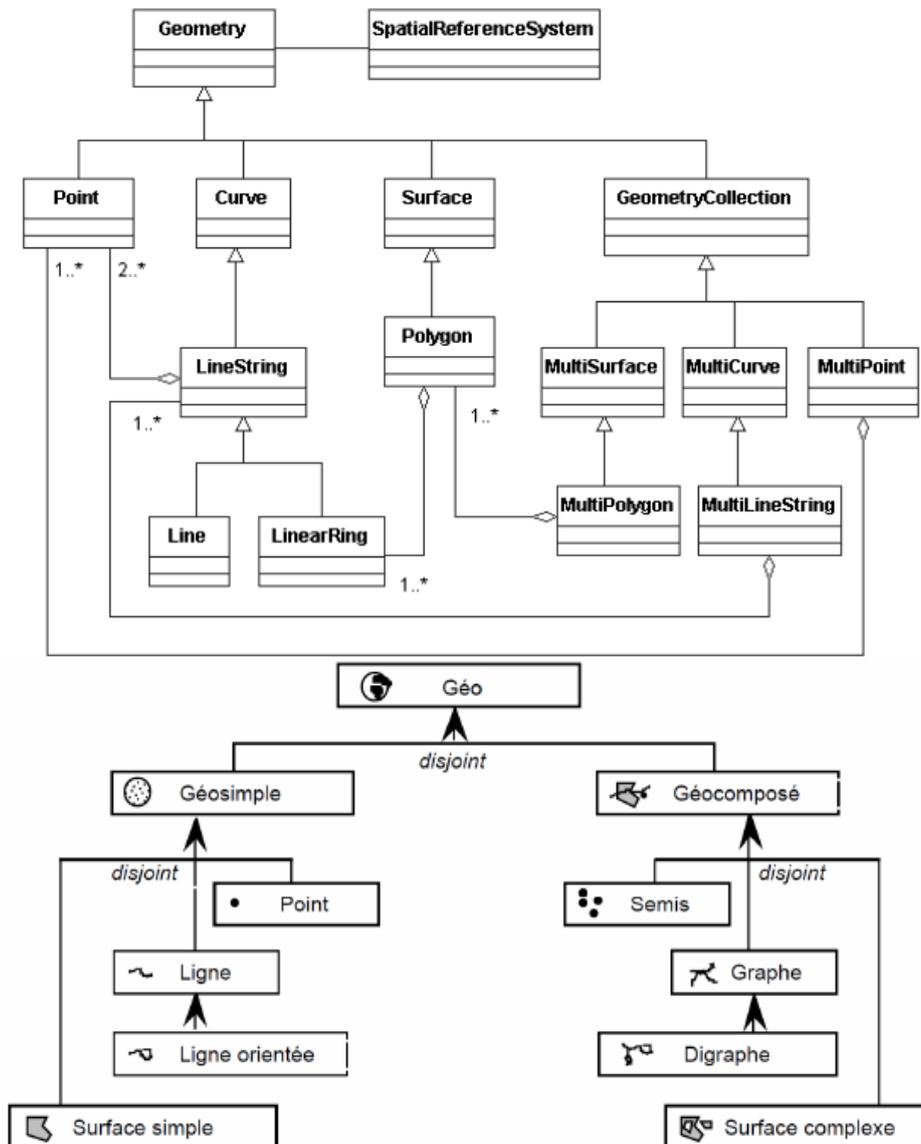


Fig B.5.23 : Différences de représentations par les langages HBDS et UML.

En se fondant sur ces notions informatiques, la géomatique ajoute une dimension spatiale aux langages : les classes d’objets et leurs associations sont spatiales. Pour donner des exemples, la figure B.5.24 présente des modèles de type objet de données spatiales, dans un diagramme de classes UML et en MADS. Le schéma du haut, le diagramme de classes UML, est un schéma générique représentant toutes les géométries des objets géographiques dans la norme ISO 19107 (2003). Le schéma du bas, en MADS, a la particularité d’utiliser des conventions graphiques sous forme d’icônes, qui facilitent la lecture. Les deux schémas s’appuient sur des formes de flèches différentes

et non basiques : la flèche évidée d'UML est équivalente à la flèche noire pointue de MADS et signifie une relation d'héritage entre les entités ; le losange évidé notifie une agrégation d'une classe d'entité vers une autre – où se trouve le losange.



**Fig B.5.24 : Des modèles de données spatiales, par un diagramme de classes UML (haut) et MADS (bas).
Source (Devoegele 2009)**

En plus des modèles spatiaux, il existe des modèles temporels qui cherchent à décrire les notions temporelles comme la durée, le moment, la fréquence ou l'ordre chronologique des processus. Des langages orientés sur le temps existent, comme TimeML (Pustejovsky et al. 2003) ou OWL-Time (Hobbs et Pan 2004). Par ailleurs, le modèle temporel générique est l'ISO 19108 (2002). La figure B.5.25 présente un schéma de données temporelles, qui cherche à structurer les règles de périodicité entre évènements. Toutes les classes représentent des concepts temporels.

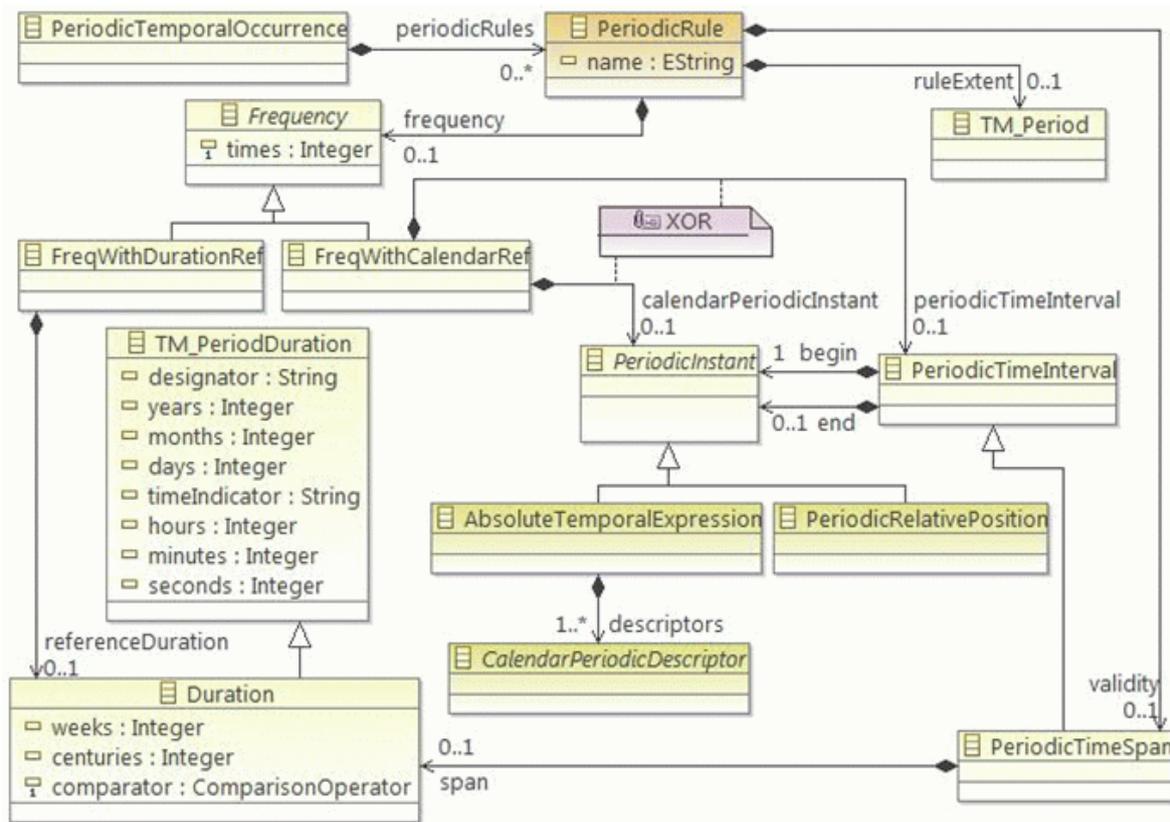


Fig B.5.25 : Le schéma de données de règles périodiques. Source (Faucher et al. 2010)

Les modèles qui utilisent à la fois des classes spatiales et des classes temporelles sont appelés des modèles spatio-temporels. Enfin, la dernière « brique » à ajouter dans la thèse pour décrire les trajectoires est le modèle de description de trajectoire, qui fait partie de modèles spatio-temporels. La figure B.5.26 présente l’emboîtement de ces différents modèles en géomatique.

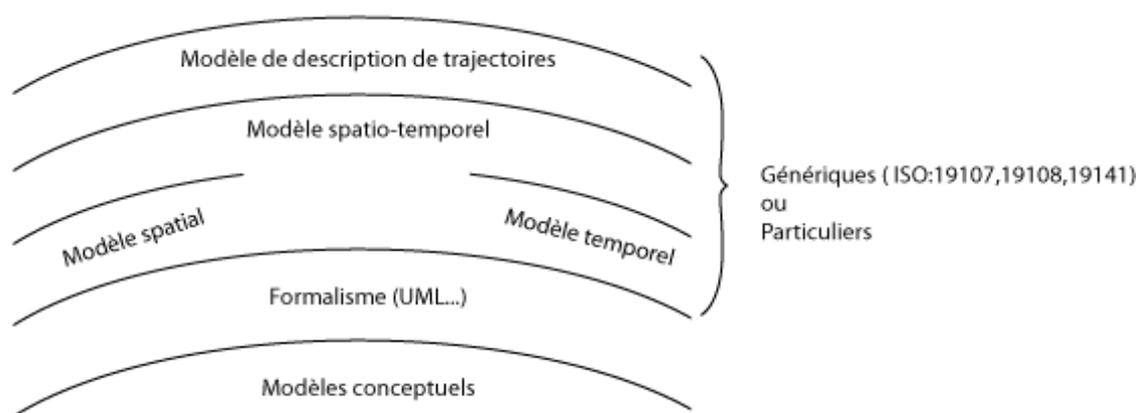


Fig B.5.26 : L’imbrication des modèles conceptuels en géomatique pour décrire des trajectoires

Il existe également des modèles génériques pour la description de trajectoires décrits dans l’ISO 19141 (2008), présenté en figure B.5.27. La trajectoire, dénommée en pratique par « TemporalTrajectory », est constituée par des points qui permettent de calculer des paramètres de

description de cette trajectoire : vitesse, accélération, distance. A noter, que l'ISO 19141 fournit des noms et des méthodes d'interpolation entre les points : linéaire ou sphérique.

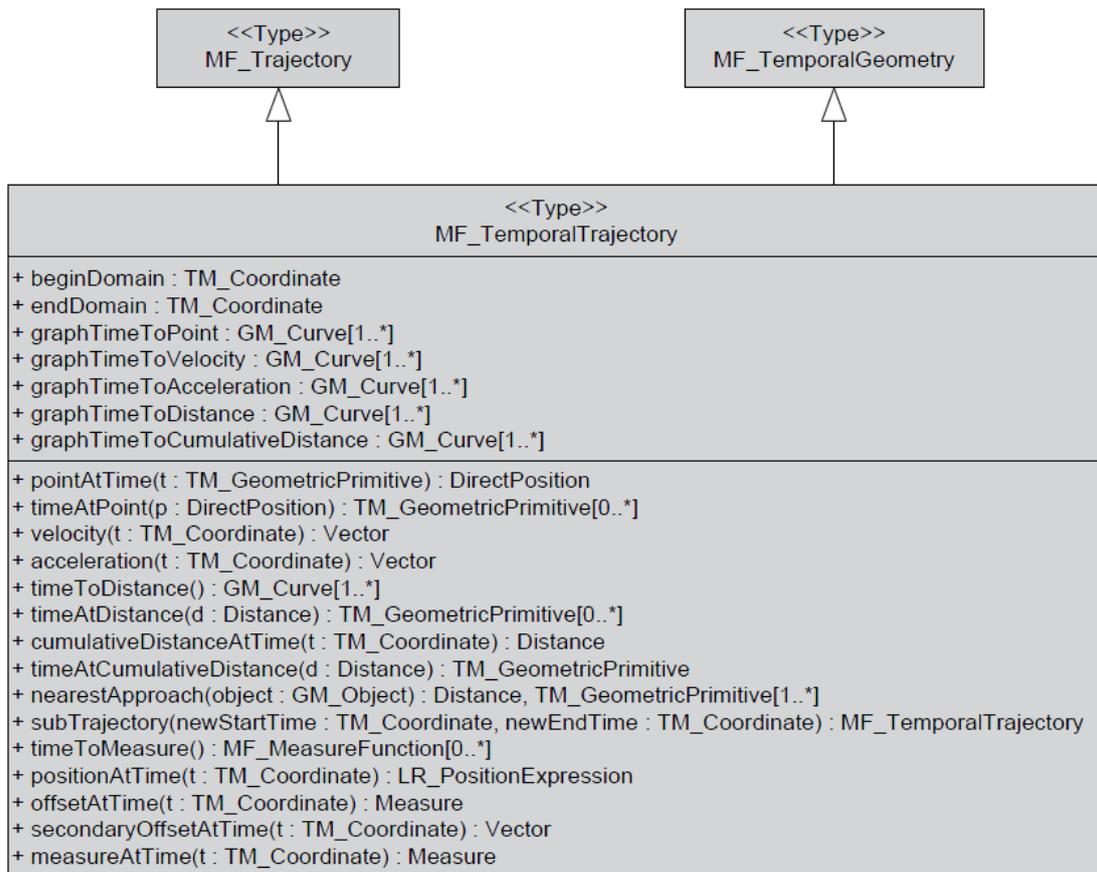


Fig B.5.27 : Le modèle de trajectoires générique. Source : (ISO 19141 2008)

Pour donner un autre exemple de modélisation de trajectoire, Vangenot et al. (2002) et Spaccapietra et al. (2008) ont proposé de décrire de façon générique la trajectoire d'un objet mobile. Ils ont pour cela utilisé le formalisme MADS, qui utilise des icônes. Les règles graphiques utilisées dans ce cadre pour des notions spatio-temporelles sont :

- Si l'objet est un moment qui indique des dates ou heures précises relatives à des événements (moment d'apparition d'un phénomène par exemple), le pictogramme est : 
- Si l'objet est une durée, un intervalle de temps entre l'apparition et la disparition d'un phénomène, le pictogramme est : 
- S'il existe un ordre chronologique entre les objets ou entre les présences de phénomènes, on l'indique par : 
- Les attributs variant dans le temps (la position d'un point par exemple), sont indiqués par  .

Un modèle de trajectoire se trouve en figure B.5.28. Dans ce formalisme, les classes sont représentées dans un cadre et les liens entre les cases sont nommés dans des cellules ellipsoïdales. Ce modèle de trajectoires contient donc quatre classes. Voici sa traduction en langage courant. Un objet mobile (première classe en haut) forme une trajectoire (deuxième classe) qui se déroulant sur une durée (l'icône est une horloge). Cette trajectoire est composée de points, correspondants, de trois types : de début, de fin ou d'arrêt de trajectoire (troisième classe appelée « B.E.S. » pour Begin, End, Stop). *BES* représente donc une classe de points qui peuvent durer. Ces points sont également hiérarchisés dans le temps par les relations « From » et « To ». Le déplacement (« Move », quatrième classe, à droite) est lui-même étant composé de points successifs (icône de segment coupé) ayant des localisations variées (icône de surfaces voisines). Le déplacement est donc une sous-partie de la trajectoire. Le déplacement est composé de points dont la position varie dans le temps.

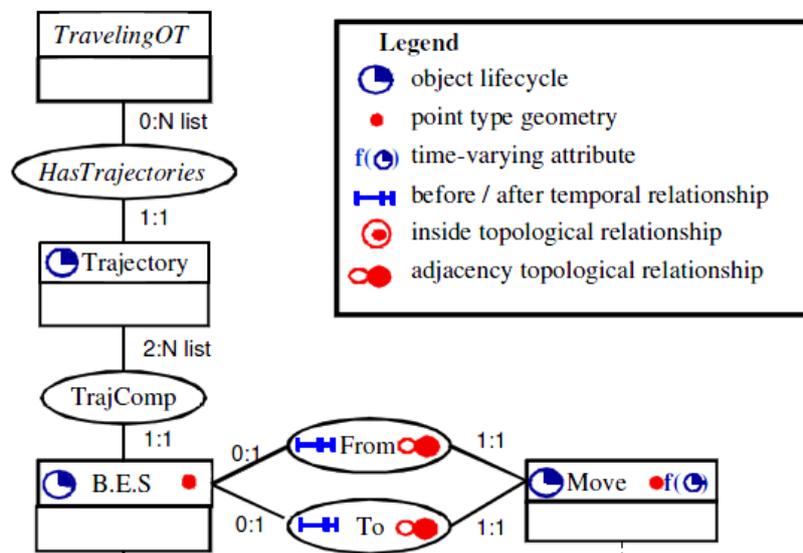


Fig B.5.28 : Modélisation de trajectoires dans MADS. BES= Begin, End, Stop. Source (Spaccapietra et al. 2008).

Pour conclure cette partie sur la modélisation, nous avons vu différents modèles, des modèles graphiques, descriptifs ou explicatifs. Notre première étape est de décrire les objets mobiles, les groupes d'animaux, et leurs trajectoires pour construire un modèle de données descriptif, représenté par un schéma sagittal au sens de la géographie et un schéma de données au sens de la géomatique.

5. Exploiter les trajectoires d'objets mobiles

Différentes communautés se sont intéressées à l'exploitation des trajectoires en vue de leur analyse : les informaticiens traitant de base de données, les écologues et les géographes proposant des mesures de description du mouvement et les cartographes fournissant des cartes pour visualiser des déplacements. Nous allons exposer les différents apports des communautés en décrivant les processus techniques à réaliser de façon successive, ce qui est illustré en figure B.5.29 : l'intégration dans une base de données, l'analyse sur la forme et le rythme des trajectoires et la visualisation de ces déplacements sur une carte. Cette dernière étape est aussi un processus d'exploration pour analyser les données

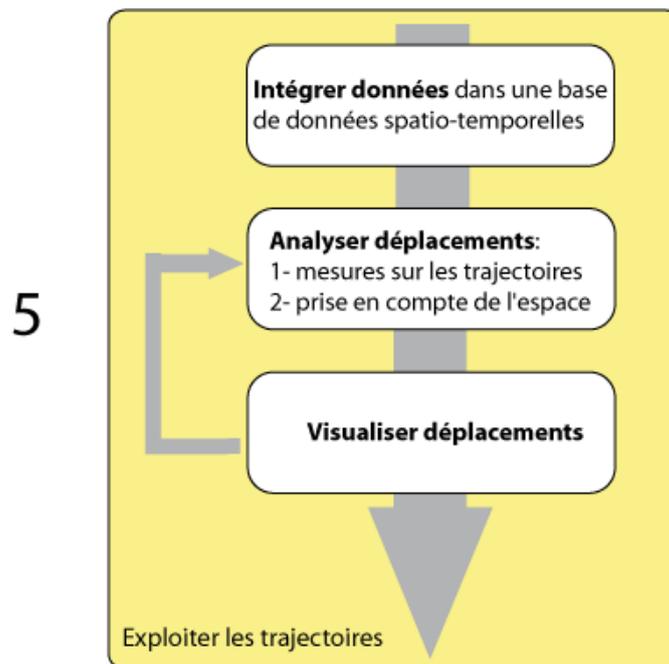


Fig B.5.29 : Succession des processus utilisés pour analyser les déplacements

a- Intégrer les données dans des bases de données spatio-temporelles

Les points acquis par les GPS sont stockés dans une base de données en vue d'être analysés. Ces bases de données sont très volumineuses : l'acquisition de points est fréquente (au minimum un point par jour, au maximum 1 point par seconde) et sur une grande période (15 jours, 1 mois ou plusieurs années). Il est fréquent d'avoir au moins 20 000 points à enregistrer dans une base de données et à traiter. De plus, ce sont des données de thématiques diverses, parfois incomplètes et souvent bruitées (Hornsby et Egenhofer 1997, Miller et Han 2001). La construction de trajectoires à partir de données GPS est donc un enjeu technique (Pfoser et Theodoridis 2003). Dans cette partie, nous présentons les bases de données qu'il faut construire pour créer des trajectoires.

Les bases de données spatiales et spatio-temporelles

Les systèmes de gestion de base de données (SGBD) sont des logiciels qui servent à gérer une base de données : visualiser les données, sélectionner des données selon certains critères, créer de nouvelles données ou les modifier. Pour donner des exemples, Oracle ou PostgreSQL sont des SGBD classiques. Les données sont organisées en tables qui représentent les classes d'objets, selon le modèle de données créé dans l'étape précédente (la modélisation informatique). Les attributs des tables sont caractérisés selon leur type, par exemple des caractères ou des nombres. Les SGBD spatiaux, utilisés dans les SIG, étendent les SGBD classiques grâce à des attributs qui décrivent des données géométriques comme la surface, la ligne ou le point. Ainsi PostGIS étend PostgreSQL et Oracle Spatial étend Oracle.

Souvent les bases de données contiennent les objets courants qui correspondent aux états actuels (ou le plus actuel possible s'il s'agit d'archéologie) des entités du monde. Un changement d'état d'une entité est reflété dans la base de données grâce une mise à jour de la base. Cependant, pour comprendre les évolutions des entités, une base de données unique n'est pas suffisante et il est

nécessaire de stocker l'historique des états successifs des entités (Güting et Schneider 2005). Sur des longues périodes, on peut stocker des représentations de cet objet à différentes dates. On parle alors de versions de l'objet et la base de données est versionnée. Or les attributs de description du temps sont souvent limités dans les SGBD à la date ou l'heure. L'ordre des états ou leur périodicité sont en revanche difficilement stockable par exemple. Dans ce contexte, (Güting et al. 2000, Santos et al. 2011) ont proposé des types de données temporelles dans les bases de données, pour décrire des phénomènes ayant un moment d'apparition, une durée et une fréquence. Ces attributs permettent d'ordonner les données temporelles. Différents systèmes de gestion de base de données d'objets mobiles (appelés MOD pour Moving Object Database en anglais) ont récemment vu le jour. On peut citer par exemple les travaux de Güting et al. (2006) qui ont créé SECONDO, Wolfson (2002) pour DOMINO¹⁶, Aref et al. (2004) PLACE¹⁷ et Pelekis et al. (2006) HERMES. Ces SGBD permettent tous d'entrer des points pour créer des trajectoires. Ces SGBD s'appuient sur les SGBD existants, par exemple HERMES repose sur Oracle (Pelekis 2010), SECONDO et PLACE utilisent PostgreSQL (Güting et al. 2010, Eltabahk et al. 2007) et DOMINO s'appuie sur Informatix qui est le SGBD de ArcGIS (Wolfson et al. 1999).

Intégration des points dans une base de données

Les données de base sont les points GPS, qu'il faut entrer dans la base, c'est-à-dire intégrer. Certains de ces points sont peu probables (Marketos et al. 2008). C'est le cas pour des points trop éloignés dans l'espace ou trop éloignés dans le temps ou des points marqués comme imprécis (les points GPS ont souvent un attribut DOP, dilution of precision). Des filtres spatiotemporels sont alors appliqués à ces points. Pour (Pelekis 2010), ce filtre est effectué par des seuils spatiaux et temporels, des durées et des vitesses maximales entre les points. Cette opération est à effectuer avant de créer les trajectoires, sinon les imperfections des points risquent de se propager aux trajectoires.

Création des trajectoires dans une base de données spatio-temporelles

Pour créer des trajectoires à partir de points acquis, on s'appuie sur une interpolation qui permet de passer de données ponctuelles à des données linéaires. Le type « trajectoire » est un ensemble de points reliés deux à deux par une fonction d'interpolation, de degré différent fixé selon les hypothèses de construction : le degré un est une interpolation linéaire (segments), les degrés supérieurs forment une courbe (Bartels et al. 1987). La trajectoire est ainsi découpée en tranches de différentes fonctions (Pelekis 2010), comme en figure B.5.30 : la trajectoire est décomposée en 5 périodes de temps constants qui définissent des fonctions. La trajectoire obtenue est de localisation incertaine puisqu'on ne connaît pas exactement ni sa position, ni son rythme (Pfoser et Jensen 1999, Kuijpers et Othman 2007). Les points reliés peuvent être des points d'arrêt, où la durée d'arrêt est précisée : sur la figure, entre t3 et t4, l'objet mobile ne change pas de position, ce lieu est donc un lieu d'arrêt pendant une durée d'un certain pas de temps. Ces deux temps sont intéressants parce qu'on ne sait pas depuis combien de temps l'objet mobile est en t3 et quand il part de t4. Il ya donc

¹⁶ Database fOr MovINg Objects tracking

¹⁷ Pervasive Location-Aware Computing Environments

une incertitude temporelle. De plus, il existe une incertitude spatiale parce qu'on ne sait pas si l'objet a bougé entre t_3 et t_4 , en revenant ensuite au même lieu.

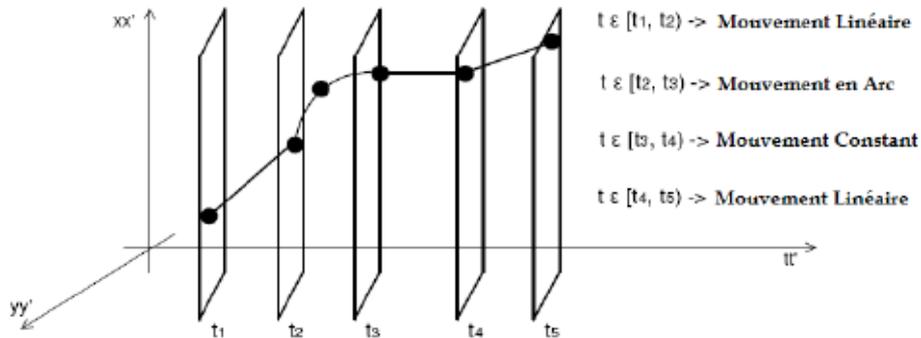


Fig B.5.30 : Décomposition d'une trajectoire en fonctions. Source (Boulahya 2009).

Cette représentation rejoint celle de Boulahya (2009) pour qui tout objet mobile est décrit dans une tranche, entre deux pas de temps, par une fonction de déplacement. Les pas de temps et les fonctions doivent donc être paramétrables dans le système de représentation et de stockage des trajectoires.

b- L'analyse des trajectoires

Une description de trajectoires

Dodge et al. (2008) proposent une taxonomie des trajectoires grâce à des paramètres primaires (le temps total de la trajectoire) et des paramètres dérivés caractérisant les inscriptions spatiales et temporelles des trajectoires. Les paramètres dérivés sont dits « premiers » s'ils mesurent des distances, des directions ou des vitesses, ou « seconds » s'ils mesurent la sinuosité, la convexité, la distribution ou l'accélération. Les paramètres concernent l'aspect spatial (forme de trajectoire), l'aspect temporel (durées), ou les deux (distribution dans le temps), comme illustré dans le tableau B.5.31. Ces paramètres peuvent être calculés localement sur un mouvement (entre deux points GPS) ou globalement sur toute la trajectoire (Dodge et al. 2009). (Gudmusson et al. 2006) se sont ainsi intéressés à décrire des grands déplacements tandis que (Verhain et Chawla 2006) étudient de petits déplacements.

Parameters/Dimension	Primitive	Primary derivatives	Secondary derivatives
Spatial	Position (x,y)	Distance $f(posn)$ Direction $f(posn)$ Spatial extent $f(posn)$	Spatial distribution $f(distance)$ Change of direction $f(direction)$ Sinuosity $f(distance)$
Temporal	Instance (t) Interval (t)	Duration $f(t)$ Travel time $f(t)$	Temporal distribution Change of duration $f(duration)$
Spatio-temporal (x, y, t)	—	Speed $f(x,y,t)$ Velocity $f(x,y,t)$	Acceleration $f(speed)$ Approaching rate

Fig B.5.31 : Paramètres d'un déplacement. Source (Dodge et al. 2008)

Dans une deuxième étape, il est possible de comparer et classer les trajectoires en utilisant des paramètres de similarité. Ces paramètres peuvent être basés sur la géométrie des trajectoires (Alt et al. 1988, Afonso et al. 2011), par exemple si deux trajectoires ont la même direction (Cao et Wolfson 2006) ou si elles sont proches selon des calculs de distance (Etienne et al. 2010), la temporalité des trajectoires par exemple si elles ont la même vitesse. Laube et Purves (2006) analysent les paramètres de plusieurs trajectoires en construisant des matrices contenant les valeurs des paramètres à chaque pas de temps. Ils appellent la similarité la concurrence. La méthode d'analyse de (Laube et Purves 2006) est illustrée en figure B.5.32, le critère d'analyse étant ici l'orientation des trajectoires à comparer. En (a) figurent les trajectoires ; en (b) et (c) leur angle par rapport au Nord à chaque pas de temps. Par exemple, 90° signifie que l'objet va vers l'est, 180° vers le sud. En (d), cette matrice permet de détecter des motifs récurrents : soit une récurrence horizontale qui signifie une constance de l'orientation d'une trajectoire sur plusieurs pas de temps, comme la trajectoire nommée O1, soit une récurrence verticale ou concurrence qui signifie une même orientation pour plusieurs trajectoires, comme le temps t4. Enfin, une trajectoire type peut être identifiée : c'est celle qui est constante dans la valeur d'orientation identifiée dans la concurrence. La constance, la concurrence et la trajectoire type permettent d'identifier des récurrences spatiales et temporelles.

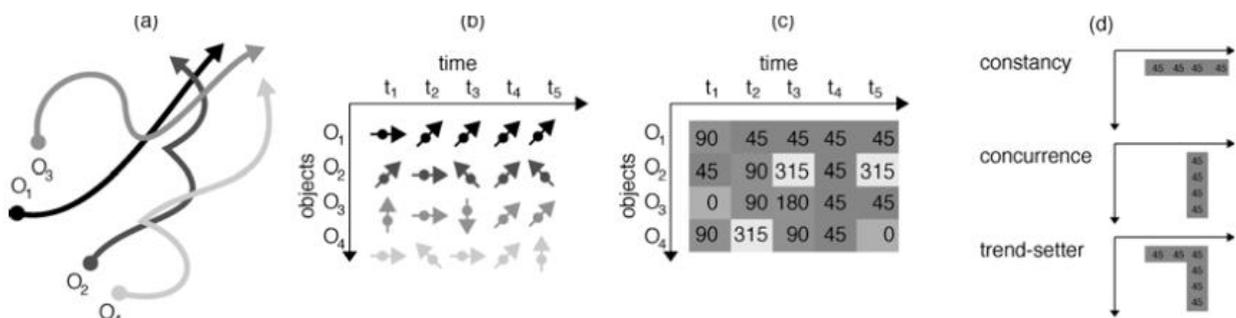


Fig B.5.32 : Paramètres comparés de plusieurs trajectoires. Source (Laube et Purves 2006)

Des modèles centrés sur l'espace : l'apport des informations décrivant l'espace

Les SGBD décrivant les objets mobiles fournissent également des outils et des méthodes permettant d'interroger sur l'emplacement des trajectoires (Shoval et Schreiber 1983). Comme illustré en figure B.5.33, les requêtes peuvent porter sur :

- des portions d'espace, de lieux, fréquentés par une ou plusieurs trajectoires ou les lieux les plus proches d'une trajectoire à l'instant t. (Wolfson et al. 1998, Theodoridis et al. 1998) cherchent à trouver des récurrences spatiales et temporelles de toutes les données.
- la position d'une trajectoire dans un espace. On cherche la ou les trajectoires qui entrent dans une zone. Ce sont des requêtes topologiques

Pour réaliser ces requêtes, il faut préciser dans la base de données 1) les composantes spatiales de la topologie de certains objets (tous les objets n'étant pas liés) et 2) leur relation temporelle qui est identifiée par les moments d'existence des objets (à quelle heure ? quel jour ?) et leur durée d'existence (Mokbel et Aref 2007).

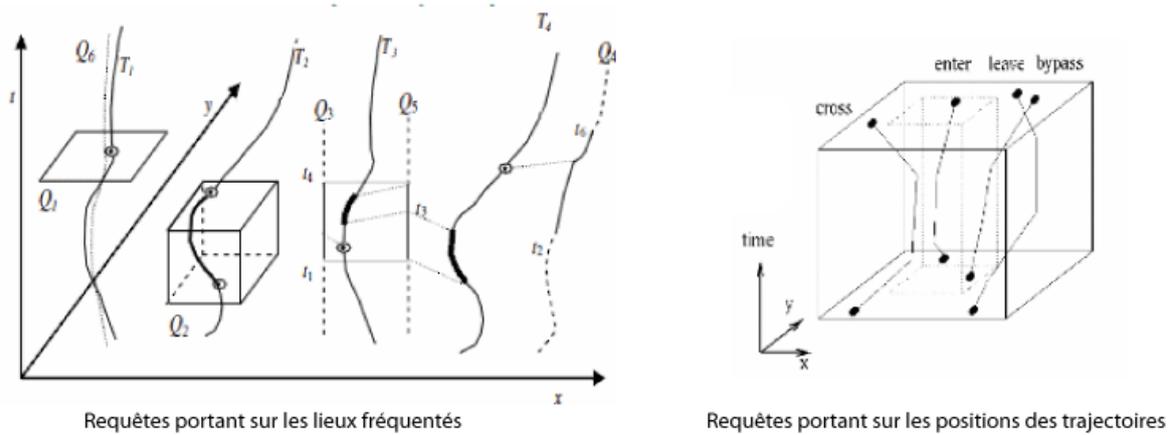


Fig 3.0.33 : Requêtes spatiales ou topologiques. Source (Pelekis 2010).

Cette étape permet de lier les trajectoires à l'espace qu'elles traversent. La prise en compte de l'espace dans les modèles trouvés dans la littérature répond à des objectifs différents. D'abord, l'espace sert à préciser les positions acquises, grâce aux contraintes de déplacement sur un réseau. Ensuite, des informations exogènes au système et liées à l'espace parcouru peuvent être ajoutées aux trajectoires pour mieux comprendre ces trajectoires. Finalement, l'espace et ses propriétés spatiales et temporelles peuvent être au centre de l'analyse pour comprendre l'attraction de ces lieux sur les trajectoires. Nous allons expliquer l'apport des propriétés géométriques ou sémantiques des lieux traversés dans les paragraphes suivant.

L'espace pour préciser les positions :

Dans le cas de trajectoires qui évoluent sur un réseau, comme pour les objets mobiles de type moyen de transport, les points acquis peuvent sortir de quelques mètres (ou plus !) du réseau en raison des imprécisions géométriques diverses. Güting et al. (2006) se servent du réseau routier pour repositionner les points acquis, par une technique d'appariement, pour recalcr les trajectoires sur les tronçons du réseau. Cao et Wolfson (2005) utilisent également cette méthode pour replacer des points sur le réseau routier. Ils appellent la trajectoire « matérialisée » la trajectoire brute constituée d'un ensemble de points acquis et la trajectoire « non matérialisée » la trajectoire dont les points ont été recalés sur le réseau. C'est cette dernière trajectoire qui est ensuite décomposée en déplacements et arrêts. Etienne et al. (2010) se servent des propriétés géométriques des côtés pour identifier les positions erronées de bateaux, en particulier celles situés hors de l'eau, dans la terre, et les suppriment.

Néanmoins, ces méthodes ne sont pas applicables pour des objets mobiles se déplaçant librement dans toutes les directions (faune, flore, évènements naturels), même s'il peut exister des obstacles géographiques comme les montagnes, les barrières ou des cours d'eau.

L'espace pour enrichir les trajectoires :

Dans une deuxième étape, des informations exogènes aux trajectoires peuvent leur être rajoutées a posteriori. Il s'agit d'informations décrivant le contexte de déplacement (Dey 2001). Par exemple, Spaccapietra et al. (2008) référencent les températures pendant les migrations d'oiseaux, ces températures étant enregistrées directement par le GPS. Dickson et Beier (2007) ajoutent les pentes

issus de cartes topographiques et les types de végétation majoritaires aux segments de trajectoires pour identifier des préférences animales. Noyon et al. (2005) calculent des indicateurs de dangerosité pour le déplacement d'un bateau à partir d'information de l'espace : distance aux obstacles de l'espace, distance entre deux bateaux et vitesse du bateau. Cette étape permet d'enrichir les trajectoires par des informations sémantiques qui décrivent l'espace traversé.

L'espace analysé et expliqué par les trajectoires :

Enfin, dans d'autres recherches, il s'agit de comprendre pourquoi les propriétés de l'espace attirent les individus en déplacement. Dans ce cas, ce ne sont pas les trajectoires les objets d'étude, mais les lieux traversés par les trajectoires.

D'après Miller (2001), un lieu est **fréquenté** par un individu si cet individu passe ou s'arrête de manière récurrente dans ce lieu. Dans ce terme de lieu fréquenté, il y a à la fois la notion d'arrêt et de déplacement. Pour la Time Geography, l'individu s'arrête pour accomplir une activité. L'activité est donc réalisée dans un espace dont les propriétés sont propices à l'activité. Ainsi si l'individu « fait du sport » dans un lieu, ce lieu a certainement des installations sportives. On cherche ainsi à savoir pourquoi un individu se déplace et quelles propriétés de l'espace il recherche. A noter que les propriétés de l'espace peuvent changer au cours du temps et donc qu'un lieu peut accueillir différentes activités et différents individus au cours du temps.

c- Visualiser les trajectoires

La visualisation par les cartes permet de se représenter les phénomènes. La représentation des objets mobiles peut se situer en amont de l'analyse, si elle cherche à explorer les données, ou en aval si l'objectif est d'analyser visuellement ces données et en particulier leurs interactions.

La visualisation des évolutions est, elle aussi, complexe. Plusieurs cartographes ont utilisé des astuces pour visualiser les évolutions et les déplacements d'individus : une carte statique utilisant une sémiologie graphique appropriée, plusieurs cartes statiques à différents pas de temps, des cartes animées et une carte en 3D avec le temps représenté sur la troisième dimension. Cette dernière représentation est appelée « Space Time Cube ». Nous allons détailler le principe de ces cartes qui cherchent à représenter graphiquement le mouvement.

Les cartes statiques

Minard a été un précurseur en matière de représentation graphique des déplacements grâce à sa « carte figurative des pertes en hommes dans l'armée française de la campagne de Russie de 1812-1813 » (Minard 1869), présentée en figure B.5.34.

L'objet suivi est l'armée, un groupe d'hommes considéré comme un tout. A mesure que le temps passe, l'armée se déplace vers l'est, vers Moscou. En même temps, le nombre d'individus dans l'armée diminue, d'où son idée de rétrécir l'épaisseur de la trajectoire. L'identité de l'armée reste inchangée pendant le déplacement, seules ses propriétés (le nombre d'hommes notamment) varient. Ainsi, moins l'armée est nombreuse, moins elle occupe d'espace. Dans cette carte sont également présents les trajets aller (en orange) et retour (en noir), dont les propriétés dans l'espace sont

différents, le retour passant plus au sud que l'aller. Il joue ainsi sur les variables visuelles Taille et Couleur. Enfin, en bas de la carte, figure un tableau des températures extérieures, cette position incite à considérer la température comme un facteur explicatif de la perte en homme. La température est reliée à des lieux traversés par le trajet retour. La carte de Minard reprend donc trois choix de représentations du déplacement d'un groupe : la taille du groupe, la trajectoire (qui passe par des lieux, comme les villes, les rivières dont la célèbre Berezina) et la superposition à la carte de graphiques de facteurs explicatifs au déplacement.

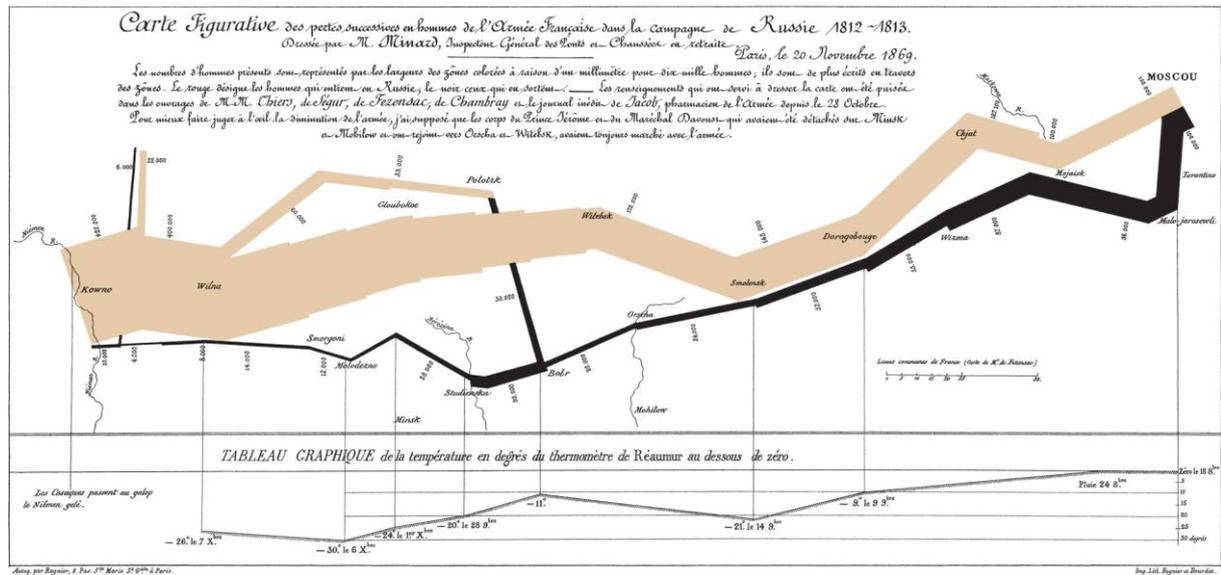


Fig B.5.34 : Représentation des déplacements, carte réalisée par Minard (Minard 1869)

Par ailleurs, Bertin (1967) a établi des règles de sémiologie graphique, entre autres pour les mouvements d'individus. Il s'appuie sur deux techniques pour représenter les changements d'individus, comme illustré en figure B.5.35 :

- des flèches dont la forme correspond au chemin emprunté par l'individu, la flèche étant orientée de la plus ancienne à la plus récente position,
- des points représentés par un certain symbole (ici le cercle), dont la taille varie en fonction du temps qui passe, le plus gros point étant le plus récent.

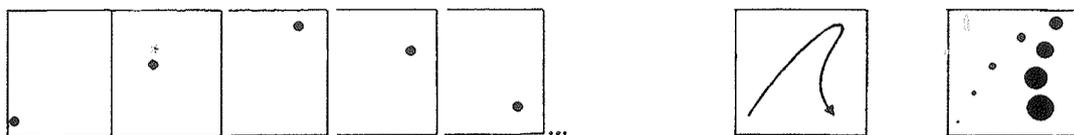


Fig B.5.35 : Représentation des déplacements : à gauche plusieurs cartes statiques, au milieu un déplacement en tant que flèche, à droite une succession de points dont la taille augmente (Bertin 1967)

La représentation des trajectoires par flèches est la plus courante. Monmonier (1990) l'a utilisée pour représenter plusieurs déplacements dans l'espace : des pas de danses, où les deux pieds bougent indépendamment, repris en figure B.5.36. Les mesures du temps sont indiquées à chaque mouvement. L'arrêt des pieds gauche et droit est représenté par un symbole différent,

respectivement le rond et le carré. Cette figure est intéressante car elle représente les mouvements et les arrêts.

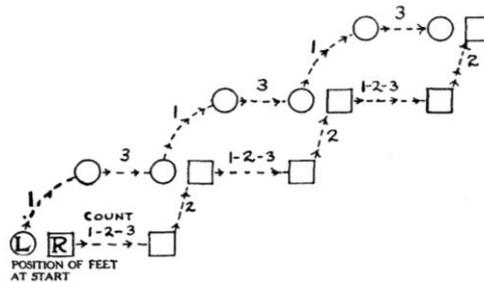


Fig B.5.36 : Représentation des déplacements d'une danse, par les pieds gauche et droit (Monmonier 1990)

Les flèches permettent également de représenter les déplacements de plusieurs individus qui suivent la même trajectoire, donc un flux. La taille de la flèche correspond au nombre d'individus parcourant ce chemin. Les flèches sont souvent généralisées pour faciliter la lecture, comme en figure B.5.37.

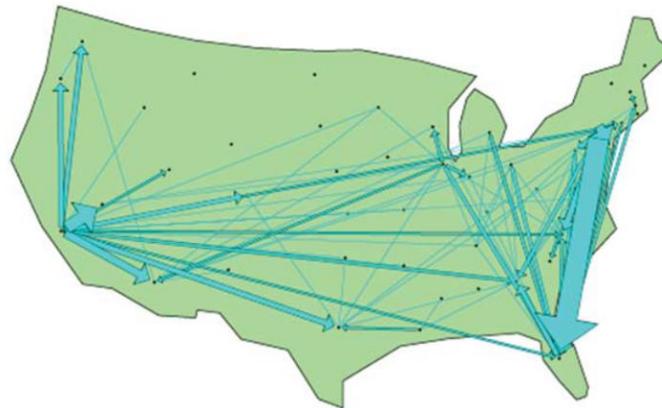


Fig B.5.37 : Carte de flux (Börner 2010)

Plusieurs cartes statiques

Les cartes statiques représentant l'évolution d'un même phénomène correspondent à une collection de cartes représentant les états successifs de ce phénomène. Ces cartes sont soit imprimées soit accessibles par différentes vues dans le SIG (O'Sullivan 2005). Dans ce dernier cas, l'utilisateur doit faire des manipulations pour évaluer les différences entre cartes.

Les cartes animées

Parmi les cartes animées, CartoMouv'(2011), qui est un groupement de chercheurs en cartographie animée, distingue les cartes « autonomes » qui bougent toutes seules, des cartes « dynamiques » dont le contenu est modifiable par l'utilisateur. Les cartes montrant les trajectoires utilisent la technique « autonome » car l'utilisateur n'a pas d'influence sur le déplacement destiné à être représenté (Peterson 1994). Le principe est que les trajectoires sont dessinées au fur et à mesure qu'elles sont empruntées par les objets mobiles. Pour se repérer dans le temps, une frise chronologique montrant la progression du temps dans l'absolu est nécessaire. L'utilisateur peut démarrer et arrêter la visualisation. CartoMouv' propose deux cartes animées autonomes montrant

des trajectoires (figure B.5.38) : une carte montrant des empreintes des points (les points étant les objets mobiles en mouvement), une autre montrant la trace qu’empruntent les points.

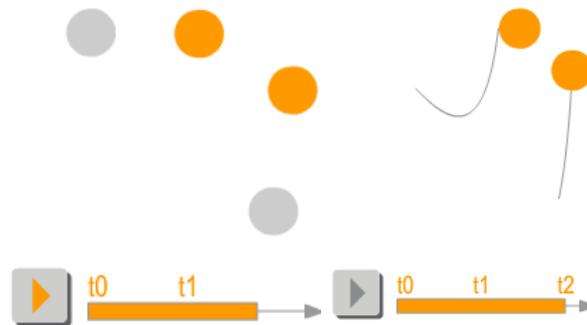


Fig B.5.38 : Cartes animées de déplacements de deux points : l’empreinte (gauche) et la trace (droite) (CartoMouv’ 2011)

Couillet et al. (2010) proposent de représenter dynamiquement les arrêts d’une trajectoire et leur durée par un grossissement du symbole associé à l’arrêt. Leurs cartes sont animées en Flash. La figure B.5.39 présente une version statique où la trajectoire est visible dans son ensemble, sans prendre en compte les variations temporelles. L’avantage de ce type de représentation est de mettre en évidence les lieux d’arrêts et leur durée.

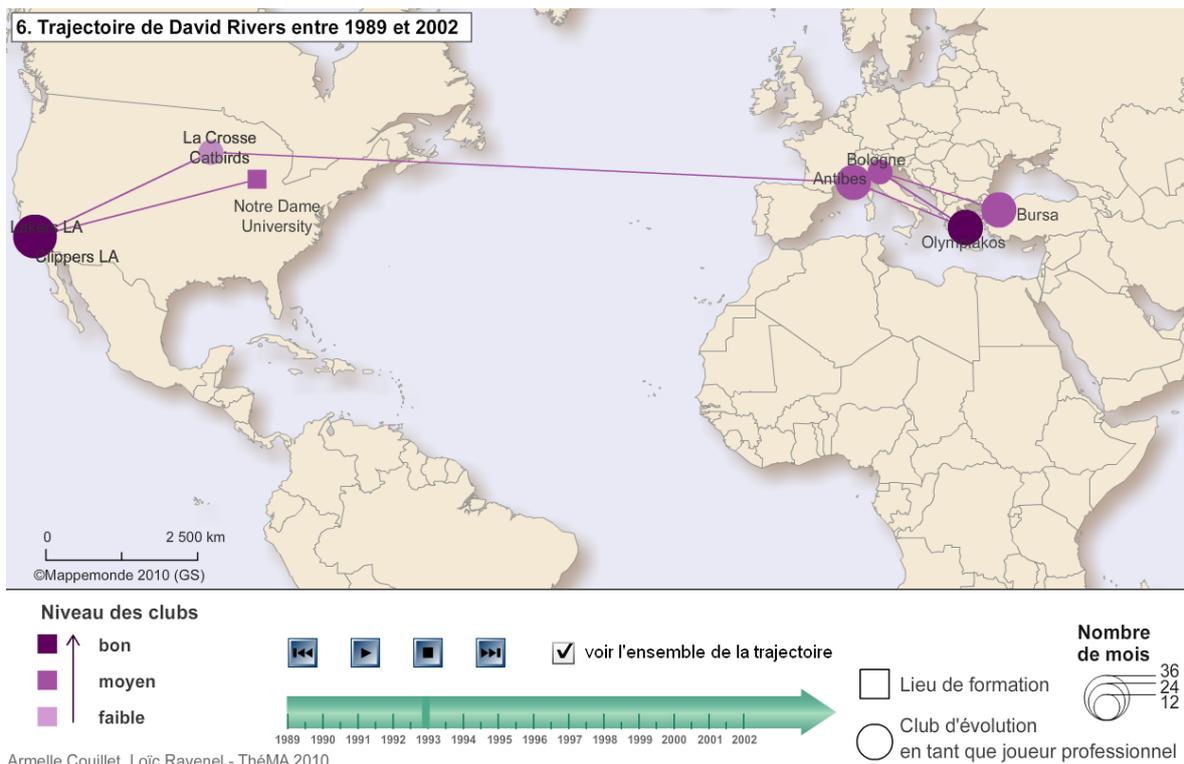


Fig B.5.39 : La représentation dynamique des arrêts. Source : (Froidure et Ravenel 2010)

Le Cube spatio-temporel

(Hägerstrand 1970, Lenntorp 1976, MacEachren 1995, Forer 1998, Kraak 2003, Andrienko et al. 2011) ont proposé une représentation en trois dimensions pour prendre en compte le temps et

représenter les mouvements. Le temps est ainsi placé sur la composante verticale, tandis que les coordonnées planes classiques (X et Y) sont positionnées sur l'horizontale. Cette représentation est appelée « Space-Time Cube » ou cube spatio-temporel, parfois traduit en français par cube spatio-temporel. Les trajectoires démarrent alors du sol, à $t=0$, et montent verticalement à mesure que le temps s'écoule, comme illustré en figure B.5.40. Cette représentation a des avantages :

- les arrêts sont identifiés immédiatement : il s'agit des moments où la trajectoire ne change pas de lieu (donc reste statique en X et Y), le temps continuant à progresser (donc augmente en Z). En pratique, il s'agit des segments verticaux sur la carte 3D. Ces arrêts correspondent à des stations dans l'espace pour la Time Geography.
- une analyse temporelle peut être réalisée : fréquence d'arrêt, moment de la journée, durée des arrêts et des déplacements.
- une analyse sémantique : calcul de vitesse pour connaître les modes de transport, accès aux propriétés des lieux d'arrêt dans l'espace.

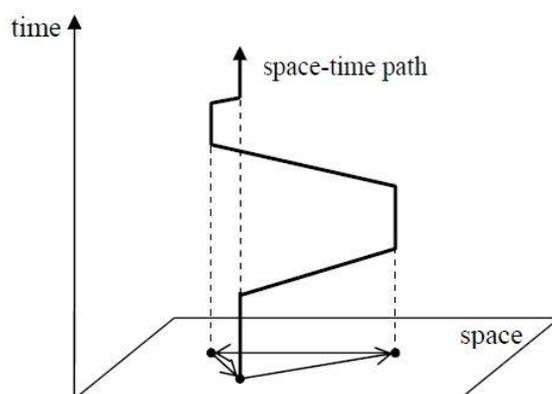


Fig 3.5.40 : Une trajectoire dans le Space-Time Cube (Hägerstrand 1970)

La visualisation des objets mobiles par le Space-Time Cube se situe dans l'analyse de données. Elle est à conjuguer directement avec des calculs d'indicateurs pour caractériser la trajectoire. On note que cet outil est utilisé pour des déplacements individuels. Les déplacements collectifs risquent d'être trop nombreux pour pouvoir être bien vus dans une carte 3D.

Pour résumer, un objet mobile est un objet géographique dont les positions spatiales varient au cours du temps. Ces positions sont mesurées le plus souvent par GPS, ce qui permet de construire d'abord leur trace GPS, reliant l'ensemble des points GPS, puis leur trajectoire, regroupant l'ensemble des arrêts et des déplacements de l'objet. Analyser des trajectoires nécessite de les modéliser. Dans la thèse, nous établirons un modèle descriptif de trajectoires de troupeaux d'animaux. Une analyse des trajectoires, conjuguée à la création de cartes, permettra ensuite de décrire la forme et la temporalité des trajectoires.

II. La construction de trajectoires de groupes d'herbivores

Nous nous intéressons aux déplacements de troupeaux d'herbivores dans le parc de Hwange. Quelques individus, membres de certains groupes, ont été équipés de colliers GPS (voir chapitre 3). Ces colliers enregistrent les localisations de ces groupes sous forme de points GPS. Cette partie explique la méthodologie de construction des trajectoires des groupes, c'est-à-dire l'ensemble leurs pauses et leurs déplacements, à partir de ces enregistrements. Pour construire une trajectoire, nous utilisons la trace estimée, c'est-à-dire le chemin reliant les points GPS (§ 1). En ajoutant la vitesse de parcours entre ces points, des pauses sont ensuite identifiées (§ 2).

1. Des points GPS à la trace estimée

a- Une trace réelle mesurée par des points GPS

Nous appelons trace réelle d'un troupeau le chemin réellement emprunté par tous les individus du troupeau. Nous ne disposons pas de cette trace réelle directement, mais de points GPS qui correspondent à des localisations réelles d'un individu d'un troupeau, de façon régulière. Nous considérons que l'ensemble du troupeau se déplace comme un tout et a la même trace que celle de l'individu suivi. Les points GPS de l'individu sont donc des points de passages réels du troupeau. Ils relèvent d'une discrétisation de la trace réelle, comme illustré en figure B.5.41.

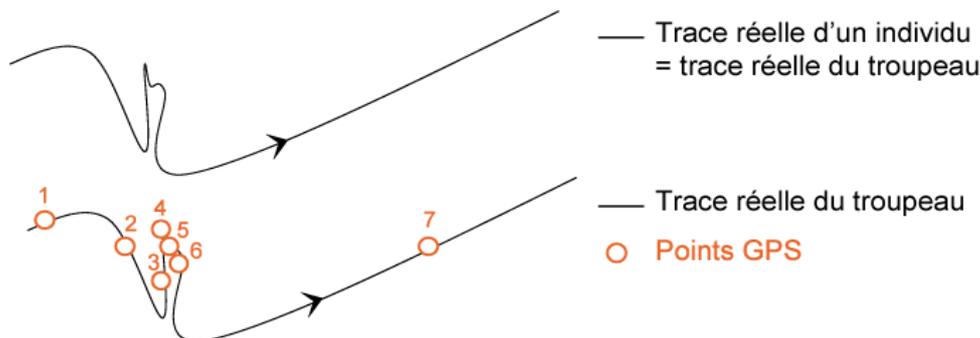


Fig B.5.41 : Trace réelle d'un troupeau mesurée par des points GPS

Les points GPS sont de type (X, Y, date, heure) et sont donc localisés dans l'espace et le temps. Leur datation permet de les ordonner dans le temps. De plus, ces points sont séparés d'un intervalle de temps connu, choisi par les écologues. Cet intervalle de temps est appelé la fréquence d'acquisition des points GPS. Plus les points sont acquis de manière fréquente, plus ils sont rapprochés dans le temps et suivent la forme de la trace réelle. Ainsi pour suivre des déplacements d'animaux, au moins un point acquis par heure correspond à une fréquence élevée, tandis qu'un point acquis par jour est une fréquence faible. Dans nos données, cette fréquence diffère selon l'espèce considérée :

- Pour les troupeaux de zèbres et de buffles, nous disposons d'un point par heure de façon continue pendant un an.
- Les troupeaux d'éléphants sont suivis à des fréquences d'acquisition variables, comme présenté en figure B.5.42 pour le troupeau d'éléphant numéro 10. A la pose du collier, la fréquence est d'un point par jour pendant 1 mois, puis passe à des fréquences d'acquisition plus élevées, un point par heure et un point par demi-heure, pendant un mois. Les

fréquences changent de nouveau en octobre. Les dates de changement de fréquence d'acquisition sont les mêmes pour tous les troupeaux d'éléphants. Seule la date de pose de collier, autrement dit la date initiale des enregistrements, varie.

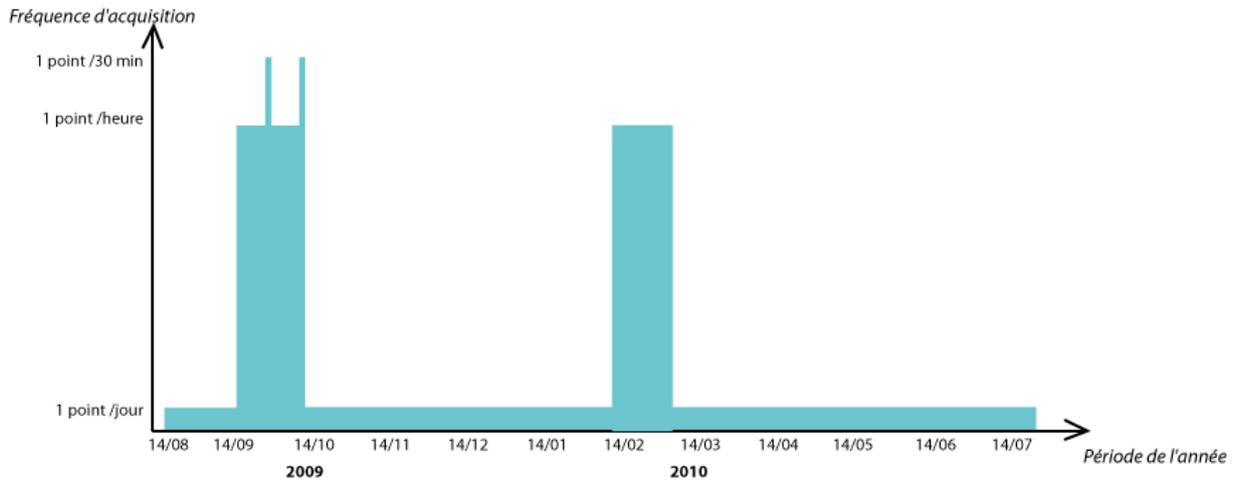


Fig B.5.42 : Variation de la fréquence d'acquisition au cours de l'année entre août 2009 et juillet 2010 pour le troupeau d'éléphants numéro 10

b- Construction de la trace estimée

A partir des points GPS nous construisons la trace estimée, le chemin estimé de passage des troupeaux et reliant les points GPS. Cette construction se fonde sur des hypothèses. Comme, les individus optimisent leurs trajets (Péguy 2001), une hypothèse de construction est que le chemin entre deux points successifs est droit et direct. La trace estimée est ainsi l'ensemble des segments correspondant à l'interpolation linéaire entre les points GPS successifs, comme illustré en figure B.5.43. Cette hypothèse, souvent utilisée pour construire des traces, semble raisonnable : relier deux points consécutifs par une droite est certes faux, mais autant que d'autres interpolations. Du reste, rappelons que la trace estimée est celle d'un troupeau, et donc une trace moyenne du groupe.

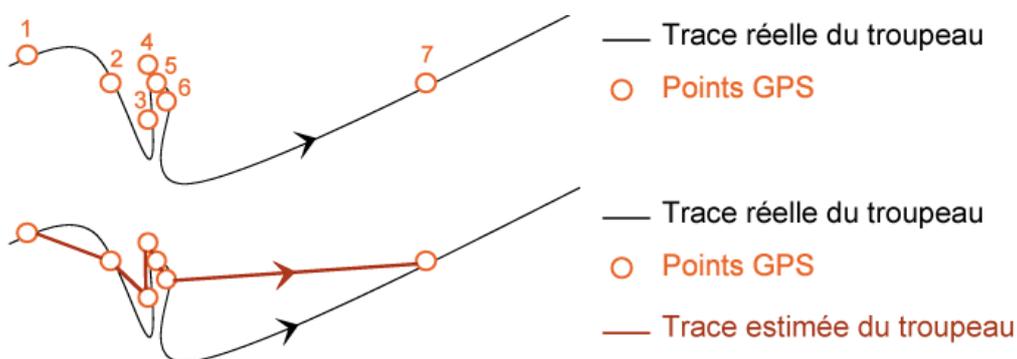


Fig B.5.43 : Des points GPS à la trace estimée

Le déplacement d'un troupeau est orienté en partant du point p et en allant vers le $p+1$, suivant ainsi l'ordre temporel des points et l'orientation de la trace réelle. La trace estimée est donc également orientée. Entre ces points, nous n'avons aucune information sur la vitesse de déplacement du troupeau et les variations de vitesses. Nous considérons donc que la vitesse est constante entre les

points GPS. Ainsi le déplacement entre deux points successifs est effectué à une vitesse moyenne uniforme correspondant au rapport : (distance entre 2 points) / (intervalle de temps entre points).

On remarque que la trace estimée est imparfaite spatialement par rapport à la trace réelle car l'interpolation effectuée implique une incertitude de localisation des segments composant la trace estimée. Pour évaluer cette imperfection, les fréquences d'acquisition peuvent être prises en compte. Plus la fréquence d'acquisition est rapide, plus les points sont nombreux sur la trace réelle, plus les segments issus de l'interpolation entre les points sont courts et plus l'incertitude spatio-temporelle est faible, ce qui est illustré en figure B.5.44. Nous pouvons ainsi supposer que cette construction est plus incertaine pour les éléphants, dont la fréquence d'acquisition est le plus souvent journalière, que pour les deux autres espèces. Les caractéristiques de la trace estimée, comme la vitesse ou la distance parcourue, sont également imprécises et inférieures aux caractéristiques réelles puisque l'interpolation entre les points est linéaire. Retenons que tous les calculs réalisés à partir de la trace estimée et effectués par la suite fournissent des résultats imprécis.

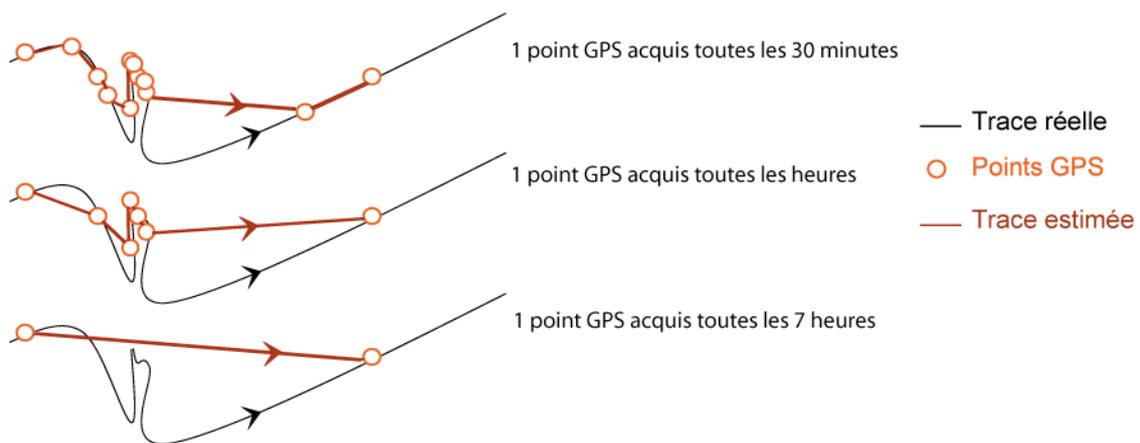


Fig B.5.44 : Différences de fréquence d'acquisition

Nous sommes maintenant en mesure de présenter l'ensemble des données de traces GPS dont nous disposons dans le parc de Hwange durant un an (voir figure B.5.45). Il s'agit d'environ 30 000 points GPS formant 26 traces, correspondant aux 26 groupes suivis. Elles sont très denses dans la partie Est du parc même si certaines sont plus centrales, principalement celles de groupes d'éléphants. En outre, certaines traces se situent hors du parc sur l'ensemble du suivi ou sur une courte période (quelques jours).

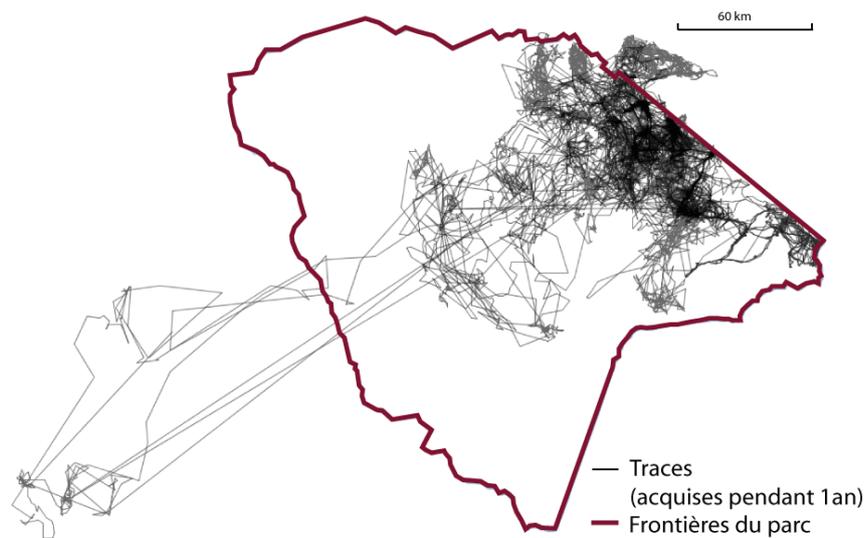


Fig B.5.45 : Ensemble des 26 traces dans le parc de Hwange

c- Prétraitements des points GPS : sélection, filtrage et changement de coordonnées

Avant d'élaborer la trace estimée, il faut sélectionner les points GPS qui ont du sens. Ils sont définis pour une période de temps dans laquelle le groupe d'animaux existe. La date initiale de cette période correspond à la pose du collier GPS. Les points enregistrés avant cette date décrivent les déplacements de la voiture lors de l'approche du groupe. Cette période s'achève lors du retrait du collier GPS, la fin de la batterie de l'appareil GPS ou la mort de l'individu suivi. On sait que l'animal suivi est mort s'il reste immobile au même endroit, où le collier peut être récupéré.

Ajoutons à cela que les points GPS acquis sont mesurés avec une certaine précision de mesure. Ils peuvent être de mauvaise qualité en raison d'une couverture végétale dense ou d'un mauvais positionnement du capteur GPS sur l'animal. L'appareil GPS ne reçoit alors pas les signaux des satellites et est incapable de bien calculer sa localisation. Les appareils GPS calculent pour chaque point acquis un indicateur de la précision appelé DOP (dilution of precision) qui dépend du nombre de satellites reçus au moment de l'enregistrement. Plus cette valeur est grande, moins la position du point enregistré est précise. Dans nos données, DOP va de 1 à 7. Nous avons conservé les points GPS ayant des attributs DOP strictement inférieurs à 5.

Malgré la suppression de ces points imprécis, d'autres demeurent une très grande distance des points qui les précèdent. Compte tenu de la vitesse maximale de déplacement de l'animal, on peut raisonnablement penser qu'il s'agit d'erreurs. Il est donc nécessaire d'effectuer des filtrages spatiaux et temporels des points restants. La figure B.5.46 illustre deux opérations de filtrage :

- Les points trop loin spatialement ne sont pas intégrés dans la trajectoire, comme P9 sur la figure. Le seuil spatial de filtre est de 50 km pour des points acquis à une fréquence horaire (au-delà de 50 km, l'animal va à une vitesse de 50 km/h entre deux points, ce qui est peu vraisemblable pour un herbivore). Nous n'appliquons pas de seuil spatial pour les points acquis à une fréquence journalière, ce qui est le cas pour les éléphants.

- Les points trop loin temporellement ne sont pas reliés aux précédents dans une même trace : le lien entre P3 et P4 est peu vraisemblable. Ce trou temporel s'explique par un arrêt des transmissions des localisations (à cause de la végétation ou d'un problème fonctionnel). Le seuil temporel de filtre est de 3h pour une fréquence d'acquisition horaire, 2 jours pour une fréquence d'acquisition journalière.

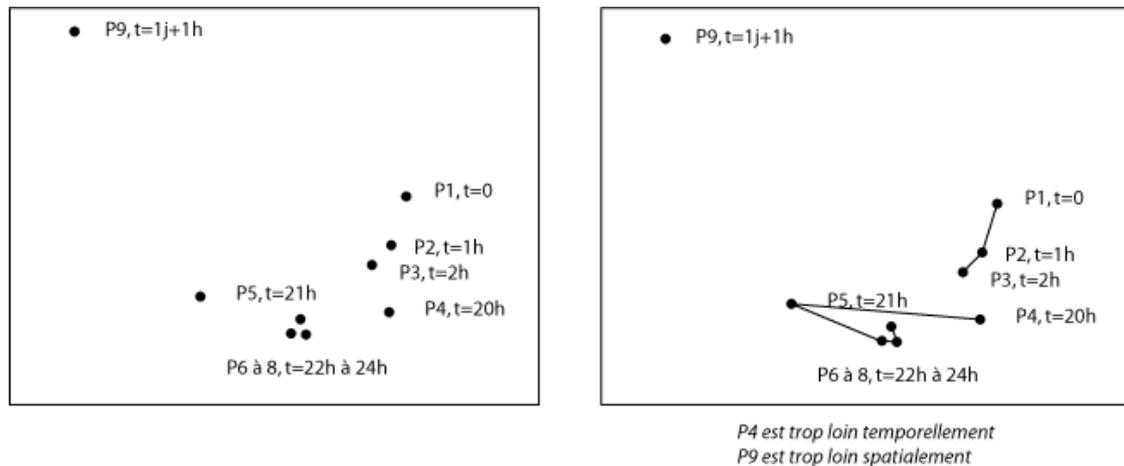


Fig B.5.46 : Principe des filtrages spatiaux et temporels – exemples pour des points GPS de P1 à P9

Enfin, le dernier traitement à réaliser est de convertir les coordonnées des points GPS dans le même système de coordonnées. Nous choisissons le système de coordonnées planes UTM¹⁸, dans le fuseau 35 Sud dans lequel sont déjà définies les données de végétation sous forme vecteur (la carte d'occupation du sol, le relief et les points d'eau).

Modélisation informatique de la trace estimée

Une modélisation par un diagramme de classes UML de la trace estimée est proposée en figure B.5.47. Un appareil GPS est posé sur un individu d'un groupe. En outre, ce dernier a certaines propriétés : un numéro, une fréquence d'acquisition et une date de pose. Il correspond par ailleurs à une espèce et une taille de groupe. Le numéro du GPS permet d'identifier le groupe suivi, qui lui-même a une certaine taille et appartient à une espèce donnée.

Cet appareil GPS enregistre une série de points GPS, qui correspondent à des positions (x,y) prises par le groupe à un temps donné (date et heure). Ces points sont traités et permettent de construire des segments par interpolation linéaire après l'étape de filtrage. Enfin, les segments successifs forment la trace estimée du troupeau. Les segments ayant une longueur et une durée, ils définissent des vitesses de parcours, ce qui permet d'intégrer une composante temporelle à la trace (ajout de t dans (x,y)).

¹⁸ Universal Transverse Mercator

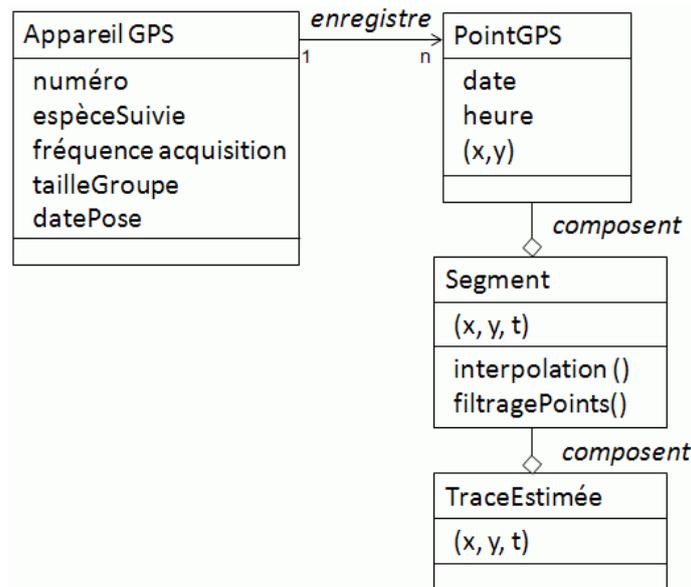


Fig B.5.47 : La modélisation par un diagramme de classes UML de la trace estimée

2. De la trace estimée à la trajectoire

L'ensemble des pauses et des déplacements effectués par un troupeau est appelé une trajectoire. Nous calculons des vitesses de parcours de la trace estimée pour identifier des pauses et ainsi créer cette trajectoire.

a- Ajout de la vitesse à la trace estimée

Les segments formant la trace estimée sont de longueur variable : petite si les points GPS sont rapprochés, grande s'ils sont éloignés. Les déplacements de troupeaux décrits par la trace estimée se font donc à des vitesses variables comme en figure B.5.48 : plus la longueur est élevée, plus la vitesse est représentée en couleur rouge. Ces vitesses peuvent être calculées à partir de la distance effectuée et de l'intervalle de temps entre deux points successifs. Ce sont donc aussi des vitesses moyennes estimées.

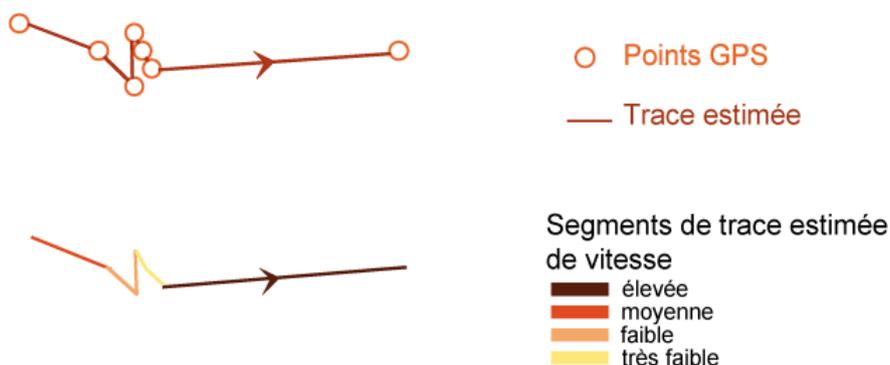


Fig B.5.48 : Différence de vitesses dans la trace estimée

Dans cette figure, les vitesses faibles correspondent à des pauses tandis que les vitesses élevées indiquent des déplacements rapides. Les lignes qui suivent expliquent l'identification et l'extraction de ces pauses et de ces déplacements.

b- Analyse des vitesses des segments composant la trace estimée

A partir des vitesses des segments de toutes les traces estimées, nous calculons les vitesses moyennes et maximales de chaque troupeau. Pour rappel, un segment ne correspond pas au chemin réel, car il est direct et de vitesse constante. Quand la fréquence d’acquisition est journalière, l’imprécision spatiale et temporelle est relativement élevée. Pour limiter ces imprécisions, nous avons uniquement calculé les vitesses moyennes et maximales pour des fréquences d’acquisition horaire. Pour les éléphants, seuls 30 jours ont été pris en compte (leur fréquence d’acquisition variant), ce qui est court par rapport aux périodes de calcul de 345 jours pour les zèbres et les buffles. Toutefois cette période permet d’obtenir des informations sur les vitesses moyennes estimées.

La vitesse moyenne d’un groupe est la moyenne des vitesses des segments d’une trace estimée. Sa vitesse maximale est la plus grande vitesse des segments. La figure B.5.49 présente ces vitesses par groupes, chacun correspondant à un numéro (celui du collier GPS). La moyenne et le maximum des vitesses maximales par espèce (sur l’ensemble des groupes suivis) sont mis en valeur sur les graphiques respectivement par une droite et un cercle.

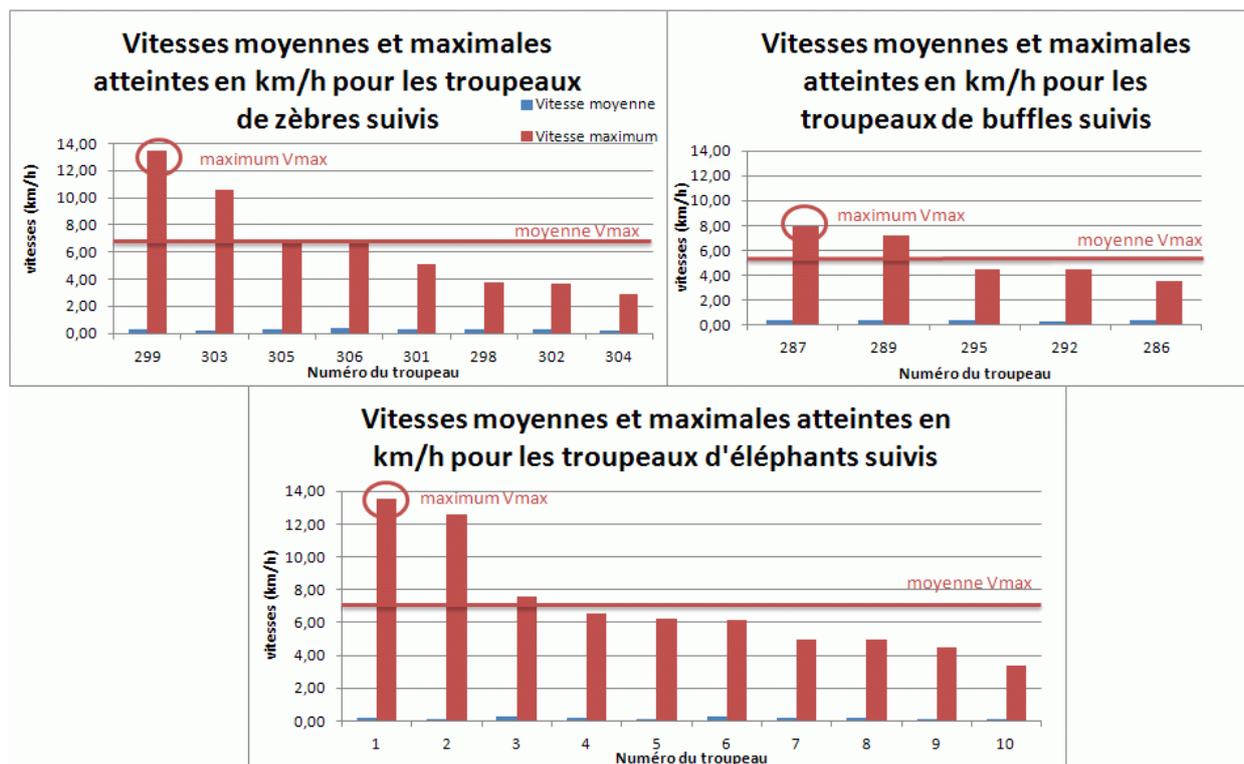


Fig B.5.49 : Vitesses moyennes (bleu) et maximales (rouge) pour chaque troupeau d’éléphants, de buffles et de zèbres suivis par GPS

Cette figure révèle une grande différence entre les vitesses moyennes (en bleu), de l’ordre de 200 m/h, et les vitesses maximales (en rouge), qui varient entre 3 et 14 km/h. La vitesse moyenne intègre en effet les faibles vitesses, lors des pauses. Comme la vitesse moyenne intègre les faibles vitesses, prises lors des pauses, elle ne peut être utilisée comme référence pour détecter les pauses. En revanche, une fois que les pauses ont été identifiées, on peut calculer les vitesses moyennes au sein

des pauses. Nous utilisons donc la vitesse maximale, qui est la vitesse potentiellement atteinte par une espèce, dans cet environnement. Cette information est importante parce qu'elle fixe la capacité maximale de vitesse, selon les espèces, et donc sera utile pour fixer un seuil de vitesse pour détecter les pauses.

Dans la littérature, peu de références indiquent clairement la vitesse des animaux sauvages, parce qu'elle dépend du milieu dans lequel ils se déplacent. Cependant, Fernandez (1987), Buquet (2006) et le Petit Larousse (2011) fournissent certaines indications : sur quelques minutes (c'est-à-dire sur moins d'un kilomètre parcouru) et dans une prairie, les éléphants, zèbres et buffles peuvent atteindre au maximum respectivement 40 km/h, 56 km/h et 50 km/h. Ces vitesses de pointe ne correspondent pas à nos vitesses calculées : puisque nous ne disposons de points que toutes les heures, ce qui relève plutôt d'une vitesse régulière, pendant leur marche ou leur trot. A cet égard, le Larousse précise que la vitesse de marche d'un éléphant est d'environ 7 km/h et celle d'un zèbre de 10 km/h, sans préciser celle du buffle. Si nous comparons globalement nos valeurs moyennes des vitesses maximales calculées et les vitesses de marche issues de la littérature, elles sont du même ordre de grandeur. Notons cependant qu'alors que le zèbre devrait être plus rapide théoriquement que l'éléphant, nos données montrent le contraire. Ceci peut-être dû au type de zèbre dans la zone (le zèbre de Burchell) ou à d'autres facteurs : lieux fréquentés, stress dû aux prédateurs. Nous observons aussi sur la figure que le buffle marche plus lentement que les deux autres espèces.

Du reste, hormis pour les buffles, les vitesses maximales varient fortement entre les groupes d'une même espèce, ce qui peut être dû : à l'individu qui porte le GPS (plus nerveux), au groupe (sa composition, sa taille, ses habitudes) ou aux zones fréquentées (plus ou moins accessibles). De cette analyse, retenons les valeurs moyennes de vitesses maximales, autrement dit les vitesses potentielles de déplacement – en marche ou trot – de l'espèce dans notre zone : **8 km/h pour les buffles, 13 km/h pour les zèbres et les éléphants.**

c- Identification de pauses et de déplacements

Nous cherchons ici à définir un seuil de vitesse en dessous duquel les segments forment une pause. Pour rappel, les pauses, pour le mode de vie des animaux, ne sont pas fixes et correspondent à des petits déplacements. Nous fixons un seuil de vitesse qui dépend de la vitesse maximale des espèces, comme précisé plus haut. Nous choisissons un seuil à hauteur de 1% de cette vitesse. Ce choix repose sur des observations effectuées sur le terrain. Nous avons en effet constaté que les pauses s'étendent sur quelques centaines de mètres. Ainsi, à moins de **130 m/h, les troupeaux d'éléphants et de zèbres** sont considérés comme étant en pause, tandis que ce seuil est de **80 m/h pour les buffles**. Nous étudierons par la suite la sensibilité des résultats à ce paramètre.

Par la suite, le seuil de vitesse v_0 pour l'espèce animale i est noté $V_{0,i}$.

Ce seuil de vitesse permet de détecter les pauses à partir des vitesses horaires de déplacements. A titre d'exemple, la figure B.5.50 montre les vitesses prises, représentées par tranche d'une heure, par un troupeau de zèbres pendant un jour. La journée du 19 août 2009 et le troupeau étudié ont été tirés au hasard. L'heure indiquée sur l'axe horizontal correspond à l'heure finale du segment, par exemple la première tranche horaire, entre 0 et 1 h, est simplement annotée par « 1 ». Nous avons

repéré en rouge $V_{0,z\grave{e}bres}$ (130 m/h), grâce auquel une pause est identifiée. La pause dure au minimum une heure, qui est le pas de temps minimal. Il n'est pas possible d'identifier les pauses de durée inférieure. Cependant elle peut durer plus longtemps si plusieurs segments successifs ont une faible vitesse.

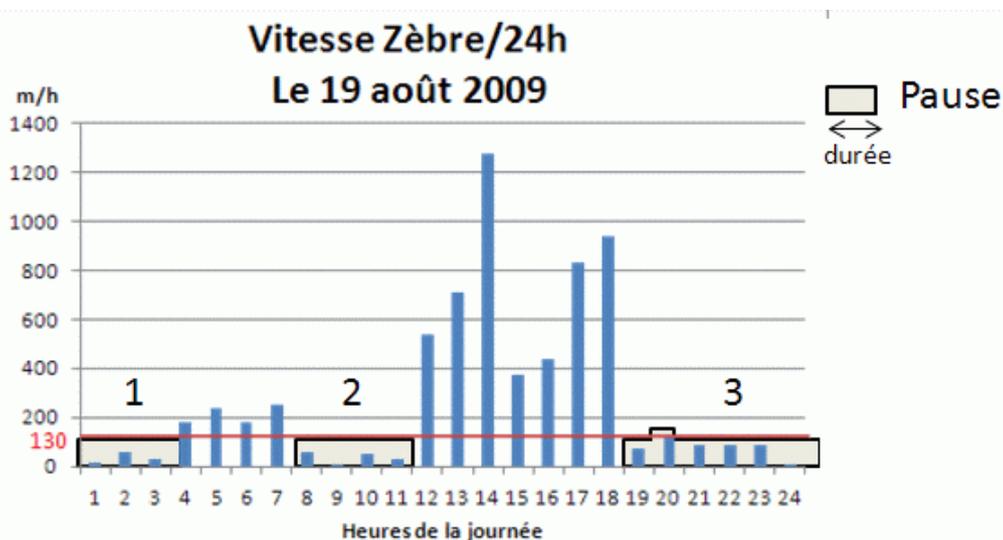


Fig B.5.50 : Vitesses horaires au cours d'une journée, le 19 août 2009, pour un groupe de zèbres

On remarque immédiatement que le groupe de zèbres suit des rythmes différents dans la journée : il bouge peu le matin (deux pauses), beaucoup dans l'après-midi (déplacements nombreux) et peu le soir (une grande pause). Ces phases de déplacement devraient correspondre à des activités différentes au cours de la journée. Cette figure met ainsi en lumière trois pauses journalières : la première dure trois heures entre 1 h et 3 h, la deuxième dure quatre heures entre 8 h et 11 h et la dernière dure six heures à partir de 19 h. Si la journée suivante (donc le 20 août) commence avec des vitesses inférieures au seuil, la dernière pause coïncidera avec la première de la journée suivante.

Par ailleurs, ces pauses ont des caractéristiques intrinsèques différentes : dans les deux premières, les vitesses sont faibles tandis que dans la troisième, elles atteignent le seuil de vitesse fixé. Ceci signifie que **des petits déplacements** existent au sein même des pauses. Ces petits déplacements sont d'amplitude variée, avec une vitesse plus ou moins rapide. Les animaux continuent donc à être mobiles lors de leurs pauses. Ainsi, même s'ils diminuent leurs déplacements pour accomplir une activité (dormir, manger, boire), ils ne s'arrêtent pas totalement.

Enfin, dans la mesure où le seuil de vitesse est difficile à définir précisément, nous avons ajouté un seuil de tolérance de vitesse : si une vitesse est légèrement supérieure au seuil et bordée de part et d'autre de pauses (comme à 20h sur la figure), nous classons l'ensemble de la séquence en pause (comme la pause 3). **La valeur de tolérance a été fixée, de façon empirique, à $\pm 5\%$ du seuil.**

Les pauses identifiées par des critères temporels ont également une existence spatiale. En figure B.5.51, sont mises en parallèles les vitesses horaires et la localisation des pauses pour un troupeau de buffle (à gauche) et un autre d'éléphants (à droite). Les pauses journalières de ce troupeau de buffles ressemblent à celle du troupeau de zèbres étudié précédemment : les heures de pauses sont similaires (avant 5 h, avant 13 h et avant 19 h). En revanche, les pauses du troupeau d'éléphants on

lieu en milieu et fin de journée et comportent peu de déplacements. Il existe donc des variabilités dans les pratiques spatiales des pauses par espèces. Les localisations et les durées des pauses sont étudiées plus précisément en chapitre 6.

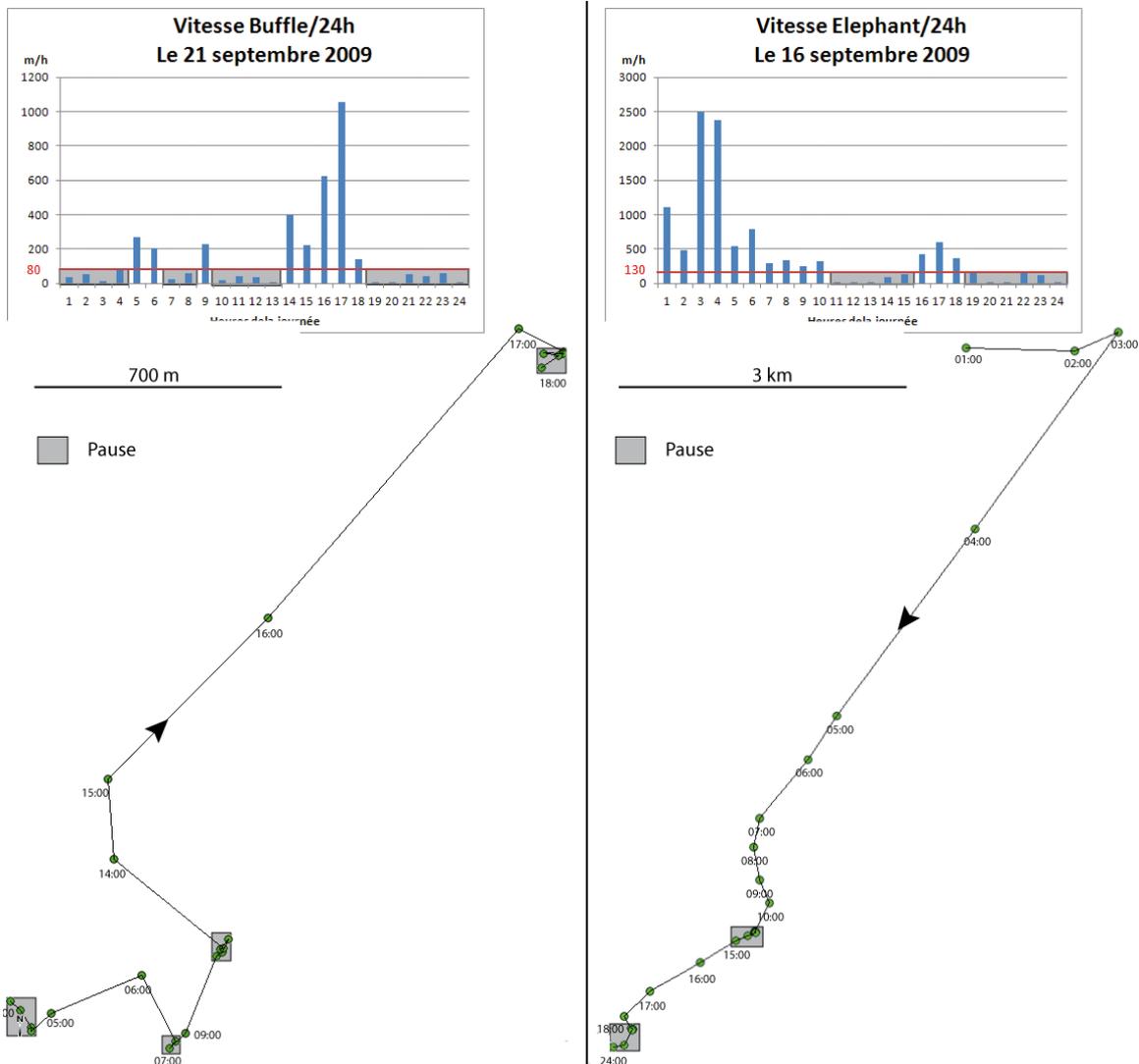


Fig B.5.51 : Pauses journalières d'un troupeau de buffles (à gauche) et d'un troupeau d'éléphants (à droite)

Dans cette figure, les pauses ont été localisées et dessinées à la main. Reste maintenant à les construire de façon automatique. Cela nécessite de développer de nouveaux concepts.

d- Définition des concepts : trajectoire, station, pause, déplacement

Dans la Time Geography, la **station** est une portion d'espace occupée sur une certaine durée entre deux déplacements. Surtout utilisée pour caractériser un lieu d'activité pendant le déplacement journalier d'un individu (Savary et Zeitouni, 2004), cette notion peut être utilisée pour analyser les pratiques spatiales de troupeaux d'animaux. Nous définissons alors les stations comme des lieux où s'arrêtent les troupeaux entre leurs déplacements. Ainsi définie, une station est un lieu où la vitesse d'un segment de trace est nulle ou quasi nulle. La station est donc une notion spatiale pour

caractériser les pauses. Au contraire, un déplacement se fait à grande vitesse et relie deux stations. Nous appelons **trajet** l'ensemble de segments séparant deux stations.

La figure B.5.52 précise les concepts employés. Nous définissons la **trajectoire** comme l'ensemble des pauses et des déplacements qu'effectuent les troupeaux. La pause est une station dans l'espace et correspond à une période de pause dans le temps. Le déplacement est un trajet dans l'espace, défini comme un ensemble de segments, et correspond à une période de déplacement dans le temps.

Trajectoire	Pause	Déplacement
Temporel	Période de vitesse quasi nulle	Période de vitesse non nulle
Spatial	Station	Trajet = {Segments}

Fig B.5.52 : Dimensions temporelles et spatiales d'une trajectoire

Le principe d'identification d'une pause repose sur les vitesses calculées des segments issus de la trace estimée. Nous fixons un seuil de vitesse $V_{0,i}$ à partir duquel le troupeau est considéré comme ne bougeant pas. En dessous du seuil, nous construisons une station ; au dessus du seuil, les segments de trace estimée entre deux stations sont regroupés sous la notion de Trajet. Une trajectoire peut ainsi être découpée en successions de stations et trajets.

e- Méthode de construction des stations

L'étape suivante consiste à construire les stations identifiées. Leur délimitation dépend de l'importance et de la quantité de petits déplacements au sein d'une pause. La méthode de construction des stations dépend donc de deux paramètres : 1/ le nombre de segments successifs ayant une faible vitesse (correspondant à la durée de la pause) et 2/ leur éloignement par rapport au point de départ.

L'objectif est de créer un polygone englobant ces segments de façon optimale. Il existe plusieurs formes de polygones, du plus grand au plus petit (illustrées en figure B.5.53) : le cercle circonscrit aux points, le rectangle englobant et l'enveloppe convexe minimale.

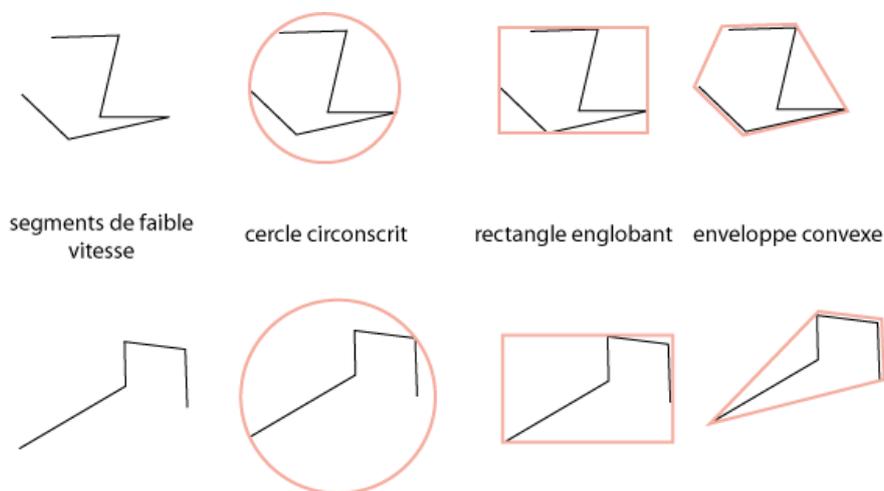


Fig B.5.53 : Méthodes de construction de polygones englobant

Nous retenons le cercle circonscrit aux segments, d'une part parce qu'il est souvent construit pour étudier les déplacements d'animaux, comme pour Buchin et al. (2012), et d'autre part il s'agit du polygone le plus étendu. Or le polygone englobant choisi doit être suffisamment étendu pour ne pas être trop affecté par les imprécisions spatiales dues à la localisation des segments. Une enveloppe convexe s'avèrerait trop étroite.

Cette construction du cercle circonscrit repose sur un point central et un rayon. Le point central se détermine par un algorithme de moyenne mobile (Banos 2001) : sa position (x_{centre} , y_{centre}) est calculée par un calcul de barycentre des points GPS, de façon itérative, à chaque ajout de nouveau segment – si ce segment rentre dans le critère de vitesse : $x_{centre} = \frac{\sum x_{points}}{nb_{points}}$; $y_{centre} = \frac{\sum y_{points}}{nb_{points}}$.

Puis, le rayon est calculé par la distance maximale des points à ce point central.

Une trajectoire est ainsi constituée de plusieurs stations, ayant des durées et des étendues différentes. A titre illustratif, la trajectoire calculée d'un groupe de zèbres est indiquée en figure B.5.54. Les pauses effectuées sont nombreuses : sur 7 mois et 5 jours, elles sont 882, soit 4 par jour. Leur répartition spatiale est hétérogène : certains lieux concentrent les pauses ; sur d'autres, ce groupe ne s'arrête jamais. Enfin, certains lieux sont fréquentés sur des durées fixes, par exemple le lieu zoomé sert plutôt pour de courtes pauses, tandis d'autres de manière variable.

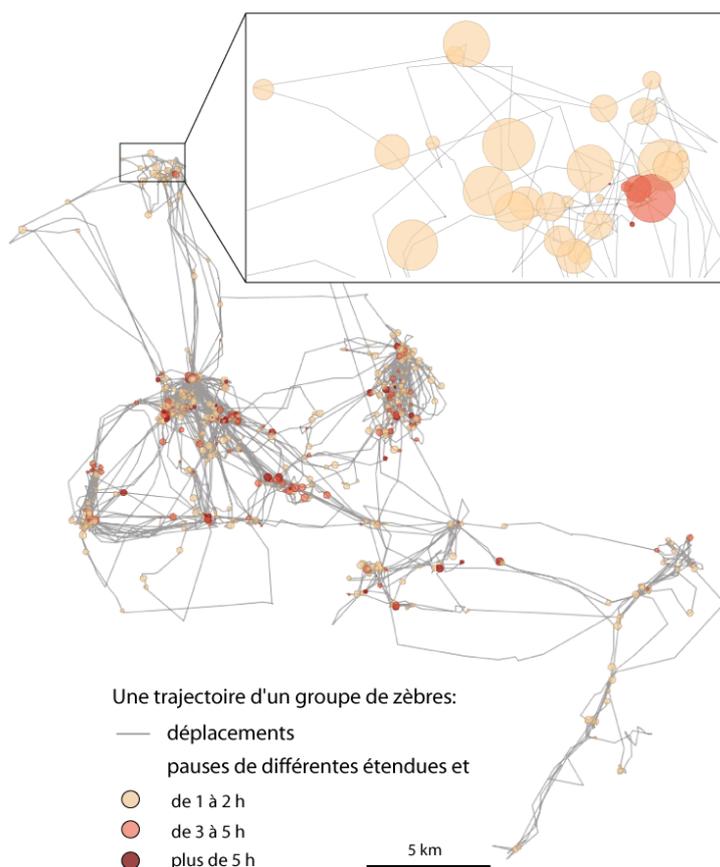


Fig B.5.54 : Une trajectoire d'un groupe de zèbres pendant 7 mois et 5 jours

Les stations construites ont des propriétés variables en étendue et en durée. Examinons ici les étendues et durées les plus extrêmes des stations construites. La durée maximale d'une pause est de

9 h, selon nos données et à ce seuil de vitesse (1% de la vitesse maximale). Lors de ce type de pauses, les groupes parcourent au maximum 1170 m, ce qui correspond à une station de 585 m de rayon. La durée minimale d'une pause est d'une heure, ce qui implique une station de 65 m de rayon.

Les stations identifiées sont-elles de vrais lieux de pauses ?

Il s'agit ici de discuter de la validité des pauses identifiées. L'identification d'une station repose uniquement la vitesse d'un segment par rapport à un seuil de vitesse des segments choisi. Quand cette vitesse est très élevée ou très faible, l'objet construit, déplacement ou pause, est certain. En revanche, quand cette vitesse est proche du seuil, on peut se demander si la pause que nous avons construite est valide ou non (ce qui correspond aux zones grisées dans le tableau de la figure B.5.55).

Plus la durée de la pause est courte (soit une heure), plus l'existence de la pause est questionnable. En outre, à cause de la fréquence d'acquisition des points GPS, d'une heure dans le meilleur des cas, une pause ne peut être identifiée si elle dure moins d'une heure.

Pause effectuée par le troupeau	Durée < 1h	Durée = 1h	Durée > 1h
segments < seuil	Pause non identifiée	Pause validée	
segments ~ seuil		Pause identifiée	Pause validée Pause identifiée
segments > seuil		Pause non validée	

Information (pause identifiée ou non) 100% valide
 Information discutable

Fig B.5.55: Identification et validité d'une pause selon ses critères spatiaux et temporels

f- Modélisation informatique de la trajectoire

Une modélisation de la trajectoire sous forme d'un les diagrammes de classes UML est proposée en figure B.5.56.

La trace estimée empruntée par un groupe permet d'identifier des pauses et des déplacements en établissant des seuils de vitesse des segments. Les pauses et déplacements sont des notions spatio-temporelles, ce qui est mis en valeur par les lettres « ST », à droite du nom de ces classes. Nous nous sommes inspirée des pictogrammes proposés par Spaccapietra et al. (2008).

Une pause se déroule spatialement dans une station (« S ») et se déroule sur période (« T »). De la même façon, un déplacement est effectué sur une période et emprunte un trajet dans l'espace, lui-même composé de segments. Enfin, l'ensemble des pauses et des déplacements une trajectoire.

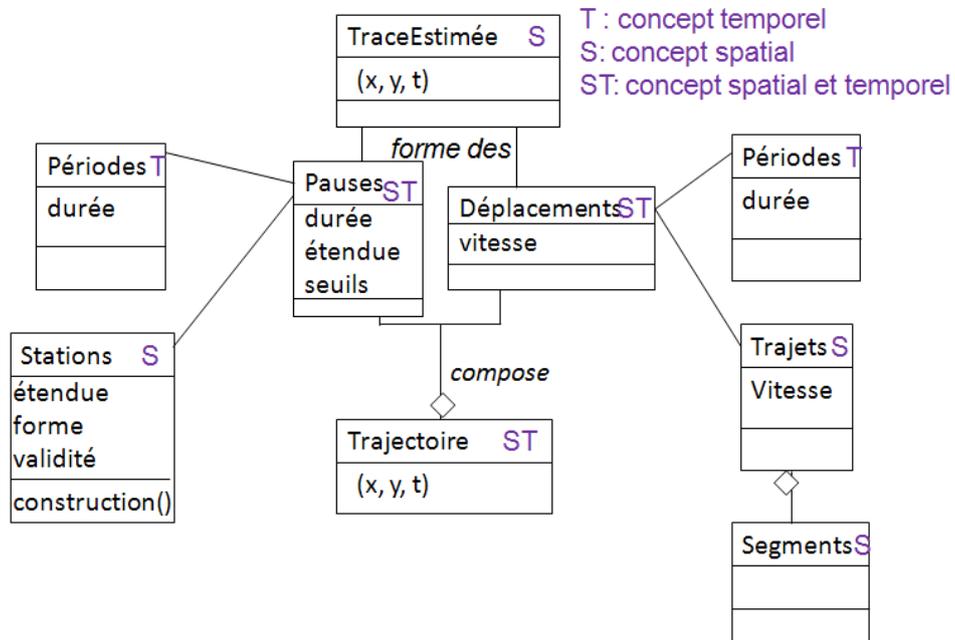


Fig B.5.56 : La modélisation UML de la trajectoire

g- Sensibilité aux seuils

La méthode de détection des stations repose sur un seuil de vitesse $V_{0,i}$ en dessous de laquelle le troupeau est considéré comme statique. Ce paramètre a été fixé initialement par 1% des vitesses maximales des espèces dans nos données, soit 130 m/h pour les éléphants et les zèbres et 80 m/h pour les buffles. Nous étudions ici l'influence de ce paramètre sur les stations identifiées.

Nous testons neuf valeurs de vitesse définies par un certain pourcentage de la vitesse maximale : 0.2, 0.5, 1 (= $V_{0,i}$ initial), 2, 3, 4, 5, 6 et 10% de V_{max} . Ceci correspond à des vitesses par espèces indiquées en figure B.5.57. Nous comparons le nombre de pauses identifiées, leur durée moyenne et leur étendue issus de ces différents seuils de vitesse.

% vitesse max	éléphants	zèbres	buffles
0,2	26	26	16
0,5	65	65	40
référence : 1	130	130	80
2	260	260	160
3	390	390	240
4	520	520	320
5	650	650	400
6	780	780	480
10	1300	1300	800

Fig B.5.57 : Vitesses seuil testées en m/h

D'abord, les **durées moyennes** de pause par espèces selon les différents seuils de vitesses ne mettent pas en évidence les mêmes pauses (figure B.5.58) :

- les faibles vitesses seuils (0.2% ou 0.5% de la V_{max}) identifient en général des pauses d'une heure,
- les moyennes vitesses seuils (1 à 3% de la V_{max}) identifient des pauses de 2 à 6h,
- les grandes vitesses seuils (>5% de la V_{max}) se focalisent sur des pauses de 10h dans la journée. Cette durée est matérialisée sur les graphiques en orange.

Nous cherchons à mettre en évidence des activités journalières accomplies dans les pauses par les groupes, comme manger, boire ou se reposer. D'après nos observations et nos échanges avec les écologues, ces activités prennent de quelques minutes à 9-10 h (cas des zèbres et des buffles qui feraient une grande pause pendant la nuit selon Rubenstein (2010)). Nous considérons qu'il s'agit de la durée maximale de pause au cours d'une journée.

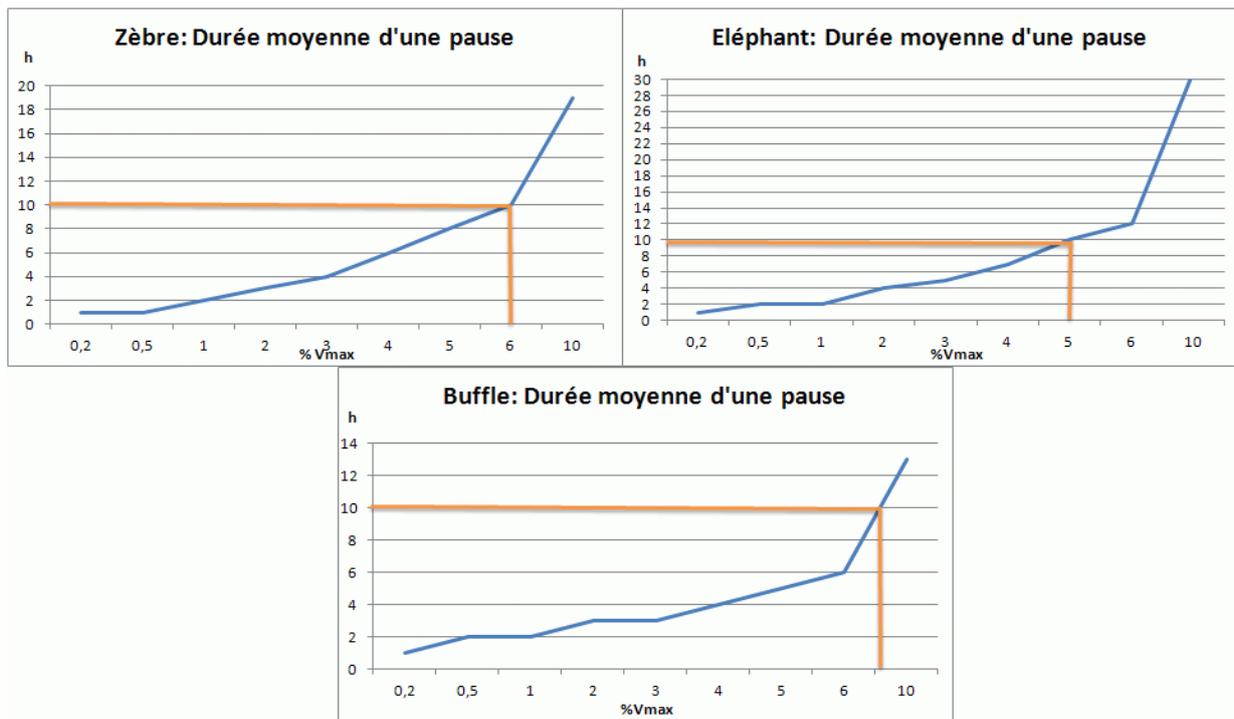


Fig B.5.58 : Durées moyennes de pauses selon différentes valeurs de vitesse seuil. En orange : > 10h de pause

Nous étudions ensuite **l'étendue moyenne** des stations par espèces selon les différents seuils de vitesses (figure B.5.59). Plus la vitesse seuil est élevée, plus l'étendue est grande. Cependant il existe une stabilité dans les étendues entre 0.2 et 2% de la V_{max} .

Enfin, le **nombre de pauses** identifiées par espèces selon les différents seuils de vitesses est présenté en figure B.5.60. Ce nombre dépend du nombre de points enregistrés, et donc du nombre de jours suivis. Cette information est indiquée dans les titres des graphiques. Pour toutes les espèces, il existe un point maximum du nombre de pauses : 1% pour les zèbres, 2% les éléphants et 3 % les buffles. Si la vitesse seuil est élevée, les pauses s'agrègent au profit d'une pause unique et plus grande.

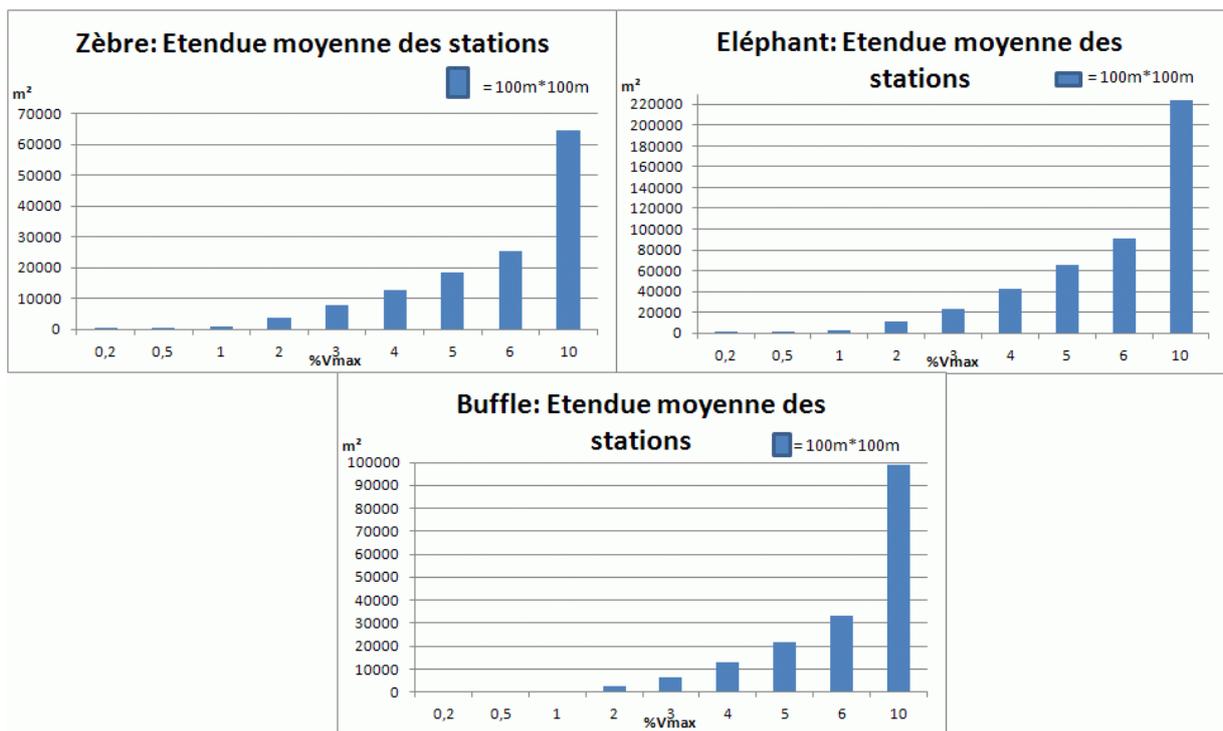


Fig B.5.59 : Étendues moyennes de stations selon différentes valeurs de vitesse seuil

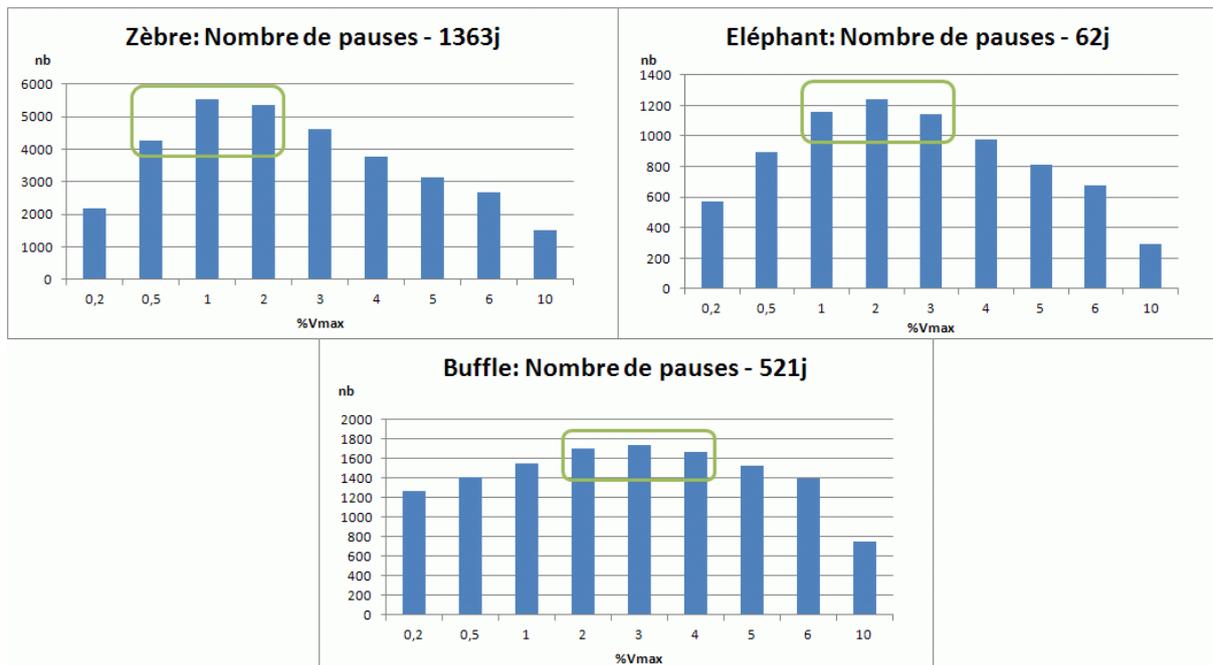


Fig B.5.60 : Nombre de de pauses selon différentes valeurs de vitesse seuil

Le carré vert cette dernière figure identifie un intervalle de vitesses seuils pour lequel le nombre de pauses identifié est stable. Les vitesses seuils dans cet intervalle influence donc peu la détection des pauses. Cet intervalle nous intéresse particulièrement. Il correspond à [0.5 – 2] % de la vitesse maximale pour les zèbres, [1 - 3] % pour les éléphants et [2 - 4] % pour les buffles

Le seuil initial choisi, égal à 1% de la vitesse maximale, est inclut dans ces intervalles uniquement pour les zèbres et les éléphants ; nous conservons ce paramètre. Pour les buffles, en revanche, nous modifions le paramètre initial en 3% de la vitesse maximale. Ces vitesses correspondent à **130 m/h pour les zèbres et les éléphants et 240 m/h pour les buffles.**

Dans ce chapitre, des trajectoires des troupeaux d'animaux ont été construites. Elles correspondent à l'ensemble des pauses et des déplacements qu'effectue un troupeau. Les pauses ont été identifiées en fixant des seuils de vitesses en dessous duquel le troupeau est considéré comme statique.

Ces trajectoires vont maintenant permettre de déterminer les activités des troupeaux en relation avec les ressources présentes et les éléments topographiques (chapitre 6). D'autre part, agrégées, les trajectoires servent à l'identification des lieux de fréquentation des animaux, qui sont les lieux de pression animale forte sur l'occupation du sol (chapitre 7).

Chapitre 6 : Analyses spatio-temporelles des trajectoires de groupes d'herbivores

La nature de la pression exercée par un groupe d'herbivores sur l'occupation du sol dépend de son activité. Nous considérons quatre activités : boire, se nourrir, se reposer ou se déplacer pour rejoindre un autre lieu. La partie I explique la méthode pour identifier ces activités à partir des formes et des localisations des déplacements et des pauses qui constituent les trajectoires. Puis, nous utilisons la visualisation en trois dimensions des trajectoires pour analyser visuellement les récurrences temporelles des activités (II). Enfin, nous comparons les trajectoires des groupes construites à partir des suivis GPS à celles dessinées par les experts (III).

I. Des indicateurs pour analyser les pratiques spatiales des groupes d'herbivores

Les trajectoires construites en chapitre 5 permettent d'analyser les pratiques spatiales des groupes d'animaux, c'est-à-dire les activités qu'ils accomplissent. Nous considérons quatre activités : boire, se nourrir, se reposer ou se déplacer pour rejoindre un autre lieu. Ces activités sont effectuées soit pendant une pause sur une **station (boire, se nourrir et se reposer)**, soit pendant un déplacement sur un **trajet (se déplacer)**. Pour identifier ces pratiques spatiales, la méthodologie suivie est de mettre au point des indicateurs qui décrivent les caractéristiques spatiales et temporelles des pauses (§ 1) et des déplacements (§ 2) des groupes d'animaux. Ces indicateurs proxys permettent d'estimer les activités pratiquées.

1. Les indicateurs décrivant les pauses

Dans les pauses, trois types d'activités de groupes d'herbivores sont considérées : manger (quel que soit le type de régime alimentaire), boire et se reposer. Pour identifier l'activité effectuée durant une pause, nous devons au préalable analyser la durée, l'étendue, la datation et la localisation par rapport à l'environnement (ici : l'occupation du sol) de cette pause.

a- La durée d'une pause

Il s'agit ici de détecter des durées clés, utilisées pour un type d'activité en particulier. Pour cela, nous comparons les durées des pauses effectuées par jour par troupeau et leur fréquence.

Aux seuils de vitesse fixés (dans le chapitre 5), les pauses durent au maximum 9 h. Cependant, en analysant les données, les durées de pauses de moins de 6 h sont les plus fréquentes : elles concernent 98% des pauses de groupes de zèbres et d'éléphants et 95 % de celles de groupes de buffles. Nous analysons donc particulièrement les pauses d'une durée variant entre 1 h et 6 h.

Les fréquences de pauses d'une certaine durée peuvent varier selon les comportements des espèces étudiées. C'est pourquoi la figure B.6.1 présente, par espèce, les proportions des durées des pauses durant un an. Une couleur correspond à un numéro de collier GPS, donc à un groupe.

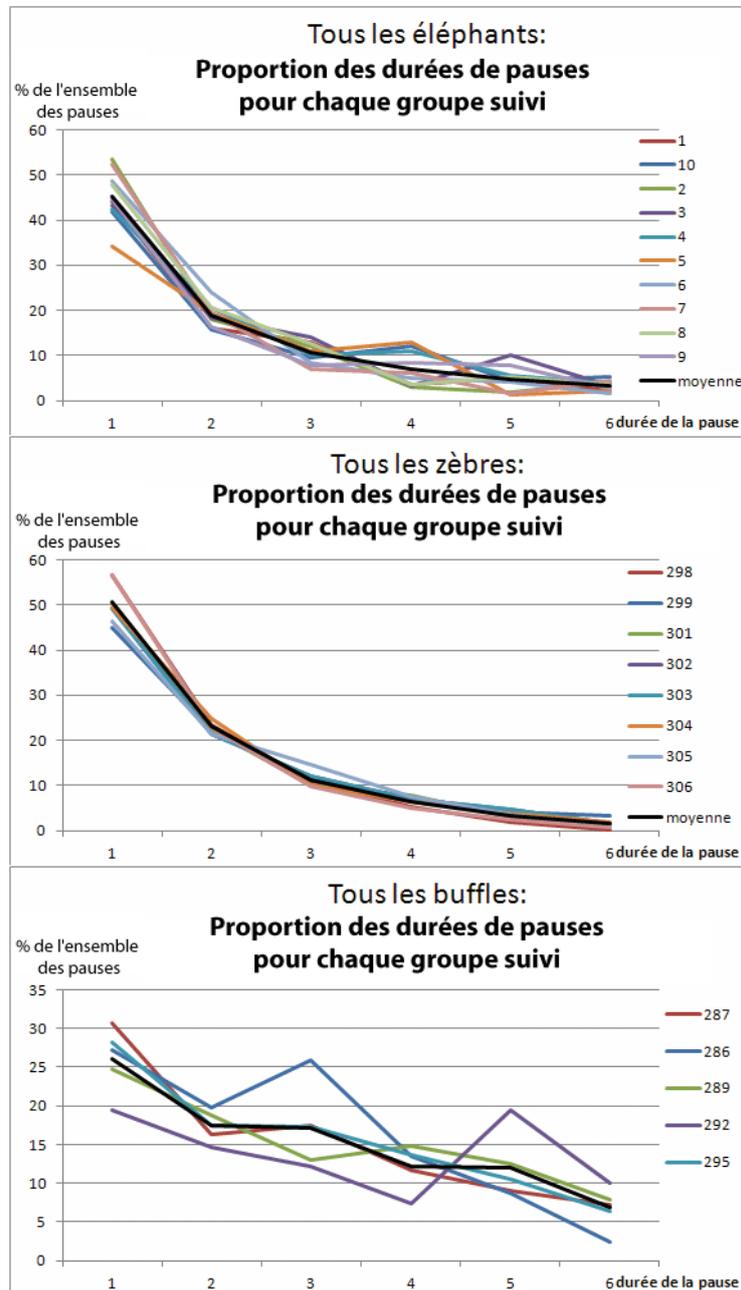


Fig B.6.1 : Répartition des durées de pauses par espèce

Cette figure montre que, quelle que soit l'espèce, les pauses les plus courtes sont les plus fréquentes (les courbes sont décroissantes). Par ailleurs, il y a peu de variabilité des répartitions des durées de pauses entre les groupes de zèbres (au milieu), un peu plus dans les groupes d'éléphants (en haut), tandis que les buffles ne sont pas réguliers (en bas). Nous considérons qu'il existe des distributions de durées types par espèce, calculées par la moyenne des durées des groupes et représentée en noir sur les graphiques de la figure B.6.1.

En superposant ces moyennes sur le même graphique, nous obtenons la figure B.6.2. On y voit que :

- Les groupes d'éléphants et de zèbres s'arrêtent **trois fois par jour** : une pause d'une heure, une autre d'une heure ou de deux heures et une dernière d'au moins trois heures. Au total, ils passent entre **5 et 6 h de pause**.
- Les groupes de buffles réalisent **cinq pauses journalières** : une d'une heure, une de deux heures, une de trois heures, une de quatre heures et une dernière d'au moins cinq heures, pour un total de **15 h de pause**.

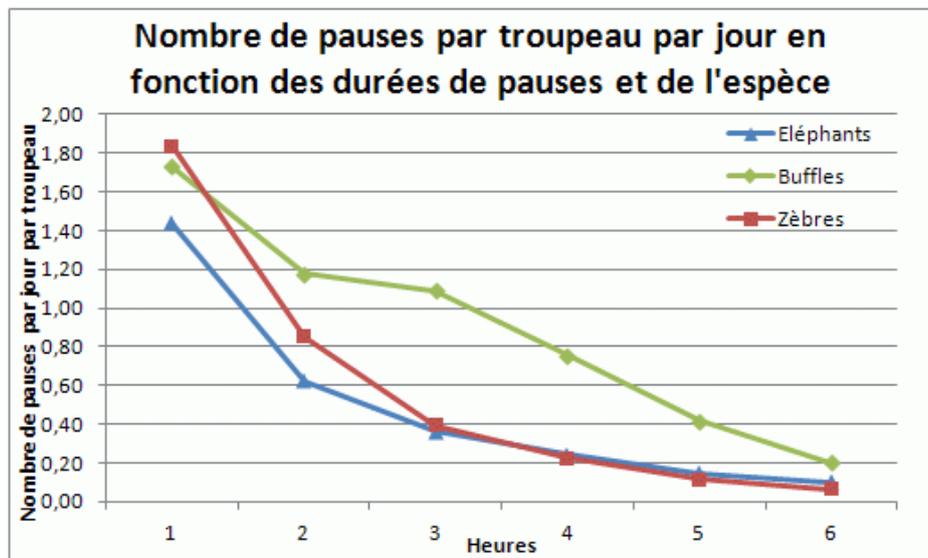


Fig B.6.2 : Nombre de stations de durées différentes effectuées par jour pour les trois espèces

b- L'étendue d'une pause

En parallèle, l'étendue des pauses décrit l'ampleur des déplacements nécessaires pour réaliser une activité. La figure B.6.3 décrit l'étendue des pauses en fonction de leurs durées.

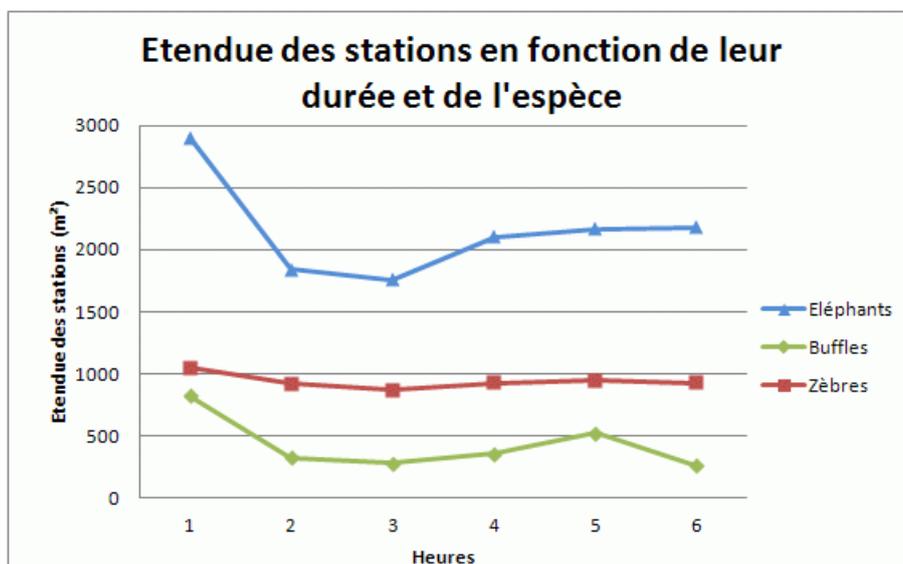


Fig B.6.3 : Relation entre étendue des stations (en m²) et heures passées pour les trois espèces

Relativement aux autres espèces, les groupes d'éléphants semblent bouger beaucoup pendant leurs pauses (la courbe bleue se trouve au dessus des autres), au contraire des groupes de buffles. Ils pourraient avoir besoin de plus d'espace dans leurs pauses, pour rechercher de la végétation appétente. L'étendue des stations dépend donc de l'espèce et ses besoins en ressources, comme pour Benhamou (2004).

Pour toutes les espèces, une pause d'une heure est étendue (figure B.6.4), ce qui signifie que les groupes se déplacent durant ce type de pause. Cette pause pourrait être utilisée pour se nourrir et rechercher de la nourriture, en se déplaçant d'arbustes en arbustes ou sur des prairies.

Pour les éléphants et les buffles, le creux dans les courbes, situé à deux et trois heures de pauses, indique de faibles déplacements. Ces durées de stations pourraient être spécifiquement utilisées pour dormir. Quant au zèbre, ce creux n'apparaît pas : quelle que soit la durée de la pause, il continue à bouger. Ceci signifie qu'il ne dort pas, ou qu'il dort sur un temps court qui n'est pas détectable par notre méthode. Selon les experts et certains articles de neurosciences (Arnuf 1996, Jouvét 2000), les éléphants et buffles dorment environ 3 à 4 heures par jour, tandis que les zèbres utilisent seulement 2 heures. Cependant, les éléphants dorment réellement par phases de deux heures, tandis que les autres espèces pourraient fractionner leur repos. Ceci pourrait expliquer l'absence de détection de repos pour les groupes de zèbres.

Comme nous devons identifier les activités qui s'accomplissent à certaines durées, nous utilisons nos observations empiriques et les connaissances d'écologues pour établir ces hypothèses sur les groupes et les espèces que nous étudions :

- Les **pauses d'une heure** servent aux groupes d'animaux à chercher et puiser des **ressources** ;
- Pendant **deux ou trois heures par jour**, les éléphants et les buffles **se reposent**, occupant alors peu d'espace. Les zèbres peuvent aussi répartir leur sommeil dans la journée, par des phases courtes de moins d'une heure, mais ce qui n'est pas détectable par notre méthode. Nous considérons que la durée de deux heures est également utilisée par les zèbres pour dormir.
- A plus de **quatre heures de pause**, les groupes réalisent de **multiples activités** sur la même station. Par exemple ils y dorment et s'y nourrissent.

c- La datation d'une pause

Le but de cette analyse est également de situer les activités réalisées par un troupeau au cours de la journée. Pour cela, nous datons chaque pause, en identifiant son heure de début et de fin (figure B.6.4). Puis nous analysons les heures de début et de fin les plus fréquentes au cours de la journée, pour chaque espèce.



Fig B.6.4 : Principe de datation des pauses : identifier les heures de début et de fin

L'heure de début de pause permet d'identifier l'heure d'activité dans la journée. L'heure de fin de pause permet d'avoir accès à la durée de la pause et donc d'estimer l'activité réalisée par le troupeau. Cette datation peut également inclure les dates pour comparer les activités à d'autres temporalités que la journée, en particulier selon les saisons.

Cette méthode permet d'établir des **emplois du temps types par jour**, selon les espèces et les activités qui nous intéressent, en identifiant l'activité réalisée la plus souvent effectuée pour chaque tranche d'une heure de la journée. Ces patterns temporels d'activités quotidiennes sont présentés en figure B.6.5.

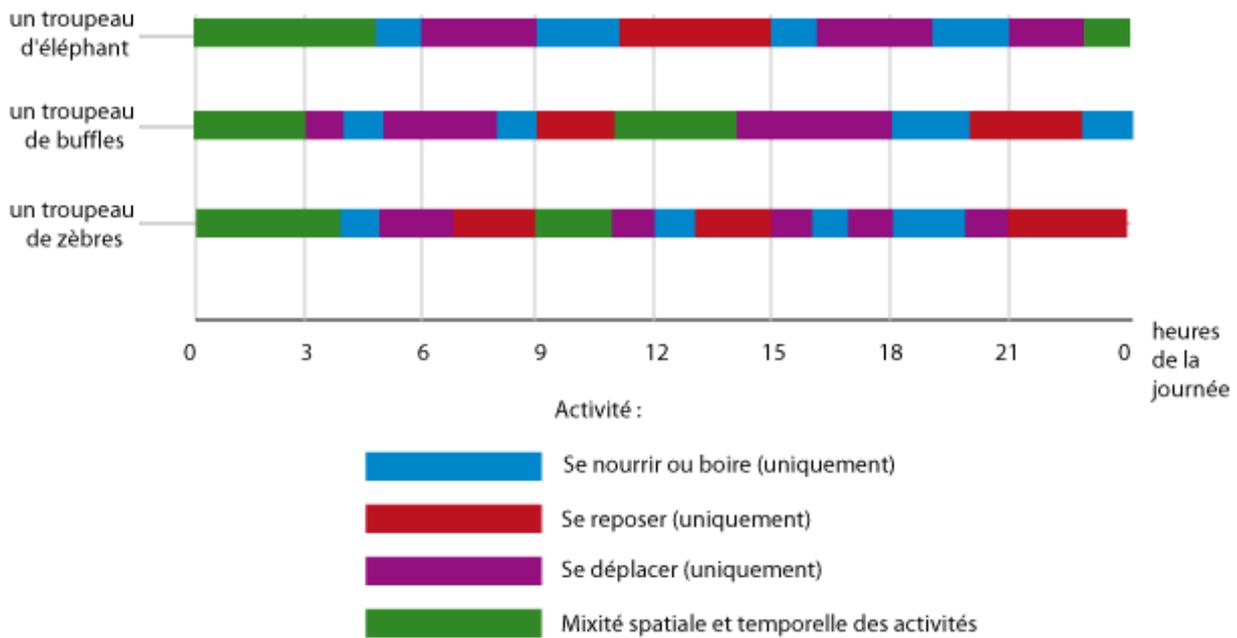


Fig B.6.5 : Journées types par espèce

Dans cette figure, les **pauses longues** sont représentées en vert. Elles correspondent à des activités mixtes. Elles sont particulièrement effectuées par les groupes pendant la nuit. Nous estimons que les buffles et les zèbres utilisent également ce type de pause vers 10h ou vers 12h. Nos observations concordent avec celles de Rubenstein (2010) pour qui les herbivores font une grande pause pendant la nuit et se déplacent pendant la journée.

Les pauses utilisées uniquement pour dormir sont représentées en rouge. Elles incluent de faibles déplacements dans les stations pendant deux ou trois heures. Ces pauses sont utilisées de façon **décalée** par les espèces : quand une espèce finit une pause, une autre espèce débute une autre pause. Ce décalage est aussi visible par les pauses utilisées pour se nourrir ou boire (en bleu) : les pauses des groupes d'éléphants (de 5h à 6h, de 9h à 11h, de 15h à 16h et de 19h à 21h) ne coïncident pas avec celles des groupes de zèbres et de buffles. Or Valeix (2006) a montré que les éléphants accédaient aux points d'eau le plus souvent vers 19h, les buffles à 10 h et 18h et les zèbres vers 11h. Ses résultats mettent en évidence que les buffles et les zèbres cherchent à éviter les éléphants, en désynchronisant leurs activités. Ceci peut également expliquer les décalages observés dans les activités de ces espèces.

Du reste, **la durée et la fréquence des activités** varient selon les espèces. Les groupes de buffles et de zèbres effectuent des pauses pour dormir qui seraient courtes (de 2h) et nombreuses dans la journée (deux ou trois). Selon Mazzon (2008), ce type de pause sert à somnoler après les repas. Au contraire les groupes d'éléphants effectueraient une seule pause longue pour dormir aux alentours de midi. Le choix de cet horaire peut s'expliquer par le fait de limiter ses déplacements pendant les températures chaudes. Les pauses utilisées par les groupes pour se nourrir sont estimées à quatre par jour dans nos données, et durent de une à deux heures. Dans la littérature, ces trois espèces devraient boire une à trois fois par jour (Owen Smith 1988, Valeix 2006, Mazzon 2008), ce qui correspond à nos observations. Cependant, pour (Leuthold 1977), les éléphants sont moins dépendants de l'eau. Moss (1996) précise qu'ils peuvent seulement boire au moins tous les trois jours. Leurs comportements sont moins systématiques en raison de leur faculté d'adaptation et leur flexibilité sociale (Poole 1996).

Au total, en incluant les pauses mixtes et les pauses pour se nourrir, nos résultats montrent que les éléphants passent 12 h à se nourrir, les zèbres et les buffles 11 h. Cette durée peut être sous-estimée : elle serait de 17 h pour les éléphants selon Owen Smith (1988) et de 15 h pour les zèbres (Mazzon 2008).

d- Analyse de l'environnement des stations : la présence de ressources pour les groupes

L'environnement des stations, et notamment la présence de ressources pour les groupes d'animaux, permet de préciser l'activité réalisée durant une pause.

Nous voulons caractériser les localisations des stations au sein de leur environnement. Nous utilisons pour cela la localisation des zones de l'occupation du sol : formations végétales ou zones de points d'eau. La pente des stations pourrait être prise en compte. Néanmoins, dans notre zone d'étude, le relief est uniforme sur l'étendue des stations (qui occupent quelques centaines de m²). Nous décidons de ne pas caractériser les stations par leur pente, mais ce pourrait être pertinent pour d'autres études et d'autres espaces.

Pour cela, nous utilisons deux indicateurs proxys. Le premier détermine la zone d'occupation du sol majoritaire dans chaque station. Le second calcule la distance entre une station et le point d'eau le plus proche. Nous analysons ces indicateurs d'environnement dans chaque station.

Les formations végétales majoritaires dans les stations

La présence de certains végétaux dans les stations peut permettre de mieux estimer les activités des troupeaux, en particulier :

- si ces végétaux sont appétents pour l'espèce animale considérée, alors l'activité estimée est celle de se nourrir,
- si ces végétaux ne sont pas appétents mais ont une certaine hauteur, ils peuvent servir d'ombre aux groupes pour leur activité de repos.

Pour évaluer ces attributs, nous déterminons les formations végétales majoritaires dans les stations puis nous étudions leurs attributs : espèces végétales et hauteurs.

Nous déterminons d'abord les proportions d'espèces végétales des formations végétales où se situent les stations (figure B.6.6).

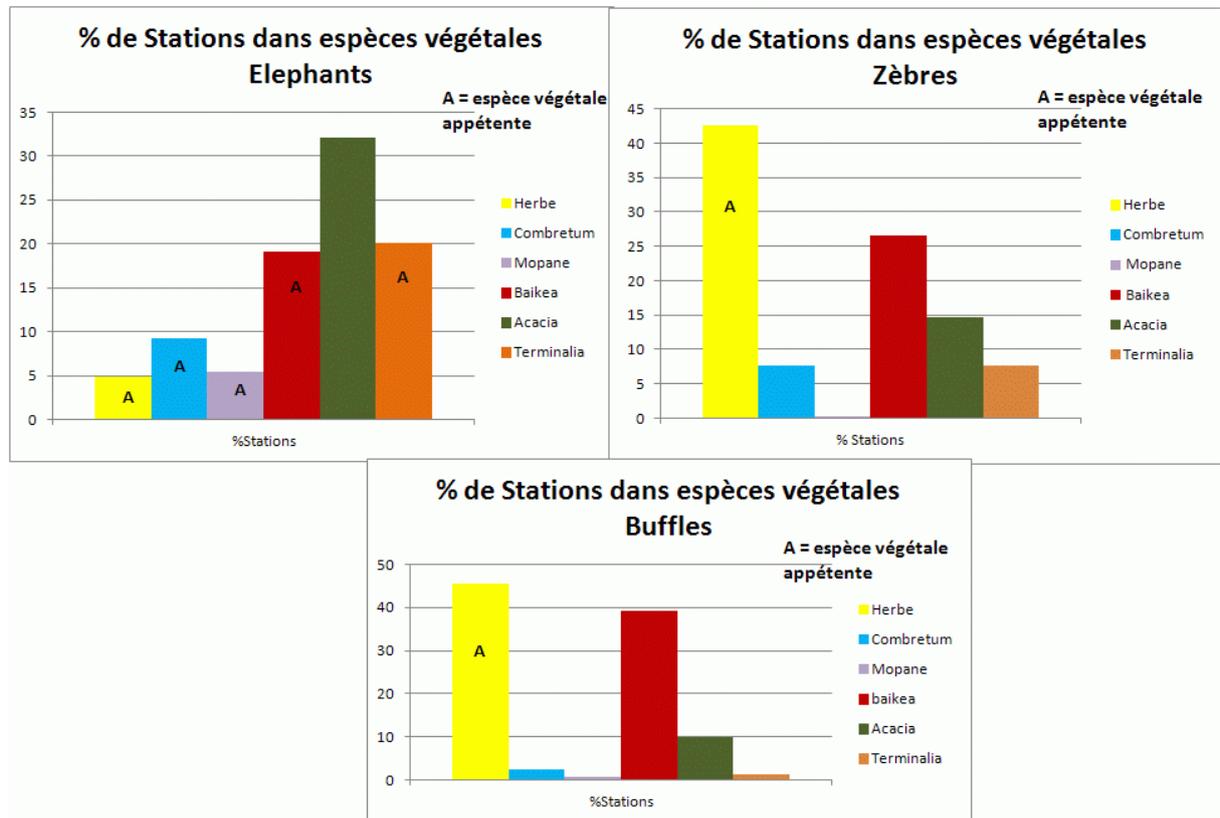


Fig B.6.6 : Proportions d'espèces végétales présentes dans les stations. A signifie : espèce végétale appétente

D'après Ipavec (2001), l'éléphant se nourrit en priorité des espèces végétales *Colospospermum Mopane* (ou simplement Mopanes), les *Combretum* (Combretums) et les *Terminalia Sericea* (Terminalias), puis dans un deuxième temps les *Baikiaea plurijuga* (Baikiaeas). Or d'après nos observations, les groupes s'arrêtent souvent (32% des stations) dans les Acacias (en vert sur la figure). Ces stations ne servent donc pas aux groupes d'éléphants à se nourrir, mais pourrait l'être à se reposer. Puis, dans 70% des stations, les groupes s'arrêtent dans une végétation appétente, en particulier Terminalias (en orange : 20% des stations) et Baikiaeas (en rouge : 19%), qui pourrait servir à se nourrir.

Les autres espèces étudiées se nourrissent uniquement d'herbe. Dans la figure, l'espèce végétale majoritaire est effectivement l'herbe (en jaune) pour ces deux espèces. Cependant, ils s'arrêtent également souvent dans les Baikiaeas (26% pour les stations de zèbres ; 40% pour celles des buffles) et les Acacias (15% pour les stations de zèbres ; 10% pour celles des buffles). Il s'agit de buissons et d'arbres sous lesquels ils peuvent se reposer.

La présence d'eau

En complément, nous cherchons à identifier la ressource en eau dans les stations. Un indicateur de la proximité de l'eau est la distance entre une station et le point d'eau le plus proche de celle-ci. Plus cette distance est faible, plus les groupes s'arrêtent près de l'eau et on estime leur activité de boire.

Dans nos données, cette distance a une valeur minimale de 47 m et une valeur maximale de 12 km (pour les éléphants). Les stations sont donc très différentes dans leurs localisations par rapport aux points d'eau. Par ailleurs, pour toutes les espèces, moins de 1% des stations identifiées sont situées à moins de 500 m d'un point d'eau. Ceci signifie que les stations sont plutôt éloignées des points d'eau. En conséquence, par notre méthodologie, **une station n'est pas détectée au moment de boire**.

Rappelons ici que les pauses ne sont détectées que si elles se déroulent sur au moins une heure, à cause des fréquences d'acquisition des points GPS. Or d'après les comptages réalisés aux points d'eau principaux, qui référencent les temps d'arrivée et de boisson des animaux observés en 2003-2004, les éléphants passent en moyenne 19 minutes pour boire, les zèbres 7 minutes pour boire et les buffles 11 minutes. Ces durées sont donc trop petites pour être identifiées.

Pour rendre compte des temps de parcours entre les stations et leurs points d'eau les plus proches, nous calculons malgré tout les distances moyennes entre les stations et les points d'eau. En moyenne, ces distances sont en moyenne de 2 km pour les zèbres, 3 km pour les buffles et 4 km pour les éléphants. En considérant leurs vitesses moyennes, elles peuvent être parcourues en environ 30 minutes. Cette proximité en temps de parcours de l'eau révèle des besoins fréquents en eau, notamment pour les zèbres. Selon Grange (2006), les zèbres ne s'éloignent jamais à plus de 5 km des points d'eau. Dans notre zone, cette distance est plus encore plus petite.

Pour résumer, les activités réalisées pendant les pauses ont été évaluées à partir d'indicateurs : la durée, l'étendue, la datation et l'occupation du sol des pauses.

De manière générale, toutes les espèces d'herbivores se reposent pendant la nuit et sont plus actifs le jour. Néanmoins, les activités estimées dans la journée diffèrent selon les espèces. Les groupes de zèbres et de buffles semblent décaler leurs activités par rapport aux groupes d'éléphants : les premiers sont actifs vers midi et se reposent après trois heures, ce qui est le contraire pour les seconds. Par ailleurs, les éléphants semblent réaliser un grand nombre de pauses pour se nourrir. Les pauses des deux autres espèces ne sont pas nécessairement effectuées dans une végétation appétente : ils fréquentent des lieux pour d'autres raisons que l'alimentation (par exemple : pour se reposer).

2. Les indicateurs décrivant les déplacements

Le but de cette partie est d'analyser les déplacements entre deux stations effectués par les groupes d'herbivores suivis. Pour cela, nous mettons en place des indicateurs proxys qui décrivent chaque déplacement : sa datation, sa forme et sa longueur, la vitesse à laquelle il est parcouru et l'environnement (ici : occupation du sol et topographie) qu'il traverse. Ces indicateurs sont ensuite analysés sur l'ensemble des trajectoires des groupes.

a- La datation d'un déplacement

Nous utilisons l'indicateur de datation pour ancrer les déplacements dans le temps. Il permet de connaître l'heure du début et l'heure de fin d'un déplacement. L'ensemble des datations des

déplacements peuvent être analysées par espèces de façon à mettre en évidence les heures de la journée où leurs déplacements sont les plus fréquents. Ces heures de déplacements types ont été présentées précédemment dans les emplois du temps type (figure B.6.5).

Nos observations sont que les déplacements sont plus fréquents dans la journée que dans la nuit, ce qui est normal puisque les espèces animales étudiées sont donc diurnes. Plus particulièrement, les déplacements ont lieu le plus souvent de 6h à 8h, de 16h à 18h et le soir, de 20h à 21h. Ces périodes peuvent s'expliquer par le climat (ce sont des périodes plus fraîches) ou le risque de prédation.

b- Longueur et forme des déplacements : la sinuosité

Afin d'étudier les déplacements, nous voulons comparer les distances parcourues durant chaque déplacement. Or il existe deux distances d'intérêt : la distance totale parcourue et la distance à vol d'oiseau. Par exemple, un déplacement peut être grand mais former des boucles autour d'un point central. Dans ce cas, ce déplacement est qualifié de sinueux. Un déplacement sinueux peut révéler une période de recherche de ressources et une dépendance à ces ressources (Benhamou 2004). Cette forme de déplacements nous intéresse particulièrement car ils mettent en évidence des interactions entre les populations animales et l'occupation du sol (Bovet et Benhamou 1988).

A titre illustratif, la figure B.6.7 présente deux formes de déplacement : le premier (à gauche) est sinueux car la distance à vol d'oiseau entre le point initial et le point final est très inférieure à sa distance totale parcourue et le second (à droite) est droit.

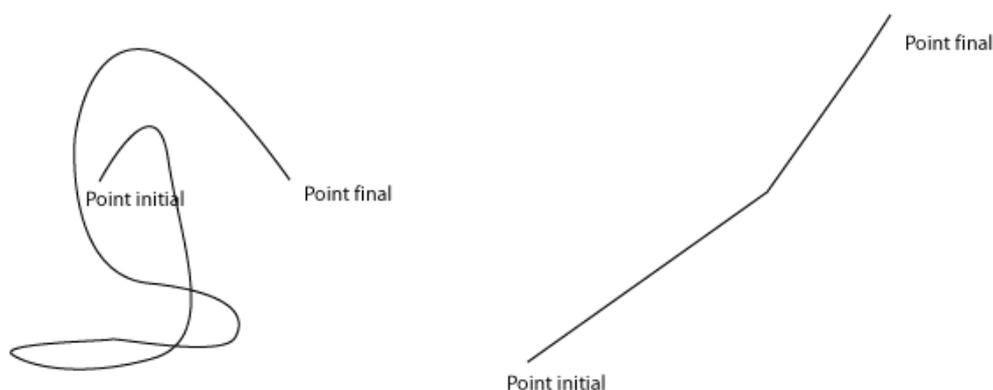


Fig B.6.7 : Deux déplacements de formes différentes

Ce seul indicateur de sinuosité prend en compte à la fois la forme et la longueur d'un déplacement. Pour le calculer, nous nous appuyons sur les travaux de Batschelet (1981) qui a élaboré un indicateur de sinuosité, compris entre 0 et 1, défini par le rapport entre le chemin à vol d'oiseau et le chemin parcouru réellement. Plus cet indicateur est proche de la valeur 1, plus le déplacement est rectiligne et direct entre deux points. Notre indicateur de sinuosité dépend ainsi de la distance entre deux pauses successives et de longueur réelle de ce déplacement.

Nous analysons ensuite cet indicateur sur l'ensemble des déplacements des groupes d'herbivores (figure B.6.8). Il se trouve que leurs déplacements sont relativement droits entre les pauses pour les éléphants (0.79) mais plutôt sinueux pour les zèbres (0.43). Or, la durée des déplacements est de deux à trois heures. Ce temps est donc utilisé principalement pour passer directement d'une pause à l'autre sans rechercher des ressources sur le chemin. Cette déduction est faite grâce à la définition

de nos pauses : seules les pauses sont définies par un déplacement sinueux et de faible vitesse. Néanmoins, cet indicateur est incertain puisque les déplacements résultent d'une interpolation entre les points GPS qui généralise les déplacements effectués en une heure.

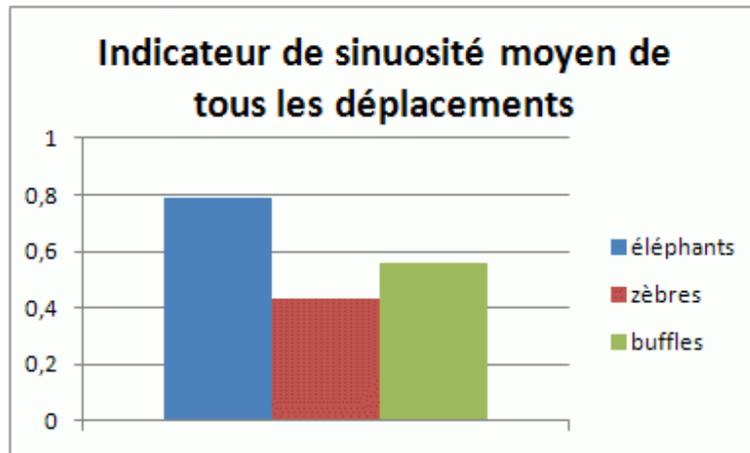


Fig B.6.8 : L'indicateur de sinuosité moyen des déplacements par espèce

Après un examen plus approfondi de nos données, il arrive qu'une trajectoire soit en alternance sinueuse et rectiligne : à certaines périodes les déplacements du groupe sont sinueux tandis qu'à d'autres ils sont droits. Dans ce cas, les périodes de déplacements homogènes sont à identifier parce qu'ils mettent en évidence certaines activités, notamment la recherche de ressources. La figure B.6.9 présente ainsi l'exemple de déplacements d'un groupe de zèbres, avec ses déplacements réels (à gauche) et leur schématisation de manière généralisée (à droite).

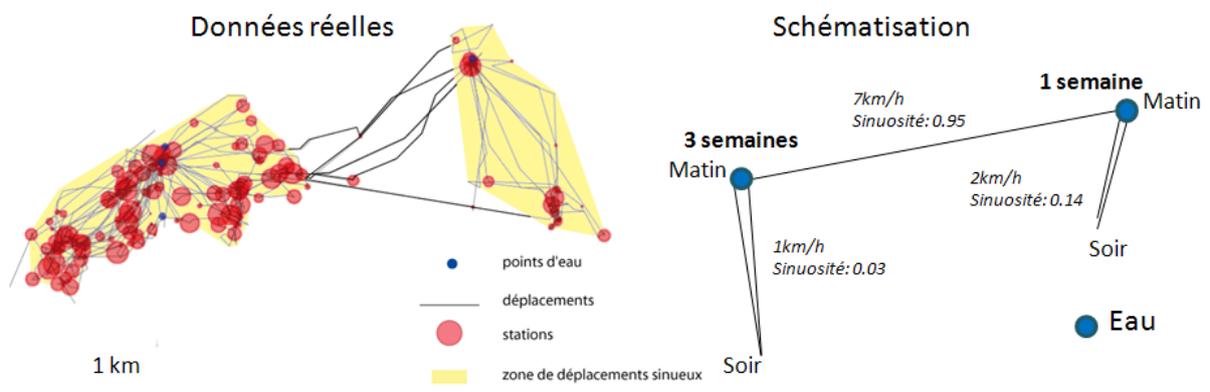


Fig B.6.9 : La trajectoire de forme sinueuse et suivant un circuit d'un groupe de zèbres

Ce groupe se déplace tous les jours autour d'un point d'eau (à gauche) de façon sinueuse, en réalisant des pauses. Cependant une fois par mois, ils alternent leurs activités par un déplacement direct et passent une semaine dans la zone de droite, comprenant également un point d'eau. Leur circuit inclut ainsi une phase de déplacements sinueux d'une à trois semaines, et une phase de déplacement direct durant un jour. Dans la première phase de déplacement, les ressources sont particulièrement puisées.

Tout le problème est de détecter ces périodes et ces zones de déplacements sinueux. Pour le moment, cette identification se déroule de manière visuelle, au cas par cas. Les zones de déplacements sinueux pourront être identifiées avec la méthode d'identification de lieux de fréquentation, comme beaucoup de pauses y sont présentes (voir chapitre 7).

De nos observations, les groupes de zèbres se déplacent particulièrement sous forme de **circuits** de manière répétée, à la manière des déplacements du groupe de la figure B.6.9. Ils restent sur des zones où leurs déplacements sont sinueux, à des temporalités différentes, de l'ordre de la semaine ou du mois. Les groupes de buffles et d'éléphants se déplacent de manière plus directe entre leurs stations.

c- La vitesse d'un déplacement

Un indicateur spatio-temporel des déplacements est leur vitesse. La vitesse est calculée comme le rapport entre la distance totale parcourue et la durée de ce déplacement. Les éléphants sont les plus rapides et mobiles, avec des déplacements de 450 m/h en moyenne, suivis des zèbres, 300 m/h, et des buffles, 150 m/h.

Cet indicateur est lié à l'indicateur de sinuosité : des vitesses rapides correspondent le plus souvent à des déplacements droits et directs, tandis que des déplacements plus lents décrivent un trajet sinueux.

d- Analyse de l'environnement d'un déplacement : la difficulté de déplacement

Les déplacements des groupes d'animaux fournissent des informations sur le chemin privilégié emprunté par le troupeau. En particulier, les types de **végétation** et les **pent**es traversés lors d'un déplacement nous permettent d'évaluer la difficulté de parcours d'un déplacement. Les chemins pris par les groupes révèlent leurs stratégies de déplacement : *a priori* un déplacement dans une végétation dense et sur le flanc d'une montagne est plus difficile à réaliser, et donc moins rapide, que dans une végétation ouverte et une zone plate. Nous sommes donc intéressée par la **densité de végétation** et la pente (voir figure B.6.10).

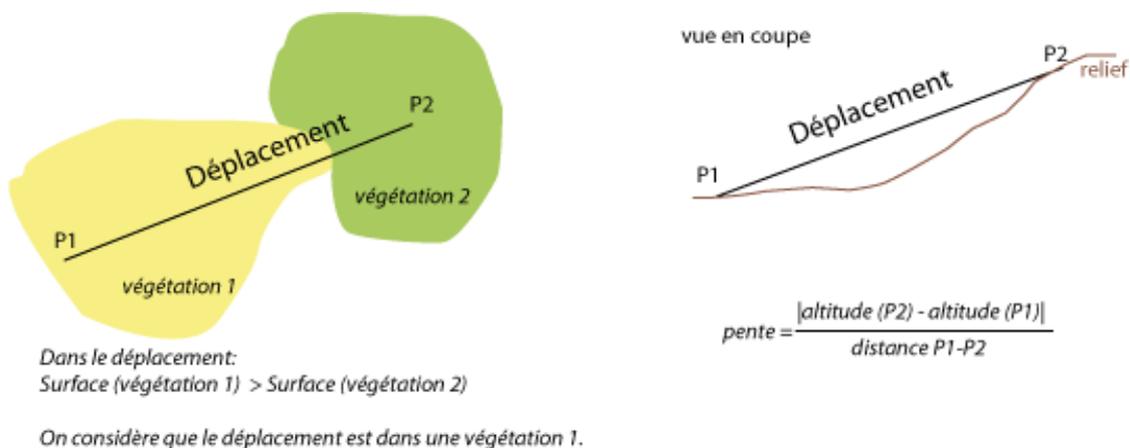


Fig B.6.10 : Calculs de la végétation et de la pente dans un déplacement

D'abord, nous estimons les types de végétation traversés lors d'un déplacement en identifiant le type majoritaire (à gauche de la figure). Ceci est une simplification et est imprécis. Ensuite, la pente en

pourcentage gravie au cours d'un déplacement est estimée par le rapport entre les différences d'altitude des deux points (en valeur absolue) et la longueur du déplacement (à droite de la figure). L'altitude de chaque point est connue dans chaque enregistrement GPS (une autre méthode d'obtenir cette altitude aurait été de se référer au modèle numérique de terrain, mais celui-ci, de résolution 90 mètres sur la zone, fournit des altitudes moins précises).

Ces indicateurs proxys de pente et de végétation sont ensuite analysés sur l'ensemble des trajectoires, puis une moyenne a été effectuée par espèces. La figure B.6.11 présente la densité de végétation majoritaire dans les déplacements à partir des groupes suivis par GPS.

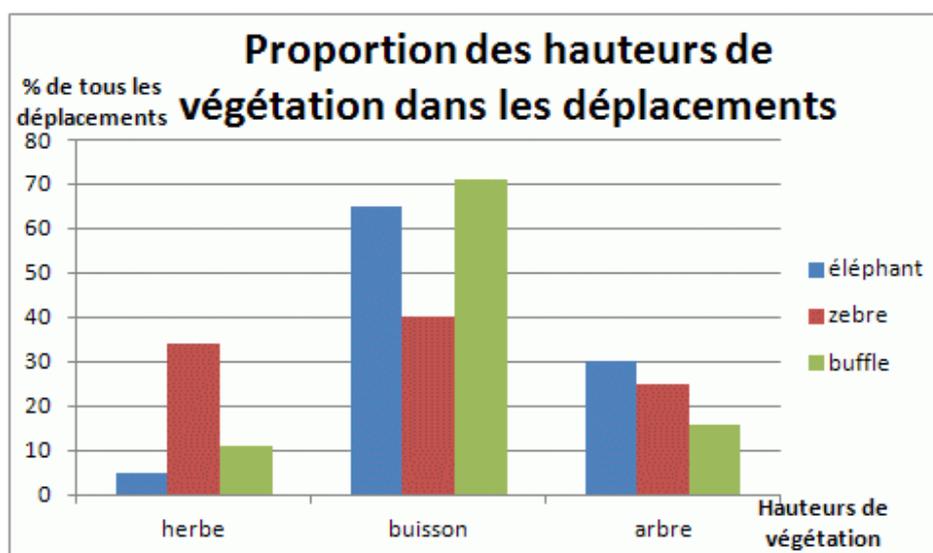


Fig B.6.11 : La densité de végétation dans les déplacements estimés

Cette figure montre que les groupes passent le plus souvent par des buissons lors de leurs déplacements. Il s'agit de la végétation majoritaire du parc : environ 50% de la savane est arbustive. Dans ce contexte, les zèbres évitent les buissons dans leurs déplacements et préfèrent l'herbe, alors que les buffles et éléphants les choisissent en particulier. Or, d'après Fritz et al. (2006), les paiseurs – zèbres et buffles – préfèrent les milieux ouverts, avec de l'herbe, tandis que les éléphants, qui sont 90% de l'année brouteurs (Williamson 1975), préfèrent les milieux fermés, de type arbres et buissons. Ceci confirme nos résultats, à part pour les buffles. Leurs passages par des buissons est étonnant, ils devraient préférer les prairies où ils peuvent se nourrir. Cette préférence était également soulignée par leurs pauses, principalement situées dans les arbustes.

Les calculs des pentes moyennes des déplacements révèlent que tous les groupes passent par des terrains plats : la pente moyenne des déplacements ne dépasse pas les 1%. Ces faibles valeurs peuvent s'expliquer d'une part par la nature du terrain, plat en grande majorité, et d'autre part par les préférences de passages des animaux. En étudiant les pentes maximales, on remarque que les pentes maximales empruntées par les buffles et les éléphants sont de 9% et s'élèvent à 12% pour les zèbres, ce qui signifie qu'ils ont la capacité d'emprunter un chemin de forte pente. De plus, un des groupes de zèbres traverse les zones plus escarpées du nord du parc.

Les éléphants sont réputés comme étant capables de grimper des fortes pentes, même s'ils cherchent *a priori* à éviter cette situation : certains sont localisés sur les cratères escarpés en

Tanzanie et tout le monde connaît le récit des éléphants d'Hannibal traversant les Alpes. Peu d'études existent sur l'analyse des pentes empruntées par les buffles et les zèbres.

Cette partie dégage des comportements dans les déplacements des groupes. Les groupes de buffles et d'éléphants effectuent des déplacements longs pendant plusieurs heures. Les groupes de zèbres eux effectuent des circuits, en repassant toujours aux mêmes lieux, et découpent leurs activités statiques par des déplacements de petite durée. Par ailleurs, les zèbres se déplacent dans une zone herbeuse, les buffles dans la savane arbustive, et les éléphants dans des milieux denses, de savanes arbustives et arborées. Les trois espèces passent par des chemins de faible pente.

3. Un résumé : le schéma sagittal décrivant les trajectoires de troupeaux d'herbivores

Ces différentes analyses permettent d'établir un schéma sagittal (figure B.6.12) rendant compte des causalités entre les trajectoires et les éléments de l'occupation du sol, dans une situation d'équilibre, c'est-à-dire sans inclure une évolution de l'occupation du sol. Toutes les flèches ont un sens de causalité sauf celles liant déplacement et pause vers trajectoire : c'est une agrégation puisque l'ensemble des pauses et des déplacements constituent une trajectoire.

Les pauses se font en fonction des présences de végétation appétente et d'eau, tandis que les déplacements sont effectués dans une densité et une hauteur de végétation (permettant l'accessibilité d'une zone pendant le déplacement) et une faible pente.

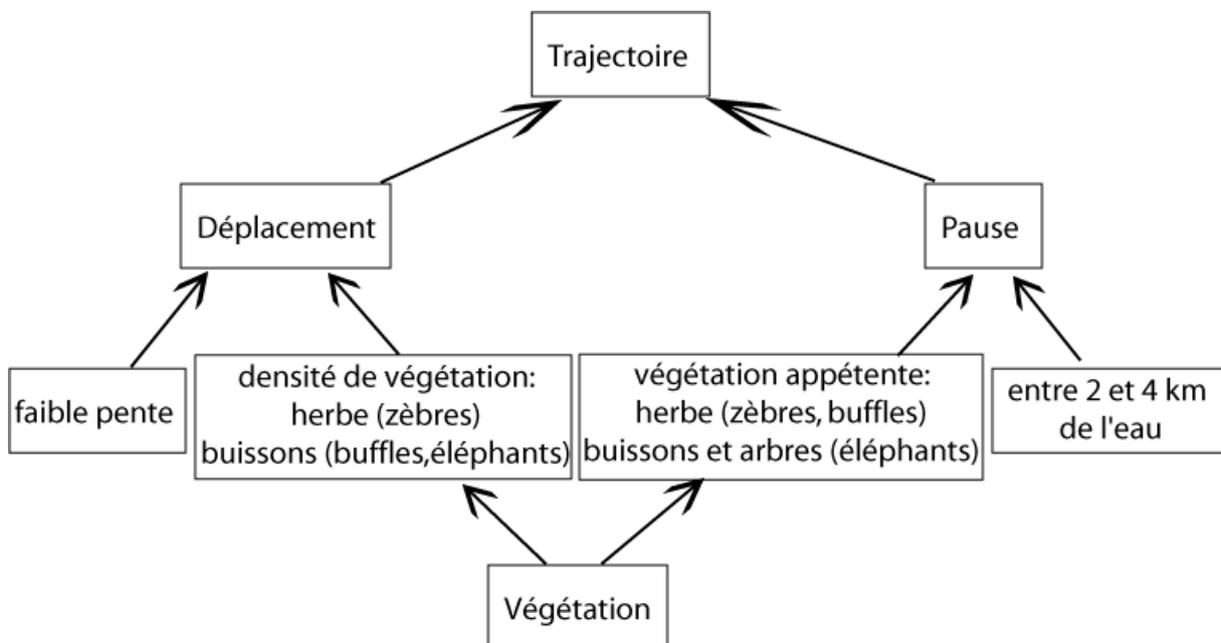


Fig B.6.12 : Schéma sagittal décrivant les trajectoires de troupeaux d'herbivores

II. L'analyse visuelle des déplacements des groupes d'animaux par le cube spatio-temporel

Jusqu'à présent, les indicateurs développés s'appliquent sur une partie de la trajectoire – déplacement ou pause. La complexité de l'analyse des trajectoires est d'identifier des tendances à partir des caractéristiques spatio-temporelles. Afin de mieux comprendre les caractéristiques des trajectoires, nous proposons d'utiliser et de développer des outils de visualisation *ad hoc*.

Dans un premier temps, nous utilisons le cube spatio-temporel classique où les trajectoires sont représentées en trois dimensions, avec des unités de temps en coordonnées verticales. Le plus souvent, le temps est converti en coordonnées Z, selon des règles de conversion entre l'espace et le temps (Li et Kraak 2010). En trois dimensions, une trajectoire démarre toujours du bas pour aller vers le haut. Si la même technique est utilisée pour identifier les trajectoires des groupes d'animaux, nous obtenons la figure B.6.13. Pour nos constructions, nous considérons que 10 heures correspondent à une distance d'un mètre en Z. L'analyse visuelle de ces trajectoires est complexe : elles semblent désorganisées parce que les groupes réalisent des petits déplacements, lors des pauses, qui altèrent la détection visuelle des grands déplacements.

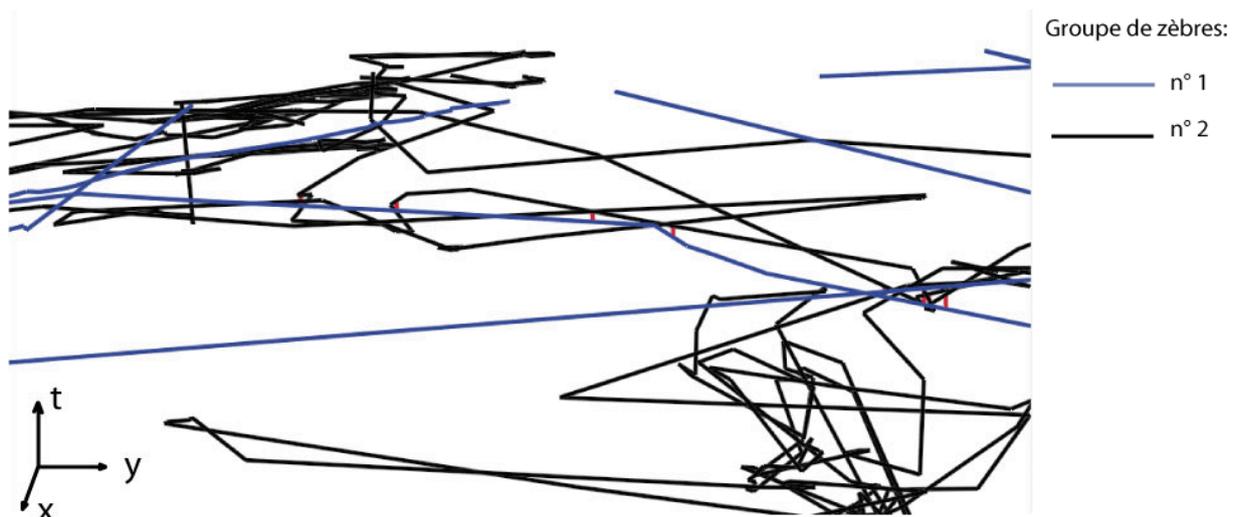


Fig B.6.13 : Les trajectoires de deux groupes de zèbres dans un cube spatio-temporel

Pour faciliter l'analyse visuelle des trajectoires dans le cube spatio-temporel, nous avons construit les pauses où se déroulent les petits déplacements. Ces pauses sont, dans cet espace, des objets en trois dimensions, d'étendue x, y et de durée z . La forme retenue pour représenter une pause est un cylindre. Le volume de ce cylindre est fonction de l'étendue spatiale de la station correspondante et de la durée de la station comme indiqué en figure B.6.14. Les pauses construites permettent de supprimer les petits déplacements de la vue. Ces résultats sont issus de (Buard et Brasebin 2011).

Cette visualisation de trajectoires présente quelques avantages : les types des pauses sont facilement identifiables visuellement, ainsi que l'ordre des enchaînements de pauses et des déplacements. Enfin cette visualisation fait apparaître des rencontres entre espèces.

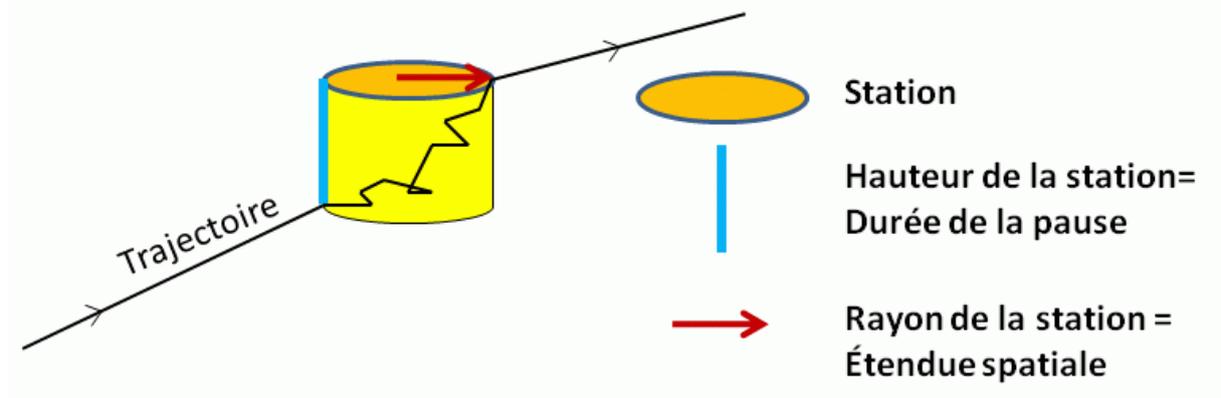


Fig B.6.14 : Principe de construction d'un objet Pause dans le cube spatio-temporel

1. Analyse des pauses par une méthode visuelle

Pour comparer les pauses, leur volume est analysé. Hautes, elles durent longtemps. Larges, elles sont étendues et révèlent une zone de recherche de nourriture. D'après les résultats de la partie précédente, les activités d'alimentation sont effectuées pendant des pauses courtes, d'une heure, qui sont petites en hauteur mais larges. Une pause pour le repos est haute, de deux ou trois heures, et étroite. Un des problèmes de la visualisation en trois dimensions est qu'un objet situé derrière semble plus petit. Pour pallier à ce problème, nous avons ajouté un dégradé de couleur pour mieux voir la durée de la pause. Une pause de couleur blanche est une pause d'une heure ; en jaune et orange, les pauses de deux heures ; et en rouge, les pauses de quatre heures et plus.

Par ailleurs, pour distinguer les activités de « manger » et « boire », nous avons ajouté des informations contextuelles, sous la forme d'icônes représentatifs sur les cylindres représentant les pauses, de présence d'objets géographiques de l'occupation du sol. La présence d'un point d'eau près d'une pause renforce l'hypothèse que l'activité est de boire. La figure B.6.15 illustre les types de pauses pour une même trajectoire : la pause colorée en rouge est large et dure plus de quatre heures, certainement pratiquée pour rechercher de la nourriture ; la pause située au-dessus de la rouge est orange, haute et étroite, c'est une pause présumée de repos ; à droite, une station de courte durée, certainement utilisée pour boire puisqu'elle se situe près d'un point d'eau.

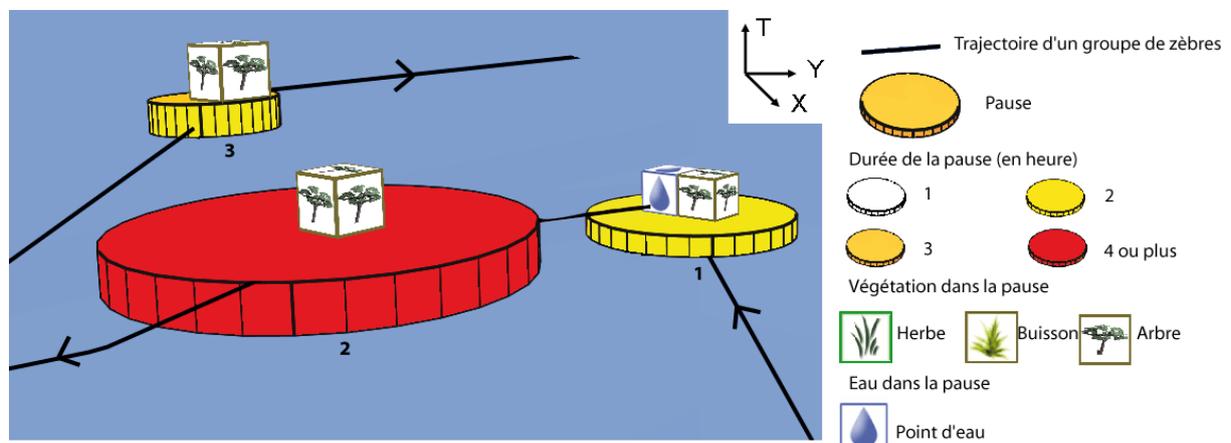


Fig B.6.15 : Différentes pauses dans une trajectoire de groupe de zèbres

Les premières pauses pratiquées par le groupe sont celles qui sont situées en bas. Ainsi, dans la figure B.6.15, la première pause dans cette vue est la pause pour boire, la seconde la pause pour manger et la troisième la pause de repos. Cette représentation permet ainsi de déduire les activités, plus facilement qu'une représentation en deux dimensions, et l'ordre des activités.

Par ailleurs, l'analyse spatio-temporelle réalisée précédemment s'appuie sur les moments des pauses et des déplacements. En effet, les activités se réalisent à des heures particulières. Certaines périodes de temps peuvent être mises en valeur dans le cube. En particulier les temps d'une semaine et d'un mois ont révélé des zones de circuits pour certains groupes de zèbres et les temps de la saison et de l'année servent à repérer les domaines vitaux. Nous avons choisi dans de mettre en évidence les saisons de l'année (figure B.6.16) par un coloriage du fond du cube dans une certaine couleur en fonction de la période. La trajectoire d'un groupe est visualisée sur un fond coloré, en fonction de la saison : bleu pour la saison des pluies ; orange pour la saison sèche. La vue de face est représentée à gauche, les vues de dessus et dessous à droite. Les cadres plus foncés correspondent à l'emprise de l'espace dans ces dernières vues.

Ici, toute la trajectoire est représentée ; l'échelle temporelle est trop grande pour voir les pauses. En revanche, on remarque que la trajectoire réalise de petits déplacements dans des zones, représentées par deux carrés blancs dans la figure. Ces zones sont des zones de circuits, où le groupe effectue des allers-retours. A cette échelle temporelle, les pauses ne sont pas visibles. On les perçoit sur les vues, à droite de la figure (petits objets jaunes et rouges).

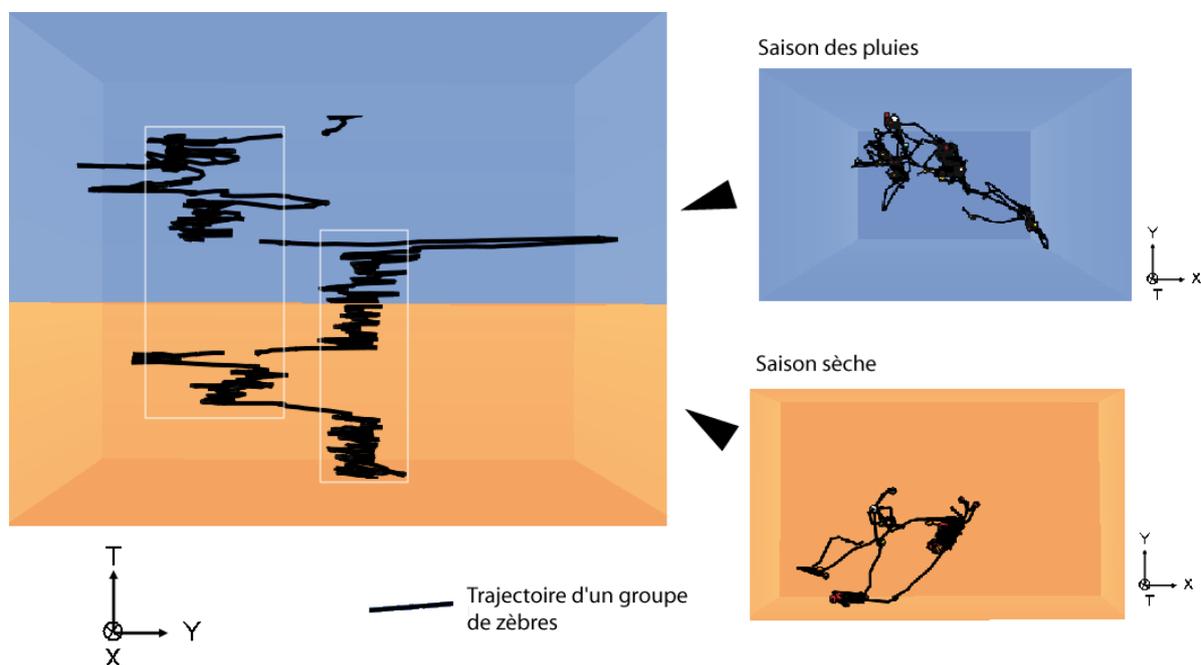


Fig B.6.16 : Une trajectoire visualisée selon les saisons de l'année

Pour les autres espèces, certains groupes d'éléphants fréquentent une zone en saison sèche et une autre en saison des pluies, faisant apparaître deux domaines vitaux. Les groupes de buffles et les autres groupes d'éléphants se déplacent sur le même espace, indépendamment des saisons.

Cette analyse visuelle guide nos analyses statistiques développées précédemment, notamment pour sélectionner les zones de circuits.

2. Fréquence des pauses et déplacements

Les journées types présentaient les activités types avec leurs durées et leurs moments. Néanmoins, nous n'avons pas étudié l'ordre et la fréquence des pratiques spatiales dans une même zone. Le cube spatio-temporel permet de repérer les récurrences dans les déplacements et les lieux de pauses. Pour illustrer cette idée, la figure B.6.17 montre une trajectoire qui effectue des allers retours entre deux lieux de pauses, notés A et B. Dans B, il y a un point d'eau, le groupe doit y boire. Dans A, quand les pauses sont étroites, le groupe se repose ; quand elles sont plus larges, il cherche de la nourriture. On remarque qu'un déplacement près du point d'eau ne nécessite toujours pas d'y faire une pause, c'est-à-dire d'y passer au moins une heure. Il semble que ce groupe peut boire au point d'eau plus rapidement : le tracé de la trajectoire fait demi-tour sans pause.

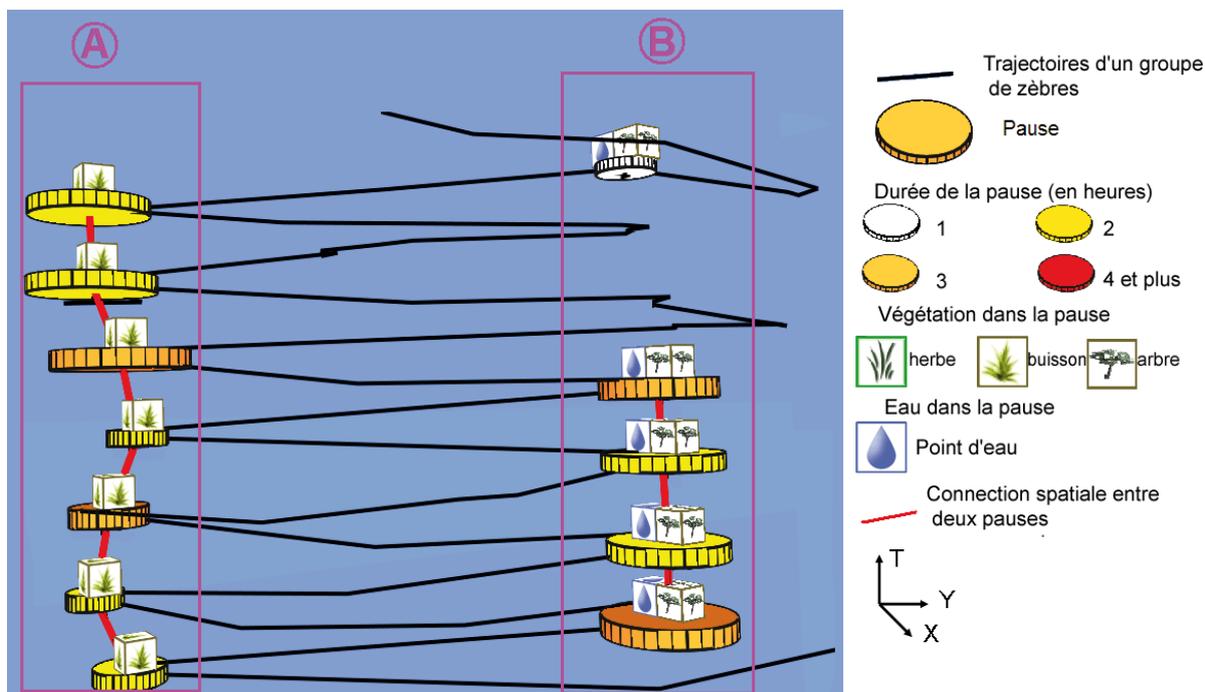


Fig B.6.17 : Deux zones fréquentées en aller-retour par un groupe de zèbres

3. Interactions entre espèces

Enfin, comme plusieurs trajectoires peuvent être visualisées en même temps, il est possible de voir les interactions entre les groupes d'herbivores suivis. Nous appelons interactions les rencontres entre les groupes, soit au cours d'un déplacement, s'ils se croisent ou se suivent, soit pendant une pause, si leurs pauses sont effectuées en même temps et au même endroit. La figure B.6.18 présente un exemple de deux trajectoires de groupes de zèbres.

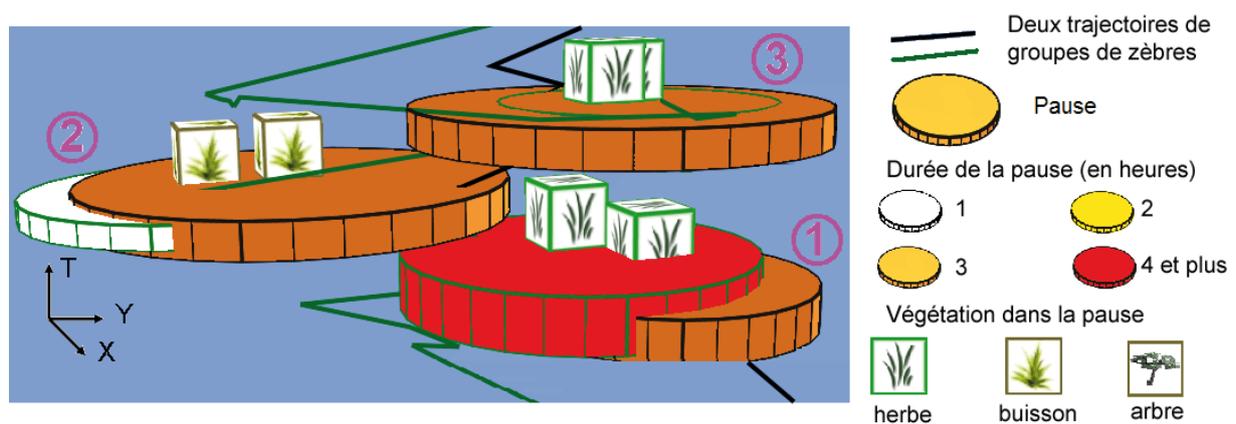


Fig B.6.18 : Interactions dans les pauses de différents groupes de zèbres

Les deux groupes de zèbres sont interaction sur une partie de leurs trajectoires : ils se suivent et effectuent les mêmes pauses. Le groupe dont la trajectoire est représentée en noir arrive sur les pauses et les quitte avant le groupe de trajectoire verte, qui est le groupe suiveur. Il existe d'autres exemples d'interaction entre différentes espèces et différents groupes.

III. Les déplacements d'animaux selon les experts : des faits stylisés

L'élaboration de trajectoires à partir des données GPS a permis d'appréhender certaines pratiques spatio-temporelles de troupeaux. L'objectif de cette partie est de confronter ces observations aux connaissances empiriques d'experts écologues du parc concernant les déplacements et les activités des populations animales du parc de Hwange. Nous analysons deux sources de données d'expertise : un tableau présentant les activités pratiquées par les animaux (§ 1) et des schémas réalisés par les experts représentant les déplacements des populations d'herbivores (§ 2).

1. Les activités des populations animales

A l'entrée du parc de Hwange se trouve un tableau destiné aux touristes récapitulant les activités pratiquées par les espèces du parc à différents moments de la journée (voir figure B.6.19). Celles des éléphants, des zèbres et des buffles nous intéressent particulièrement pour les comparer à nos résultats ; ces trois espèces sont mises en évidence par des traits rouges dans le tableau.

Les activités identifiées ici sont de trois types : boire, se reposer et se nourrir. Ces activités font partie de celles que nous avons choisies mais il existe quelques différences. Dans notre méthodologie, il est difficile de distinguer les activités de boire et de manger, alors que cette distinction est clairement faite dans le tableau. Les activités mixtes que nous avons détectées n'existent cependant pas dans cette figure. Nous considérons pour la comparaison qu'il s'agit de phases de repos. Cependant, il existe une incertitude sur cette correspondance. Les activités de déplacement qui existent dans nos analyses n'apparaissent également pas dans ce tableau.

De plus, la journée est ici découpée par tranches de six heures: le matin, le midi, le soir et la nuit. Il s'agit de grandes tendances d'activités quotidiennes. La temporalité choisie ici est donc moins précise que la nôtre, d'une heure, pour décrire les activités. Pour pouvoir comparer ces deux

résultats, nous déterminons l'activité principale sur chaque quart de temps à partir des journées types présentées précédemment (figure B.6.5).

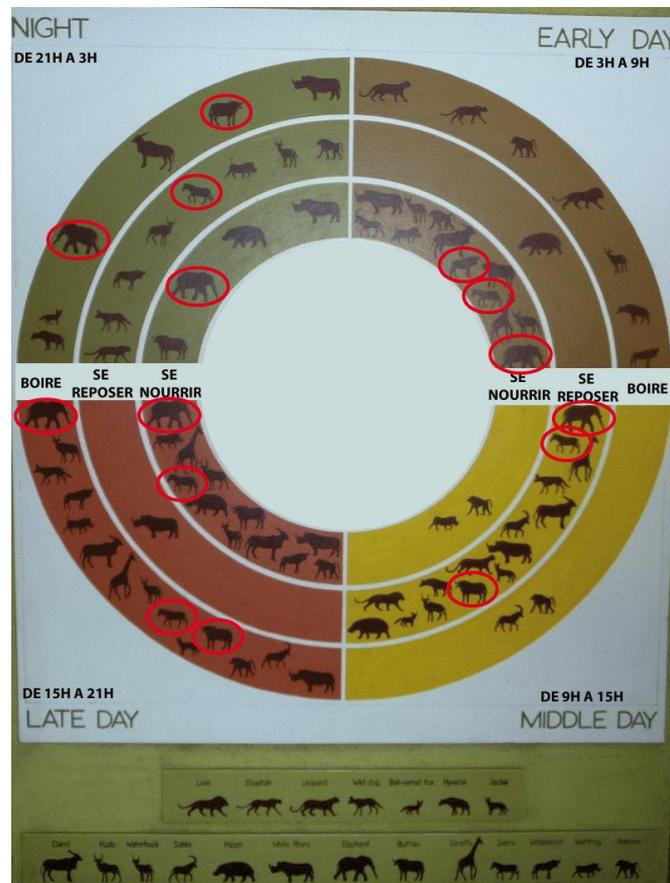


Fig B.6.19 : Les activités quotidiennes datées par espèces (tableau situé à l'entrée du parc). En rouge : nos espèces d'herbivores d'intérêt

Cette figure indique que les activités pour se nourrir des éléphants, des buffles et des zèbres se déroulent le matin et le soir dans le tableau, ce que est conforme à nos observations. Ces trois espèces d'intérêt dorment vers midi, ce que nous avons également détecté par nos observations. En revanche, la nuit, seuls les zèbres se reposent d'après le tableau, alors les autres espèces semblent se nourrir. Or, d'après nos observations, ces espèces se reposent toutes la nuit en effectuant des activités dites mixtes.

En définitive, les activités des espèces d'après nos observations et sur le tableau sont de différentes natures. Cependant, parmi les activités cohérentes entre les deux sources de données (se nourrir et se reposer), les périodes d'activités sont très similaires, ce qui conforte nos résultats.

2. La localisation et la forme des déplacements des populations animales

Nous étudions ici les déplacements représentés par les experts écologues puis les comparons à nos trajectoires construites.

a- Dessiner des déplacements

Plusieurs écologues ont dessiné sur une carte topographique existante les déplacements et les zones de présence des populations de nos espèces d'intérêt. A ce jour, nous disposons seulement de trois schémas pour les éléphants et deux pour les zèbres. Aucun expert interrogé n'a pu dessiner celles des buffles par manque de connaissance sur cette espèce.

Ces schémas constituent des **faits stylisés** des déplacements : les déplacements représentés sont représentatifs de certains groupes d'animaux. Les déplacements ne sont donc pas individualisés : il s'agit de déplacements au niveau d'un groupe ou d'un ensemble de groupes. Nous les appelons les **déplacements types par espèce**. Du reste, ces déplacements ont une forme simple ; ce sont des segments droits.

Sur le schéma de la figure B.6.20, les déplacements types d'éléphants sont identifiés par des doubles flèches qui montrent l'aller d'un déplacement saisonnier (et non le retour), de la transition entre saison sèche et la saison des pluies. Ces deux saisons sont notées dans les grandes zones d'arrêt matérialisées sous forme de polygones au Nord, au Sud et à l'Est du parc. Pendant la saison des pluies, les groupes d'éléphants se déplacent ainsi vers le Sud.

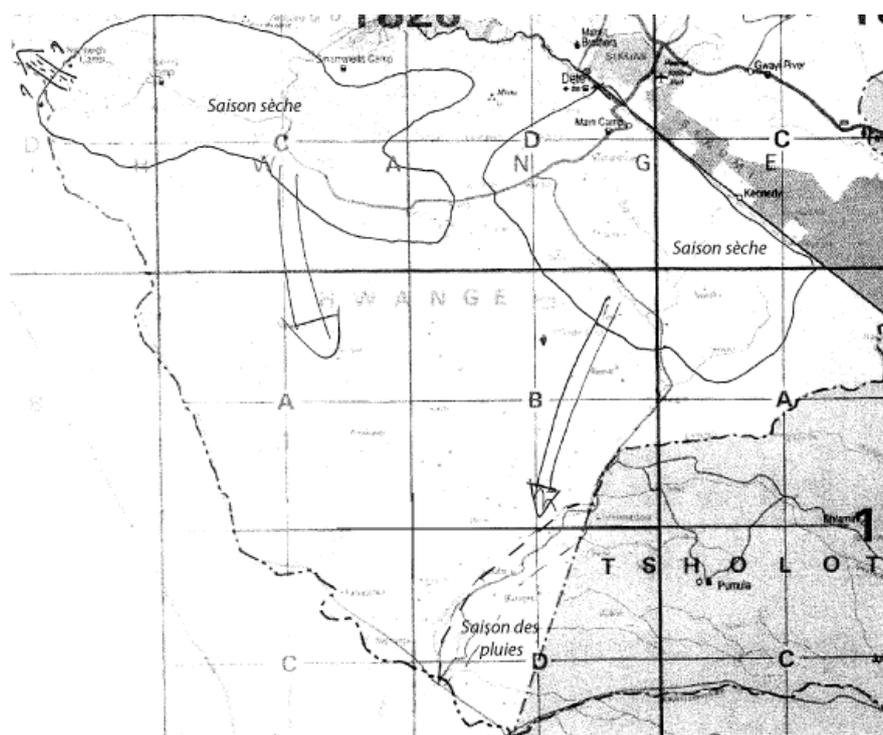


Fig B.6.20 : Les déplacements saisonniers d'éléphants selon un expert

Certains déplacements ou zones de présence représentés sont incertains. L'expert peut commenter ses traits de façon à les nuancer : « je pense que leur déplacement est... », « je crois... », « ça devrait... ». Pourtant ces informations n'apparaissent pas dans le rendu final du schéma. Ainsi la figure précédente présente des niveaux de certitude des déplacements par l'utilisation de différents objets graphiques : les doubles flèches sont plus certaines que celle qui se situe au Nord-ouest (en haut à gauche), entourée de points d'interrogations. De plus, pour cet expert, la zone de présence

des éléphants pendant la saison des pluies est délimitée par un trait pointillé, indiquant une localisation moins certaine que celle de la zone de présence de la saison sèche.

Chaque expert a une connaissance propre des déplacements types d'une espèce. Par conséquent, il existe des différences notables entre les experts. Ainsi, la figure B.6.21 présente les déplacements d'éléphants sur la même période, mais dessinés par un second expert. Alors que les éléphants se déplaçaient du Nord au Sud dans le premier exemple ; ils se déplacent ici d'une zone centrale vers des zones périphériques, pouvant se situer au Nord. Ici, les déplacements sont représentés par de simples flèches et les zones de présence type par des croix. Nous reviendrons sur les zones de présence à la fin du chapitre 7 qui traite des lieux de fréquentation des groupes d'animaux. Nous nous focalisons ici sur les déplacements représentés.

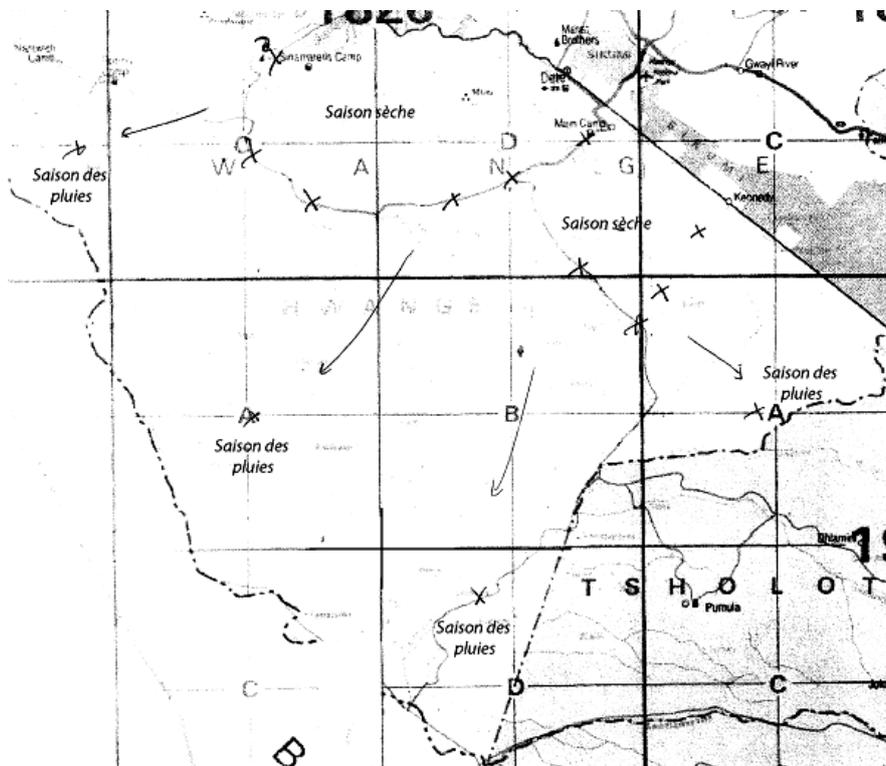


Fig B.6.21 : Les déplacements saisonniers d'éléphants vus par un second expert

Enfin, les segments matérialisent des grandes tendances de déplacements dans des périodes de temps bien identifiées, qui dépendent de **l'espèce considérée**. Pour les éléphants, il s'agit de la saison, tandis que pour les zèbres, différentes échelles temporelles sont spécifiées : hebdomadaires et saisonniers (un exemple en figure B.6.22). En conséquence, ni les petits déplacements journaliers ni les stations ne sont pas représentés. Les lieux de présences selon des temporalités hebdomadaires évoquent les circuits, dont nous avons justement montré être beaucoup utilisées par les zèbres. L'existence même de ces circuits dans les schémas, même si leur localisation est imprécise, conforte nos résultats et notre méthode d'identification de ces circuits, qui s'appuie sur la sinuosité et les vitesses des déplacements.

b- Comparer les déplacements représentés dans ces schémas aux trajectoires GPS construites

Les déplacements représentés par experts portent sur des objets géographiques très différents des trajectoires construites à partir des points GPS. Ces déplacements sont effectués par un groupe ou plusieurs groupes, représentatifs des déplacements de populations. Au contraire, les trajectoires GPS sont focalisées sur un seul groupe et on ne sait pas si ce groupe est représentatif de la population dans ses déplacements. Néanmoins, malgré ces différences, nous voulons comparer visuellement ces deux sources d'information. Nous étudions les déplacements saisonniers des éléphants et des zèbres.

La méthodologie pour tracer des déplacements saisonniers à partir d'une trajectoire consiste à généraliser ces trajectoires, en :

1. identifiant les lieux fréquentés par saison en créant l'enveloppe convexe englobant les points GPS enregistrés définis à une saison donnée,
2. traçant un déplacement entre les deux centroïdes des lieux fréquentés par saison. Cette ligne est une généralisation du déplacement d'un groupe entre deux saisons.

La figure B.6.22 présente un résultat : les déplacements types des populations d'éléphants selon trois experts, à gauche (en flèches bleues) et ceux issus d'une généralisation des trajectoires GPS de certains groupes, à droite (flèches noires). Les flèches sont d'une couleur différente parce qu'elles ont une signification différente : le déplacement d'un groupe réel dans un cas (les noires) ; le déplacement de certains groupes représentatifs de la population dans l'autre cas (les bleues). Les flèches noires correspondent donc à un groupe suivi par GPS (il y en a 10 au total), tandis que les bleues ne représentent pas nécessairement un groupe. Comme les groupes suivis par GPS se déplacent uniquement dans l'Est du parc, cette source de données est incomplète spatialement. Au contraire, les experts ont des connaissances qui englobent l'ensemble du parc. En conséquence, les différentes flèches ne sont pas localisées aux mêmes lieux.

Ces quatre schémas mettent également en exergue des différences dans les formes de déplacements, en particulier les longueurs et les orientations.

Les déplacements saisonniers types des populations d'éléphants représentés par les experts écologues ont une longueur variant entre 20 et 50 km. L'ensemble des populations d'éléphants est vu comme se déplaçant entre deux saisons. Or les suivis GPS décrivent des déplacements saisonniers divers : sur 10 groupes suivis, 8 se déplacent sur une très petite distance, environ 5 km (on peut considérer qu'ils ne bougent pas) ; 1 seul se déplace sur une distance de 50 km ; et 1 seul groupe parcourt une grande distance, de l'ordre de 200 km. Les grandes et les très petites distances parcourues par lors de déplacements saisonniers par les groupes ne sont pas détectées par les experts. Les déplacements saisonniers types des populations de zèbres représentés par les experts sont également plus longs que les déplacements saisonniers des groupes de zèbres suivis par GPS.

Deux orientations principales des déplacements saisonniers des populations d'éléphants se dégagent, de la saison sèche vers la saison des pluies : du Nord vers le Sud du parc et de l'Est vers l'Ouest du parc. Seule cette dernière orientation coïncide avec l'orientation des déplacements saisonniers des groupes suivis par GPS. En revanche, nous n'observons pas les déplacements

Nord/Sud, puisque nous ne suivons pas de groupes situés au Nord du parc. Concernant les déplacements des populations de zèbres, les deux types de déplacements ont la même orientation.

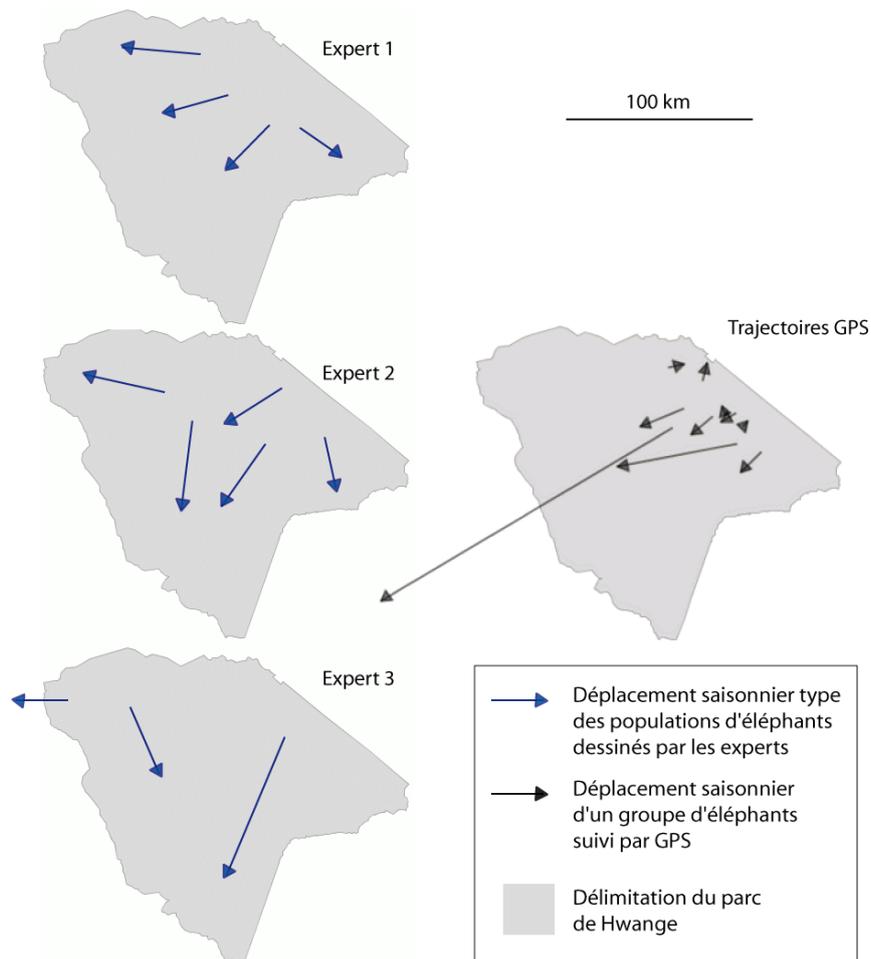


Fig B.6.22 : Les déplacements saisonniers types des populations d'éléphants représentés par trois experts (à gauche) et ceux de certains groupes après généralisation de leurs trajectoires GPS (à droite)

Ce chapitre 6 analyse les trajectoires construites des troupeaux d'animaux.

D'abord, nous avons développé une méthode pour estimer les activités réalisées par les troupeaux. Elle a consisté en deux étapes : 1/ l'élaboration d'indicateurs décrivant les pauses et les déplacements des trajectoires et 2/ l'analyse de ces indicateurs. Cette analyse met en relation l'étendue et la forme des trajectoires et les contraintes dues à l'occupation du sol et à la topographie. Puis, pour identifier les récurrences temporelles dans les trajectoires, un outil d'analyse visuelle en trois dimensions a été mis au point. Enfin, afin de confronter les sources de données, nous avons comparé la forme et l'orientation des déplacements saisonniers des groupes suivis par GPS avec des déplacements représentatifs des populations animales dessinés par les experts écologistes.

Chapitre 7 : Les lieux de fréquentation estimés à partir des trajectoires de groupes d'herbivores

Dans ce chapitre, nous utilisons les trajectoires des groupes d'animaux construites pour identifier et caractériser des lieux de fréquentation. Ce sont des lieux fréquentés de manière privilégiée et récurrente par les groupes. Nous définissons d'abord ces lieux en partie I. La méthodologie mise au point pour les construire est expliquée en partie II. La partie III cherche à estimer la pression animale sur ces lieux de fréquentation. Enfin, la partie IV compare ces lieux aux lieux de fréquentation estimés par les comptages du chapitre 4 et aux dires d'experts écologues.

I. Les lieux de fréquentation : des lieux de séjours et des lieux de passages

1. Définition des lieux de séjours et des lieux de passages

Les lieux de fréquentation sont des lieux fréquentés par des groupes d'herbivores de manière récurrente. Les lieux de fréquentation sont des objets qui lient les pratiques spatiales des troupeaux, ici identifiées grâce à leurs trajectoires, et l'espace.

Ces lieux de fréquentation peuvent concerner un troupeau ou plusieurs. Nous définissons ainsi **trois niveaux de récurrence** pour décrire ces lieux de fréquentation : ils sont identifiés 1/ pour un seul troupeau d'animaux, 2/ pour plusieurs troupeaux d'une même espèce ou 3/ pour plusieurs troupeaux d'espèces différentes. Ces différents niveaux se traduisent par de fortes pressions exercées par le ou les troupeaux sur l'occupation du sol dans les lieux de fréquentation, mais de façon différente. D'un côté, un seul groupe peut fréquenter toujours les mêmes lieux et passer par les mêmes chemins (Bailey et al. 1989, Ganskopp 2001, Dejaifve 2004). Ces allers-retours constants engendrent une pression par leur récurrence. D'un autre côté, plusieurs troupeaux peuvent se concentrer sur les mêmes lieux, de façon ponctuelle. Dans ce cas, la pression exercée sur l'occupation du sol est intense en raison du nombre d'animaux présents. Un lieu de fréquentation peut être à la fois un lieu de retour d'un groupe et un lieu de présence de nombreux groupes.

Nous définissons ensuite **deux types de lieux de fréquentation** : 1/ les **lieux de séjours** qui correspondent aux lieux où les groupes s'arrêtent et 2/ les **lieux de passages** qui correspondent aux lieux où les groupes se déplacent. Cette distinction fait référence à deux types de pressions exercées par les groupes sur l'occupation du sol, qui sont liées à leurs pratiques de déplacement : les ressources naturelles peuvent être directement prélevées par les troupeaux durant leurs pauses (s'ils boivent par exemple), tandis que la végétation peut être piétinée lors des déplacements. Ces deux types de pressions engendrent donc un risque différent de dégradation des ressources.

Les **lieux de séjours** sont les lieux de fréquentation pratiqués par les groupes pour effectuer des pauses. La méthode choisie pour identifier les lieux de séjours consiste à agréger plusieurs stations proches, qui sont les lieux où se déroulent les pauses des groupes d'herbivores. La figure B.7.1

illustre la notion de lieux de séjours à deux niveaux de récurrence : pour un seul groupe d'une même espèce, en prenant en compte seulement ses stations (en bleu foncé) et pour trois groupes de deux espèces différentes, chacun pratiquant des stations (l'espèce bleue comprenant deux groupes d'herbivores, bleu clair et bleu foncé, et l'espèce orange). Les lieux de séjours peuvent donc être formés à partir de stations fréquentées par divers groupes et diverses espèces.

Les cercles rouges sur la figure correspondent à des lieux de séjours. Leur délimitation dépend de la proximité des stations. La période considérée peut également influencer cette proximité puisque qu'elle fait varier le nombre de stations considérées.

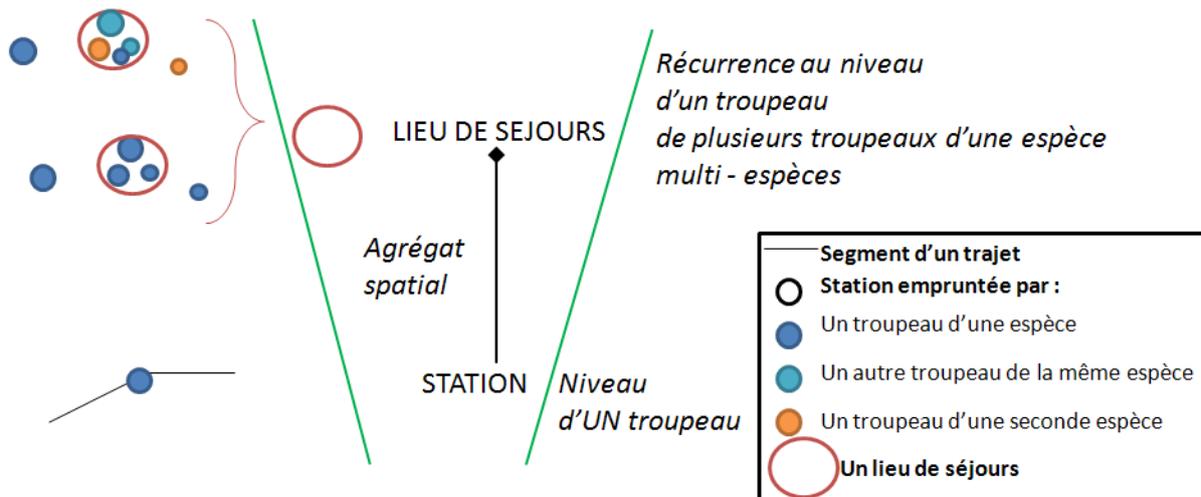


Fig B.7.1 : Les lieux de séjours

Parallèlement, nous définissons les **lieux de passage** comme des lieux de fréquentation pratiqués lors des déplacements. Les lieux de passages sont souvent appelés dans la littérature des couloirs de passage (Bonnin 2008). La méthode choisie pour identifier les lieux de passages consiste à agréger plusieurs trajets proches, qui sont les lieux où se déplacent les groupes d'herbivores. La figure B.7.2 illustre la notion de lieux de passages à deux niveaux de récurrence : pour un seul groupe d'une même espèce, en prenant en compte seulement ses trajets (en bleu foncé) et pour trois groupes de deux espèces différentes, chacun pratiquant des stations (l'espèce bleue comprenant deux groupes d'herbivores, bleu clair et bleu foncé, et l'espèce orange). Les lieux de passages peuvent donc être formés à partir de trajets fréquentés par divers groupes et diverses espèces.

Les cercles violets sur la figure correspondent à des lieux de passages. Leur géométrie est linéaire, le long des trajets les plus empruntés. Leur délimitation dépend de la proximité des trajets.

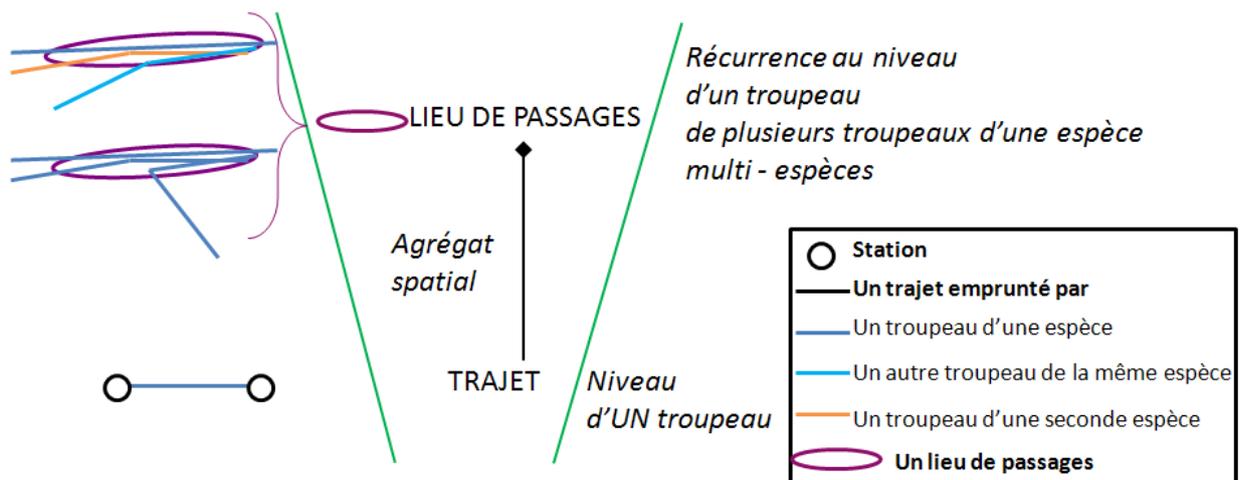


Fig B.7.2 : Les lieux de passages

Différents concepts ont été définis. Il convient ici de rappeler leurs inscriptions dans l'espace et le temps qui sont établies par définition. Ceci est schématisé en figure B.7.3. L'objet qui décrit les pratiques spatiales des groupes d'animaux est leur trajectoire. Il s'agit d'un objet spatio-temporel, défini pour chaque groupe. Cet objet permet d'identifier des objets spatiaux, que sont les stations et les trajets, à partir de paramètres temporels (la vitesse des segments GPS notamment). Les lieux de fréquentation sont des objets spatiaux, qu'ils soient lieux de séjours ou lieux de passages, et identifiés grâce aux stations et aux trajets. Cependant, ces objets ne sont pas nécessairement spécifiques à un troupeau, mais peuvent être également définis pour plusieurs troupeaux, d'une même espèce ou non.

Différentes pratiques	Un troupeau	L'espace : les lieux de fréquentation (i.e. lieux de pratiques récurrents pour un plusieurs troupeaux, une ou plusieurs espèces)
Séjours	« Je m'arrête » sur une station 	Beaucoup de stations proches forment des lieux de séjours  « Je supporte de nombreuses stations »
Passages	« Je me déplace » sur un trajet 	Beaucoup de trajets proches forment des lieux de passages  « Je supporte de nombreux trajets »

Fig B.7.3 : Deux types de lieux de fréquentation pour décrire les pratiques spatiales des animaux : les lieux de séjours et les lieux de passages

Comme l'identification des lieux de fréquentation doit prendre en compte la récurrence spatiale des pratiques de déplacement des groupes, les stations ou les trajets considérés doivent être suffisamment proches et nombreux. Le seuil de distance entre ces stations et trajets permettant d'identifier des lieux de fréquentation devra être évalué et discuté.

Le lieu de fréquentation est une notion distincte du domaine vital. Le domaine vital d'un groupe d'animaux est l'ensemble de la zone occupée par celui-ci sur une période de temps. On le délimite

souvent par l'enveloppe convexe de l'ensemble des positions prises. Or le lieu de fréquentation correspond non seulement à des pratiques spatiales particulières (pauses ou déplacements), mais aussi à une certaine intensité de ces pratiques. Sur une période donnée, un domaine vital d'un groupe (donc d'une trajectoire) peut inclure plusieurs lieux de fréquentation comme l'exemple de la figure B.7.4. En outre, un domaine vital est défini pour un unique groupe d'animaux, tandis que les lieux de fréquentation peuvent être définis pour plusieurs groupes.

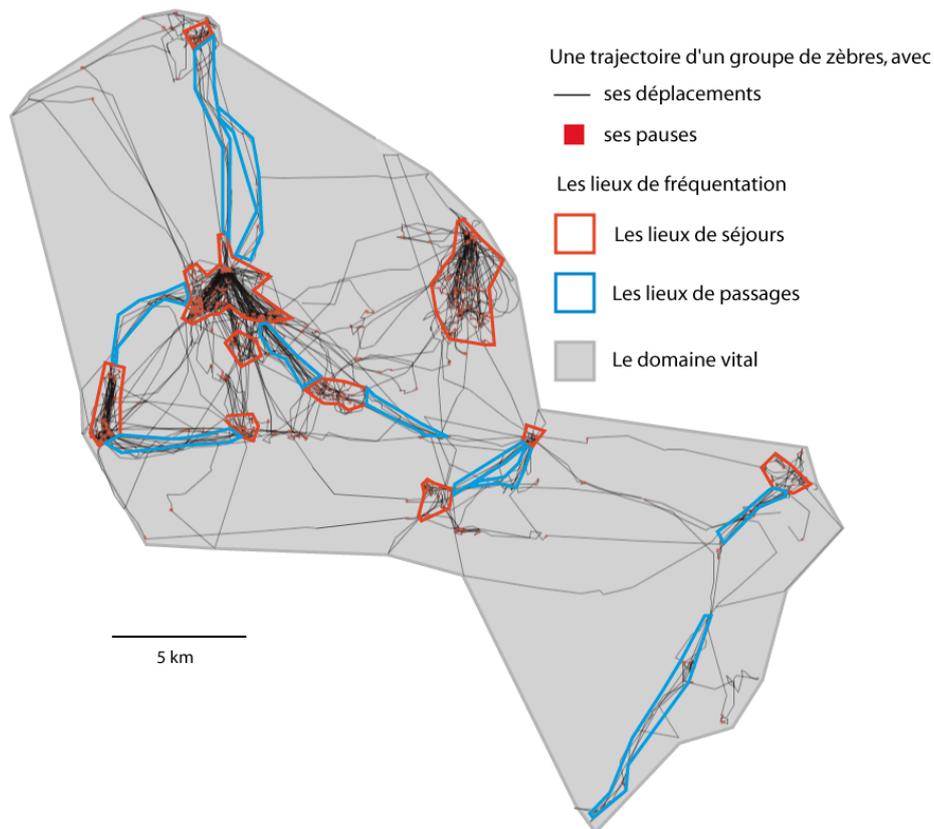


Fig B.7.4 : Comparaison entre lieux de fréquentation et domaine vital pour un même groupe de zèbres (une seule trajectoire)

2. Estimation de la pression exercée par les groupes sur l'occupation du sol dans les lieux de fréquentation

L'étape suivante consiste à évaluer la pression estimée exercée par les troupeaux d'animaux sur l'occupation du sol dans les lieux de fréquentation identifiés. Différentes dimensions entrent en jeu dans cette évaluation :

- *qui fréquente ce lieu et avec quelle intensité ?* Il s'agit d'étudier le nombre d'animaux qui fréquentent un lieu de fréquentation. Plus le nombre d'individus est important sur le lieu, plus la pression qu'ils exercent sur l'occupation du sol est forte. Le nombre d'individus formant les groupes devra donc être intégré à l'analyse de la pression. En outre, cette pression dépend également de l'impact de l'espèce sur l'occupation du sol, autrement dit de sa masse. Les indicateurs d'impacts, établis pour des espèces domestiquées par des agronomes en France, seront estimés pour des espèces sauvages.

- *de quelle nature est cette pression ?* Pour cela nous devons distinguer les lieux de séjours, où les végétaux sont prélevés et coupés ou arrachés, et les lieux de passage, où les végétaux sont écrasés.
- *quelle est la fréquence de retour dans les lieux ?* La durée de séjour et la fréquence de retour dans un lieu de fréquentation vont contribuer à augmenter la pression exercée par les troupeaux sur l'occupation du sol.

3. Modélisation UML des lieux de fréquentation

Le diagramme de classes UML des lieux de fréquentation (figure B.7.5) représente les objets informatiques créés pour construire les lieux de fréquentation des groupes d'animaux. Nous décrivons ce schéma de gauche à droite, des trajectoires aux lieux de fréquentation.

Une ou plusieurs trajectoires constituent un ensemble de trajectoires. Ce regroupement de trajectoires est effectué selon une certaine méthode d'agrégation, par exemple selon l'espèce ou la période considérée. Cet ensemble de trajectoires permet de constituer un ensemble de pauses et un ensemble de déplacements à étudier. Les lieux de séjours sont issus de l'ensemble des pauses identifiées et les lieux de passages de l'ensemble des déplacements. Ces deux types de lieux correspondent à des lieux de fréquentation. La construction des lieux de fréquentation doit répondre à des critères de proximité de pauses et de déplacements. Nous expliquons les méthodes de construction choisies de ces lieux en partie II. Enfin, une estimation de la pression animale exercée sur l'occupation du sol est réalisée sur les lieux identifiés.

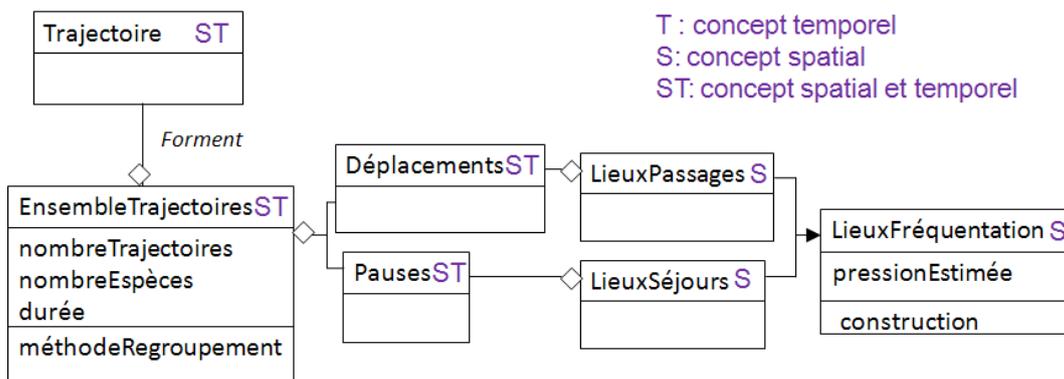


Fig B.7.5 : Modélisation UML des lieux de fréquentation

II. La construction des lieux de fréquentation des groupes d'animaux

La construction des lieux de fréquentation est spécifique au type de lieu considéré : lieux de séjours (présenté en § 1) ou lieux de passages (§ 2).

1. Les lieux de séjours

a- Méthode de construction

Par définition, les lieux de séjours regroupent un ensemble de stations proches. Nous avons choisi de représenter les stations par des cercles d'un certain rayon (voir chapitre 6). Pour évaluer la proximité des stations, on considère la distance entre les centres de ces cercles, sans prendre en compte leurs étendues. Il s'agit alors de mettre au point une méthode qui construit une surface à partir de points proches.

Nous présentons d'abord les méthodes de construction de surfaces à partir de points, utilisées dans d'autres travaux. Puis, nous détaillons la méthode choisie dans la thèse.

Les méthodes de construction de polygones prenant en compte la proximité des points

Beaucoup de chercheurs en écologie, par exemple récemment Cornwell et al. (2006) et Boulangeat et al. (2012), construisent une enveloppe convexe à partir de tous les points GPS. Cette enveloppe correspond à la plus petite surface contenant ces points. Cette surface a l'avantage d'être construite de façon unique à partir de n'importe quelle configuration de points et ne dépendre d'aucun paramètre. Cependant, cette enveloppe bâtie à partir de tous les points permet uniquement d'identifier un domaine vital, et non des lieux plus fréquentés que d'autres. Il faut donc au préalable filtrer les points utilisés.

Pour affiner cette construction, les écologues Burgman et Fox (2003) proposent de construire des enveloppes convexes « locales » contenant seulement des points proches. Ils s'appuient pour cela sur une triangulation de Delaunay¹⁹ (voir figure B.7.6 à gauche). Une enveloppe locale est constituée d'un ensemble de triangles dont les longueurs n'excèdent pas une distance seuil, souvent appelée alpha (voir les quatre exemples à droite de la figure, pour différentes distances seuil). Plus la distance seuil est grande, plus les enveloppes locales identifiées sont étendues. Cette méthode d'enveloppe locale est paramétrique, puisqu'elle dépend de la distance seuil.

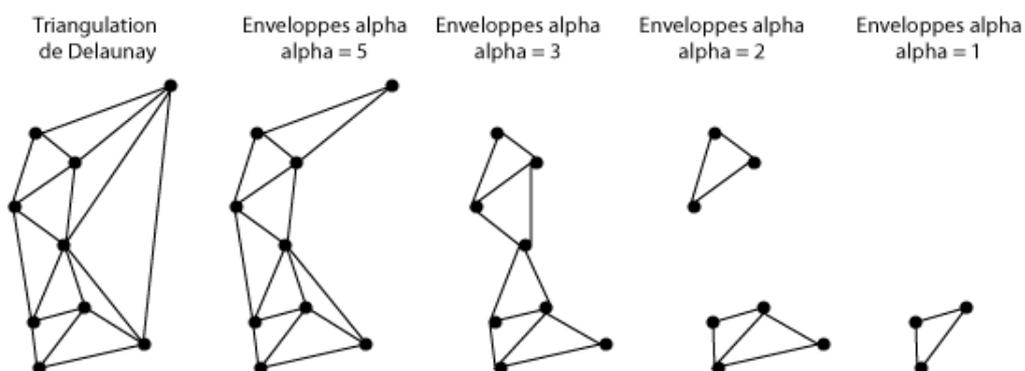


Fig B.7.6 : Construction d'enveloppes convexes locales à partir d'une triangulation de Delaunay. D'après Getz et Wimers (2004)

¹⁹ Triangulation qui maximise les angles des triangles et dont les cercles circonscrits aux triangles ne contiennent aucun point (Brévilliers 2009)

Cette méthode de construction permet de sélectionner des groupes de points proches selon une distance seuil. Elle répond à notre objectif. Toutefois, cette méthode est plutôt lente : les distances des arcs des triangles sont testées une à une par rapport à la distance seuil. Pour remédier à ce problème, nous proposons de simplifier le nombre d'arcs à tester. Pour cela, nous utilisons les notions de graphes développés par les géographes et les géomaticiens.

Un graphe est un l'ensemble d'arcs reliant des nœuds (figure B.7.7 à gauche). Divers graphes peuvent être créés selon un critère de proximité des noeuds (Jaromczyk et Toussaint 1992). En particulier, l'arbre minimal de recouvrement (simplifié par ARM) relie chaque nœud par un arc de distance minimale (Anders 2003) (à droite de la figure). N nœuds forment ainsi (N-1) arcs (droite de la figure). Ce graphe est unique pour une configuration de points donnée.

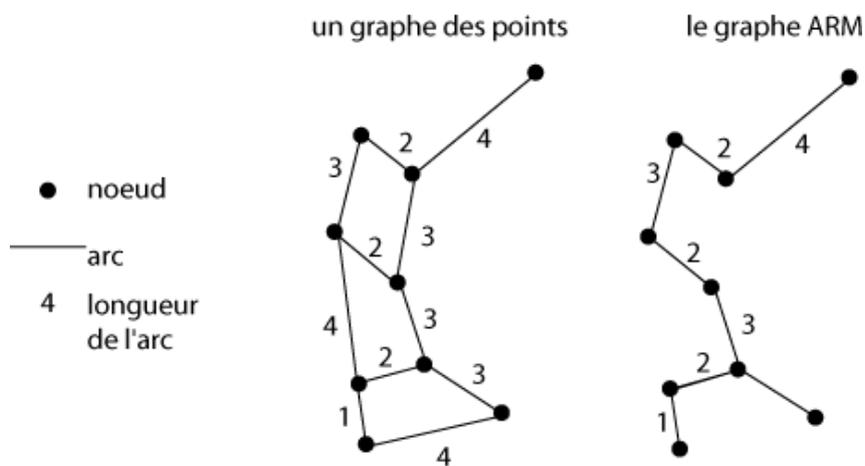


Fig B.7.7 : Un graphe qui lie les points par leur arc de distance minimale : l'ARM

Cet algorithme d'ARM permet de filtrer les arcs par leur distance en conservant ceux qui sont les plus courts. Pour la configuration des nœuds de la figure, le graphe ARM est formé par 8 arcs, tandis que la triangulation de Delaunay par 18. Tester la distance des arcs est donc plus rapide si nous utilisons le graphe ARM. Nous proposons d'utiliser ce graphe pour d'abord créer des ensembles de points proches, identifiés si la distance des arcs reliant ces points est inférieure à la distance seuil. La seconde étape consiste à créer une enveloppe convexe de ces ensembles de points.

La construction des lieux de séjours

L'objectif est de créer des surfaces, les lieux de séjours, où les stations sont proches. La méthode choisie est de construire un arbre de recouvrement minimal (ARM) à partir des centres des stations puis de créer des enveloppes convexes regroupant les centres proches, selon une distance seuil. Pour expliquer cette construction plus en détails et de manière illustrée, notre méthode de construction de lieux de séjours comporte cinq étapes :

1. Créer une triangulation de Delaunay à partir des centres des stations (illustré à gauche de la figure B.7.8, à partir d'une seule trajectoire).
2. Déterminer le graphe ARM grâce à cette triangulation. On conserve ainsi les plus petits arcs de la triangulation de Delaunay.

3. Identifier des ensembles de points proches en ne conservant les arcs du graphe ARM que s'ils ont une distance inférieure à une distance seuil. Cette distance seuil est un paramètre de notre méthode. Pour identifier une valeur de distance seuil qui a du sens, nous discutons ici de ses valeurs maximales et minimales (voir encadré 7.1). Le résultat de ces deux étapes est illustré au milieu de la figure B.7.8.

Encadré 7.1 : Valeurs minimales et maximales de la distance seuil

La valeur minimale correspond à la plus petite distance entre deux stations bien identifiées. Or les stations ont un rayon moyen de 50 m (voir chapitre 5). Si deux stations ne se recoupent pas, leurs centres sont au minimum éloignés de **100 m**. Nous considérons cette valeur comme la distance seuil minimale.

Pour étudier la valeur maximale de la distance seuil, nous effectuons quelques tests sur nos données. Pour une valeur de 5 km, l'ensemble du parc est identifié comme étant un lieu de séjour en considérant tous les groupes d'herbivores suivis. Puisque les lieux de séjours ont au maximum l'étendue du parc, nous considérons que **5 km** est la valeur maximale de la distance seuil.

Entre ces deux valeurs extrêmes, nous choisissons **la valeur de 1 km comme distance seuil**. Nous testons par la suite (en c) la sensibilité de ce paramètre.

4. Créer les enveloppes convexes regroupant les points proches, étape finale permettant d'obtenir les lieux de séjours. Un résultat est illustré à droite de la figure.
5. Filtrer les enveloppes obtenues. Cette dernière étape permet de supprimer les lieux identifiés comportant trop peu de stations : elles correspondent à une faible récurrence spatiale des stations. Nous supprimons celles comportant moins de quatre stations.

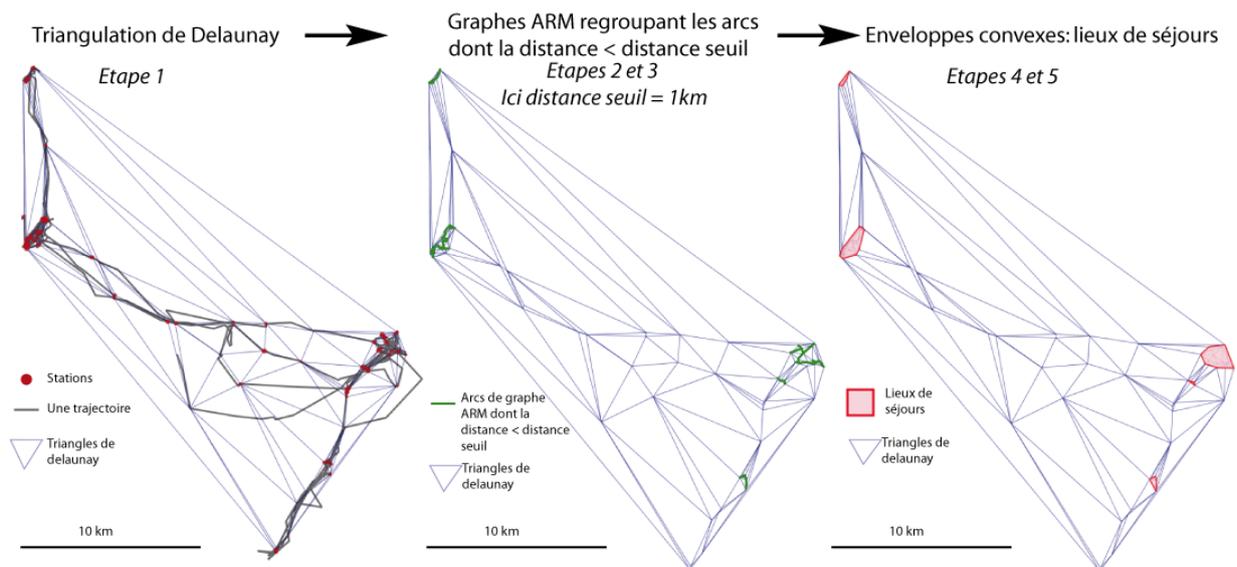


Fig B.7.8 : Construction de lieux de séjours par arbre de recouvrement minimal basé sur la triangulation de Delaunay des stations définies par une seule trajectoire (un groupe de zèbre)

Nous appliquons cet algorithme en construisant les lieux de séjours en temps réel ('à la volée') à partir des stations sans avoir à stocker une base de données. Sa complexité réside dans la création d'enveloppes convexes qui ont du sens pour des groupes d'animaux et d'étendue pertinente.

b- Résultats

Le nombre de stations prises en compte pour construire des lieux de séjours dépend de deux paramètres : 1/ du nombre de trajectoires analysées et 2/ de la période considérée. Pour étudier les variabilités des lieux de séjours identifiés, on fait varier ces paramètres dans l'algorithme de construction des lieux de séjours. La figure B.7.9 présente les lieux de séjours pour les groupes d'herbivores suivis à différentes périodes de temps sous forme de tableau. Ces lieux de séjours sont tous localisés dans la partie Nord-est du parc puisque les troupeaux suivis circulent dans cette zone.

Le premier paramètre, en ligne dans le tableau, relève du niveau de récurrence des lieux de séjours (i.e. un groupe ou des groupes d'une seule espèce ou des groupes de différentes espèces). Un groupe seul exerce peu de pression sur l'occupation du sol dans ses lieux de séjours. Pour cette raison, nous étudions plusieurs groupes. Nous comparons deux niveaux de récurrence : 1/ les groupes des trois espèces considérées séparément (sur la figure, les lieux de séjours des éléphants sont représentés en bleu, ceux des buffles en vert et ceux des zèbres en rouge) et 2/ tous les groupes de toutes les espèces (ces lieux de séjours sont représentés en gris).

Le second paramètre, en colonne dans le tableau, sert à définir les périodes d'intérêt. Nous disposons d'une année de suivis GPS. Comme les ressources varient au cours des saisons, cette période de temps semble également intéressante. Nous distinguons donc deux durées : 1/ l'année, la durée totale des suivis GPS, et 2/ les deux saisons, de six mois chacune.

Nous étudions d'abord la période d'un an (première colonne). Les lieux de séjours de toutes les espèces (en gris ; deuxième ligne) sont très divers en étendue et en nombre de stations qu'ils comportent. Par exemple, l'étendue moyenne des lieux de séjours de tous les groupes sur un an est de 16 km², variant entre 0.02 km² (ce lieu de séjour inclut 5 stations) et 438 km² (4835 stations). Le lieu de séjour le plus étendu contient également le plus de stations ; il semble fréquenté par un grand nombre de groupes. Il est localisé au centre de la zone.

Les lieux de séjours par espèce sont moins variables en étendue. Ceux des buffles sont les plus grands, s'étendant en moyenne sur 16 km², ceux des éléphants s'étendant en moyenne sur 3 km² et ceux des zèbres sur 2 km². En outre, le nombre de lieux de séjours identifié varie également selon l'espèce : 26 pour les buffles, 49 pour les éléphants et 71 pour les zèbres. Ceci signifie que les groupes de buffles occupent de très vastes lieux de séjours, situés d'une part au Sud-est de la zone étudiée et d'autre part en dehors du parc. Concernant les éléphants, les lieux de séjours sont d'étendue moyenne et sont peu nombreux. Enfin, les zèbres occupent plutôt de petits lieux de séjours qui sont très nombreux. On constate que les lieux de séjours identifiés par espèces ne se recoupent peu. Quelques lieux de séjours d'éléphants se superposent avec ceux des buffles d'une part et ceux des zèbres d'autre part de séjour de buffles.

Les lieux de séjours saisonniers diffèrent par leurs étendues (plus petites en saison sèche) et leur nombre (plus nombreux en saison sèche). Les groupes s'arrêtent donc souvent en saison sèche.

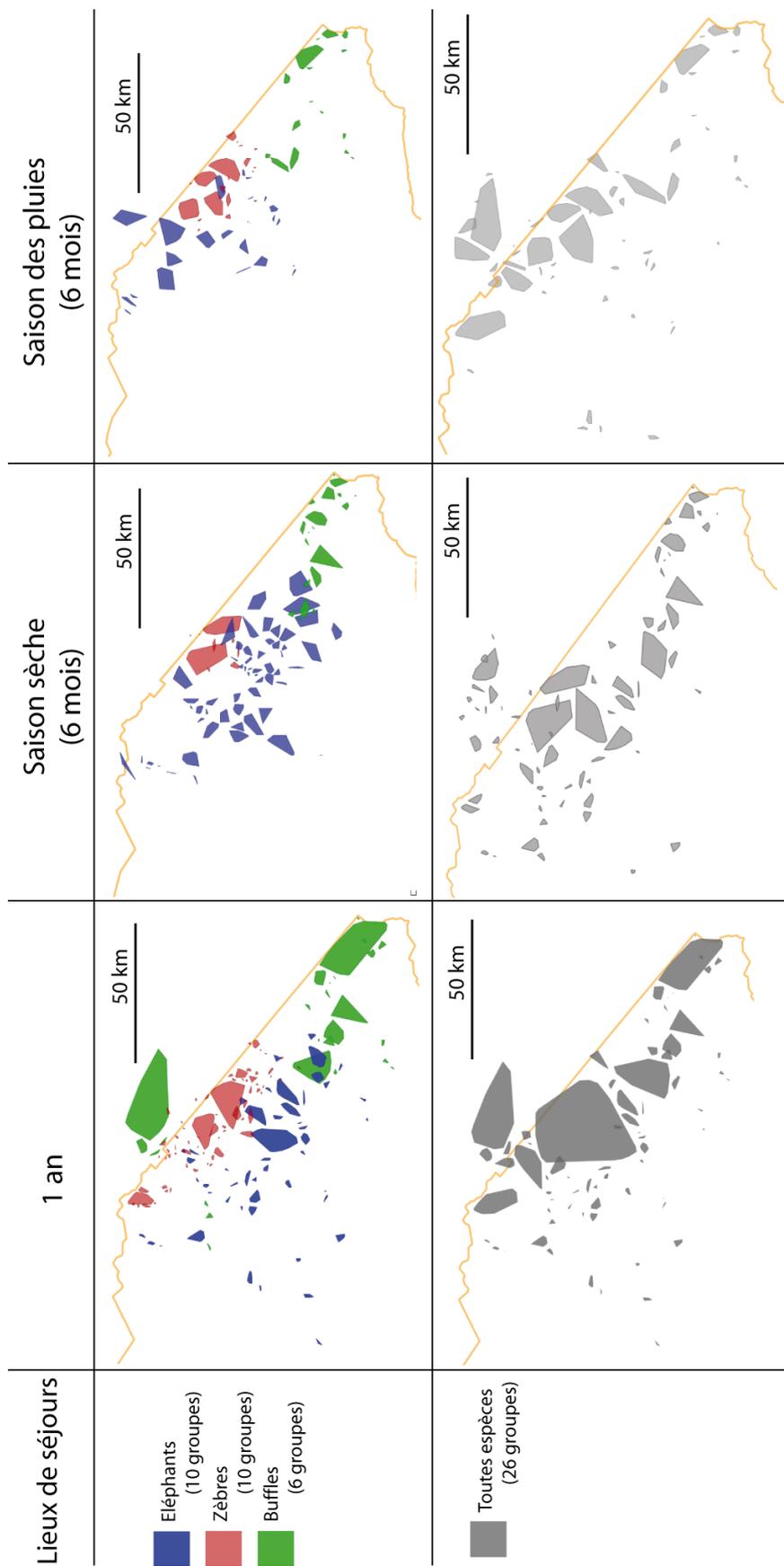


Figure B.7.9 : Lieux de séjours identifiés

c- *Sensibilité au paramètre de distance seuil utilisé pour mesurer la proximité des stations dans la construction des lieux de séjours*

Notre algorithme s'appuie sur un paramètre de distance seuil qui permet de créer des groupes de stations proches correspondant aux lieux de séjours. Dans les constructions effectuées précédemment, la valeur de ce paramètre a été fixée à 1 km. Nous étudions l'influence de ce paramètre sur le nombre de lieux de séjours identifiés et le nombre de stations qu'ils comportent.

Rappelons que la valeur du paramètre est comprise entre 100 m et 5 km (valeurs discutées en a). Nous testons alors sept valeurs du paramètre : 100 m, 500 m, 1 km, 1,5 km, 2 km, 4 km et 5 km. La figure B.7.10 présente les résultats obtenus pour les groupes d'éléphants suivis sur une année.

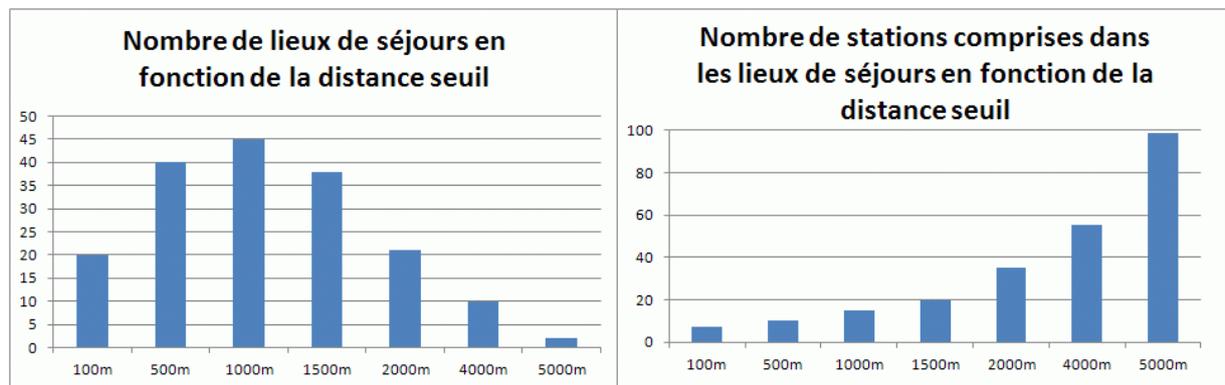


Fig B.7.10 : Nombre de lieux de séjours (gauche) et de stations dans ces lieux (droite) selon la distance seuil pour les groupes d'éléphants

Le nombre de lieux de séjours identifiés (à gauche) varie peu pour des valeurs du paramètre comprises entre 500 m et 1500 m. En parallèle, les nombres de stations contenues dans les lieux de séjours (à droite) sont également proches dans cet intervalle de valeurs (ils varient entre 10 et 20). Ces deux résultats sont ainsi peu variables dans cet intervalle de valeurs. Ceci signifie que notre paramètre fixé initialement, correspondant à une distance seuil de 1 km entre les stations, fait peu varier les résultats à plus ou moins 500 m près.

Les résultats sont les mêmes si on étudie les groupes de zèbres et les groupes de buffles. Par simplicité, nous considérons la même valeur pour toutes les espèces : **1 km**. Il s'agit de la valeur fixée auparavant.

2. Les lieux de passages

De la même manière que les lieux de séjours, les lieux de passages sont construits par l'agrégation spatiale de trajets effectués par des groupes d'herbivores.

a- Méthodologie

Nous cherchons à créer des zones correspondant à l'agrégation de trajets empruntés par les groupes suivis. Un lieu de passage est détecté si certains segments des trajets sont suffisamment proches. Steiniger et al. (2010), qui s'intéressent aux agrégations de déplacements d'animaux, ont proposé

une méthode pour identifier des couloirs de passage d'animaux. Il s'agit d'effectuer des intersections des zones tampons d'une certaine épaisseur autour des segments des trajets.

Un avantage de cette construction est que les zones tampons, par leur épaisseur, permettent de considérer l'**étalement des groupes** dans l'espace. En effet, les groupes d'herbivores, dont le trajet est représenté seulement par un trait, occupent en réalité une certaine emprise au sol, qui dépend de la taille du groupe, de leur activité et de l'espèce, comme nous l'avons évoqué dans le chapitre 4. Lors de leurs **déplacements**, ils ont différents comportements (voir des exemples de comportements des espèces étudiées en figure B.7.11). De très grands troupeaux comme les groupes de buffles peuvent ainsi s'étaler dans leurs déplacements. De nos observations, il s'agit d'une centaine de mètres. En revanche, les petits groupes, comme les zèbres et la majorité des groupes d'éléphants, restent groupés et les individus avancent en file indienne dans leurs déplacements sans trop s'étendre en largeur, guidés par un leader. Ici, le chemin qu'emprunte le groupe est large d'une dizaine de mètres. Ces chemins empruntés par les groupes sont des lieux de pression animale car tous les individus du groupe piétinent le sol d'un même lieu de façon répétée.



Figure B.7.11 : Différences dans les étalements des groupes dans les déplacements, selon les espèces

Cette méthode d'intersection de zones tampons dépend de deux paramètres : 1/ l'épaisseur des zones tampons et 2/ le nombre de trajets considérés.

Le premier paramètre est lié au comportement des groupes. Il devrait englober l'étalement maximal des groupes observés lors de leurs déplacements. Nous savons que ce paramètre dépend des espèces étudiées. Grâce à des estimations établies sur le terrain, nous fixons une épaisseur seuil des zones tampons – c'est-à-dire une distance de part et d'autre des segments de trajets – de **100 m pour les groupes d'éléphants et de zèbres et de 200 m pour les groupes de buffles**. Cette différence est due à un nombre différents d'individus dans les groupes. Ce paramètre sera testé ultérieurement.

Le second paramètre, le nombre de trajets, dépend de la durée considérée.

Une fois ces deux paramètres fixés, des zones tampons sont créées puis leurs intersections sont identifiées. Un inconvénient de cette méthode est la lenteur de l'algorithme d'intersection : de nombreuses zones tampons existent et sont à intersecter.

Pour illustrer un résultat de cette méthode, des lieux de passages sont identifiés à partir d'une seule trajectoire, celle d'un groupe de zèbres, sur l'ensemble de la période en figure B.7.12. Pour identifier différentes intensités de passages de groupes, nous représentons deux degrés d'intersection des zones tampons : 1/ une simple intersection entre deux zones tampons (en orange) et 2/ de multiples intersections (plus de deux zones tampons qui se croisent, en rouge). Ce premier résultat semble cohérent avec la localisation des trajets : les lieux de passages identifiés correspondent effectivement à des trajets proches.

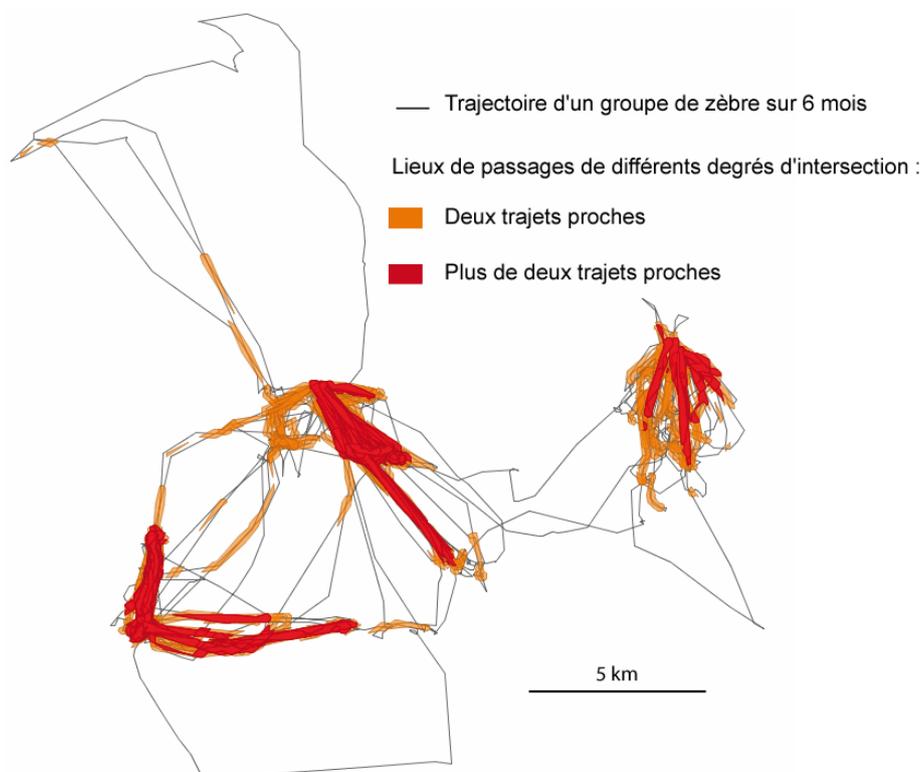


Figure B.7.12 : Lieux de passages d'un groupe de zèbres sur six mois (une seule trajectoire)

b- Résultats

La figure B.7.13 présente les différents lieux de passages des trois espèces (en bleu les groupes d'éléphants, en rouge les groupes de zèbres et en vert les groupes de buffles) sur deux durées : 1/ un an, l'ensemble de la durée de suivi des groupes, et 2/ la saison, soit 6 mois. Dans cette figure, nous n'avons pas distingué les degrés d'intersection pour une meilleure lisibilité.

Comme les lieux de passages sont localisés essentiellement sur la partie Est du parc, la figure présente un zoom sur cette région (en deuxième ligne).

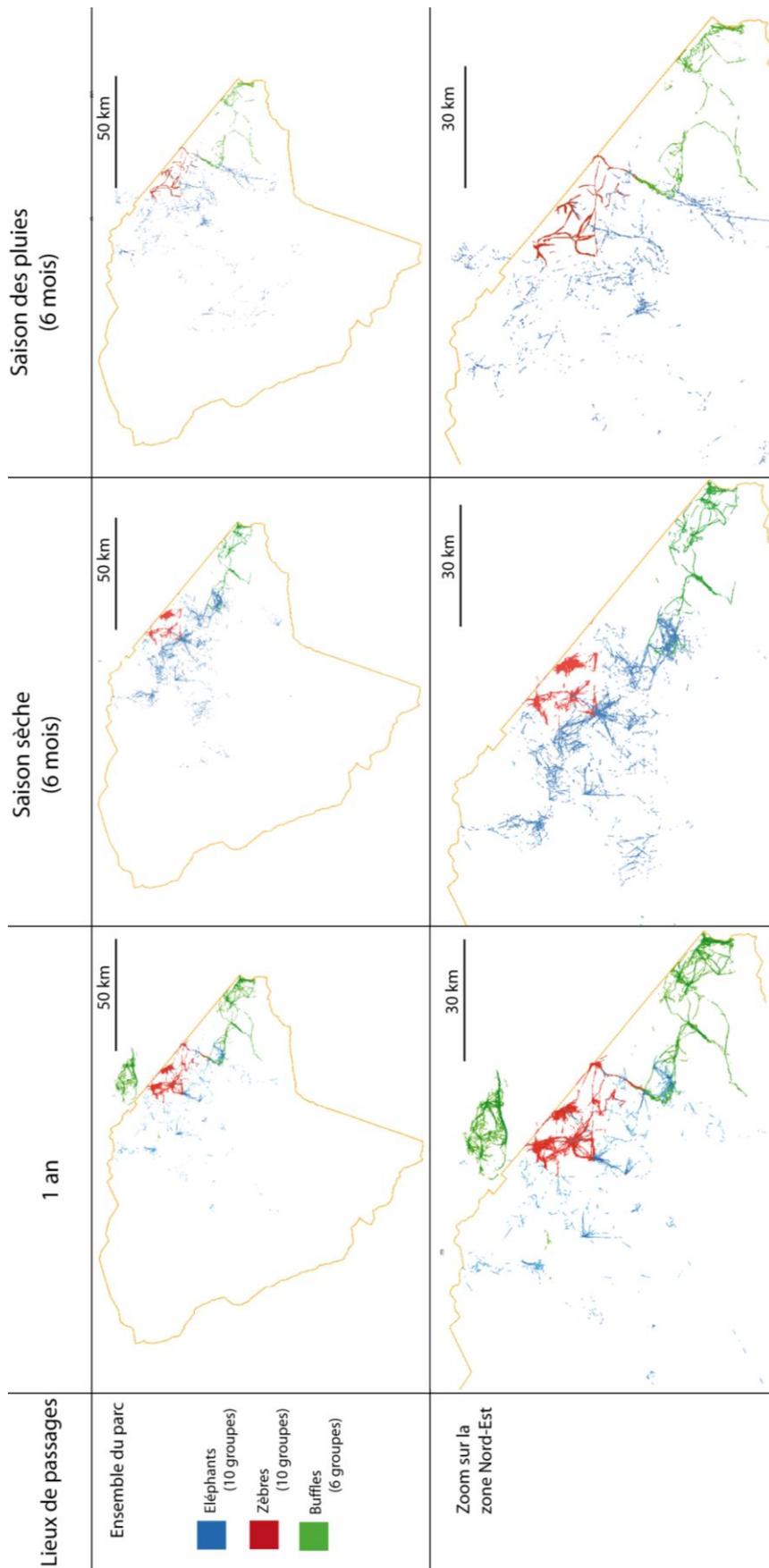


Figure B.7.13 : Lieux de passages identifiés

Sur la durée d'un an, les lieux de passages des trois espèces sont disjoints : les buffles sont au Sud-est, les zèbres à l'Est et les éléphants à l'Ouest et au Nord. Ils sont empruntés en général par une seule espèce. Il existe donc une spécialisation dans la fréquentation des lieux de passages en fonction des espèces animales présentes. Sur le zoom, nous identifions une seule zone où les lieux de passages se croisent : le talweg situé entre les points d'eau Ngweshla et Kennedy, au Sud-est du parc.

Les lieux de passages annuels et saisonniers sont identiques pour les groupes de zèbres et pour les groupes de buffles ; ils ne varient pas leurs lieux de passages au cours de l'année. Au contraire, les lieux de passages des groupes d'éléphants sont différents selon la saison considérée : ils sont localisés au centre du parc et dispersés sur une zone de 5000 km² en saison des pluies, tandis qu'en saison sèche, ils sont concentrés dans la région Est, sur une zone de 1500 km².

Enfin, la forme des lieux de passage dépend aussi de l'espèce : les zèbres et les buffles dessinent des lieux de passages très longs, de forme linéaire et d'une dizaine de kilomètres, tandis ces lieux sont plus petits pour les éléphants, en moyenne 500 m. Parmi ces derniers, certains convergent vers une zone (souvent des points d'eau) en formant des étoiles.

c- Sensibilité au paramètre d'épaisseur des zones tampons utilisées pour mesurer la proximité des trajets dans la construction des lieux de passages

Notre algorithme s'appuie sur un paramètre d'épaisseur de zones tampons qui permettent de créer des groupes de trajets proches, correspondant à l'intersection de ces zones tampons, et identifier les lieux de passages. Dans les constructions effectuées précédemment, la valeur de ce paramètre a été fixée à 100 m pour les éléphants et les zèbres et 200 m pour les buffles par des observations sur le terrain. Pour évaluer la sensibilité des lieux de passages aux valeurs de ce paramètre, nous calculons deux indicateurs : le nombre et l'étendue des lieux de passages identifiés.

Nous testons dix valeurs du paramètre d'épaisseur des zones tampons : 50 m, 100 m, 150 m, 200 m, 250 m, 300 m, 350 m, 400 m, 450 m, et 500 m. La figure B.7.14 présente les résultats obtenus pour tous les troupeaux d'éléphants et tous les troupeaux de buffles suivis sur une année.

Les lieux de passages obtenus sont sensibles à la valeur du paramètre : plus l'épaisseur des zones tampons est importante, plus les lieux de passages identifiés sont nombreux et étendus. Ce paramètre est donc influant sur les résultats.

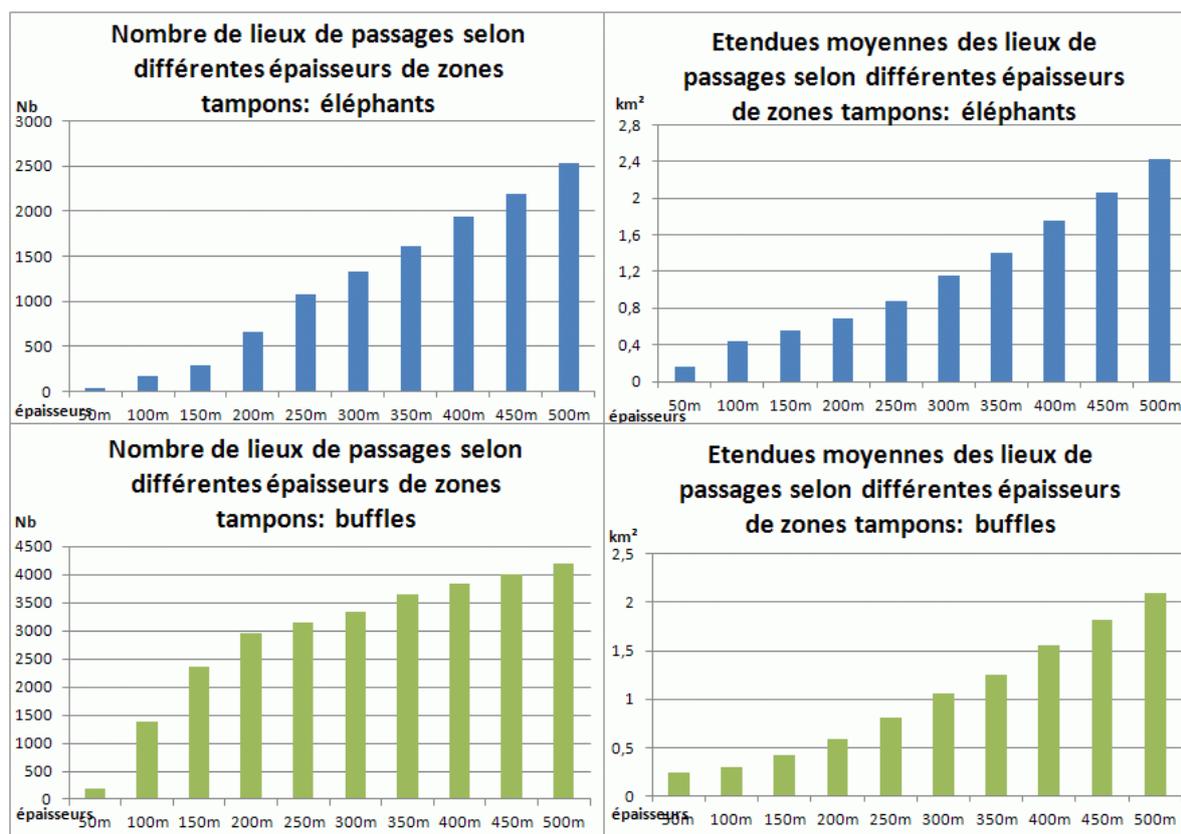


Figure B.7.14 : Nombre et étendues moyennes des lieux de passages selon différentes valeurs du paramètre pour les groupes d'éléphants et les groupes de buffles

3. Comparaison des localisations des lieux de passages et de séjours

Pour comparer les inscriptions spatiales des deux types de lieux de fréquentation identifiés, nous les avons superposés dans une même carte, sur l'ensemble de la période (un an) et pour les trois espèces (figure B.7.15).

Plusieurs cas de superposition de ces types de lieux existent :

- Les lieux de passages sont situés dans les lieux de séjours ; dans ce cas, il s'agit de lieux de vie dans lesquels les troupeaux s'arrêtent et font des déplacements quotidiens. Les lieux de passage sont donc empruntés pour avoir accès aux ressources, dans les lieux de séjours. Les groupes de buffles et de zèbres se déplacent souvent ainsi à l'intérieur de leurs lieux de séjours.
- Les lieux de passages sont isolés. Dans ce cas, les segments dans la carte ne sont pas entourés d'une zone hachurée. Les groupes d'éléphants empruntent ce type de lieux de passages. Au Sud, on observe également ces lieux de passages pour les groupes de buffles. Ils signifient que les groupes s'y sont déplacés de manière répétée, mais sans s'y arrêter.
- Les lieux de séjours sont isolés. Un seul lieu de séjour est isolé dans cette carte : celui fréquenté par les zèbres et situé au Nord de la carte (zone hachurée en rouge). Ils sont

fréquentés de manière récurrente uniquement pour effectuer des pauses. Pour atteindre et traverser ces lieux de séjours, les déplacements des groupes ne sont pas récurrents.

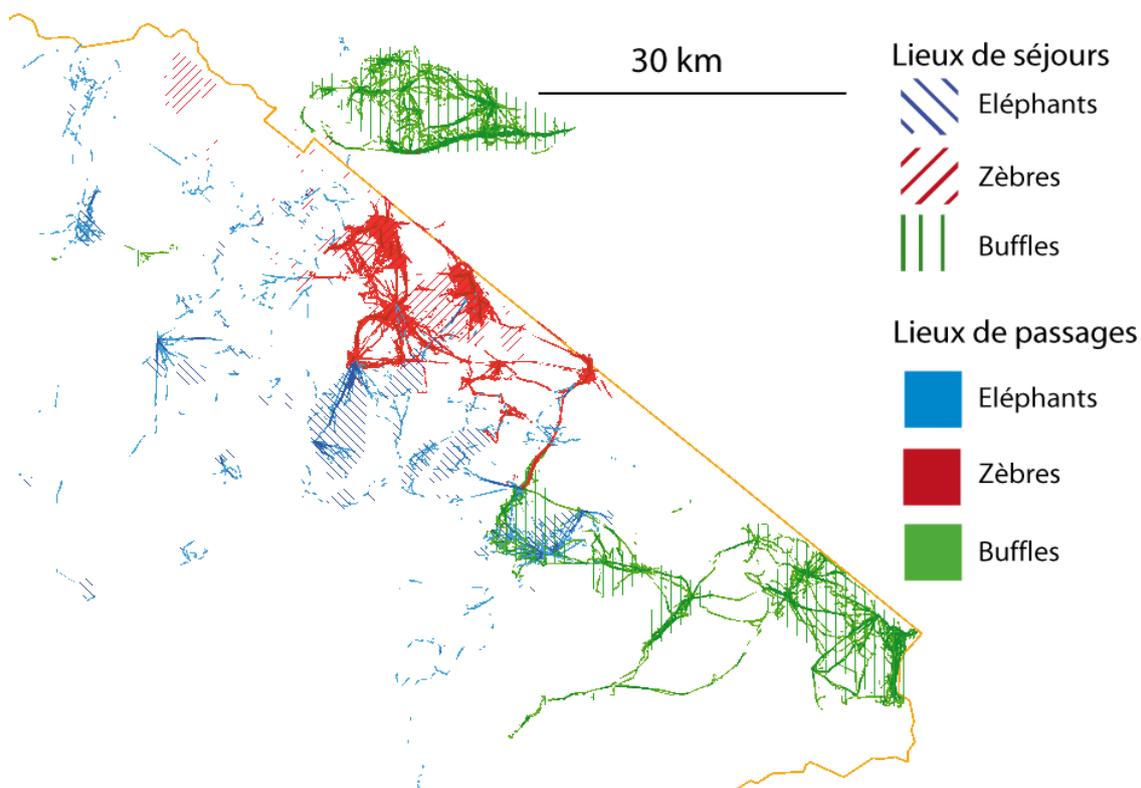


Figure B.7.15 : Les types de lieux de fréquentation des différentes espèces sur un an (26 groupes suivis)

III. Estimation de la pression exercée par les groupes d'herbivores sur l'occupation du sol dans les lieux de fréquentation

L'étape suivante consiste à estimer la pression exercée par les groupes d'animaux sur les lieux de fréquentation identifiés. Dans cette optique, nous évaluons plusieurs indicateurs sur les lieux de fréquentation : le nombre de stations ou de passages (obtenus directement par la méthode d'agrégation ; nous ne les présentons pas de nouveau ici), les espèces (décrites en § 1) et le nombre d'individus fréquentant ce lieu (§ 2), ainsi que nombre de retours dans ce lieu (§ 3). Ces indicateurs correspondent à des attributs décrivant les lieux de fréquentation. Leur combinaison permet d'obtenir un nombre d'individus cumulés sur la période considérée, qui correspond à un indicateur d'intensité de fréquentation animale (§ 4). La figure B.7.16 décrit les différents indicateurs calculés pour les lieux de séjours et les lieux de passages.

Ces différentes analyses dépendent directement de la période considérée. L'ensemble de la période (un an) a été choisie ici pour illustrer les indicateurs et les résultats, cependant d'autres périodes peuvent être préférées, comme les saisons. Nous présentons particulièrement les résultats pour les lieux de séjours.

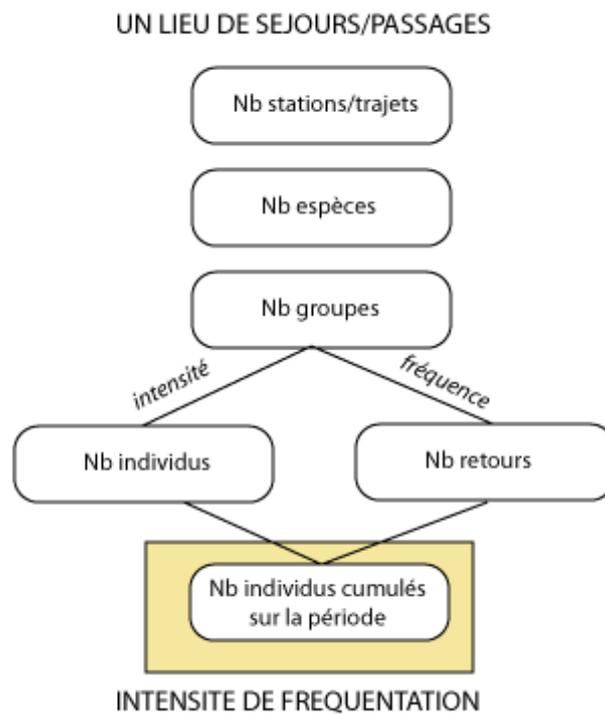


Figure B.7.16 : Indicateurs calculés pour estimer l'intensité de fréquentation dans les lieux de fréquentation

1. Les différentes espèces qui fréquentent le lieu

Nous avons distingué deux niveaux de récurrence des lieux de fréquentation indiquant différentes pressions animales : ceux fréquentés par des groupes appartenant à une seule espèce et ceux par des groupes de plusieurs espèces. La figure B.7.17 présente les lieux de séjours (au nombre de 71), selon le nombre d'espèces présentes parmi les trois considérées

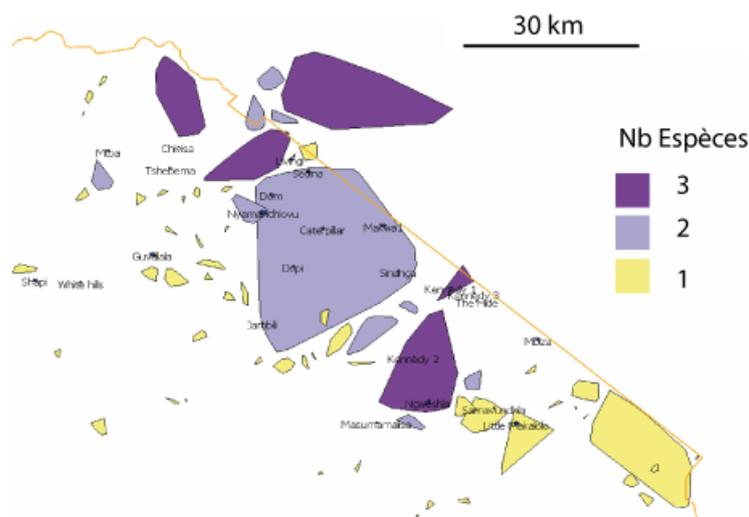


Fig B.7.17 : Nombre de d'espèces fréquentant les lieux de séjours sur les 26 groupes étudiés durant 1 an

Cette représentation met en évidence des fréquentations variées des lieux de séjours :

- Ceux fréquentés par les trois espèces (en violet foncé). Ces zones sont d'étendue moyenne (environ 100 km²) en périphérie des zones précédentes. La zone reliant les

points d'eau Kennedy et Ngweshla, identifiée précédemment par les comptages, se trouve dans ce type de lieux de séjour. Un de ces lieux est situé hors du parc.

- Ceux fréquentés par deux espèces, qui sont les zèbres et les éléphants. En particulier, le lieu central, le plus grand, est concerné. Il s'agit d'un domaine vital de zèbres où quelques groupes d'éléphants s'arrêtent. Cette zone comprend 7 points d'eau permanents et une végétation constituée de forêts claires de Baikiaeas (non appétents) et de prairies.
- Ceux où seule une espèce s'arrête (jaune). C'est le cas de la zone Sud-est, fréquentée uniquement par les groupes de buffles. Ces zones sont situées en périphérie et en général de petite étendue.

Alors que les lieux de passages semblent être plutôt disjoints, il existerait des **lieux de séjours fréquentés par plusieurs espèces**. Ces deux points ne sont pas nécessairement en contradiction : ils signifient que les espèces suivies s'arrêtent sur les mêmes lieux, mais y parviennent par des chemins différents.

2. Le nombre de groupes et d'individus dans les lieux de fréquentation

Chaque lieu de séjour est fréquenté par un certain nombre de groupes. Les 26 groupes d'animaux étudiés sont eux-mêmes composés d'un certain nombre d'individus, déterminé lors de la pose du collier et considéré comme stable. Cette estimation permet d'évaluer le nombre total d'individus qui fréquentent un lieu : c'est la somme des individus des groupes présents. Ces deux indicateurs – nombre de groupes et nombre total d'individus – permettent d'examiner la diversité d'attraction de chaque lieu. Un résultat se trouve en figure B.7.18.

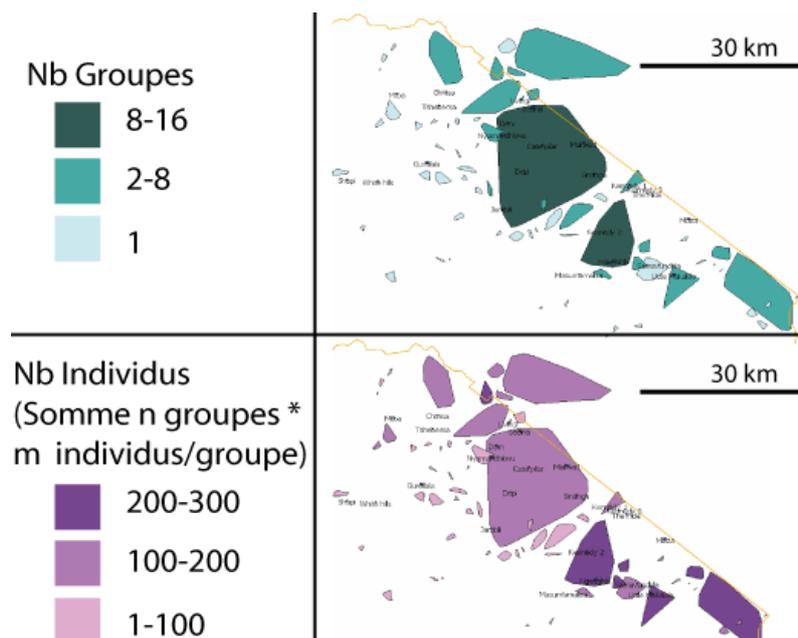


Fig B.7.18 : Nombre de groupes et d'individus fréquentant les lieux de séjours sur les 26 groupes étudiés durant 1 an

Le lieu central, déjà identifié précédemment (le plus grand, en vert foncé), est fréquenté par de nombreux groupes mais relativement peu d'individus au total. En revanche, les lieux de séjours très fréquentés en nombre d'individus sont situés au Sud-est. Ces six lieux sont tous fréquentés par trois ou quatre groupes de buffles qui sont très nombreux en nombre d'individus (une centaine d'individus pour chaque groupe). Ce sont les lieux de séjours les plus exposés à la pression animale puisqu'un grand nombre d'individus y prélève des ressources.

3. La récurrence de fréquentation des lieux

Calculs sur les lieux de séjours identifiés

Une forte pression sur l'occupation du sol peut également résulter de groupes fréquentant un lieu de façon récurrente par des circuits réalisés à une certaine fréquence de retour.

Pour évaluer cette fréquence de retour dans les lieux de séjours, nous calculons le nombre de fois qu'un même groupe s'arrête dans un lieu de séjour donné. Comme le lieu de séjours peut comprendre plusieurs groupes, nous calculons le nombre moyen de retours des groupes. La figure B.7.19 présente le résultat sur un an pour tous les groupes parmi les trois espèces.

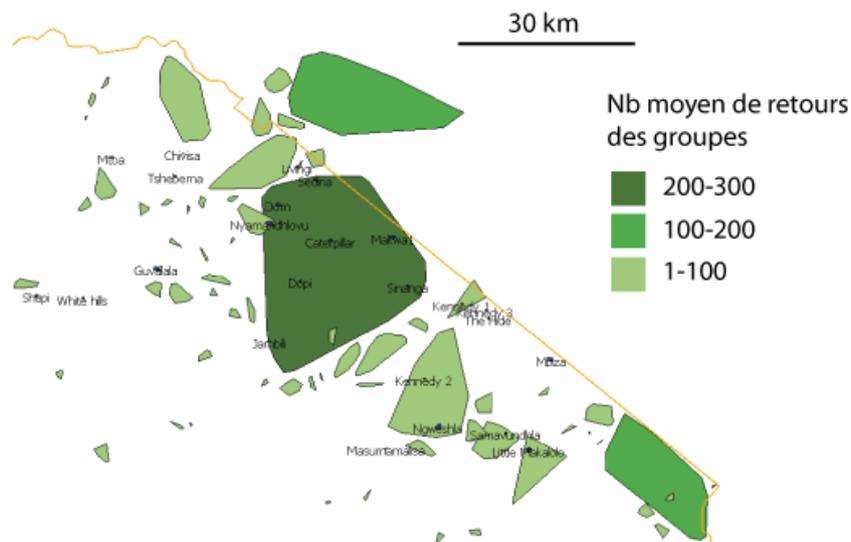


Fig B.7.19 : Nombre de groupes et d'individus fréquentant les lieux de séjours sur les 26 groupes étudiés

Le lieu situé au centre se présente ici comme le principal lieu de pression. Le second lieu de pression se situe au Sud-est. Ces deux lieux sont connus, par nos précédentes analyses, pour être fréquentés par les zèbres et les buffles. Or nous avons observé que ces deux espèces réalisent des circuits au sein du même lieu de séjours de façon répétée. Ce résultat n'est donc pas incohérent avec les trajectoires.

Cartographie 3D : des connaissances sur les espèces pour une analyse plus fine des retours

Un autre moyen pour évaluer la fréquence de retour d'un groupe vers un lieu est la cartographie en 3D des trajectoires. La figure B.7.20 présente les trajectoires de 4 groupes de zèbres (sur un total de 10 groupes) à travers deux saisons.

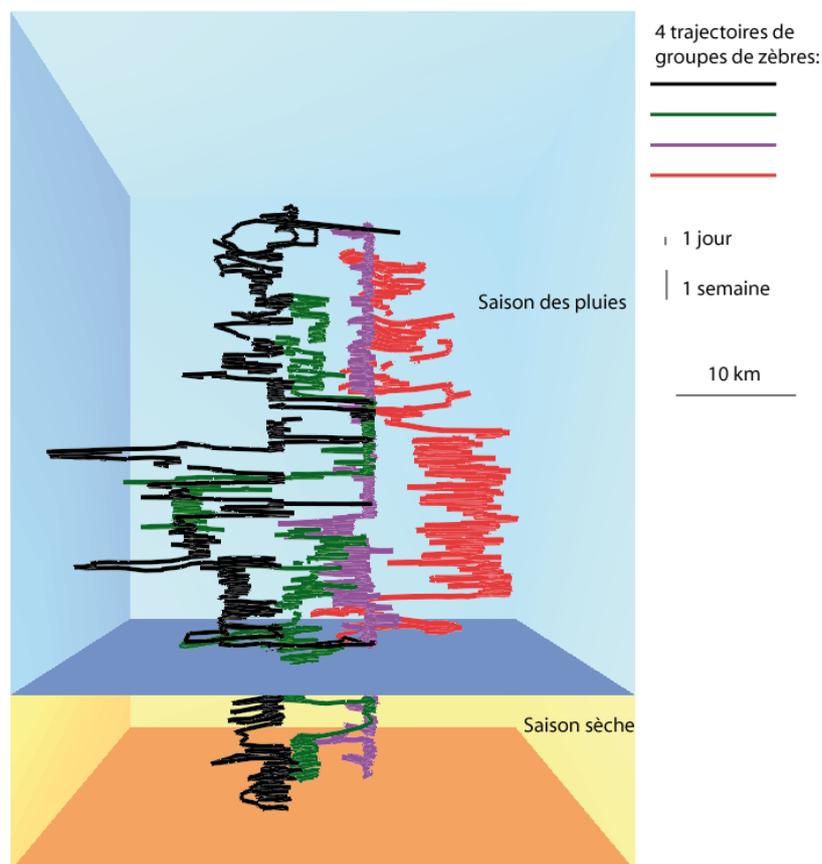


Figure B.7.20 : Trajectoires vues en 3D de 4 groupes de zèbres sur deux saisons (4 trajectoires)

Pendant la saison sèche (partie orange), les quatre trajectoires paraissent plus regroupées : moins longues et revenant aux mêmes lieux tous les jours ou tous les deux jours. En saison des pluies (partie bleue), il semble que les groupes adoptent plusieurs stratégies : soit ils restent sur les mêmes lieux autour desquels ils circulent tous les jours (groupes violet et rouge), soit ils changent de lieu chaque semaine (groupes noir et vert). Ceci est une connaissance supplémentaire dans la compréhension des rythmes des groupes de zèbres suivis. Cependant, ce résultat a été généralisé à partir de quelques groupes seulement.

Ce travail a également été réalisé pour les groupes de buffles (6 au total) et d'éléphants (10) suivis. Cette méthode montre, par généralisation, que les zèbres et les buffles suivis reviennent sur les mêmes lieux (avec une variabilité spatiale d'un kilomètre) en moyenne entre un et deux jours en saison sèche (6 mois, de mai à novembre) et en moyenne une semaine en saison des pluies (6 mois, de novembre à mai). Ceci correspond à notre analyse par le calcul, mais l'avantage de cette méthode est que les périodes de retour sont identifiées.

Dans nos données, cette récurrence est moins systématique pour les éléphants. En effet, selon les groupes considérés (10), elle est d'un jour à une semaine pendant la saison sèche (trajectoire verte en figure B.7.21) et plus d'un mois lors des pluies (trajectoire noire). Dans cette dernière saison, certains groupes ne reviennent pas forcément dans les mêmes lieux (trajectoire orange). Ces résultats sont en accord 1/ avec les connaissances des écologues sur le fait que les éléphants

reviennent moins souvent sur les lieux que les autres espèces et 2/ avec le faible nombre calculé de retours des groupes d'éléphants dans les lieux de séjours.

L'intérêt de la cartographie 3D est d'apporter des connaissances sur les rythmes et les temporalités de retour des groupes suivis, même si ceux-ci sont peu nombreux et qu'il faudrait plus de groupes pour généraliser les propos. Il faudrait néanmoins améliorer la visualisation en proposant des trajectoires et des surfaces transparentes pour séparer les saisons.

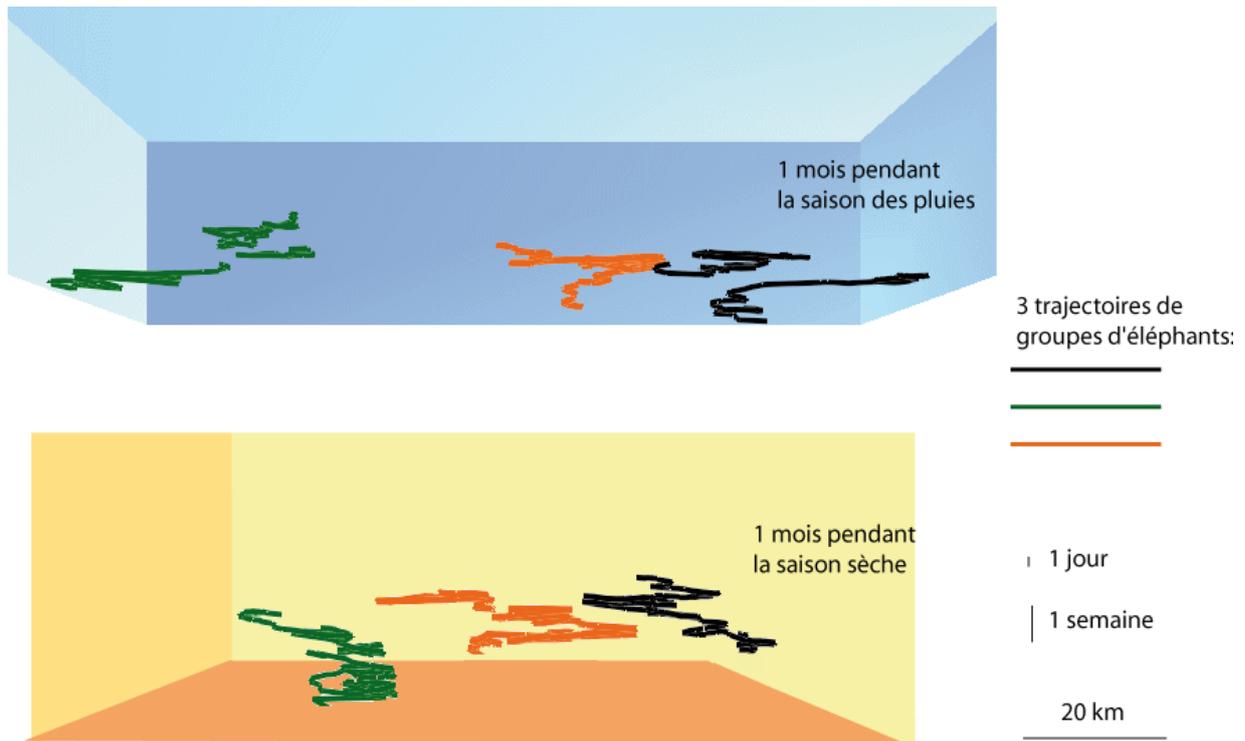


Figure B.7.21 : Trajectoires en 3D de trois groupes d'éléphants sur deux saisons (3 trajectoires)

4. Un nombre d'animaux cumulé sur l'ensemble de la période : une estimation de l'intensité de la fréquentation et de la pression

Nombre et densité d'animaux cumulés sur une période

Pour estimer l'intensité de fréquentation, nous combinons le nombre d'individus sur un lieu de fréquentation et le nombre de retours. Pour cela, sur chaque lieu, nous calculons le nombre d'animaux cumulés sur la période considérée par :

$$\text{Nb animaux cumulé sur lieu de fréquentation } (\Delta t) = \sum_j \text{individus}(i) * \text{retours}(i)$$

Cette méthode peut être adaptée dans la pondération des lieux de passage en comptant le nombre de trajets dans les lieux de passage, au lieu de compter le nombre de retours dans les lieux de séjours. Un résultat se trouve en figure B.7.22 pour les lieux de séjours pendant un an.

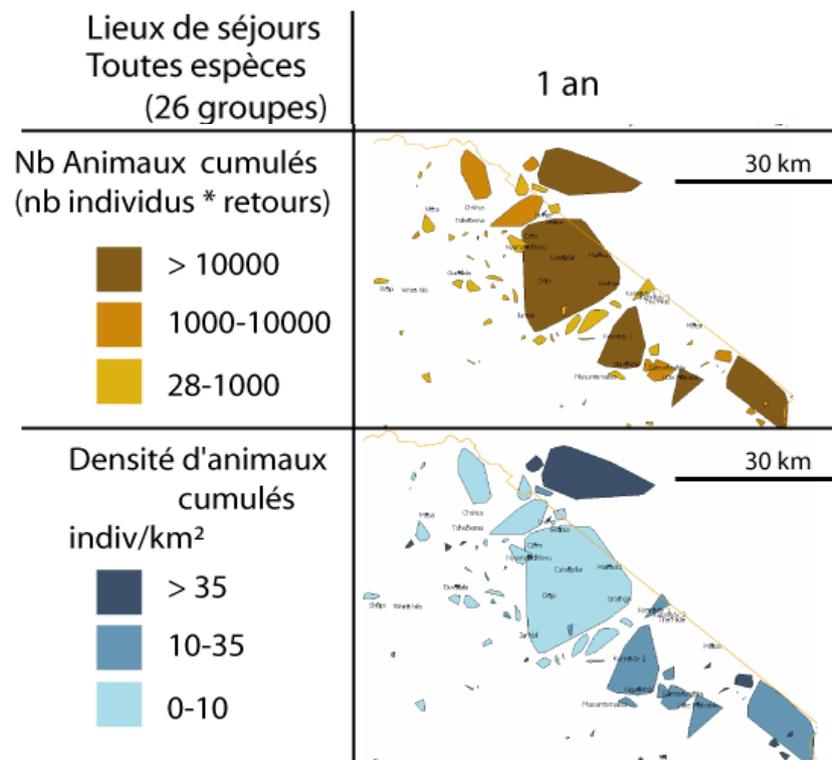


Fig B.7.22 : Nombre et densité d'animaux cumulés dans les lieux de séjours sur un an

Ce nombre d'animaux cumulés permet de déduire la densité en animaux sur les lieux de fréquentation. La densité en animaux permet de s'affranchir de la surface du lieu considéré et les lieux peuvent être directement comparés. Cependant, l'inconvénient est que les grandes zones ont une densité en animaux plus faible que les petites zones. Or par construction, les grandes zones correspondent à une grande densité de stations, et donc à une pression plus forte. Ceci n'est pas bien représenté par la densité en animaux.

Les espèces ont-elles le même impact sur l'occupation du sol ?

S'interroger sur l'espèce qui fréquente un lieu revient à considérer des espèces comme ayant plus d'impact que d'autres dans la pression totale exercée par les troupeaux sur un lieu. Pour considérer l'impact d'une espèce sur les lieux de séjours et sur les lieux de passage, il est nécessaire de prendre en compte à la fois la quantité de ressources prélevées de cette espèce, et le poids de cette espèce sur le sol qui met une pression sur le sol lors du piétinement.

La charge animale définie par les agronomes prend en compte la masse des individus des groupes sur le sol. La charge animale est donc une masse collective, définie pour chaque groupe d'herbivores. Pour l'établir, on pondère le nombre d'animaux par un indice d'impact sur le sol propre aux espèces. Dans notre cas, les éléphants pèsent en moyenne 3 000kg, les buffles 600 kg et les zèbres 200 kg (Owen-Smith 1988). De plus, d'après (Kleiber 1975, Peters 1983), plus l'espèce considérée est grande, plus elle abîme l'occupation du sol et plus elle prélève des ressources. Dans cette optique, l'éléphant provoque une forte pression sur l'occupation du sol, à cause de la masse des individus, même s'ils sont peu nombreux dans les groupes.

En agronomie, l'indice d'impact des herbivores se mesure en UGB, Unité de Gros Bétail. Cet indice vaut 1 UGB pour une vache d'environ 700 kg, tandis qu'un cheval de 500 kg en moyenne contribue à 0.8 UGB (Agreste 2011). La prise en compte du poids des espèces peut être adaptée pour pondérer la pression estimée sur les lieux de séjours et les lieux de passages.

En se fondant sur ces chiffres et les masses de nos espèces animales, nous avons attribué un indice d'impact de 5 (=3 000kg/700kg) pour les éléphants, 0.9 pour les buffles (=600kg/700kg) et 0.3 pour les zèbres (=200kg/700kg). Ces indices étant définis pour un animal, l'impact d'un groupe multiplie cet indice par le nombre d'animaux dans le groupe. Une carte finale de la pression estimée dans les deux types de lieux de fréquentation est présentée en figure B.7.23 sur un an. Les valeurs de la légende correspondent à des unités d'animaux par zone et prennent en compte le nombre d'animaux et leur indice d'impact.

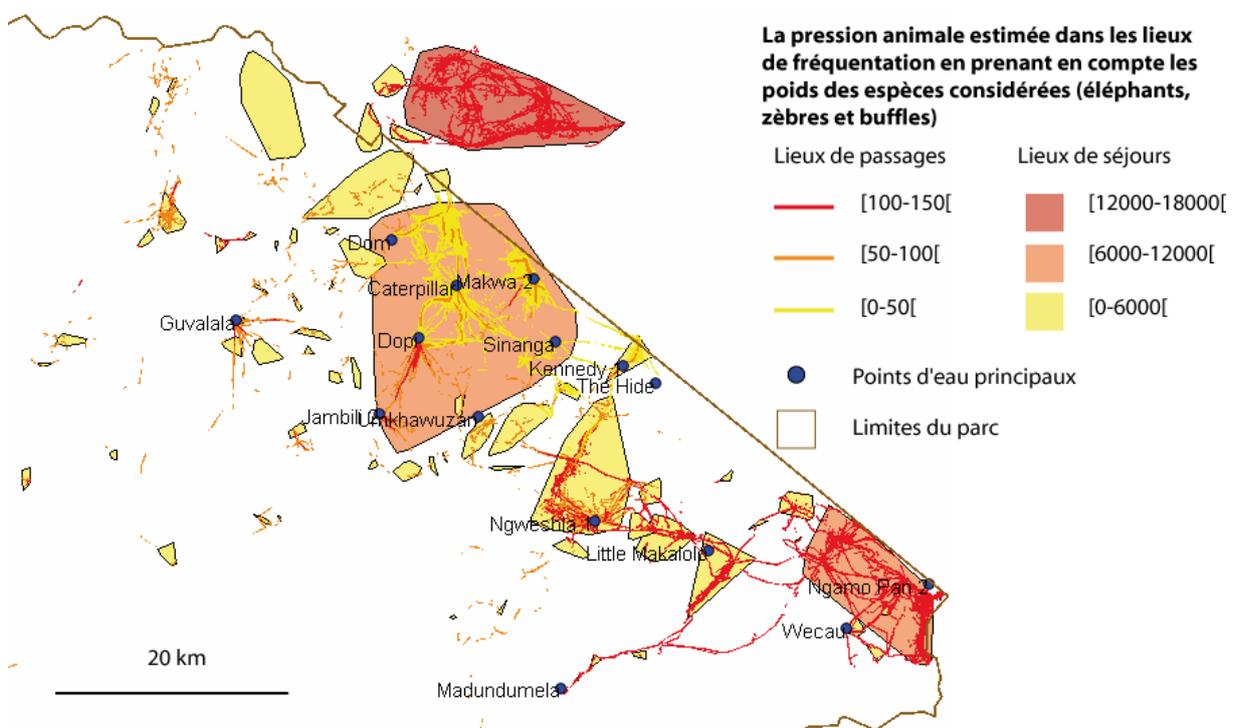


Figure B.7.23 : Nombre d'animaux sur les lieux de fréquentation en fonction de l'indice d'impact des espèces : la charge animale

De manière générale, la zone Sud-est est soumise à une forte pression animale, à la fois dans les séjours et dans les passages, à cause des grands troupeaux de buffles. L'importance des individus dans ces groupes impliquent une charge animale importante. Les lieux de séjours révèlent également que la zone centrale, parcourue par beaucoup de groupes de zèbres et d'éléphants, est également un lieu de forte pression animale, à cause des arrêts et non des passages (à cet endroit, les passages sont en jaune indiquant une faible pression animale).

5. En conclusion : un schéma sagittal

En guise de conclusion, nous avons établi un schéma sagittal des lieux de fréquentation des 26 groupes d'herbivores suivis (figure B.7.24).

D'abord, les éléphants suivis vivent en groupe de taille moyenne (une dizaine d'individus). D'après les connaissances en écologie, chaque individu a besoin de beaucoup de ressources et exerce une masse importante sur le sol. De fait, chacun des types de lieux de fréquentation identifiés pour les groupes d'éléphants est potentiellement soumis à une forte charge animale, et donc à une certaine pression. En revanche, ces lieux ne sont pas très nombreux : les éléphants s'arrêtent peu et se déplacent sur de grandes distances avec peu de systématisme (connaissances d'experts vérifiées dans nos données).

Les zèbres, eux, se caractérisent par une vie en petits groupes (environ cinq individus) qui nécessitent peu de ressources, par rapport aux autres espèces d'herbivores étudiées. Ils parcourent des circuits de manière récurrente autour de leur lieu de vie. Ceux-ci se déroulent à différentes temporalités, le plus souvent sur une semaine. Les zèbres définissent des lieux de fréquentation de retour, où ils reviennent avec une certaine fréquence. Comme ils parcourent et s'arrêtent sur les mêmes lieux, selon des circuits, les ressources dans ces lieux sont soumises à une pression répétée (même si elle est peu intense à chaque fois) et sont vulnérables. Dans le terme de charge animale établie par les agronomes, cette récurrence n'est pas prise en compte dans l'évaluation de la pression, certainement parce que l'échelle spatiale considérée n'est pas la même : il s'agit de parcelles et non d'un grand parc. Ce type de fréquentation est pris en compte dans le schéma par les lieux de fréquentation de retour.

Les buffles sont situés sur le schéma entre les éléphants et les zèbres. Ils cumulent en effet leur charge animale sur l'occupation du sol, à cause de leur vie en très grands groupes (de l'ordre de cents individus) et la récurrence de leurs circuits.

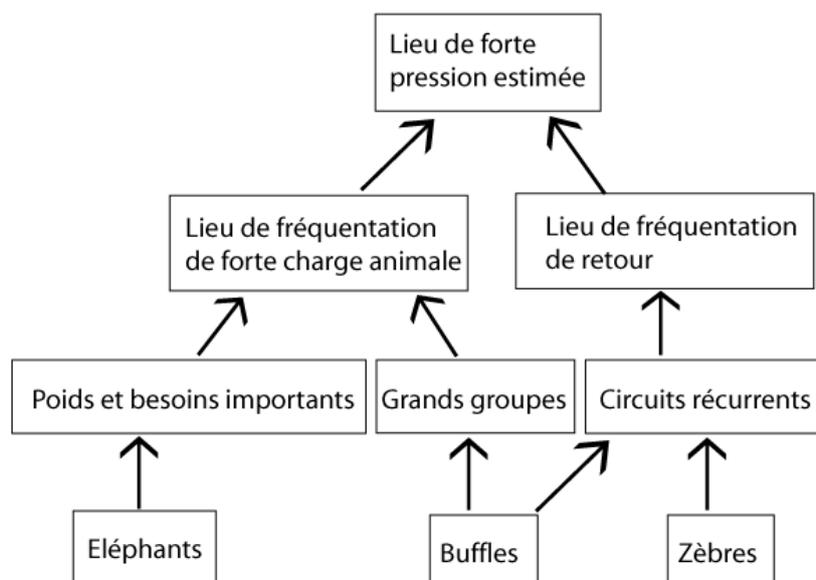


Figure B.7.24 : Schéma sagittal des lieux de fréquentation pour les trois espèces

IV. Comparaison avec les lieux de fréquentation des animaux estimés par d'autres sources de données : les comptages et les expertises

1. Les lieux de fréquentation estimés par les comptages routiers

Nous voulons comparer la localisation des lieux de fréquentation estimés par les comptages (construits en chapitre 4) et ceux estimés par les trajectoires GPS (construits en chapitre 7). Nous savons que ces lieux sont très différents : les premiers sont des lieux de présence observée de tous les groupes d'herbivores passant près de certains lieux (près des routes, notamment), les seconds des lieux d'activités (séjours ou passages) de quelques groupes. Les deux sources de données sont donc imparfaites et de manière différente. Néanmoins, la comparaison des résultats peut révéler certaines tendances de fréquentation des populations d'herbivores.

Pour mener à bien cette comparaison, nous disposons d'une part de cellules occupées par des groupes d'animaux sur une grille de localisation d'après les comptages routiers particulièrement réguliers sur la zone de Main Camp (voir chapitre 4) et d'autre part des lieux de séjours et des lieux de passages des groupes. Pour comparer ces deux types de zones, nous considérons la même période de temps, à savoir de l'année 2000 pour les comptages routiers qui est similaire à l'année 2009 dans sa pluviométrie (années pluvieuses), puisque les observations ont été très peu nombreuses au cours de l'année 2009. Une superposition cartographique de ces différents lieux est présentée en figure B.7.25, pour les trois espèces étudiées ensemble.

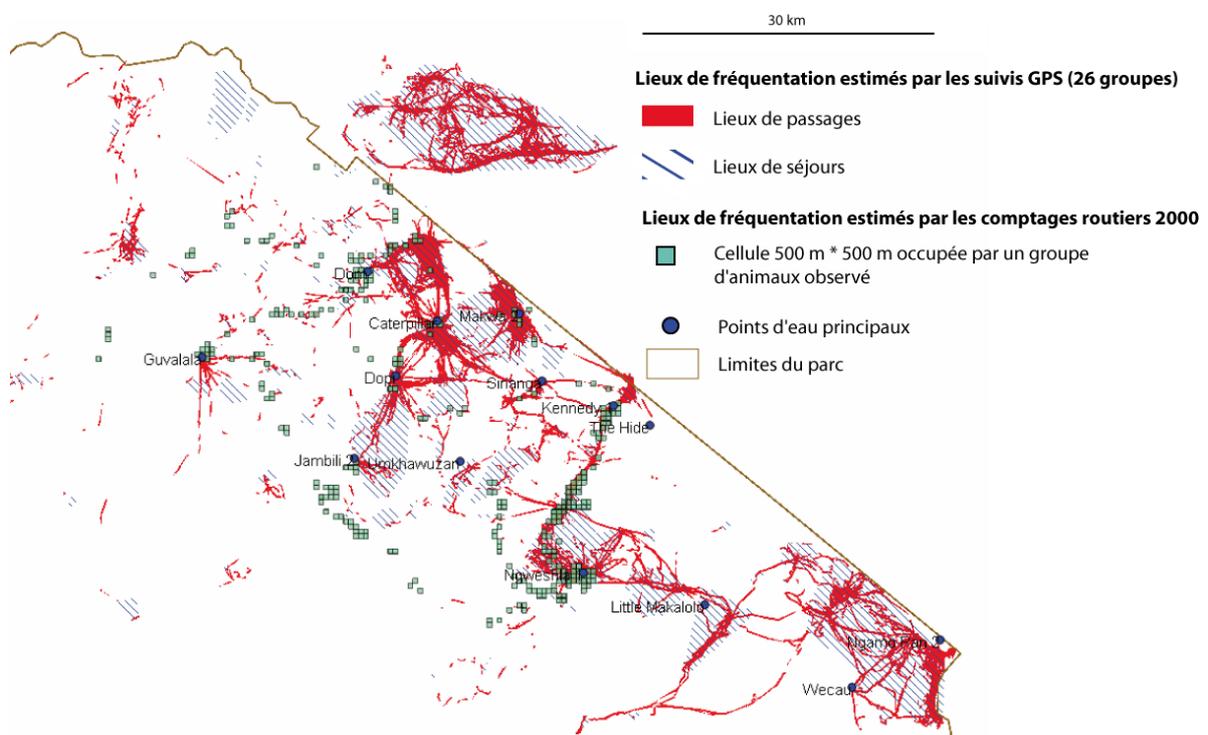


Figure B.7.25 : Comparaison des lieux de fréquentation estimés par les comptages routiers de 2000 et par les trajectoires GPS de 2009 (lieux de passages et lieux de séjours)

Ces lieux de fréquentation estimés par différentes sources coïncident sur la zone entre les points d'eau Kennedy et Ngweshla, détectée comme un lieu de passage de plusieurs espèces, d'environ 15

km de long et 1.5 km de large. Par ailleurs, certains groupements de deux à cinq cellules issues des comptages routiers se trouvent dans les lieux de séjours, par exemple près des points d'eau : Makwa, Dopi, Dom, Caterpilla, Jambili, Guvalala. Ceci indique que les points d'eau permanents sont particulièrement fréquentés d'après les deux sources de données.

Cependant, ces différents lieux de fréquentation ne couvrent pas exactement les mêmes zones en raison de leurs incomplétudes. En particulier les zones observées par les comptages sont de petite étendue et ne recouvrent pas la zone Sud-est où il devrait pourtant y avoir un grand nombre de buffles, d'après les trajectoires GPS. Certains lieux de fréquentation estimés par les comptages se situent au contraire dans des lieux non fréquentés d'après les suivis GPS. La raison est que les deux sources de données sont très différentes : ni les mêmes individus, ni la même période de suivi. En conséquence, nous devons prendre en compte ces deux sources séparément.

2. Les schémas d'experts représentant les zones de présences des populations animales

Nous cherchons à comparer les zones de présences d'animaux estimés par deux sources : les schémas d'experts et les suivis GPS. Pour cela, nous devons analyser les concepts représentés par les experts sur les schémas et les comparer à notre modèle de trajectoires.

a- Les concepts représentés par les objets graphiques des schémas

Trois experts ont été interrogés sur les fréquentations des populations animales. Ils ont ainsi représenté dans des schémas des déplacements types, effectués par des troupeaux représentatifs d'une espèce. Pour donner des exemples de schémas, deux d'entre eux illustrent les déplacements de populations de zèbres et leurs lieux de présences à différentes temporalités (saisons, semaines) en figure B.7.26.

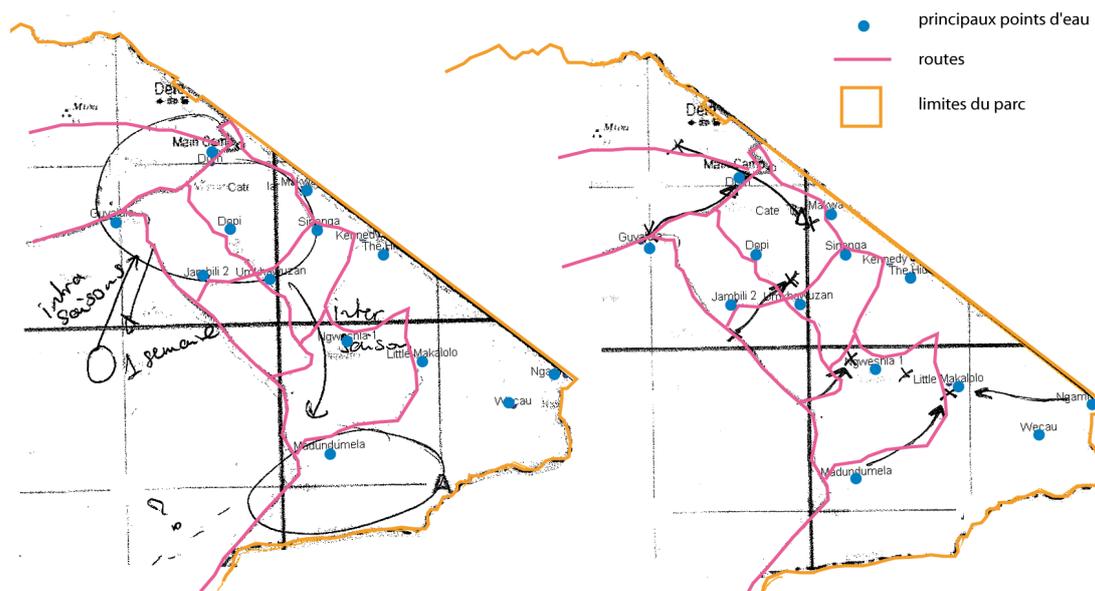


Fig B.7.26 : Deux schémas de déplacements et de présences de populations de zèbres selon deux experts

Chaque schéma intègre des connaissances sur les trajectoires et sur les lieux fréquentés par l'utilisation de divers objets graphiques, qui peuvent dépendre de l'expert interrogé.

Tout d'abord, les flèches représentent les déplacements types de groupes représentatifs. Ces flèches sont orientées et concernent une période, directement écrite sur le schéma ou expliquée à l'oral. Les flèches apparaissent sur tous les schémas.

En plus de ces flèches, certains experts ont renforcé les localisations des déplacements en précisant leurs lieux de départ et/ou d'arrivée, par des croix ou des cercles. Les croix, par exemple à droite de la figure B.7.26, sont dessinées dans des lieux précis, qui correspondent à des lieux de présence des groupes représentatifs. Dans les schémas, les déplacements types sont connectés aux lieux de présence types : les flèches relient une ou deux croix.

Les cercles, par exemple sur le schéma gauche de la figure, couvrent une zone où un certain nombre de troupeaux sont présents et circulent durant une certaine période. Les cercles représentent donc des domaines vitaux des populations. Ces domaines peuvent être seulement fréquentés sur une certaine période, comme la saison sèche. La différence avec la croix est que toutes les croix se trouvent théoriquement dans les cercles. Il y a donc un niveau d'organisation des lieux représentés sur le schéma : croix est le niveau micro et cercles le niveau macro. Ces objets graphiques permettent d'établir un modèle qui décrit les lieux de présence et les déplacements des populations d'animaux selon les représentations des experts, présenté en figure B.7.27.

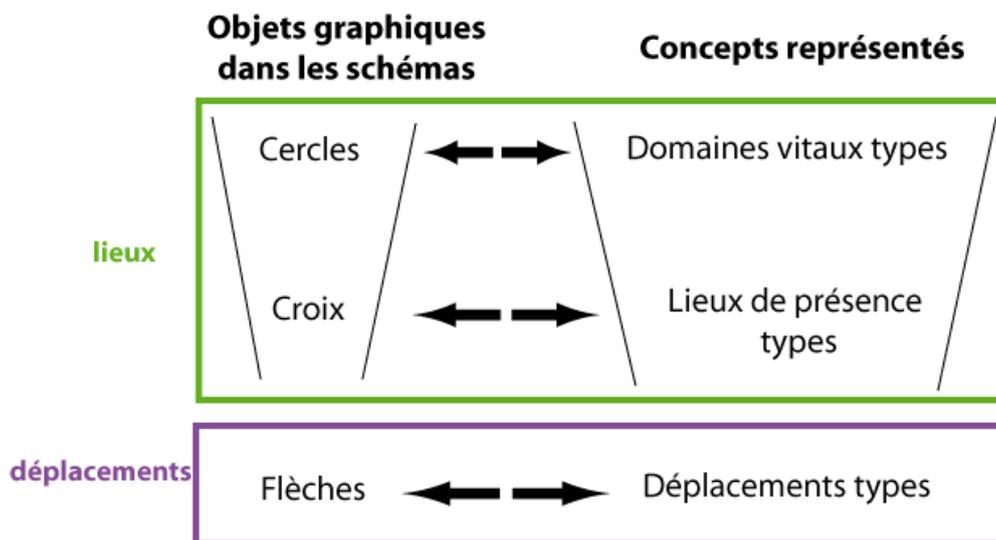


Fig B.7.27 : Concepts représentés dans les schémas

b- Comparaison entre les concepts représentés par les experts et notre modèle de trajectoires

Un parallèle peut être fait entre notre modèle de trajectoires et ce modèle de déplacement identifié par les schémas d'expert, voir figure B.7.28.

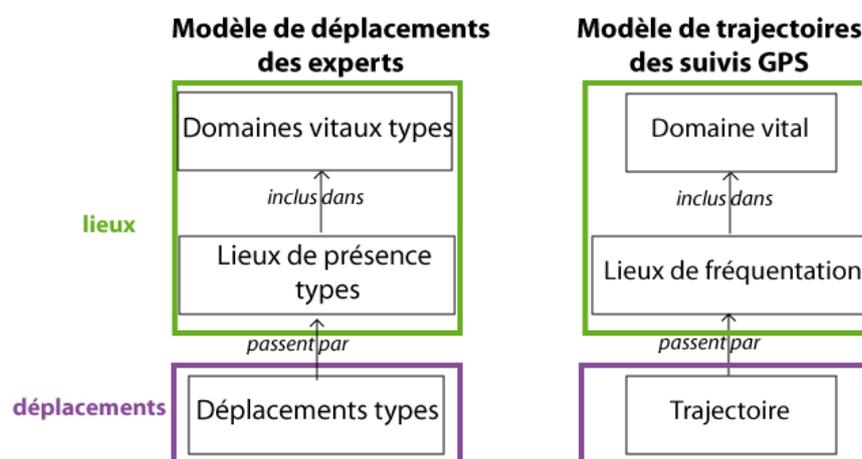


Fig B.7.28 : Comparaison entre le modèle de déplacements issus des experts et le modèle de trajectoire issus des suivis GPS

Les concepts représentés par les experts n'ont cependant pas la même signification que ceux dérivés des trajectoires GPS. Primo, les objets graphiques des schémas d'experts correspondent à un groupe représentatif, qui n'a pas nécessairement d'existence, voire à une population. C'est pourquoi ils sont tous qualifiés de « types ». Au contraire, les concepts reposant sur les trajectoires GPS sont établis à partir de groupes existants, suivis sur une année seulement. Cette divergence théorique dans les objets représentés implique des difficultés de comparaison entre eux :

- Les trajectoires GPS sont définies pour 26 groupes seulement, tandis que les déplacements identifiés par les experts le sont pour l'ensemble des populations du parc. Cependant, ce propos est à nuancer pour les buffles : les experts ne connaissent pas leurs déplacements.
- Les lieux de présence types identifiés par les experts sont définis par espèce. Or les lieux de fréquentation peuvent être définis pour plusieurs espèces. Pour les comparer, nous construisons seulement les lieux de fréquentation par espèce à partir des trajectoires GPS.
- Les périodes de déplacement des schémas sont fixées par les experts. Il s'agit souvent de la saison. Dans les trajectoires, les périodes clés sont à identifier. Cependant, pour comparer ces données, nous comparons par la suite la même période, à savoir la saison.

Secundo, il existe une différence de représentation de ces objets : les lieux de fréquentation des groupes d'animaux que nous avons définis à partir des trajectoires GPS sont des zones, tandis que les lieux de présences animales des experts sont des points. Pour cette raison, il est difficile de comparer la localisation de ces différents lieux.

Notre analyse comparative concerne donc uniquement les domaines vitaux estimés par les trajectoires GPS par espèce et les domaines vitaux types identifiés par les experts. Les trajectoires et les déplacements identifiés par les experts ont déjà été comparés en chapitre 6.

- c- Comparer les localisations des domaines vitaux issus des experts et estimés par les trajectoires GPS : une analyse par espèce*

Les zèbres

Dans un premier temps, nous comparons les domaines vitaux de zèbres issus des deux méthodes en figure B.7.29. Le domaine vital estimé par les trajectoires GPS de zèbres correspond au polygone englobant tous les points GPS des groupes de zèbres (en jaune sur la figure). Nous remarquons immédiatement que les domaines vitaux des deux experts (en vert et en bleu) n'ont pas les mêmes localisations, en raison de leurs connaissances différentes.

Les domaines vitaux issus des points GPS sont définis pour les deux saisons, puisque, dans nos données GPS, les zèbres ne changent pas de domaine vital selon les saisons. En revanche, les zones dessinées par les experts sont dépendantes de la saison. En effet, selon eux, les zèbres se déplacent dans l'année, changeant ainsi de domaine vital. L'expert 2 (en vert) voit un domaine vital, fréquenté selon les saisons, tandis que l'expert 1 (en bleu) pense à une zone centrale fréquentée en saison sèche et trois zones périphériques, fréquentées en saison humide.

Cette figure révèle une zone de superposition entre les trois types de domaines vitaux. Cette zone de superposition correspond à une fréquentation plus intense des zèbres d'après les trajectoires GPS, autrement dit des lieux de fréquentation de zèbres estimés par les trajectoires GPS.

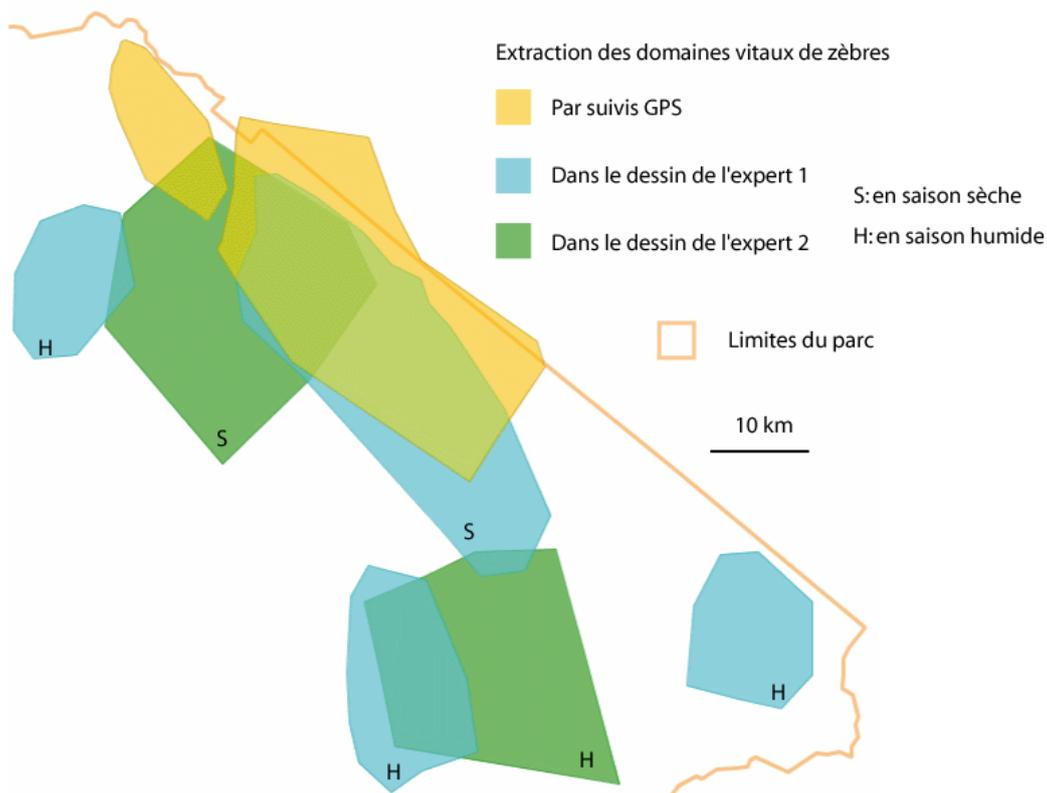


Fig B.7.29 : Comparaison des domaines vitaux de zèbres issus de différentes méthodes

Les éléphants

Dans un second temps, nous pouvons appliquer les mêmes méthodes comparatives pour les domaines vitaux d'éléphants. Cette fois, trois experts ont fourni leur schéma. Les différents domaines vitaux issus de ces experts sont illustrés en figure B.7.30. Les domaines vitaux des éléphants sont dépendants de la saison pour tous les experts ; il existe ainsi des domaines vitaux fréquentés en saison sèche et en saison des pluies. Par ailleurs, ils sont localisés dans les mêmes zones : l'Est du

parc, le Nord et le Sud. Une différence est notable : alors que pour l'expert 3, la zone Nord du parc est un domaine vital fréquenté en saison sèche (S sur la figure), les autres experts voient cette zone comme un domaine vital fréquenté en saison des pluies (H). De plus, seul l'expert 3 pense que les éléphants ont un domaine vital hors du parc, à l'ouest du parc. Les autres domaines vitaux qu'a dessinés cet expert sont similaires à ceux des experts 1 et 2.

Nous avons comparé ces domaines vitaux dessinés aux domaines vitaux issus des suivis GPS, ce qui est présenté en figure B.7.31 pour l'expert 3 seulement, par souci de clarté.

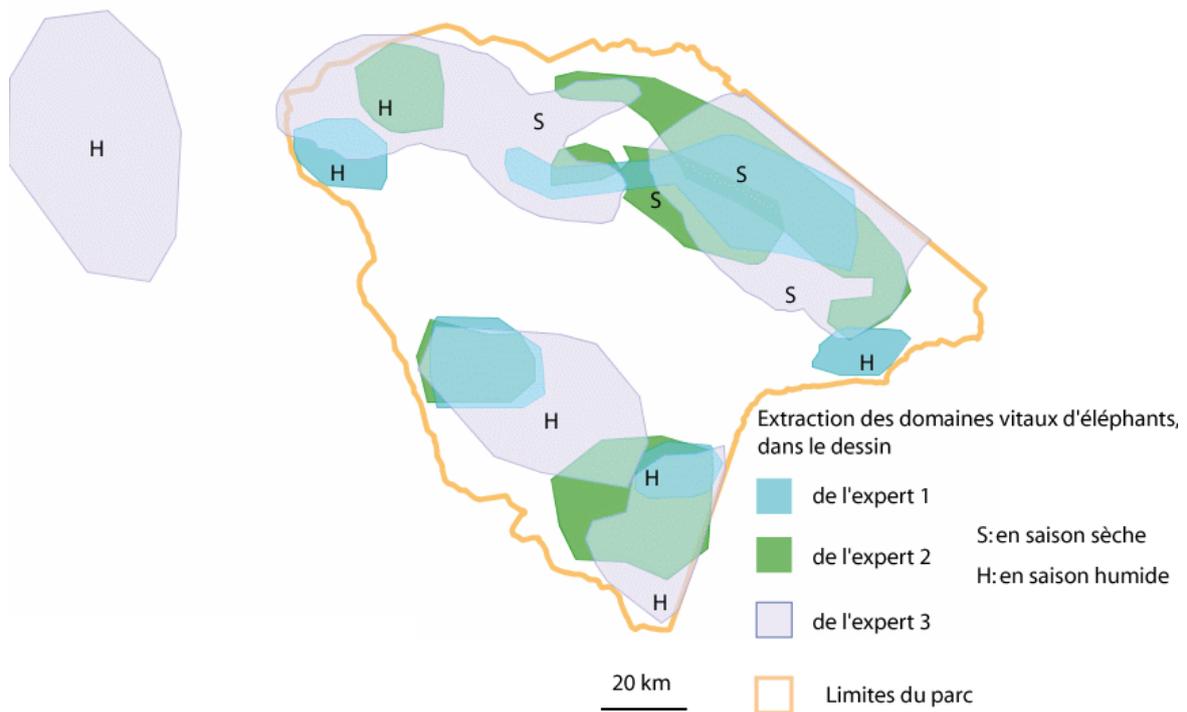


Fig B.7.30 : Les domaines vitaux des éléphants dessinés par trois experts

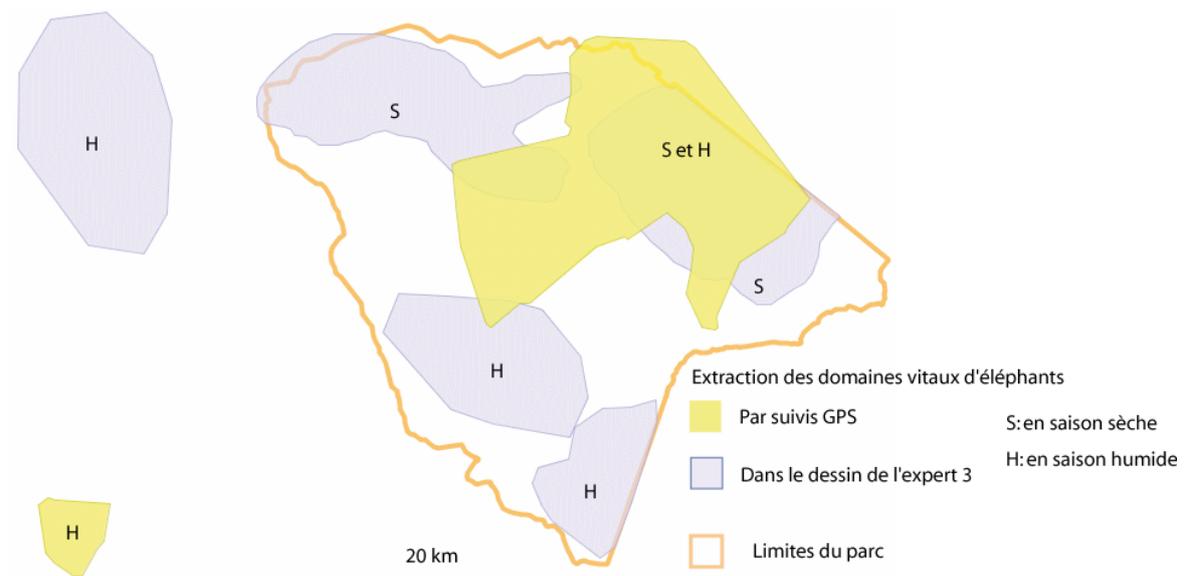


Fig B.7.31 : Comparaison des domaines vitaux des éléphants à partir d'un expert et des suivis GPS

Les domaines vitaux estimés par les trajectoires GPS (en jaune) sont presque identiques sur les deux saisons (S et H), hormis une zone située à l'extérieur du parc et fréquentés en saison humide (H). Ceci signifie que nous avons observé que beaucoup de groupes d'éléphants restent dans les mêmes lieux ; seul un groupe se déplace hors du parc. Or les domaines vitaux dessinés par les experts (en violet) ont des localisations très variées en saisons sèche et humide. Ils sont très différents dans leurs localisations.

Nous observons qu'un groupe d'éléphant sort à l'Ouest du parc en saison humide. Ceci coïncide en partie avec les connaissances de l'expert 3 qui pense que certains éléphants se déplacent au Nord-ouest du parc à cette même saison.

Cependant, les domaines vitaux situés au Nord, en saison sèche, et au Sud, en saison humide, du parc n'apparaissent pas par les suivis GPS, alors que tous les experts les ont notés. Ces différences sont sûrement dues au fait que, comme les troupeaux d'éléphants suivis par GPS sont un échantillon de la population totale d'éléphants, les suivis GPS ne montrent pas tous les comportements des éléphants.

En conclusion, ce chapitre 7 a proposé une méthodologie pour construire des lieux de séjours et des lieux de passages à partir des trajectoires GPS. Ces deux types de lieux sont des lieux de fréquentation des groupes d'animaux. Nous avons ensuite estimé la pression animale dans ces deux types de lieux.

Ces lieux de fréquentation estimés par les trajectoires GPS ont été comparés aux lieux de fréquentation estimés par les comptages et les zones de présences d'animaux représentés par les experts. Ces différentes sources d'informations n'identifient pas les mêmes lieux, à cause de leurs différentes imperfections. Elles sont complémentaires et permettent de considérer les comportements d'animaux selon différents points de vue.

Synthèse de la partie B

Dans cette partie B, des lieux de fréquentation ont été estimés à partir de différentes sources.

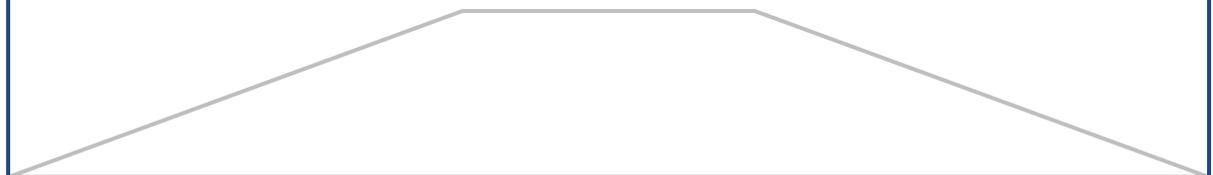
D'abord, les comptages ont mis en évidence les lieux fréquentés autour des points d'eau principaux, qui sont pompés et situés essentiellement à l'Est du parc. Ces lieux s'étendent sur environ 2 km de rayon autour des points d'eau.

Les données GPS ont ensuite permis de suivre des troupeaux de zèbres, de buffles et d'éléphants (26 au total). La méthode suivie est dans un premier temps de construire leurs trajectoires dans le but d'identifier et décrire leurs pratiques spatiales, c'est-à-dire l'ensemble de leurs activités au cours de leurs arrêts et leurs déplacements. Dans un second temps, il s'agit de construire des lieux de fréquentation des groupes d'animaux par des agrégations des trajectoires. Nous distinguons les lieux de séjours et les lieux de passages des troupeaux. Ils correspondent à des lieux fréquentés pour s'arrêter et pour se déplacer.

Dans chacun de ces lieux de fréquentation des groupes d'animaux, la pression exercée par les troupeaux d'herbivores sur l'occupation du sol est estimée en prenant en compte le nombre d'animaux présents et leurs retours sur les lieux.

Enfin, ces lieux de fréquentation ont été confrontés aux connaissances d'experts. Ils ont en effet réalisé des schémas représentant les déplacements et les zones de présences de certaines populations animales.

La pression estimée sur les différents lieux de fréquentation est maintenant à comparer avec les changements observables de l'occupation du sol. La méthodologie pour détecter les changements d'occupation du sol est expliquée dans la partie C.



Partie C : Mettre en relation la pression animale et les changements de l'occupation du sol



Introduction de la partie C

Cette dernière partie vise à rechercher des régularités dans les relations entre les changements de l'occupation du sol et les fréquentations des troupeaux d'animaux.

Cet objectif nécessite d'abord d'identifier les lieux de changement de l'occupation du sol, à partir d'images satellites et de relevés sur le terrain. Ces changements peuvent être de différentes natures, par exemple un changement des espèces végétales ou une modification de l'activité chlorophyllienne des végétaux, et se dérouler sur différentes périodes de temps. Ceci est décrit en chapitre 8.

Puis, le chapitre 9 est le chapitre de synthèse, mettant en relation la pression animale caractérisée par les lieux de fréquentation identifiés en partie B et les changements de l'occupation du sol estimés dans le chapitre 8.

INTRODUCTION DE LA PARTIE C	247
CHAPITRE 8 : IDENTIFIER LES LIEUX DE CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL	249
I. ÉTAT DE L'ART SUR L'IDENTIFICATION DES CHANGEMENTS DE L'OCCUPATION DU SOL PAR TELEDETECTION	249
II. IDENTIFICATION DES CHANGEMENTS DE CLASSES D'OCCUPATION DU SOL PAR LES IMAGES LANDSAT	265
III. IDENTIFICATION DES CHANGEMENTS DE LA COUVERTURE VEGETALE PAR L'ANALYSE DES INDICES NDVI ISSUS DES IMAGES MODIS.....	278
IV. IDENTIFICATION DES CHANGEMENTS DE L'OCCUPATION DU SOL PAR D'AUTRES SOURCES DE DONNEES	297
CHAPITRE 9 : MISE EN RELATION DE LA PRESSION ANIMALE ET DU CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL	301
I. METHODE DE MISE EN RELATION DE LA PRESSION ANIMALE ET DU CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL	301
II. RELATION ENTRE LA PRESSION ANIMALE ET LE CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL AU NIVEAU DES INDIVIDUS STATISTIQUES « ZONES - POINTS D'EAU »	310
III. RELATION ENTRE LA PRESSION ANIMALE ET LE CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL AU NIVEAU DES INDIVIDUS STATISTIQUES « PIXELS »	315
IV. DISCUSSIONS SUR LES RELATIONS IDENTIFIEES ENTRE LA PRESSION ANIMALE ET LE CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL	326
SYNTHESE DE LA PARTIE C	328

Chapitre 8 : Identifier les lieux de changement de l'occupation du sol

L'occupation du sol décrit les composantes biophysiques de la surface terrestre et comprend les surfaces d'eau, les sols nus, les surfaces construites et les formations végétales (Coppin et al. 2004). Ce chapitre 8 cherche à identifier les lieux de l'occupation du sol ayant changé.

Tout d'abord, nous présentons un état de l'art sur les méthodes utilisées pour identifier les changements de l'occupation du sol par télédétection (I). Notre approche pour identifier les changements repose sur deux approches complémentaires : la comparaison de cartes de végétation établies par classification des images satellites (II) et l'analyse des variations des indices NDVI rendant compte de la densité et de l'activité de la couverture végétale (III). Enfin, nous complétons nos résultats en analysant d'autres données sources (IV).

I. État de l'art sur l'identification des changements de l'occupation du sol par télédétection

L'analyse de l'occupation du sol consiste à déduire la nature du sol, par ses propriétés physiques, en un lieu (Corgne 2004). Nous décrivons d'abord les méthodes utilisées en télédétection pour caractériser l'occupation du sol (§1). Les données de télédétection présentent l'avantage d'être spatialement exhaustives, permettant l'observation d'un territoire dans son ensemble à un moment donné. Elles peuvent également être répétées dans le temps pour comparer l'occupation du sol à différentes dates et en analyser les changements (Hubert-Moy et al. 2011). Pour cela, il faut identifier les éléments qui ont changé à partir de plusieurs données, soit en surface couverte, soit en nature de sol (§2). D'autres sources de données peuvent permettre de valider et d'enrichir les connaissances apportées par l'analyse d'images de télédétection (§3).

1. Caractériser l'occupation du sol

a- Les concepts de la télédétection

Les zones d'occupation du sol correspondent à des objets élémentaires à étudier, ayant certaines propriétés physiques. Ces propriétés sont définies selon des classes d'occupation du sol. Si plusieurs zones partagent les mêmes propriétés, elles appartiennent à la même classe d'occupation du sol.

Dans quelques cas d'études, les zones et les classes d'occupation du sol existent et sont disponibles. Par exemple la base de données Corine Land Cover de l'Agence Européenne de l'Environnement¹⁹ référence l'occupation du sol en 1990, 2000 et 2006 pour tous les territoires européens, en se

¹⁹ <http://www.eea.europa.eu/>

fondant sur les mêmes classes d'occupation du sol et à la même échelle d'analyse (1/100 000^e). Pour constituer ces bases de données, la méthode utilisée est d'analyser les photographies aériennes et images satellites (Bossard et al. 2000).

Cette méthode d'analyse de surfaces terrestres à partir de données satellitales ou aéroportées acquises sans contact avec l'objet étudié est appelée la **télé-détection**. Les propriétés physiques de l'occupation du sol sont repérées dans les images et permettent de découper l'espace en zones d'occupation du sol. De nombreuses thématiques pour établir l'occupation du sol reposent sur la télé-détection, par exemples : la déforestation (Arvor 2009), l'évaluation de la biomasse et la productivité (Peddle et al. 2001), l'estimation de paramètres biophysiques comme l'indice foliaire (Stenberg et al. 2004) ou la gestion des maladies dans les forêts ou l'étude de la dégradation des sols (Margat et Shrestha 2001). La thématique d'étude détermine les propriétés à prendre en compte dans l'image et identifiées à partir des classes d'occupation du sol. Selon Houet et al. (2004), l'intérêt de la télé-détection réside dans la possibilité d'analyser différentes thématiques sur une même image.

L'analyse de l'occupation du sol à partir de données de télé-détection s'effectue généralement selon deux méthodes s'avérant complémentaires : soit par la **classification** statistique d'une image selon les propriétés spectrales des pixels, soit par la **photo-interprétation** d'une image par un expert de ces données. La première méthode permet une analyse objective de l'ensemble des pixels d'une image, puisqu'elle se base sur les propriétés physiques de la donnée. Elle nécessite cependant une connaissance experte du terrain d'étude et une validation de son exactitude par d'autres types de données ou de méthodes. La photo-interprétation, plus chronophage, nécessite une parfaite connaissance du terrain d'étude et permet la validation de classifications automatisées.

Les classes d'occupation du sol qui référencent les différentes natures d'occupation du sol sur une zone sont définies au préalable, grâce à des travaux antérieurs ou des expertises. Elles permettent de répondre à une problématique. Ces classes servent aux deux méthodes présentées.

Les objets élémentaires issus des deux méthodes peuvent être de différentes natures : un ensemble de pixels (en particulier dans la classification d'images) ou des polygones (dans la photo-interprétation, mais aussi dans la classification « orientée objet » (Vannier 2011)). Ils correspondent à des zones ayant une occupation du sol homogène. Par ailleurs, la taille des objets identifiés dans les images dépend de la problématique étudiée : ils varient de quelques mètres sur le terrain (des haies par exemple) à plusieurs hectares (des forêts tropicales).

L'image classifiée est le résultat d'une partition de l'espace en zones d'occupation du sol sans recouvrement. C'est une grande simplification du monde réel puisque :

- différentes natures de sol et d'étages de végétation coexistent au même lieu ce qui crée une certaine mixité. Cependant, seule la nature du sol et la végétation qui sont dominantes au sein du pixel et des pixels voisins sont extraites de l'image classifiée. On regroupe ainsi des pixels voisins de l'image et semblables dans leur nature de sol et de végétation pour représenter une même zone d'occupation du sol ;

- en dehors d'espaces agricoles aux parcelles bien délimitées, les frontières d'une zone d'occupation du sol à une autre sont rarement nettes (il s'agit plutôt de zones de transition) mais sont pourtant matérialisées par des traits dans le mode de représentation final ;
- une classification est valable à une date donnée, correspondant à la date de prise de vue de l'image. Les natures de sol visibles et les frontières entre zones d'occupation du sol peuvent en effet évoluer au cours du temps.

b- Propriétés visibles dans les images : principes de la télédétection

Les classifications reposent sur des mesures physiques des surfaces étudiées dans les images que nous décrivons ici.

Une image mesure le rayonnement d'origine solaire réfléchi par les surfaces (télédétection passive). Chaque pixel dans une image contient une valeur numérique représentant la **réflectance**, définie par la proportion de lumière incidente réfléchie par le sol. Une réflectance est enregistrée dans une longueur d'onde fixée, dans laquelle le capteur est sensible. Les variations des valeurs des pixels dans une même image proviennent principalement des ondes du soleil (ou une source d'énergie comme le laser) qui se réfléchissent et sont absorbées et diffusées différemment au contact du sol selon sa nature. L'enjeu de l'analyse des données de télédétection est d'associer des valeurs de pixels à un certain type d'occupation du sol. Un des principaux problèmes est que les pixels résultent de la mesure de différents éléments d'occupation du sol – par exemple : un couvert végétal formé de feuilles, troncs et branches, strate herbacée, sol – qui peuvent avoir des propriétés hétérogènes de réflexion et d'absorption des ondes électromagnétiques. Deux mêmes végétaux situés sur deux sols similaires renvoient donc rarement des ondes similaires.

Tous les sols et les végétaux suivent un comportement spectral donné, c'est-à-dire qu'ils renvoient au capteur des valeurs de réflectance plus ou moins fortes dans certaines longueurs d'ondes selon leur capacité à absorber, transmettre et réfléchir les rayonnement électromagnétiques du soleil (Bonn et Rochon 1992). Certains facteurs peuvent influencer ces longueurs d'ondes : les propriétés du sol, la composition et l'assemblage des feuilles et les maladies (Robin 1995). D'après Guyot (1989), le comportement spectral de la végétation chlorophyllienne est caractérisé par :

- une faible réflectance dans les longueurs d'ondes visibles, particulièrement dans les bandes bleues et rouges qui sont absorbées par la chlorophylle. Dans la longueur d'onde du vert, la réflectance est un peu plus élevée;
- une forte réflectance dans le proche infrarouge. Il existe deux autres pics dans le moyen infra rouge et l'infrarouge thermique, qui dépendent de la teneur en eau du végétal.

Le comportement d'un végétal peut donc être étudié à des longueurs d'ondes particulières, par exemple le vert et/ou le rouge et/ou l'infrarouge. A titre de comparaison, la figure C.8.1 présente les comportements spectraux de différents types d'occupation du sol dans les longueurs d'onde du visible et du proche infrarouge. La neige réfléchit pratiquement 100% de l'énergie incidente dans le visible, cette réflexion diminuant à mesure que la longueur d'onde augmente. Les surfaces d'eau réfléchissent une partie de l'énergie incidente dans la longueur d'onde du bleu, mais ont une réflectance nulle à partir du proche infrarouge car l'énergie incidente est totalement absorbée par

l'eau. D'après Lecerf (2010), le sol nu a une réflectance qui augmente de manière continue à longueur d'onde croissante, et plus il est chargé en eau, moins sa réflectance est élevée (comme le sol limoneux en figure C.8.1). Pour identifier les zones d'occupation du sol, et en particulier les formations végétales, il faut donc disposer de plusieurs longueurs d'ondes. Les longueurs d'ondes **infrarouges** permettent en particulier de discriminer les zones d'eau (réflectance nulle) et les zones de végétation (réflectance élevée) ; leur prise en compte nous apparaît donc primordiale.

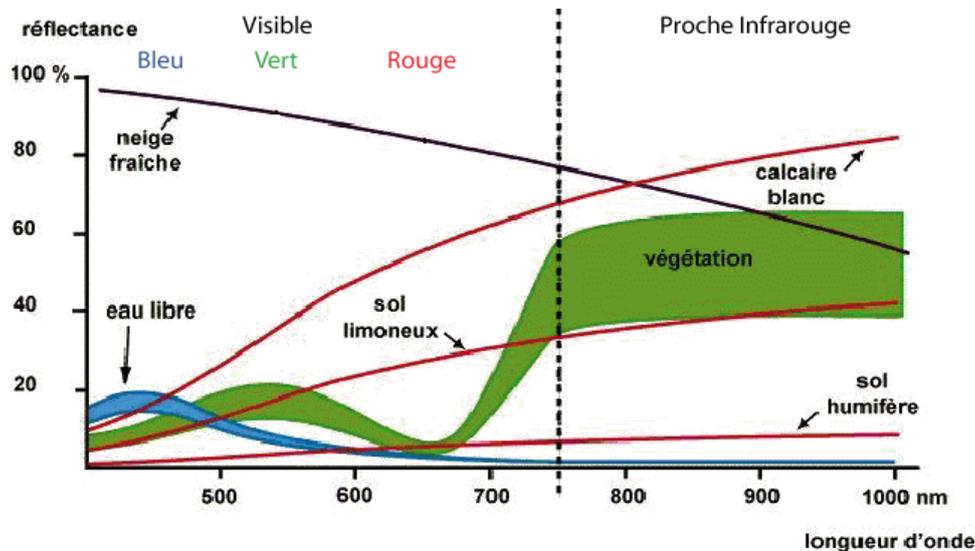


Fig C.8.1 : Comportements spectraux de différents types de zones d'occupation du sol. D'après Robin (1995)

Les capteurs disposent de plusieurs canaux dans lesquels ils sont sensibles. Ces canaux correspondent à un intervalle de longueur d'ondes. Par exemple, le canal défini par l'intervalle 450 - 500 nm correspond aux longueurs d'onde du bleu. La réflectance des pixels dans différents canaux définissent leur **signature spectrale**.

Pour identifier les signatures spectrales des zones d'occupation du sol, différentes longueurs d'ondes sont analysées à partir des canaux d'une même image. Visuellement, il est possible de combiner les canaux des images en créant des **compositions colorées** (voir figure C.8.2). De cette façon, la végétation chlorophyllienne apparaît en nuances de rouges ; les résineux et les espèces feuillues desséchées en vert foncé ; le sol nu en cyan. Cependant, les images multi-spectrales ne sont pas toujours disponibles et exploitables (couverture nuageuse). Prendre en compte plusieurs canaux permet de mieux identifier de manière précise les différents types et états de la végétation. Sur

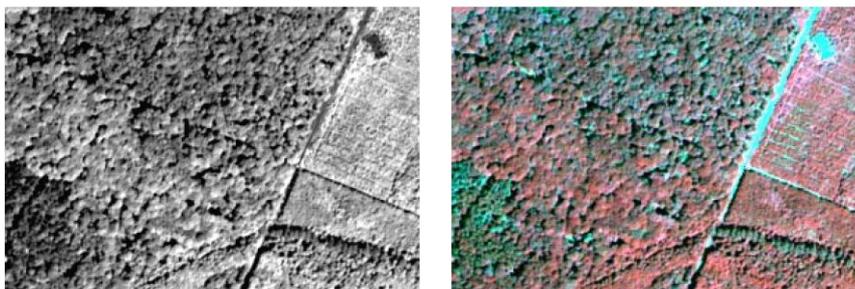


Fig C.8.2 : Image mono-spectrale dans l'infrarouge (à gauche) ; combinaison colorée en fausses couleurs d'image multi-spectrale (à droite). Source : (Breda et al. 2002)

Les images sont issues des capteurs des satellites, qui sont caractérisés par trois types de résolutions : spectrale, spatiale et radiométrique. La première résolution correspond au nombre de longueurs d'ondes enregistrées. La résolution spatiale qualifie les tailles des pixels. Par exemple, un satellite à haute résolution spatiale voit des pixels couvrant une petite surface au sol. Les seuils de distinction des petites surfaces au sol et des grandes dépendent de la thématique d'étude. Pour étudier la végétation, les satellites à haute résolution spatiale enregistrent des pixels de moins de 30 m de côté (Achard et Blasco 1990). Cependant, plus le pixel couvre une grande surface au sol, plus les réflectances du sol sur cette surface sont variées et hétérogènes (Arvor 2009 et Friedl et al. 2002). Enfin, la résolution radiométrique correspond à la capacité d'un capteur à différencier les réflectances reçues. Nous avons référencé quelques satellites exploités pour analyser l'occupation du sol en précisant leurs résolutions en encadré 8.1.

Encadré 8.1 : Les satellites pour analyser l'occupation du sol

Quelques satellites sont fréquemment utilisés pour analyser l'occupation du sol, les plus courant étant : SPOT, Pleiades, LANDSAT et ASTER, sachant qu'il existe beaucoup d'autres satellites, de divers pays (Inde, Corée du Sud) et organismes (NASA, Agence Spatiale Européenne) et ce n'est qu'une petite sélection.

Le satellite SPOT 5, 5^{ème} générations créée par le CNES (Centre National d'Etudes Spatiales) et lancé en 2002, est sensible dans trois bandes qui nous intéressent, à savoir vert, rouge et proche infrarouge. La résolution spatiale est de 10 m en multi spectral ou 5 m en panchromatique (Astrium 2012).

Également sous l'égide du CNES, le deux satellites PLÉIADES, lancés en décembre 2011 et décembre 2012, peuvent enregistrer une bande supplémentaire par rapport à SPOT : le bleu. La résolution spatiale est très fine : 50 cm.

Les satellites américains, ASTER et LANDSAT 7, ont tous deux lancés en 1999 par la NASA. LANDSAT permet de mesurer les six bandes, du bleu à l'infrarouge thermique, tandis qu'ASTER se focalise sur les longueurs d'onde infrarouges (Satellite Imaging Corporation 2012). Ces deux satellites ont des résolutions spatiales dépendantes des capteurs utilisés. LANDSAT a une résolution spatiale de 30 m pour toutes les bandes sauf l'infrarouge thermique (60 m), tandis qu'ASTER est à 15 m et 90 m pour l'infrarouge thermique.

Les résolutions spatiales et spectrales (figure C.8.3), le nombre de bandes mesurées et leur largeur montrent que ces satellites sont complémentaires et le choix d'un satellite dépend des études envisagées. Des satellites de très haute résolution spatiale, comme PLÉIADES, sont utilisés pour des applications urbaines. LANDSAT et SPOT, de haute résolution spatiale, sont des sources de données pour les études d'occupation du sol et de végétation (Carfagna et Gallego 2005). Entre autres, le projet Corine Land Cover s'appuie sur ces deux satellites pour réaliser des cartes d'occupation du sol.

	SPOT 5	PLEIADES 1	LANDSAT 7	ASTER
Bleu		X	X	
Vert	X	X	X	
Rouge	X	X	X	
Proche InfraRouge	X	X	X	X
Moyen InfraRouge			X	X
InfraRouge Thermique			X	X

Fig C.8.3 : Exemples de satellites présentant différentes résolutions spectrales

c- Analyses des propriétés des pixels pour effectuer une classification d'images

La classification en elle-même se fonde sur l'analyse des signatures spectrales des pixels (Foody 2002).

Classification de l'occupation du sol

Deux approches existent pour réaliser une classification d'image. L'approche **non supervisée** consiste à identifier des groupes de pixels ayant des signatures spectrales proches sans utiliser des classes existantes décrivant les zones d'occupation du sol. Cette approche est donc privilégiée quand le terrain et les classes de l'occupation du sol ne sont pas connus (Puissant 2006). L'approche **supervisée** s'appuie, elle, sur des relevés de terrain dont la localisation, la nature et la signature spectrale sont connues. Ces relevés permettent de définir des zones d'apprentissage et de validation de la classification. Puis, un algorithme de classification est appliqué afin de déterminer la ressemblance entre les signatures spectrales des pixels de l'image avec celles des pixels sélectionnés en apprentissage. Plusieurs algorithmes peuvent être utilisés, les plus fréquents étant la distance minimale ou le maximum de vraisemblance (Hubert-Moy et al. 2001).

Il est primordial d'estimer la qualité d'une classification (Pontius 2000, Vannier 2011). Pour cela, des indicateurs spécifiques sont calculés. Ainsi, par exemple, la **matrice de contingence** référence les différences de classification de pixels dans l'image classifiée et sur des points terrain (définis au préalable comme zones de validation et différents de ceux choisis pour les zones d'entraînement). Cette matrice permet d'estimer la précision globale, c'est-à-dire le pourcentage de pixels classés dans les mêmes classes d'occupation du sol dans l'image classifiée et sur des points terrain. Un autre indicateur, dérivé de la matrice de contingence et très utilisé pour estimer la qualité d'une classification est l'indice de Kappa (Cohen 1960, Congalton et al. 1983), qui traduit le niveau de concordance entre deux informations et varie entre -1 et 1 (Hudson et al. 1987). Pour Vannier (2011), une classification est de bonne qualité quand l'indice de Kappa est supérieur à 0.6 et de faible qualité de 0.4 à 0.6. En dessous de 0.4, la classification n'est pas considérée comme valide.

Selon Pontius et Mollionnes (2010), l'indice de Kappa est incomplet ; il faudrait également prendre en compte la localisation des pixels sur les images classifiées. Ils ont ainsi proposé des coefficients de validation qui intègrent une quantification des erreurs de localisation des pixels classifiés dans certaines classes. Compte tenu du fait que l'établissement d'indicateurs de qualité de localisation des pixels demande un travail de validation considérable, une validation propre par l'indice de Kappa semble suffisante, comme le montrent Hubert-Moy et al. (2001).

Classification des seuils d'indices de végétation

Au lieu de classier seulement les pixels en fonction de leur réflectance dans plusieurs canaux, il est possible de calculer des indices sur ces pixels, combinant les canaux, pour mesurer certaines propriétés puis de créer une classification en fixant des seuils pour ces indices.

En particulier, un indice mesurant l'importance de l'activité végétale dans les pixels a été établi en 1974 par Rouse et al. (1974). Il combine mathématiquement plusieurs longueurs d'ondes : le rouge (où la réflectance est faible pour la végétation chlorophyllienne) et le proche infrarouge (où la réflectance est forte pour la végétation chlorophyllienne). Cet indice est appelé Normalized Difference Vegetation Index, ou NDVI, et s'exprime par :

$$NDVI = \frac{PIR - R}{PIR + R} , \text{ où PIR est la longueur d'onde du proche infrarouge et R celle du rouge.}$$

Le NDVI est un indice très utilisé pour étudier la végétation. Il est lié à l'activité et à la densité de la couverture végétale considérée dans les pixels. Quand la valeur NDVI est forte dans le pixel, la couverture végétale est dense ; quand elle est faible (proche de zéro ou négative), il s'agit d'un sol nu ou de couverture végétale faible ou desséchée. Les indices NDVI varient également selon les types de végétaux. Par exemple, les espèces feuillues dans leur période de croissance correspondent à de fortes valeurs de NDVI (au-delà de 0.6), tandis que les résineux ont des valeurs NDVI moyennes, de l'ordre de 0.4 - 0.5 (Breda et al. 2002). Le sol nu a une valeur de NDVI proche de zéro, tandis que la neige, l'eau ou les nuages présentent des valeurs négatives. Ces valeurs peuvent permettre de classier une image en différentes zones d'occupation du sol (Ferreira et al. 2004).

L'indice NDVI correspond à un rapport entre les longueurs d'ondes, ce qui permet de minimiser les bruits dans chacune d'elles, dus aux conditions d'éclaircement, l'angle de visée et les erreurs de calibration (Bonn et Rochon 1992). Il est calculé sur chacun des pixels de l'image et toujours compris entre -1 et +1.

Cependant le principal problème est qu'il sature quand il atteint 0.9 (Arvor 2009) : c'est un rapport de valeurs de réflectances qui converge de façon asymptotique vers 1. En conséquence, le NDVI n'est peu adapté à l'étude de végétation en région tropicale. Pour ces cas particuliers, d'autres indices décrivant la végétation existent parmi lesquels RVI (Ratio Vegetation Index), BI (Brightness Index) ou EVI (Enhanced Vegetation Index). D'après Richard et Pocard (1998), l'indice NDVI est adapté pour le suivi de végétation dans les milieux semi-arides, ce qui est le cas du parc national de Hwange. Nous nous appuyons donc sur cet indice de végétation.

Certains satellites fournissent directement les indices de NDVI, après corrections radiométriques, tel MODIS (voir encadré 8.2).

Encadré 8.2 : Le satellite MODIS

Le satellite MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), a été lancé en 1999 à bord de la plateforme TERRA pour répondre spécifiquement à une volonté de créer des images pour étudier l'occupation du sol. Un second capteur MODIS a été lancé en 2002. Sa résolution spatiale est de 250 m, c'est donc un capteur de moyenne résolution spatiale. L'avantage de

MODIS est sa grande résolution temporelle : les lieux sont souvent revisités, chaque jour, au contraire de LANDSAT ou SPOT. Il existe six produits MODIS : A1, A2, A3, C1, C2, Q1, qui correspondent à des résolutions spatiales variant de 250 m à 1 km et des zones revisitées entre 16 jours et 1 mois. Les images MOD13Q1 sont les plus précises, correspondant à une résolution spatiale de 250 m et une répétition temporelle de 16 jours.

Comme la qualité des images journalières peut être altérée à cause des nuages ou de certains angles de prises de vue, MODIS construit une image représentative d'indices NDVI correspondant à une moyenne pondérée de 16 observations journalières. Une observation correspond à l'état de la végétation à une certaine date. Une image MODIS correspond donc toujours à une image composite, issue d'agrégations temporelles. Les calculs se font pixels par pixels et intègrent des corrections atmosphériques.

Selon Huete et al. (2002), la méthode d'agrégation des indices dépend du nombre de mesures exploitables, en moyenne de 5 sur 16 jours. Quatre méthodes existent, décrites en figure C.8.4 :

1/ BRDF-C (Bidirectional Reflectance Distribution Function Composite) utilise plus de cinq observations de qualité et calcule les valeurs des indices au nadir (angle vertical), en fonction des angles du soleil et de prise de vue,

2/ CV-MVC (Constrained-View angle-Maximum Value Composite) sélectionne la valeur des indices des pixels dont l'angle de prise de vue est le plus proche du nadir,

3/ la valeur d'une seule observation exploitable est conservée telle quelle pour représenter la période de 16 jours,

4/ MVC (Maximum Value Composite), s'il n'y a aucune observation de qualité, identifie la plus haute valeur des indices des pixels durant 16 jours.

Ces images MODIS fournissent directement des indices caractérisant la végétation. Au total, douze indices sont calculés sur chacune de ces images, entre autres : NDVI, EVI, les réflectances dans le bleu, rouge, proche infrarouge, moyen infrarouge, l'angle du soleil et la qualité des pixels. Les images sont au format HDF et doivent être converties dans un format plus standard, comme geotiff. Le logiciel MRT (MODIS Reprojection Tool) permet de sélectionner l'indice souhaité, de créer un échantillon spatial et de modifier le système de coordonnées.

A titre d'exemple, la figure C.8.5 est une carte d'indices NDVI classifiés sur le parc de Hwange, du 29 août 2010 (date initiale de la période de 16 jours). Les valeurs NDVI des pixels directement fournies par MODIS multiplient par 10000 les indices NDVI, donc sont comprises entre -10 000 et +10 000.

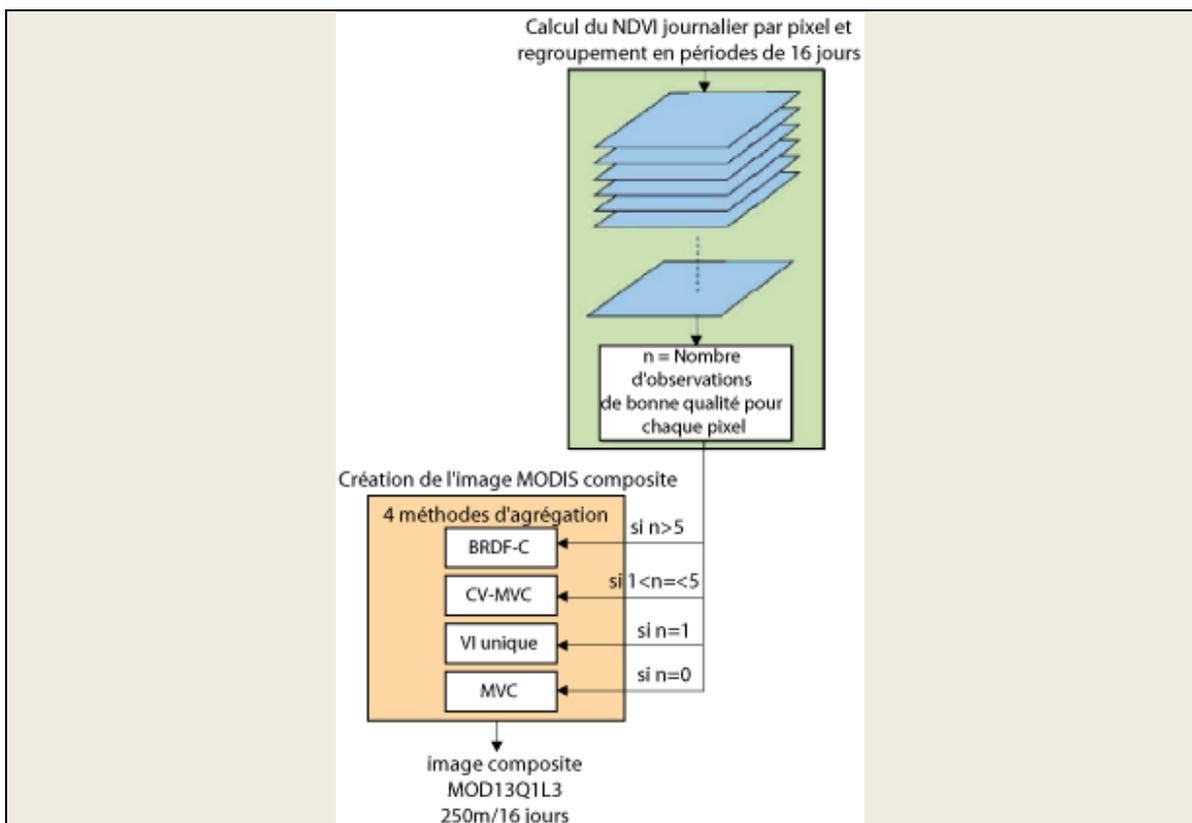


Fig C.8.4 : Méthodes de calcul des indices de végétation sur 16 jours. Source (Arvor 2009)

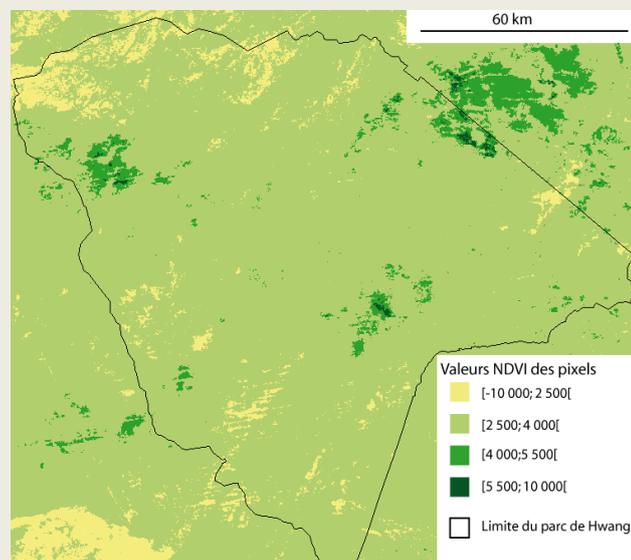


Fig C.8.5 : Image MODIS du parc de Hwange avec indices NDVI du 29 août 2010 (saison sèche)

d- Disponibilités et coûts des images satellites

Pour faire un choix dans les images à analyser, d'autres critères rentrent en compte, notamment la disponibilité et le coût des images.

Les images couvrent une certaine étendue au sol. Par exemple, une scène MODIS s'étend sur 1200 km*1200 km, une scène LANDSAT sur 185 km*185 km et une scène SPOT sur 60 km*60 km. Il faut

assembler souvent plusieurs scènes pour couvrir une même zone d'étude. Par exemple, pour le parc de Hwange, trois images LANDSAT sont nécessaires et neuf images SPOT (voir encadré 8.3).

Encadré 8.3 : Les scènes de différents satellites sur le parc de Hwange

Les images SPOT 5 sont disponibles sur la plateforme de commande de SPOT (<http://catalog.spotimage.com/>). Cependant, le parc de Hwange n'est pas couvert entièrement, en particulier la zone la plus fréquentée en animaux (l'Est), comme le montre la figure C.8.6 à gauche.

La plateforme <http://glovis.usgs.gov/> permet de télécharger des images de plusieurs capteurs de LANDSAT sur une zone définie. En figure C.8.6 à droite, les trois images LANDSAT qui couvrent le parc (la quatrième image étant en dehors du parc) ne correspondent pas à la même date de prise de vue : celle de droite en haut est de mars 2012 ; celle du gauche en haut de juillet 2010 et celle du bas d'avril 2011. Sur celle de juillet 2010 (pendant la saison sèche), l'occupation du sol paraît évidemment plus sèche.

Les images MODIS sont téléchargeables sur la plateforme <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Une seule scène couvre le parc (bas de la figure).

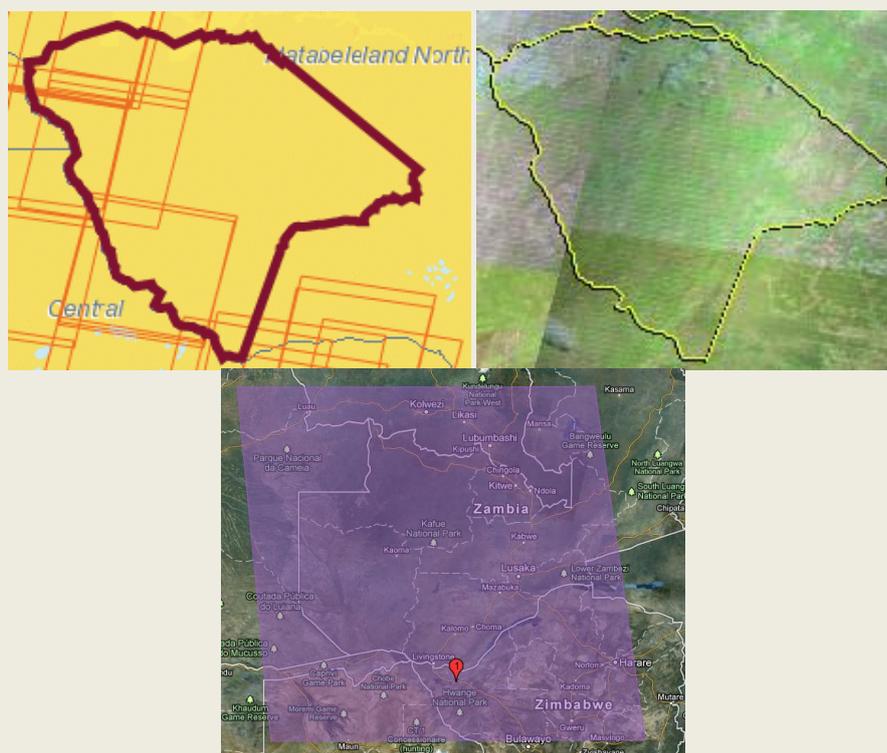


Fig C.8.6 : Scènes SPOT (haut - gauche), LANDSAT (haut - droite) et MODIS (bas) sur le parc de Hwange

Parmi ces images, toutes ne sont pas exploitables. D'une part, certains éléments peuvent être présents ponctuellement sur l'image et la dégrader (comme les nuages à la saison des pluies). D'autre part, des dommages à long terme peuvent apparaître sur les capteurs, comme celui de LANDSAT 7 (voir encadré 8.4).

Encadré 8.4 : Les aventures du capteur de LANDSAT 7

Le capteur de LANDSAT 7 s'est dégradé en mai 2003 entraînant une mauvaise qualité d'image, en mode « SLC-off ». En 2008, une nouvelle technologie reposant sur un système de miroir a été installée sur le capteur LANDSAT 7 (ce capteur est nommé ETM+), ce qui a permis de retrouver la même qualité d'images. Cet incident implique que les images LANDSAT 7 ne sont pas exploitables entre 2003 à 2008. Dans cette période, il faut utiliser les images de LANDSAT 5.

Les images LANDSAT et MODIS sont gratuites. A l'inverse, les images SPOT multispectrales en résolution de 10 m*10 m coûtent environ 2 000 euros. Pour couvrir la totalité du parc de Hwange, 18 000 euros seraient nécessaires, au minimum, pour une seule date.

2. Caractériser les changements de l'occupation du sol

Pour étudier les changements de l'occupation du sol, notre approche repose sur l'analyse comparée des éléments visibles sur des images prises à différentes dates. Pour cela, plusieurs images sont nécessaires sur la même zone, à des dates différentes.

a- Des natures différentes des changements visibles d'occupation du sol

Selon Foody (2002), il existe deux formes de changements d'occupation du sol. Le premier type d'évolution, appelé **conversion**, est le changement de classe d'une zone d'occupation du sol. En particulier, les classes décrivant la végétation correspondent à des grands types de végétation, qui tiennent compte des espèces végétales. Une conversion de végétation rend compte d'un changement d'espèces végétales entre deux dates. Le second type de changement de l'occupation du sol correspond à une **modification** de l'état d'une zone d'occupation du sol, comme sa densité en végétaux ou son activité photosynthétique, sans impliquer un changement de classes.

Dans la thèse, l'objectif est de décrire les formations végétales sous différents aspects : espèces végétales, densité, hauteur et de biomasse. Les trois premiers aspects déterminent la nature de la savane : la savane arbustive est formée d'arbustes ayant une hauteur de moins de deux mètres, la savane herbeuse d'herbes de moins de trente centimètres et la savane arborée d'arbres (Rogers 1993). Ces seuils ne sont pas universels et dépendent du milieu considéré. Par exemple en milieu tempéré en France, la strate herbacée a une hauteur de moins d'un mètre, la strate arbustive de moins de sept mètres (Amat et al. 2002). Par ailleurs, la quantité de biomasse est révélatrice de l'activité photosynthétique et de la bonne santé des végétaux.

Dans notre caractérisation des changements de l'occupation du sol, nous envisageons deux types de changements (voir figure C.8.7) : des **conversions** en espèces végétales, densités, hauteurs des végétaux et des **modifications** de la biomasse des végétaux. Ces changements se déroulent sur des périodes de temps différentes : l'activité photosynthétique, qui fait varier la biomasse, évolue selon la pluviométrie, soit saisonnièrement et annuellement, tandis que les conversions de classes de végétation font référence à la dynamique propre de la végétation et se déroulent *a priori* sur des temporalités plus longues, comme quelques années.

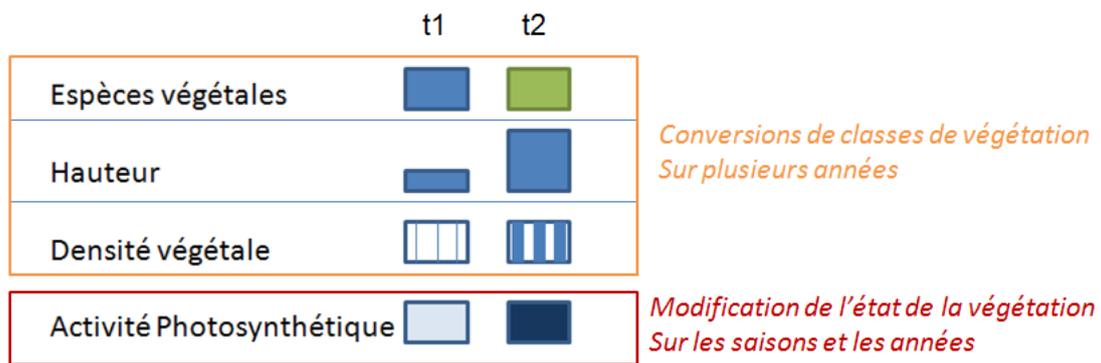


Fig C.8.7 : Deux types de changements de la végétation entre deux dates, t1 et t2

b- Méthodologies pour comparer deux images brutes

Pour réaliser une analyse diachronique de l'occupation du sol, des images de télédétection acquises par le même capteur à deux dates distinctes sont utilisées. Cependant, des différences existent entre ces deux images, qui proviennent des conditions de prises de vue à la date d'acquisition : rayonnement solaire différent en hiver ou été en intensité et angle incident, conditions atmosphériques incluant la température, le vent ou la présence d'aérosols. Afin de rendre ces données comparables entre elles, il est nécessaire de limiter ces différences en appliquant des prétraitements tels que des corrections géométriques et radiométriques.

Corrections apportées aux images brutes

Pour comparer les différents canaux entre eux et les images à différentes dates, il faut au préalable corriger les images de chaque canal géométriquement et radiométriquement (Jensen 1996). Le logiciel 5S développé par Kergomard (1996 du laboratoire Optique Atmosphérique), puis amélioré en 6S²⁰, permet de corriger les effets de l'atmosphère sur les différentes bandes des images satellites.

Les images issues des satellites LANDSAT et SPOT sont en particulier à corriger radiométriquement et géométriquement (Eckhardt et al. 1990, Janzen et al. 2006), tandis que les images MODIS qui fournissent des indices calculés sont prétraitées géométriquement et radiométriques (Chen et al. 2005, Arvor 2009, Bouvet et Ramoino 2010).

Traitements effectués sur les images

De nombreuses méthodes peuvent être utilisées pour détecter des changements d'occupation du sol entre plusieurs images parmi lesquelles l'approche orientée-objet (Vacquié 2012), l'utilisation de filtres radiométriques ou morphologiques (Fauvel et Sheeren 2012), la comparaison post-classification (Hubert-Moy et al. 2012) ou l'analyse d'indices décrivant la végétation (Arvor 2009). La post classification est souvent choisie, notamment pour réaliser des inventaires de l'occupation du sol, mais est très dépendante de la qualité de classification (Skupinski et al. 2009). L'analyse d'indices est très utilisée pour des milieux naturels ou forestiers, comme les parcs naturels. Dans notre problématique, l'objectif des comparaisons d'images est double (figure C.8.8):

²⁰ Seconde Simulation du Signal Satellitaire dans le Spectre Solaire <http://www-loa.univ-lille1.fr/Wsixs/>

1/ comparer l'activité photosynthétique de la végétation durant plusieurs mois successifs. Dans ce premier cas, l'analyse d'indices de végétation tel que le NDVI semble adaptée. Les images MODIS sont adaptées à ce traitement, en raison de leur haute répétitivité temporelle ;

2/ comparer l'emprise ou le type de formations végétales sur plusieurs années, au même stade de développement de la végétation, c'est-à-dire à une saison donnée. Dans ce cas, la méthode de comparaison post-classification apparaît comme étant la plus adaptée, en classifiant, validant et comparant parallèlement plusieurs images. Les images LANDSAT et SPOT, ayant une haute résolution spatiale et une faible répétitivité temporelle sont adaptées à ce traitement.

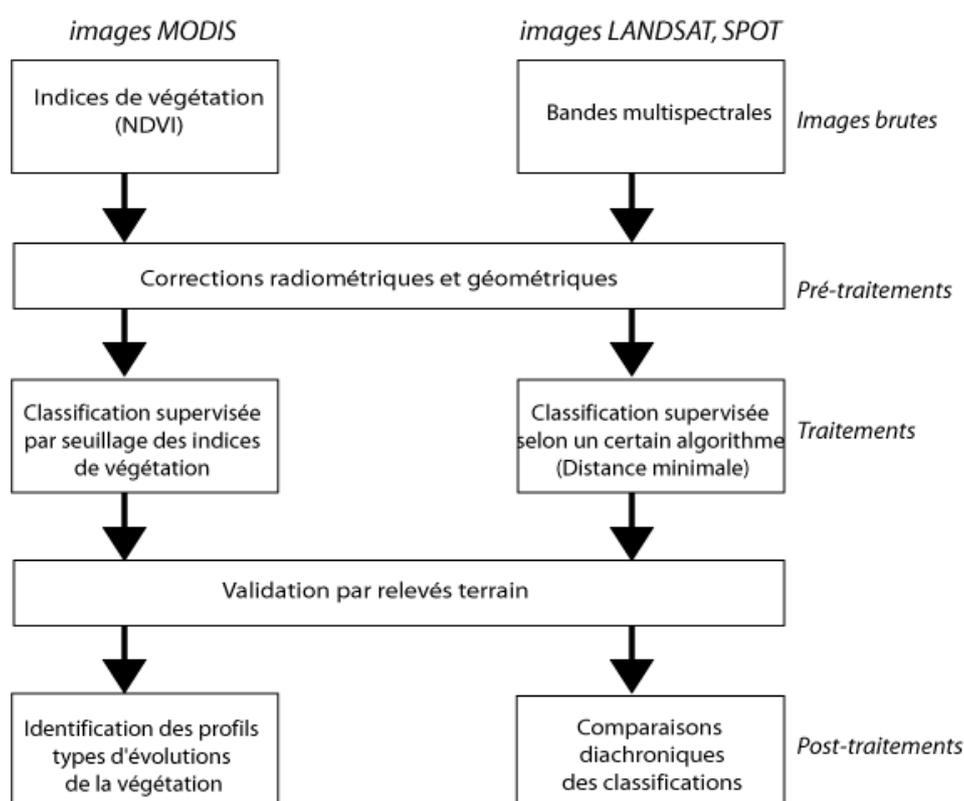


Fig C.8.8 : Traitements pour analyser les séries temporelles d'images : deux approches possibles

Méthode pour analyser l'évolution des indices de végétation

Les valeurs de NDVI varient dans le temps puisqu'elles dépendent de la quantité de chlorophylle créée par les végétaux, et donc de leurs phases de développement saisonniers – feuillaison, floraison, jaunissement, sénescence (Delbart 2005). L'étude de ces phases de développement, qui reviennent de façon cyclique, est appelé **phénologie** (ONF 2012). Le schéma de Jacquin (2010) en figure C.8.9 décrit la phénologie des végétaux et les NDVI correspondants dans un milieu semi aride de savane situé à Madagascar (Hémisphère Sud, à environ 500km au Nord et 2000 km à l'Est du parc étudié). L'indice NDVI est maximal lorsque l'activité photosynthétique est maximale et que les végétaux sont les plus développés, c'est-à-dire ici en mars. Il est minimal quand les végétaux sont desséchés, en octobre. Ces dates clés et les valeurs maximales de NDVI varient selon la zone étudiée.

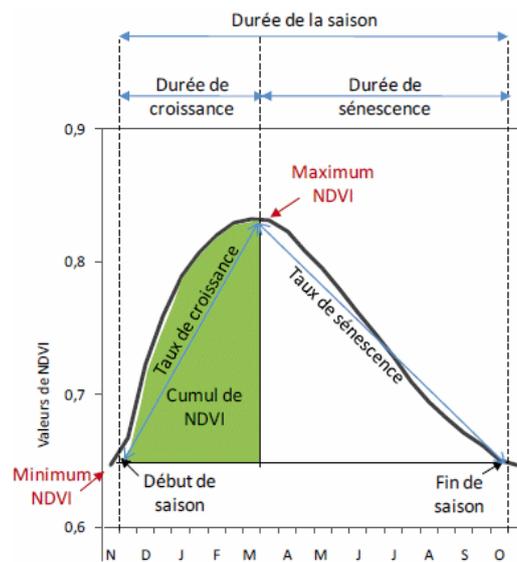


Fig C.8.9 : Phénologie type des végétaux en milieu semi aride à Madagascar et indices NDVI correspondants.

Source : (Jacquin 2010)

Pour identifier les variations interannuelles de la phénologie des végétaux, l'indice NDVI doit être mesuré de façon fréquente au cours de l'année, au moins une fois par mois (Gu et al. 2008, Giarolla et al. 2010). Sur chaque image satellite, chaque pixel regroupe plusieurs végétaux et enregistre une valeur de NDVI moyenne. Cette valeur décrit l'état de la couverture végétale du pixel. Plusieurs images du même capteur permettent d'enregistrer plusieurs valeurs de NDVI pour le même pixel.

Pour comparer temporellement les indices NDVI, il faut effectuer une moyenne spatiale des valeurs NDVI de l'ensemble des pixels de l'image correspondant à un type de végétal (Arvor et Dubreuil 2006). Cette opération permet de lisser les erreurs locales de réflectance des bandes ou de nuages. On extrait ainsi une valeur NDVI moyenne d'une classe de végétation ou d'un type d'occupation du sol à une certaine date. L'ensemble des valeurs NDVI dans l'année reflètent la phénologie type de chaque classe de végétation dans la région étudiée (exemple en figure C.8.10 au Mato Grosso au Brésil : ces forêts se développent en avril mais présentent certaines différences avec le parc de Hwange, puisqu'elles sont tropicales et ont un fort indice NDVI autour de 0.8). Cependant, l'indice NDVI est variable, non seulement sur la saison, mais aussi d'années en années, à cause des variations du climat (Potter et Brooks 1998, Sarr et Lacaze 2007), ce qui rend difficile les comparaisons directes des valeurs NDVI annuelles pour un même végétal.

Ces valeurs NDVI varient également quand la couverture végétale est faible ou dégradée – branches coupées, végétaux morts, sol nu – puisque les végétaux présents ne produisent plus de chlorophylle. Pour identifier ces végétaux, il faut identifier des valeurs NDVI des pixels en dessous de la valeur attendue dans le profil type des végétaux. L'indice NDVI est alors un bon indicateur de végétation dégradée (Meneses-Tovar 2011).

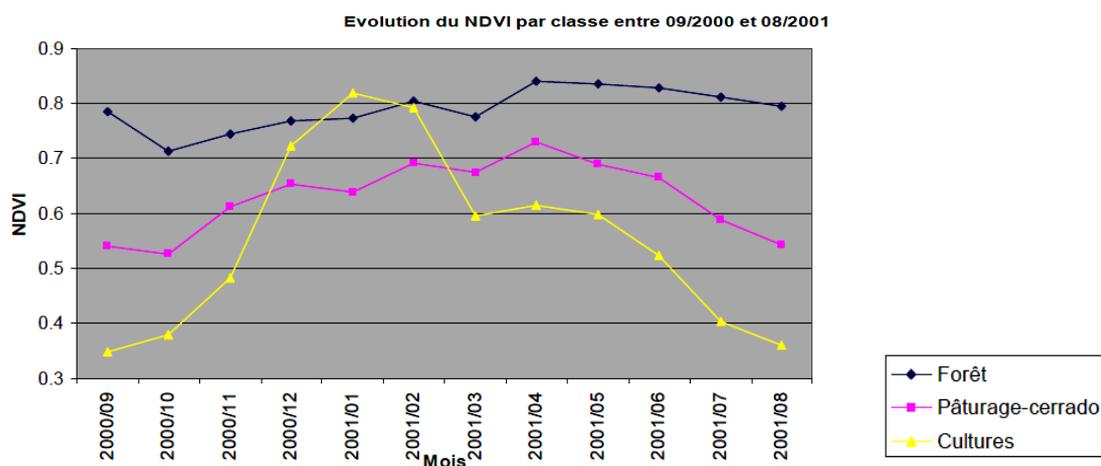


Fig C.8.10 : Évolution de l'indice NDVI moyen sur trois classes de végétation au Mato Grosso. Source : (Arvor et Dubreuil 2006)

Méthode pour analyser les changements de l'occupation du sol

La seconde méthode d'analyse des changements de l'occupation du sol consiste à réaliser des classifications de façon indépendante sur chacune des images puis à comparer les images classifiées obtenues, si les classifications sont de bonne qualité (figure C.8.11). Pour cela, les mêmes classes d'occupation du sol sont à utiliser et à fixer dès le début et pour l'ensemble des classifications.

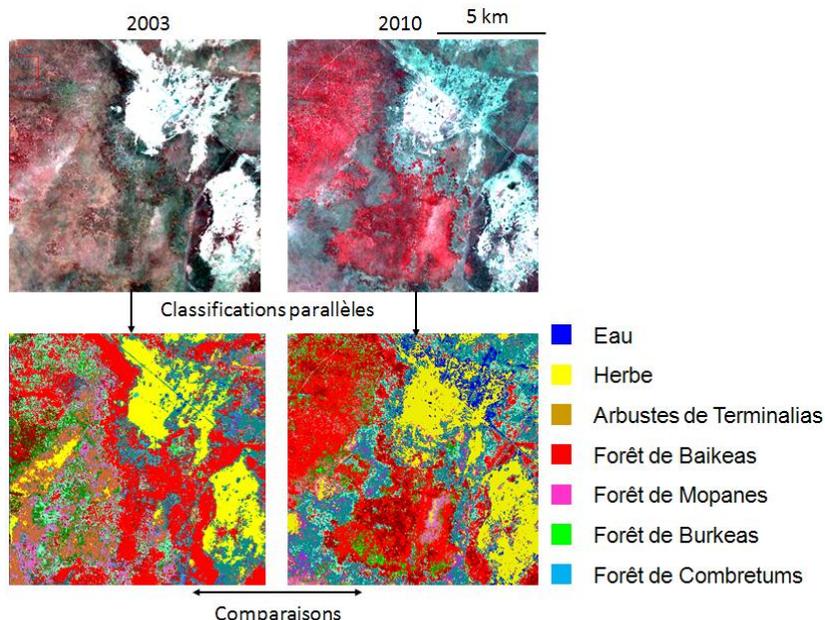


Fig C.8.11 : Analyse des changements de l'occupation du sol. Exemple d'une zone sur le parc de Hwange analysée par deux images LANDSAT, de 2003 et 2010.

Le résultat de la comparaison peut être présenté de manières qualitative et quantitative : une carte montrant les différences de classification des pixels (Noyola-Medrano et al. 2009) ou une matrice de transition, indiquant les passages d'une classe à une autre entre différentes dates.

Pour conclure cette partie, les images LANDSAT permettent une analyse spatiale fine des modifications de classes de végétaux, sur une dizaine d'années tandis que les images MODIS aident à repérer les changements d'état de la couverture végétale au cours d'une année et sur différentes années. Ces deux sources apparaissent comme complémentaires.

3. Autres sources de données

Les images satellites représentent un état des surfaces terrestres à un moment donné. Ces séries de données présentent de nombreux avantages (voir précédemment) mais également quelques inconvénients. En effet, il est aujourd'hui impossible de remonter dans le temps par l'analyse de ces données au delà des années 1980 avec des données satellitaires de bonne qualité. Seules les photographies aériennes ou d'autres types de cartes anciennes lorsqu'elles existent permettent une étude plus ancienne de l'état des surfaces terrestres.

Par ailleurs, même à l'heure actuelle, les images satellites peuvent fournir des données lacunaires, soit partiellement (s'il existe des nuages ou qu'il manque certaines informations), soit totalement (si l'image n'est pas disponible de façon fréquente). D'autres données sont alors utiles pour mieux rendre compte des changements de l'occupation du sol. Ces données ne reposent pas sur une méthode de télédétection. Il s'agit plutôt de les intégrer en tant que source à part entière.

a- Intégrer des données externes

Dans le parc de Hwange, une carte de végétation a été réalisée en 1993 par Rogers (1993) à partir de relevés terrain et des photographies aériennes (dont nous ne disposons pas). Cette carte a servi de base pour déterminer les classes de végétation identifiables sur les images satellites. Elles peuvent donc être comparées, entre cette carte de 1993 et les images satellites postérieures.

Si des photographies du sol sont prises à différentes dates, il est possible de comparer la présence de certains éléments, en particulier les arbres et leur état, l'herbe ou le sol nu et la quantité d'eau sur un point d'eau. Cette source de données est cependant très ponctuelle spatialement (la zone couverte est petite) et temporellement (les photographiques ne sont pas prises de manière continue, mais à quelques dates).

Enfin, les experts peuvent identifier les lieux de changement de l'occupation du sol. Nous étudierons également cette source de données. Ils ont une connaissance du terrain depuis les années 1970.

b- Les relevés terrain

L'analyse de données satellitaires nécessite également une bonne connaissance du terrain couplé à des relevés effectués de préférence à la même période que la date de prise de vue des images à traiter. Ces relevés sont réalisés dans différents lieux, choisis par les experts (écologues ou télédéTECTEURS) 1- pour apporter une connaissance du terrain de manière ponctuelle mais spatialement homogène, et 2- pour l'observation de modifications visibles de la propriété mesurées ou pour lever un doute sur la classe de végétation. Ces connaissances et données externes permettent d'une part la calibration des classifications et d'autre part la validation de celles-ci.

Ils peuvent également constituer une base de données en tant que telle. Les surfaces d'eau, par exemple, peuvent être relevées à une fréquence régulière pour décrire la quantité d'eau présente.

Pour résumer, nous décrivons dans cette partie différents capteurs dont les fonctionnalités permettent de mesurer différents changements de l'occupation du sol, illustrés en figure C.8.12.

Les images LANDSAT ont une haute résolution spatiale (30 m) mais ne sont disponibles et de bonne qualité (conjuguant différentes longueurs d'ondes, notamment) sur le parc de Hwange que tous les dix ans. Nous utilisons ces images pour étudier les changements de l'occupation du sol sur une dizaine d'années (partie II). Cette donnée révèle des conversions de formations végétales d'une classe en une autre.

Les images MODIS de moyenne résolution spatiale (250 m) fournissent directement des indices mesurant l'état de la végétation, en particulier l'indice NDVI, issus de la synthèse de seize jours d'observation consécutifs. Nous utilisons ces images pour analyser les modifications de l'état de la couverture végétale à un pas de temps mensuel, sans considérer les changements d'espèces végétales sur le long terme. Ceci est décrit en III.

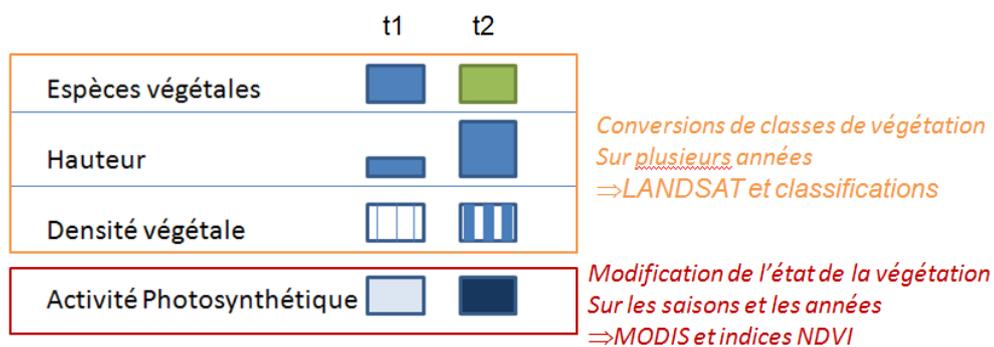


Fig C.8.12 : Méthodologies d'identification des changements de l'occupation du sol

II. Identification des changements de classes d'occupation du sol par les images LANDSAT

Dans cette partie, nous identifions les changements de zones d'occupation du sol sur le parc de Hwange sur une dizaine d'années à partir d'une carte de végétation et d'images satellites LANDSAT.

1. Présentation des données sources

a- Carte de végétation de 1993 : une référence pour les classes d'occupation du sol

La carte de végétation réalisée par Rogers en 1993 se présente sous forme de polygones, chacun contenant un attribut précisant la classe d'occupation du sol à laquelle il appartient (voir figure C.8.13). Le plus petit élément distinguable est de 2 ha, ce qui donne une idée de la granularité de cette carte.

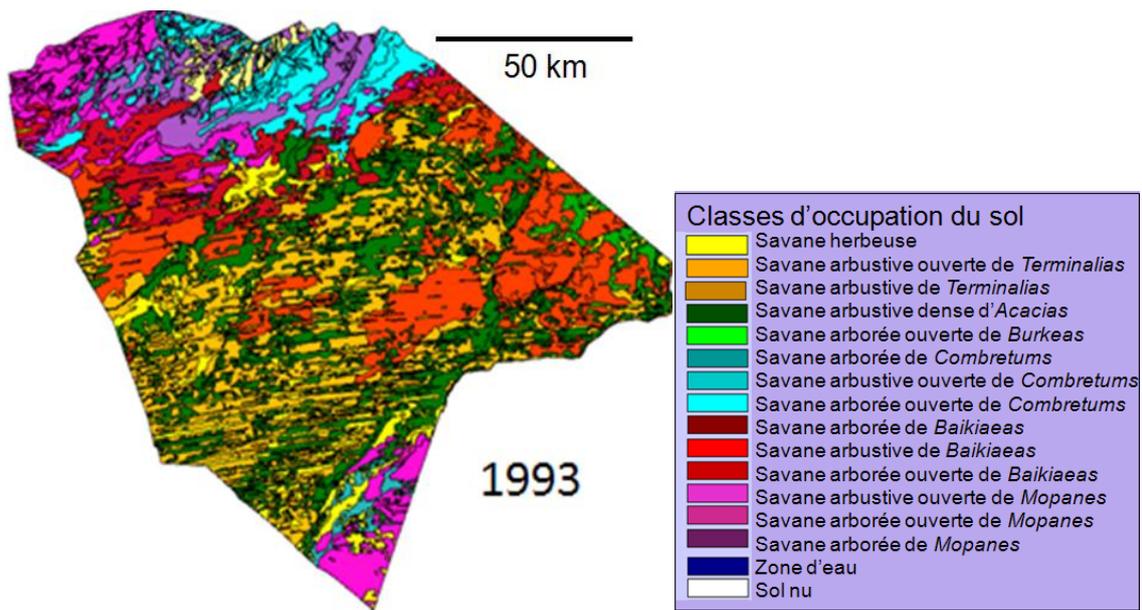


Fig C.8.13 : Carte de végétation de 1993. D'après Rogers (1993)

Les couleurs des classes dans la légende représentent une espèce végétale. Il existe huit espèces de végétation principales correspondant à jaune, orange, vert, vert fluo, bleu, rouge et violet respectivement pour Herbe, Terminalia, Acacia, Burkea, Combretum, Baikiaea et Mopane qui se distinguent par leurs feuilles de forme différentes (figure C.8.14). Plus de détails sur ces espèces végétales sont présentés en Annexe 1. A cela s'ajoutent une classe d'occupation du sol référant l'eau (bleu) et de sol nu (blanc). Quand une espèce prédomine en surface dans une même zone, on choisit de décrire cette zone par cette espèce végétale. En conséquence, cette classification ne référence pas les zones mixtes : une espèce domine toujours dans un lieu. Cette classification cache donc des zones d'occupation du sol hétérogènes.

Terminalia ORANGE	Acacia VERT	Burkea VERT FLUO	Combretum BLEU	Baikiaea ROUGE	Mopane VIOLET

Fig C.8.14 : Les espèces végétales du parc et leur couleur dans la classification

Ces espèces végétales (même celles qu'on connaît généralement sous forme d'arbre, par exemple l'Acacia) peuvent exister à différents étages et à des densités variées. Sur la classification, cela se traduit par des couleurs déclinées en différentes valeurs (de clair à foncé) selon :

- leur étage. Ainsi l'étage moyen, correspondant aux arbustes, est représenté par une couleur plus claire que l'étage haut, celui des arbres. L'ensemble de l'étage bas correspond à la classe d'herbes. Quelques exemples sont présentés en figure C.8.15.
- leur densité. Un milieu ouvert (savane ouverte) est représenté également avec une couleur plus claire qu'un milieu fermé (savane normale ou dense).

Ces deux attributs peuvent se combiner : sur la figure C.8.15, les arbustes (de type Terminalia) sont denses, tandis que l'arbre Burkea se situe dans un milieu ouvert, une savane arborée ouverte.



Fig C.8.15 : Les hauteurs de végétation présentes dans le parc

Les classifications postérieures à cette carte, effectuées à partir de données de télédétection, se sont toutes fondées sur ces mêmes classes d'occupation du sol.

Selon les experts écologiques, certaines classes sont très proches, parce qu'elles se basent sur la même espèce, ou des espèces sémantiquement proches ou qui cohabitent. D'abord, la frontière est difficilement perceptible entre les types de savanes basées sur une même espèce. Une savane arborée de Baikiaeas peut localement devenir une savane arbustive de Baikiaeas, puisque seule la taille seuil de trois mètres influe sur ce classement. Par télédétection, peu de différences sont visibles entre ces classes. Ensuite, des espèces végétales peuvent être proches, soit dans leur forme, soit dans leur milieu de vie. A titre d'exemples, les Burkeas et les Baikeas partagent des caractéristiques de feuilles, tandis que les Combretums et les Mopanes cohabitent sur les mêmes lieux.

Pour rendre compte des relations entre les classes d'occupation du sol, un dendrogramme établi avec les experts traduit leurs proximités sémantiques (figure C.8.16).

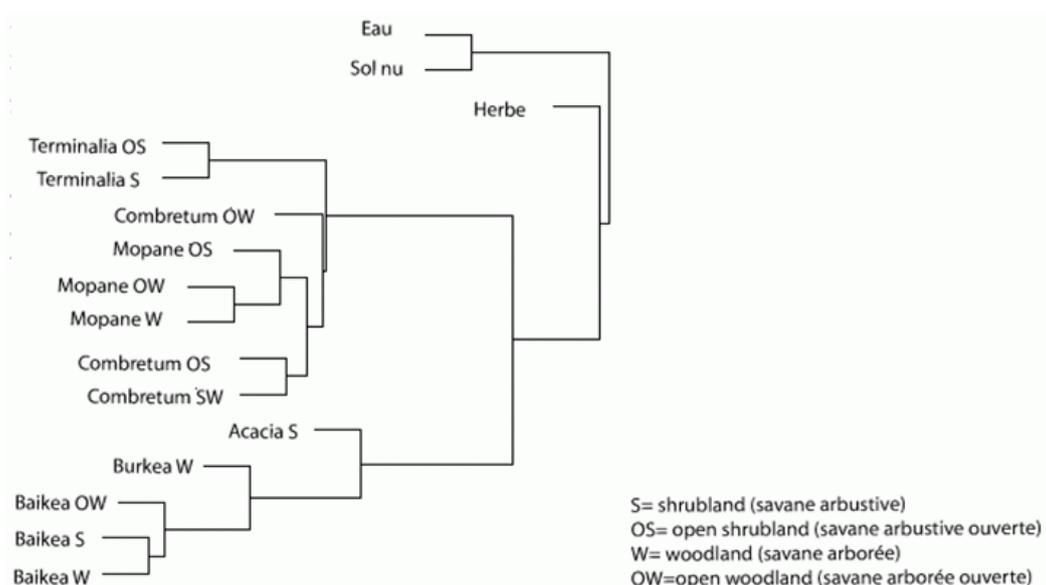


Fig C.8.16 : Distances sémantiques entre classes d'occupation du sol, d'après des connaissances des experts écologiques

b- Les données sources provenant des images LANDSAT

Nous disposons de plusieurs types de données : 1/ une classification provenant de deux images LANDSAT datées de 2002 et 2003 et 2/ des images LANDSAT brutes à traiter datant de 2003 et 2009.

La classification de 2002-2003 : issue de deux images brutes, datées de 2002 et 2003, et de points terrain relevés en 2006, 2007 et 2009

Notre première donnée est une carte (*i.e* un produit final) provenant de la classification réalisée par Ganzin et al. (2008) à partir de deux images LANDSAT 7 ETM+ au cours de deux saisons successives : durant la saison sèche de 2002 et la saison des pluies de 2003. Il s'agit d'une classification supervisée, à partir de relevés de terrain.

Ces relevés ont été mesurés par des campagnes de terrain, à différentes années et éloignées de trois à six ans des années de prise de vue : 2006, 2007 et 2009. Les dates de terrain et d'acquisition sont décalées car les images LANDSAT ne sont disponibles gratuitement que deux à trois ans après leur date d'acquisition. L'image de 2003 n'a été donc disponible qu'à partir de 2006. A cette date, il s'agissait de l'image LANDSAT la plus récente pour réaliser une classification. Cependant, en trois ans, la végétation a pu évoluer. L'hypothèse de cette classification réalisée par Ganzin est que la végétation est stable en espèces végétales, hauteur et densité, entre la date d'acquisition des images et la date des derniers points terrain (ici six ans). Nous qualifions cette carte de **classifiée moyenne**, puisqu'elle référence les végétaux existants à différentes dates.

Le décalage temporel entre les dates de terrain s'explique par l'étendue du parc et le manque de moyens humains et financiers pour réaliser des relevés de végétation. Les campagnes de mesures de terrain sont réparties dans différents lieux du parc (voir figure C.8.17) : en 2006 et 2007, les relevés de terrain ont été faits au Nord et à l'Est du parc ; en 2009 au Sud-est. Toutes les zones du parc ne sont donc pas mesurées, à l'Ouest notamment, à cause de leur inaccessibilité (marécages, absence de routes, végétation trop dense). Au total, il existe 220 relevés de terrain (49 en 2006, 63 en 2007 et 108 en 2009), dont la moitié a été utilisée comme zone d'entraînement pour la classification pour créer cette carte, l'autre moitié pour la validation de la classification.

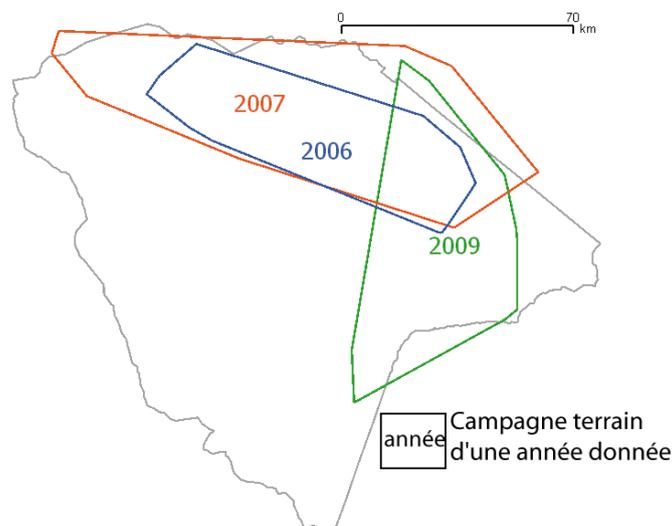


Fig C.8.17 : Campagnes de terrain pour constituer la carte LANDSAT classifiée moyenne

L'algorithme de classification utilisé par Ganzin et al. (2008) est fondé sur une distance minimale entre les signatures spectrales d'un pixel et des classes d'occupation du sol prédéfinies. Le résultat de cette classification se trouve en figure C.8.18. Ganzin a calculé des indicateurs de précision de cette classification : la précision globale est de 68% et l'indicateur de Kappa de 0.52. La classification est donc valide, mais de faible qualité (Indice Kappa < 0.6).

Par rapport à la carte de végétation de 1993 (figure C.8.13), cette carte est plus précise : la résolution spatiale est de 30 m et les formations végétales n'ont pas été agrégées (contrairement à la carte de végétation). Par ailleurs, 3% des pixels n'ont pas été classifiés en raison d'un manque de couverture des images LANDSAT : ils sont situés au Sud et correspondent à la zone en noir sur la figure C.8.18.

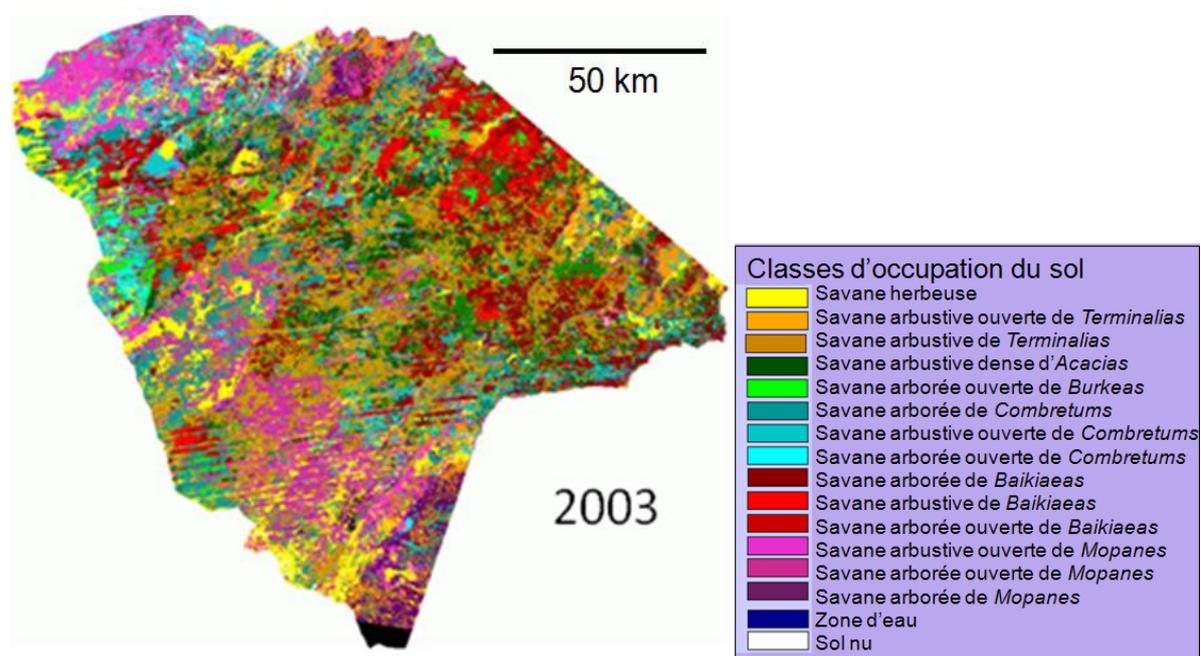


Fig C.8.18 : Carte LANDSAT classifiée moyenne, issue d'images Landsat 2002-2003 et de vérifications sur le terrain

Comme la carte de végétation de 1993 et cette carte LANDSAT classifiée moyenne couvrent pratiquement tout le parc, sont indépendantes des saisons, utilisent la même classification et sont établies après de longues vérifications sur le terrain, nous allons comparer l'étendue des classes d'occupation du sol dans ces deux sources de données. Elles permettent d'identifier les tendances des changements sur dix ans.

Images LANDSAT brutes

En complément, nous disposons de deux images brutes LANDSAT multispectrales, contenant six bandes (du bleu à l'infrarouge thermique), datées du 30 avril 2003 (prise par le capteur LANDSAT 7 ETM+) et du 24 mai 2009 (le capteur est LANDSAT 5 TM). Ces deux images ne couvrent que la zone Est du parc, soit environ 70% du parc, comme illustré en figure C.8.19. Visuellement, l'image du 24 mai 2009 est plus rouge que celle du 30 avril 2003, ce qui peut être dû à plusieurs facteurs : l'angle du soleil, l'atmosphère ou une végétation plus ou moins développée. Il faut donc au préalable appliquer des corrections radiométriques pour corriger les effets de l'atmosphère sur les images et

les rendre comparables entre elles. Puis nous voulons comparer le résultat de leur classification, en appliquant le même algorithme.

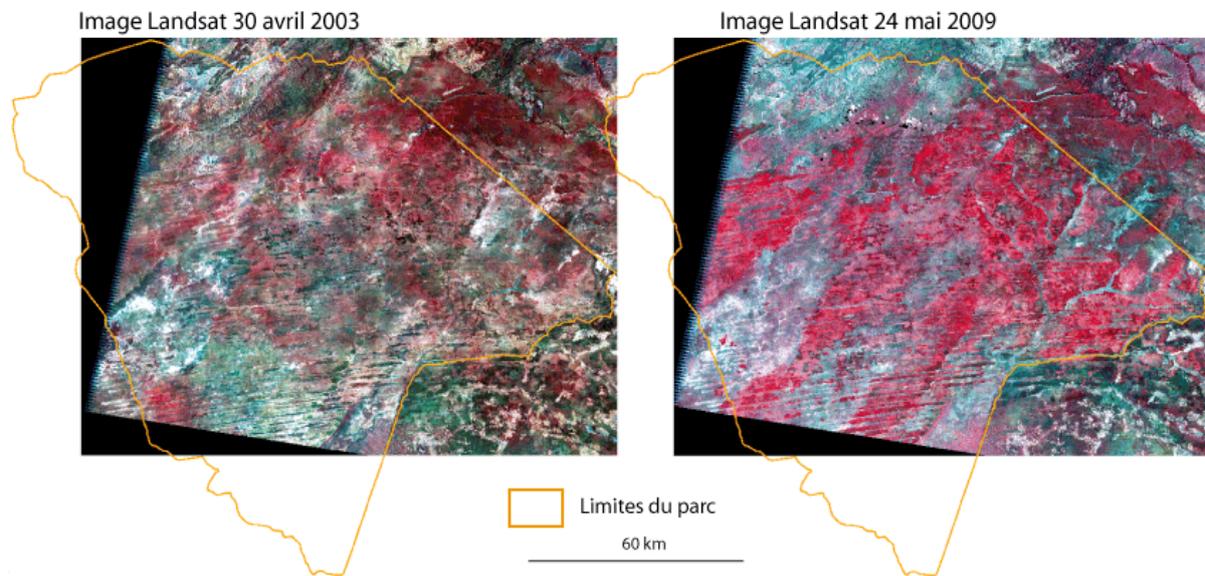


Fig C.8.19 : Compositions colorées des images LANDSAT brutes

2. Comparaison des cartes de végétation de 1993 et de 2002-2003

Nous comparons ensuite les cartes de végétation de 1993 et celle de LANDSAT classifiée moyenne de 2002-2003. Ces deux sources de données sont imprécises parce qu'elles résultent toutes les deux d'interprétation d'images, même si les vérifications sur le terrain améliorent leur qualité. Qui plus est, les processus d'interprétation et de validation ont été réalisés par des personnes différentes, ce qui peut amener à des différences de classification des formations végétales. Géométriquement, ces deux sources sont très différentes. La carte de végétation est un format vectoriel, constituée de polygones généralisés, tandis que la carte LANDSAT classifiée moyenne est au format raster.

Malgré ces différences, comparer ces deux sources de données donne une tendance des changements des classes de végétation, en dix ans. Cette analyse ne peut être faite à l'échelle locale, puisqu'il a des erreurs d'interprétation des formations végétales. En revanche, elle a plus de sens à l'échelle globale, c'est-à-dire sur l'ensemble du parc. Nous pouvons présenter les proportions de chaque classe de végétation aux deux dates.

Tout d'abord, nous traitons l'image LANDSAT classifiée moyenne de façon à obtenir une résolution et donc des niveaux de détails comparables à ceux de la carte de végétation. Dans l'image LANDSAT classifiée moyenne, les pixels sont hétérogènes et mixés spatialement. Pour les lisser, nous appliquons un filtre médian de voisinage 7*7 à cette image, ce qui correspond à une granularité d'un hectare. Par cette opération, les objets élémentaires sont comparables à ceux de la carte de 1993.

Nous comparons ensuite les surfaces obtenues dans chaque source de données pour chaque classe.

a- Changements d'espèces végétales

Nous comparons ici les étendues des classes d'occupation du sol dans les deux cartes de végétation. Nous étudions trois attributs décrivant la végétation : l'espèce végétale, la hauteur et la densité.

Seules deux espèces végétales ont augmenté en surface: le Baikiaea et, dans une moindre mesure, le Burkea. Nous les avons regroupés dans la figure C.8.20. Or selon les experts écologues, ce sont les seules espèces qui ne sont pas mangées par les animaux : le Burkea, de plus de 10 mètres de hauteur, n'est pas accessible aux herbivores et le Baikiaea n'est pas appétent.

Au contraire, l'herbe, l'Acacia et le Terminalia qui sont fortement prisés par les herbivores (l'herbe si l'animal est paisseur comme le buffle ou le zèbre ; les Acacias et Terminalias s'ils sont brouteurs comme peuvent l'être les éléphants), sont en diminution. Le Mopane et le Combretum, également appétents, semblent stables. Pour mettre en évidence les changements des ressources pour les herbivores, nous catégorisons les espèces appétentes ou non pour les herbivores à droite de la figure C.8.20. Ce graphique met mieux en évidence la diminution des ressources appétentes.

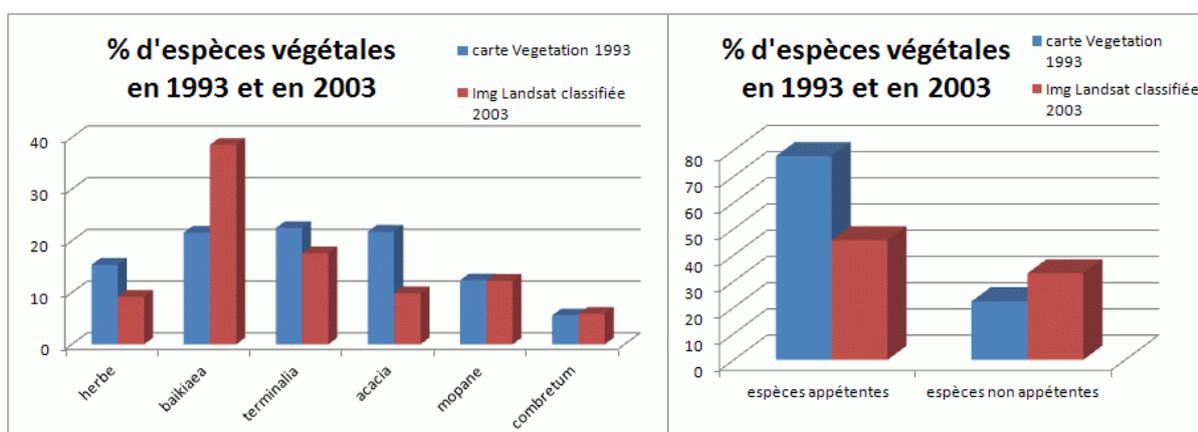


Fig C.8.20 : Proportion d'espèces végétales en 1993 (bleu) et 2003 (rouge)

La figure C.8.21 illustre les variations en hauteur (à gauche) et densité (à droite) de la végétation. Les hauteurs de végétation montrent qu'il y a moins de surface d'herbe, mais plus d'arbres : la végétation s'élève. En parallèle, la végétation devient plus ouverte en étant moins dense.

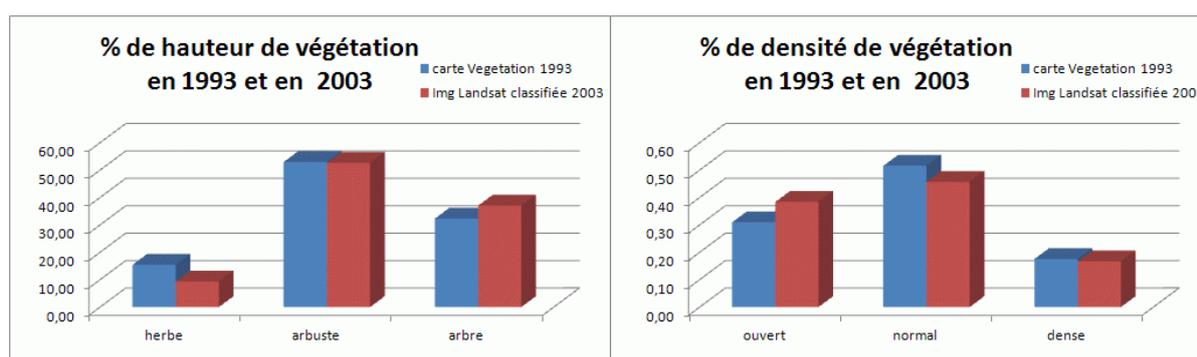


Fig C.8.21 : Proportion des hauteurs et des densités de végétation en 1993 (bleu) et 2003 (rouge)

b- Changements des autres classes d'occupation du sol

Hormis les classes de végétation, les autres classes d'occupation du sol sont les surfaces d'eau et le sol nu. Ces dernières ne sont pas référencées dans la carte de végétation. Nous ne pouvons donc pas conclure sur leurs éventuels changements.

Sur l'image classifiée de 2003, le sol nu correspond à environ 0.1% de la surface totale du parc. Cette valeur est faible. Elle peut s'expliquer par certaines observations sur le terrain : le sol nu est majoritairement saisonnier, c'est-à-dire qu'il apparaît en saison sèche, puis de l'herbe y repousse dès que la pluie tombe. Les surfaces d'eau s'étendent sur 1.6% du parc.

Ces données tendraient à penser qu'entre 1993 et 2003, les ressources appétentes du parc ont diminué de 71%.

3. Comparaison de classifications d'images LANDSAT de 2003 et 2009

a- Méthodologie de classification

Dans un deuxième temps, nous comparons deux images LANDSAT, de 2003 (il s'agit d'une image brute et non de la carte classifiée moyenne) et de 2009, pour identifier les changements de la végétation sur cette période. Pour cela, nous devons classer ces deux images.

Il existe des zones d'apprentissages mesurées sur le terrain pour l'année 2009 (situées exclusivement à l'Est du parc, voir figure C.8.17), mais pas pour 2003. Notre méthode, illustrée en figure C.8.22, consiste d'abord à classer l'image 2009 de façon supervisée grâce à ces zones mesurées en 2009. Cette classification fournit des signatures spectrales des classes d'occupation du sol, que nous appliquons ensuite à l'image de 2003. Au préalable, les deux images doivent être corrigées radiométriquement. Enfin, une matrice de transition détermine les changements des classes d'occupation du sol dans les deux images. Comme il n'existe pas de points terrain pour l'année 2003, la classification de cette année ne pourra pas être validée. Elle fournit néanmoins des informations sur les changements probables de la végétation. Ce travail a été effectué à partir du logiciel ENVI²¹.

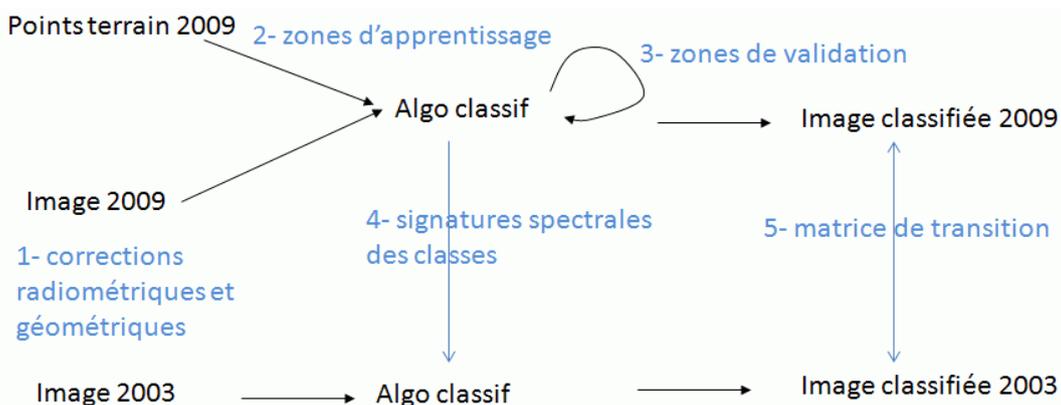


Fig C.8.22 : Méthode de traitement et comparaison des classifications 2003 et 2009

b- Résultats de différents algorithmes de classification sur l'image 2009

La première étape est de classer l'image de 2009 de façon supervisée grâce à des zones mesurées sur le terrain en 2009, au nombre de 108 et s'étendant sur une centaine de mètres chacune. La

²¹ The ENvironment for Visualizing Images. <http://www.exelisvis.com/ProductsServices/ENVI.aspx>

moitié des pixels intersectant ces zones constitue un jeu de pixels d'apprentissage, tandis que l'autre moitié sert pour effectuer une validation des classifications obtenues. Nous disposons ainsi de 2600 pixels dans chacun des jeux de pixels. Précisons que les zones dont nous disposons ne sont pas de même qualité dans chaque classe d'occupation du sol : alors que très peu de Mopanes, Burkeas ou Combretums ont été mesurés sur le terrain (une ou deux relevés terrain par type), il y a beaucoup de Baikiaeas et d'Acacias. Ceci est dû à la végétation observée dans l'année 2009 et l'accessibilité sur le terrain. L'image classifiée risque donc de surévaluer le nombre de Baikiaeas et d'Acacias dans le parc, ceci doit être pris en compte dans l'analyse des résultats.

Nous comparons visuellement les résultats issus de deux algorithmes de classification le plus souvent utilisé sur l'image de 2009 (figure C.8.23) (Hubert-Moy et al. 2001) :

- Distance Minimale qui calcule la distance Euclidienne entre chaque pixel et le vecteur moyenne de chaque classe. Cette méthode est la plus utilisée pour classifier des images multispectrales (Mercier 2006) ;
- Maximum de vraisemblance qui est une méthode de classification statistique ;

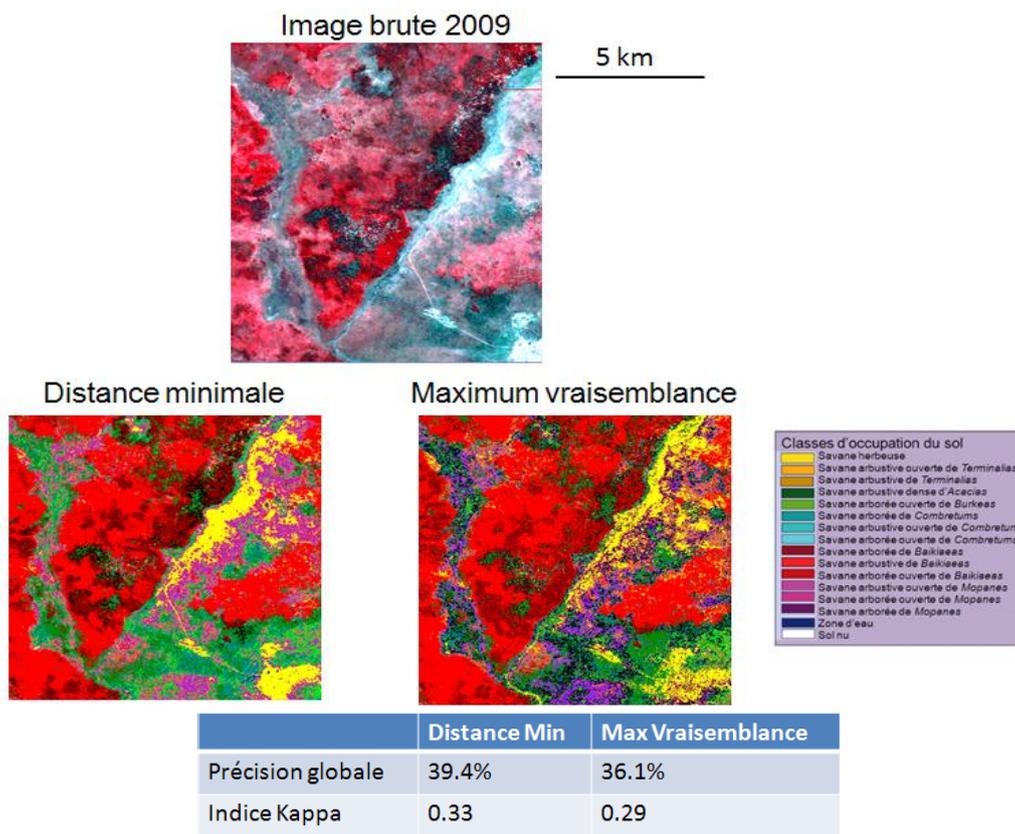


Fig C.8.23 : Comparaison de deux algorithmes de classification de l'image LANDSAT de 2009

Le résultat du maximum de vraisemblance présente des zones non classifiées (en noir), tandis que celui de distance minimale attribue une classe d'occupation du sol par pixel, ce qui coïncide avec Hubert-Moy et al. (2001) pour qui la distance minimale présente une précision producteur élevée, particulièrement en hiver. Par ailleurs, les zones sont plus homogènes pour la distance minimale que pour le maximum de vraisemblance.

La qualité de ces algorithmes sur le jeu de pixels de vérification est faible : leurs indices Kappa (0.33 ou 0.29) sont inférieurs à 0.40. Sur ces critères, l’algorithme de Distance Minimale semble un peu meilleur que le Maximum de Vraisemblance (3% en précision globale, de 0.4 sur l’indice Kappa). Comme certaines classes sont confondues dans les algorithmes, nous voulons vérifier cette qualité en regroupant les classes sémantiquement proches.

Selon le dendrogramme établi par les connaissances végétales d’experts, nous regroupons les 14 classes d’occupation du sol en 6 : 1/ l’herbe, 2/ l’eau, 3/ les Baikiaeas (Burkeas compris), 4/ les Acacias, 5/ les Terminalias et 6/ les Mopanes et Combretums, sans considérer les différentes hauteurs et densités de végétation. La qualité des algorithmes de classification s’en trouve améliorée (figure C.8.24). L’indice de Kappa de la Distance Minimale atteint 0.44 ce qui signifie que la classification est valide. Nous conservons l’image classifiée par cet algorithme, tout en sachant qu’elle est de mauvaise qualité (indice Kappa < 0.60).

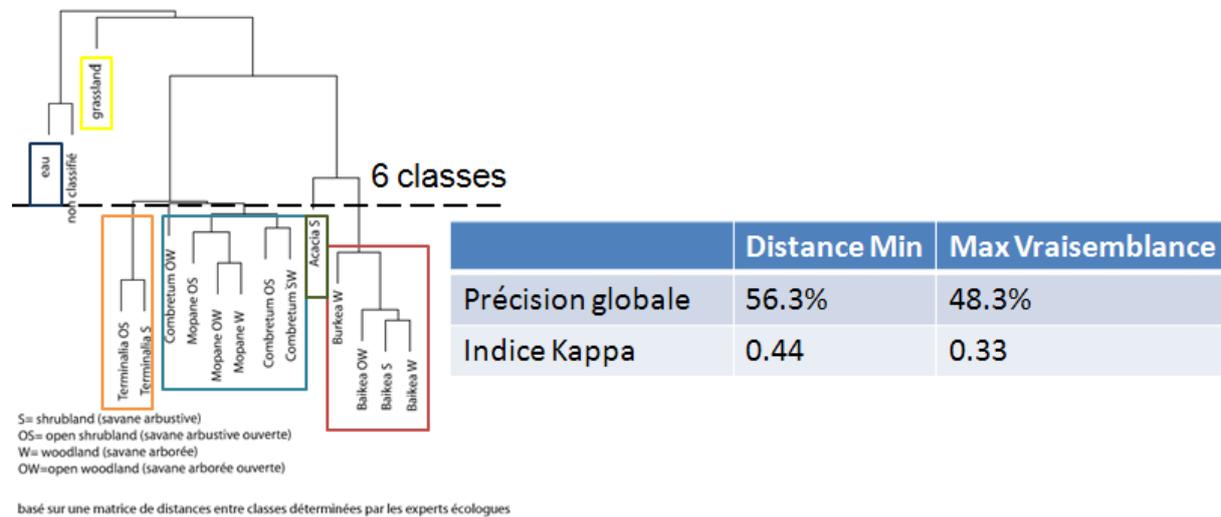


Fig C.8.24 : Qualité évaluée des deux algorithmes de classification de l’image LANDSAT 2009, après regroupement en six classes de végétation

Ces résultats médiocres ont diverses explications :

- Une savane mixte non prise en compte par la classification : les relevés de terrain fournissent plusieurs types de végétation par exemple « végétation majoritaire : Terminalia ; végétation secondaire Combretum ». Ceci peut entraîner une confusion entre les classes.
- Des relevés de terrain non caractéristiques des classes ou ayant une mauvaise répartition spatiale (seul l’Est du parc est observé en 2009). Ainsi les Mopanes et les Combretums sont peu observés.

Compte tenu de ces résultats comparés, nous choisissons d’effectuer les classifications des images LANDSAT de 2003 et 2009 à partir de l’algorithme de distance minimale.

c- Validation des classes de végétation de l’image 2009

La matrice de confusion présente en détails les précisions des six classes d’occupation du sol pour l’algorithme de Distance Minimale (figure C.8.25).

pixels de référence (terrain)										
pixels de classification	Classe	grassland	baikiaaea	water	acacia	terminalia	mopane/cor	Total	préc.utilisateur	Commission
	grassland	260	0	13	39	10	95	417	62,35	37,65
	baikiaaea	13	620	1	133	94	71	932	66,52	33,48
	water	48	1	20	0	1	2	72	27,78	72,22
	acacia	8	64	0	100	46	1	219	45,66	54,34
	terminalia	4	112	0	3	164	138	421	38,95	61,05
	mopane/cor	72	19	4	34	80	260	469	55,44	44,56
	Total	405	816	38	309	395	567	2530		
	préc. produc	64,20	75,98	52,63	32,36	41,52	45,86	0	0	0
	Omission	35,80	24,02	47,37	67,64	58,48	54,14	100	100	100
precision global	56,28 %									

Fig C.8.25 : Qualité évaluée de l’algorithme de Distance Minimale de classification de l’image LANDSAT 2009, après regroupement en six classes de végétation

Les formations d’herbe (Grassland) et de Baikiaeas sont plutôt bien classifiées (précisions utilisateur et producteur > 60%). En revanche, les formations de Terminalia et l’eau se confondent avec d’autres classes (précisions utilisateur et producteur < 40%) : le Baikiaaea et l’Acacia pour le Terminalia et l’herbe pour l’eau. Il en ressort qu’il est possible de commenter et d’analyser les changements de l’herbe et des Baikiaeas, mais les autres classes sont moins fiables pour l’analyse.

d- Changements des classes de végétation entre 2003 et 2009

Les signatures spectrales identifiées sur l’image 2009 sont ensuite appliquées sur l’image 2003 en figure C.8.26. Les évolutions de ces classes sont présentées en figure C.8.27.

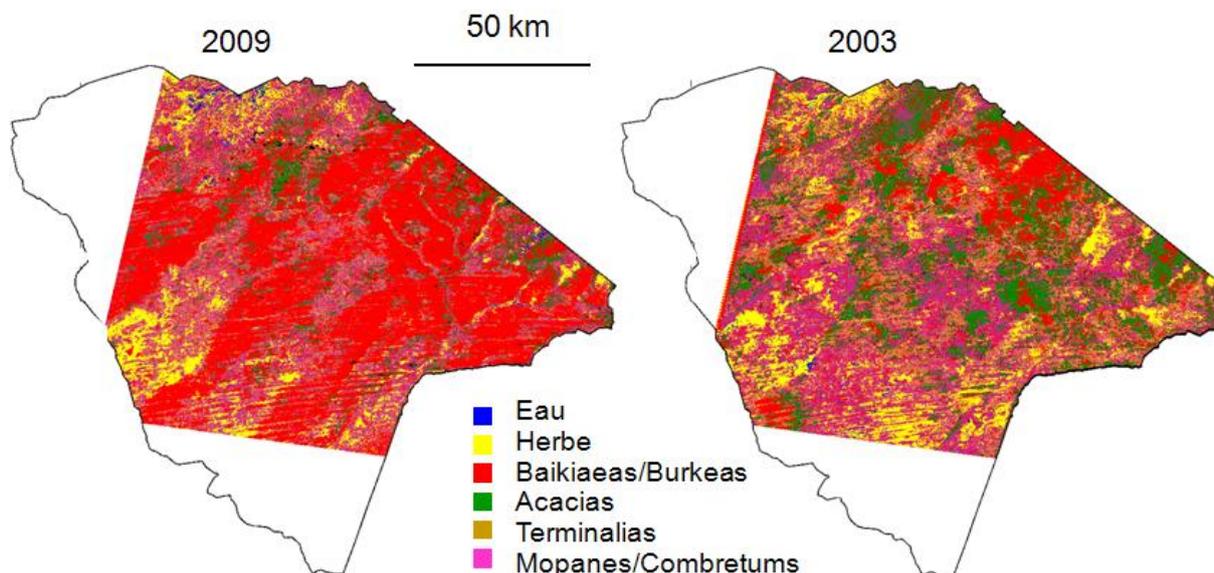


Fig C.8.26 : Images classifiées des classes de végétation présentes en 2009 et 2003

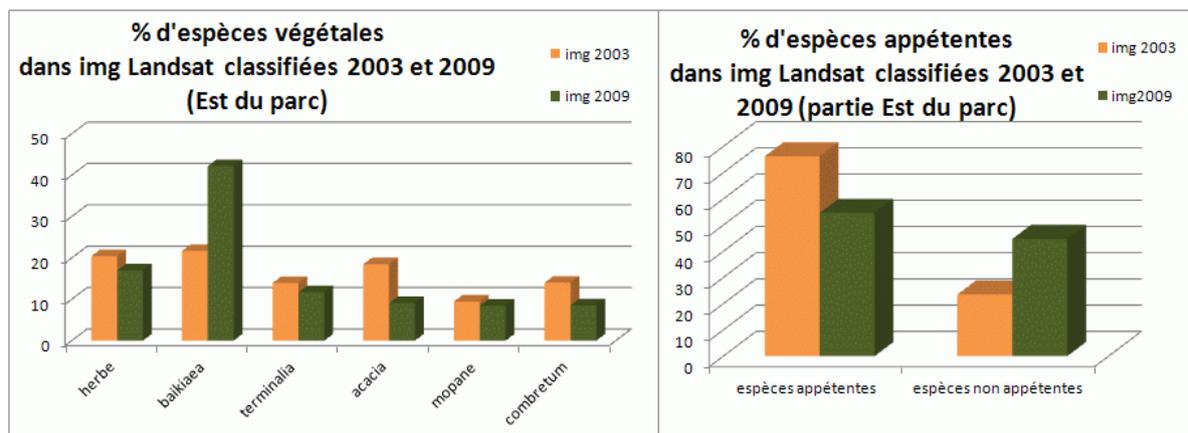


Fig C.8.27 : Changements des classes de végétation présentes en 2009 et 2003

La carte montre qu'en 2009, la classe de végétation Baikiaeas (rouge) est dominante sur la zone observée, tandis qu'en 2003 il existe plus les classes de Mopanes (rose) et d'Acacias (vert) sont plus nombreuses qu'en 2009. Ceci est aussi visible par les graphiques: les surfaces de Baikiaeas ont fortement augmenté entre 2003 et 2009.

Les étendues de chaque espèce végétale sur les images classifiées de 2003 et 2009 tendraient à penser que les ressources appétentes ont diminué de 72% en six ans. Cette tendance est similaire à celle calculée sur la période 1993-2003.

Par ailleurs, les cartes révèlent que les formations végétales sont plus fragmentées en 2003 qu'en 2009.

Ceci signifie que les formations végétales seraient plus grandes et plus homogènes en 2009 qu'en 2003

Une discussion de ces résultats doit être faite. Les Baikiaeas constituent des savanes arborées ou arbustives. Il est peu probable qu'elles se soient formées en six ans. Il peut s'agir d'une mauvaise affectation d'une signature spectrale. Autrement dit les Mopanes et les Acacias de 2003 peuvent partager des caractéristiques spectrales avec les Baikiaeas de 2009.

Par ailleurs, les deux années considérées sont très différentes du point de vue de la pluviométrie : alors que 2003 est une année très sèche, 2009 est pluvieuse. La végétation est donc plus sèche en 2003 qu'en 2009, pour une prise de vue faite au même mois (ou un mois d'intervalle dans le cas présent : avril et mai). En conséquence, en reportant les signatures spectrales de 2009 sur l'image de 2003, les classes obtenues sont incertaines. Ces différences dans l'état de la végétation sont visibles dans les images brutes : la végétation de l'image de 2003 apparaît sèche puisqu'elle renvoie peu dans l'infrarouge, tandis qu'en 2009, les végétaux sont très développés. Ces résultats décrivant les changements des surfaces des classes d'occupation du sol seraient donc incertains.

Les zones d'herbe sont néanmoins cohérentes sur les deux images ; il semble que cette classe d'occupation du sol ait la même signature spectrale quelle que soit la pluviométrie de l'année. On peut donc comparer leurs localisations et leurs étendues. Sur l'image de 2003, ces zones sont très étendues, notamment près des points d'eau, tandis qu'en 2009 ces zones sont petites. Quelques

exemples sont présentés en figure C.8.28 sur des points d'eau dont on sait qu'ils sont fréquentés (d'après les comptages et les trajectoires) : Ngweshla, Kennedy 1, Guvalala et la zone entre Dom et Nyamandhlovu. L'herbe (en jaune) localisée sur cette dernière zone ne semble pas plus étendue en 2003 qu'en 2009, tandis que pour les autres points d'eau, il y a une nette différence. L'herbe de 2003 devient du *Baikiaea* en 2009 (en rouge). Ceci signifierait que l'herbe a significativement diminué.

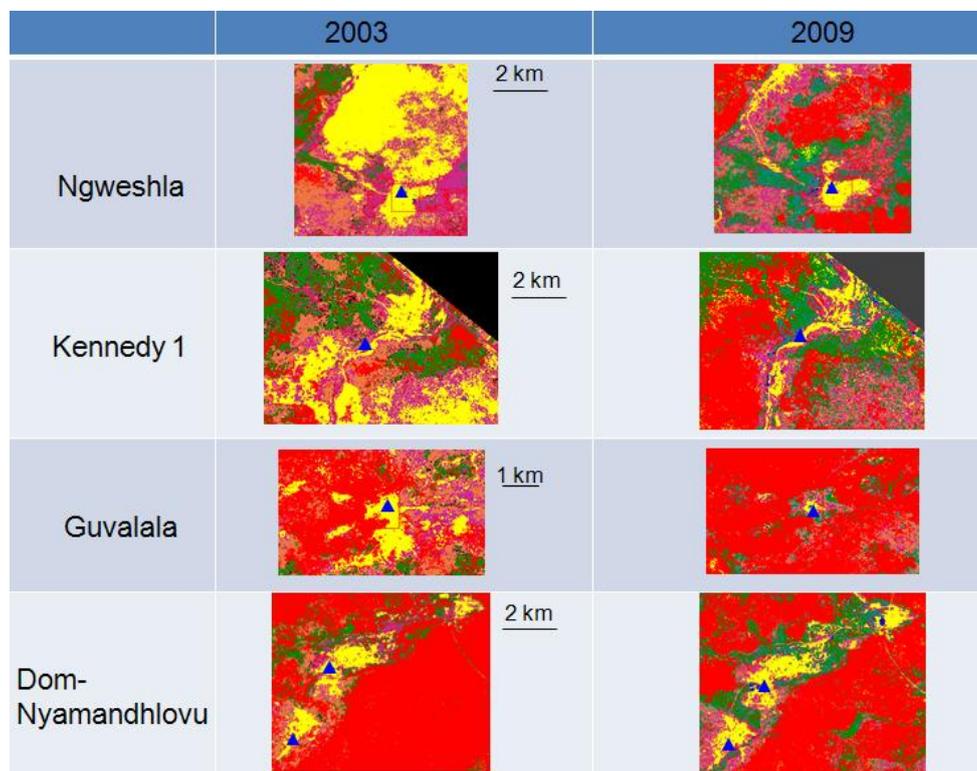


Fig C.8.28 : Changements des formations d'herbe près de points d'eau connus pour être fréquentés par les grands herbivores

Pour évaluer la validation de cette carte de 2003 et des résultats qui en découlent, nous comparons en figure C.8.29 la carte classifiée moyenne de 2003 après regroupement des classes (à gauche) et la carte 2003 issue de la classification (à droite). Ces deux cartes présentent peu de différences : les formations de *Baikiaea*s sont à l'Est, celles d'Acacias, d'herbe ou de *Mopanes* sont dispersées. Ceci signifie que nos résultats sont cohérents avec la carte qui a été faite précédemment.

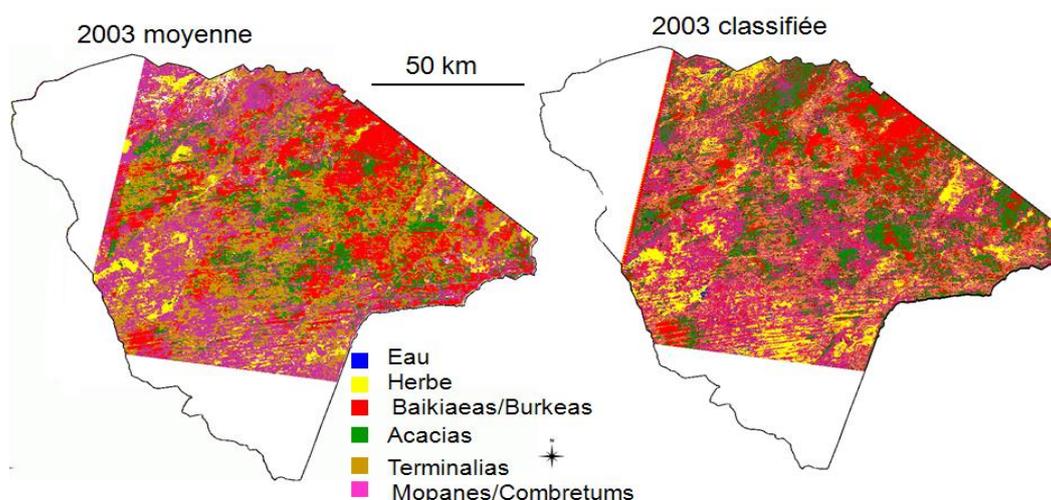


Fig C.8.29 : Comparaison visuelle de la carte LANDSAT moyenne classifiée (après un regroupement des classes) et de la carte produite par classification de l'image LANDSAT de 2003

Conclusion sur cette partie II

Les images LANDSAT ont permis d'analyser les changements des surfaces de végétation entre 1993- 2003 et 2003 -2009.

Ce travail montre la grande difficulté de collecte de données à la fois de terrain et de télédétection, homogènes à la fois dans le temps et l'espace. Pour cette raison, les données sont couplées pour identifier des changements de la végétation. Ce couplage nécessite de mettre en place des méthodologies variées, adaptées de méthodologies existantes de la littérature.

Cependant, le manque de précision des données analysées (carte de végétation, images classifiées à différentes dates) ne permet pas d'identifier des zones précises de conversion de classe de la végétation, mais fournissent plutôt des tendances de changements.

Une des perspectives de ce travail consisterait à mettre au point une méthode bien calée de terrain et données : des données de qualité qui pourraient être classifiées proprement et vérifiées. Ce travail pourrait être fait sur des données de haute voir très haute résolution spectrale pour dégager des signatures spectrales fiables et selon la pluviométrie.

La partie III est focalisée sur les images MODIS qui évaluent les changements de la couverture végétale.

III. Identification des changements de la couverture végétale par l'analyse des indices NDVI issus des images MODIS

Avant de pouvoir évaluer les changements de la couverture végétale, nous décrivons d'abord l'évolution saisonnière 'normale' de la végétation, qui correspond à la phénologie des espèces végétales présentes sur la zone. Nous utilisons pour cela les valeurs NDVI mesurées sur les images

MODIS (§ 1). Puis, les pixels dont les valeurs NDVI s'écartent de ces valeurs types sont identifiés comme présentant une couverture végétale faible (§ 2).

1. Décrire la phénologie des végétaux

a- Données MODIS : les valeurs de NDVI mensuelles

Il s'agit d'abord de décrire la phénologie des végétaux. Nous utilisons une série d'images MODIS, de type MOD13Q1 (résolution 250 m), à raison d'une image par mois. Nous considérons que ces images représentatives de 16 jours estiment également la végétation durant un mois. Ce choix mensuel a été fait parce que les images de 16 jours n'étaient pas disponibles de façon régulière.

Nous sélectionnons des dates de prises de vue communes à d'autres sources de données en vue d'une mise en relation, en particulier 2003 et 2010 (dates des images Landsat et des suivis GPS). Pour conserver des périodes de pluie continues, nous ne considérons pas les années civiles mais des cycles pluviométriques, de début septembre de l'année $n-1$ à août de l'année n . Les images MODIS datées du 29 août, permettent d'observer la végétation jusqu'au 14 septembre. Elles constituent notre référence de début de cycle. Nous analysons ainsi la phénologie des végétaux à partir d'images mensuelles MODIS dans les périodes : d'août 2002 à juillet 2003 et d'août 2009 à juillet 2010.

Nos données présentent différentes temporalités : le mois et l'année. Dans un premier temps, nous pouvons comparer les valeurs de NDVI par mois sur un an, pour décrire la phénologie des végétaux, puisqu'il s'agit des variations sur l'année. Dans un second temps, nous pouvons comparer les variations des valeurs NDVI selon l'année considérée. Au niveau annuel, 2009-2010 est une année plutôt pluvieuse, se situant un peu au dessus de la moyenne en pluviométrie, tandis que l'année 2002-2003 est sèche (figure C.8.30).

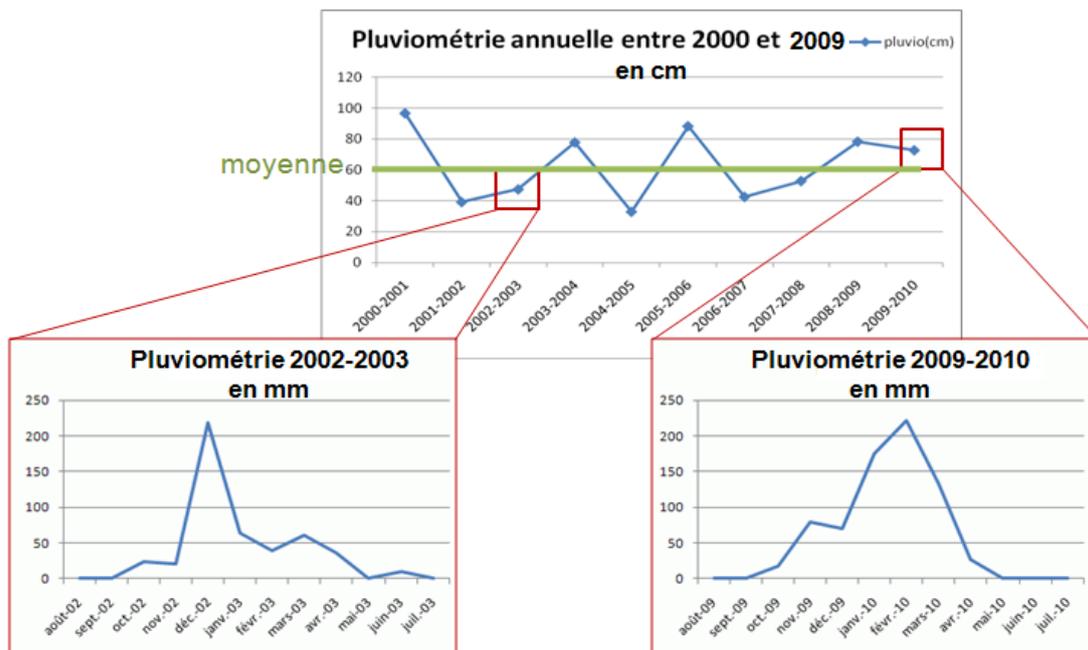


Fig C.8.30 : Variations pluviométriques, annuelles (totaux annuels) et mensuelles (totaux mensuels)

Les images MODIS d'indices NDVI obtenues via la plateforme de téléchargement sont géoréférencées. Sur notre zone d'étude, elles sont de qualités différentes : certaines présentent quelques nuages (mais toujours sur moins de 10% de l'image) et les indices NDVI sont agrégés différemment, selon le nombre d'observations exploitables. Comme les séries temporelles MODIS présentent peu de bruit (Jacquin 2010) et sont déjà corrigées, nous n'effectuons pas d'autres traitements sur ces images.

b- Mise en évidence de l'évolution des indices NDVI selon différentes temporalités

La figure C.8.31 met en évidence la relation entre la pluviométrie et les indices NDVI annuels sur le parc. Les classes de valeur des NDVI ont été attribuées selon des valeurs clés identifiées dans la littérature (Derrien et al. 1992, Arvor et Dubreuil 2006, Alatorre et Beguería 2010, Meneses-Tovar 2011) : le sol nu ou de végétaux morts ou desséchés correspond à $NDVI < 0.25$, les végétaux en début de développement des feuilles ou des herbes à $NDVI < 0.4$ ou en fin de développement, de $NDVI < 1$ ou moins si l'espèce végétale est peu feuillue. Les indices NDVI augmentent de manière continue au cours de la saison, passant d'une catégorie à une autre, et reflétant la biomasse. Nous calculons l'indice NDVI en divisant par 10 000 la valeur de NDVI mesurée par le capteur de MODIS.

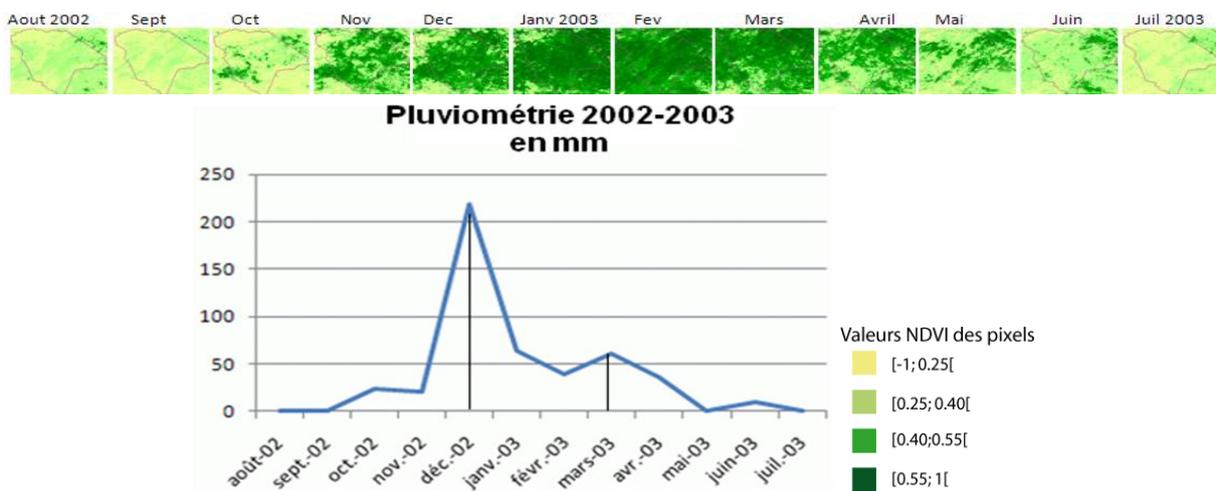


Fig C.8.31 : Évolution saisonnière des indices NDVI et de la pluviométrie en 2002-2003 à partir des données mensuelles MOD13Q1

En 2003, les pluies commencent à tomber faiblement en octobre et fortement en décembre jusqu'au mois d'avril. En parallèle, la production de feuilles est élevée entre novembre et avril (couleur verte dominante sur le parc). Il ne pleut plus à partir de mai, moment où l'indice NDVI commence à décliner. Il est minimal en août. Il y a donc un effet saison sur les indices NDVI mesurés.

Cette temporalité saisonnière est imbriquée dans la temporalité annuelle. L'année 2003 par exemple est une année sèche parce qu'il pleut peu en saison des pluies comparativement à la moyenne mensuelle. La figure C.8.32 présente les cartes mensuelles de valeurs de NDVI classifiées de différentes années y compris 2002-2003 et 2009-2010. En parallèle, deux niveaux de pluviométrie annuelle sont indiqués grâce aux barres horizontales (ici : le bleu foncé est une année pluvieuse, bleu clair une année sèche).

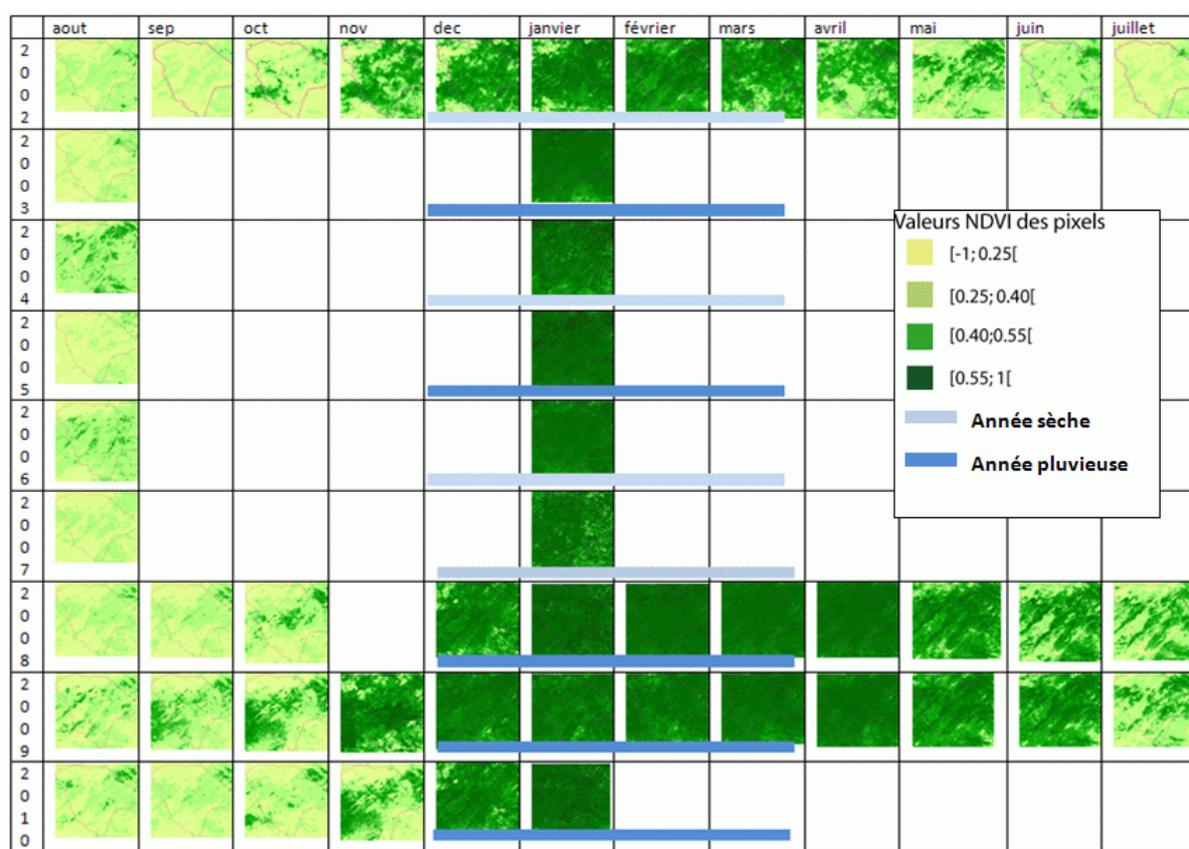


Fig C.8.32 : Variations des valeurs de NDVI sur le parc entre 2002 et 2010 à partir des images mensuelles MOD13Q1

Une année sèche (comme 2002-2003, sur la première ligne de la figure) conduit à une végétation ayant de faibles valeurs de NDVI dès le mois de mars et jusqu'au mois d'août. Le nombre de zones vertes présentes au mois d'août peut suffire à déterminer visuellement si l'année est sèche ou pas. Par exemple, août 2004 (troisième ligne, première vignette) est plutôt vert, donc résulte d'une année 2003-2004 pluvieuse, tandis que le même mois en 2005 ne l'est pas et suit une année sèche.

A cause de cette variabilité de la pluviométrie, nous devons comparer le comportement des végétaux lors d'une année sèche et lors d'une année pluvieuse. Les valeurs de NDVI des végétaux des années 2002-2003 et 2009-2010 nous serviront dans ce but.

c- Méthodologie pour établir des profils types NDVI

Sélection et traitement des images LANDSAT pour identifier les espèces végétales

Tout d'abord, les espèces végétales des pixels MODIS doivent être renseignées. Or elles-mêmes varient au cours du temps (voir partie II de ce chapitre). Par ailleurs, les sources de données peuvent être contradictoires dans leur description d'une même formation végétale. Par exemple, l'image LANDSAT classifiée moyenne de 2003 et l'image LANDSAT classifiée de 2003 présentent des différences.

En raison de l'absence de validation de la classification que nous avons effectuée sur l'image de 2003, nous utilisons l'image LANDSAT classifiée moyenne de 2002-2003, qui, elle, provient de classifications

et de vérifications sur le terrain, pour identifier les espèces végétales, leur hauteur et leur densité en 2003. Cette image a également l'avantage de couvrir l'ensemble du parc. Pour l'année 2009, il faudrait travailler sur l'image classifiée de 2009. Comme l'image classifiée 2009 est de qualité moyenne (Kappa = 0.44 avec six classes de végétation, Kappa = 0.33 avec 14) et qu'elle ne couvre pas l'ensemble du parc, nous utilisons l'image LANDSAT classifiée moyenne également pour 2009 ainsi que les relevés terrain effectués en 2009. En effet, les espèces végétales observées sur le terrain en 2009 ont également servi à construire cette image moyenne. En conséquence, dans notre méthodologie pour traiter les images MODIS, nous considérons que cette image LANDSAT classifiée moyenne est valable de 2003 à 2009 et nous nous servons donc uniquement de cette image pour caractériser les espèces végétales.

Les images MODIS et l'image LANDSAT ont des résolutions spatiales différentes. L'image LANDSAT, de résolution la plus fine (30 m*30 m) est rééchantillonnée de façon à redécouper ses pixels et créer une image de résolution 250 m*250 m. Après échantillonnage, tous les pixels issus des différentes images (MODIS, LANDSAT) ont la même taille : 250 m*250 m. Ce processus 'perd' un certain nombre d'information (et de pixels) mais permet de comparer deux images, de résolutions spatiales différentes. Il est très utilisé en télédétection (Caloz et Collet 2001, Houet et al. 2004).

Obtention des valeurs de NDVI et de l'occupation du sol de chaque pixel

Le type de végétation dans un pixel est obtenu par le pixel correspondant dans l'image LANDSAT classifiée moyenne et rééchantillonnée. A un ensemble de pixels MODIS superposables (pix, pix' et pix'' dans la figure C.8.33) correspond un seul pixel d'occupation du sol de l'image LANDSAT.

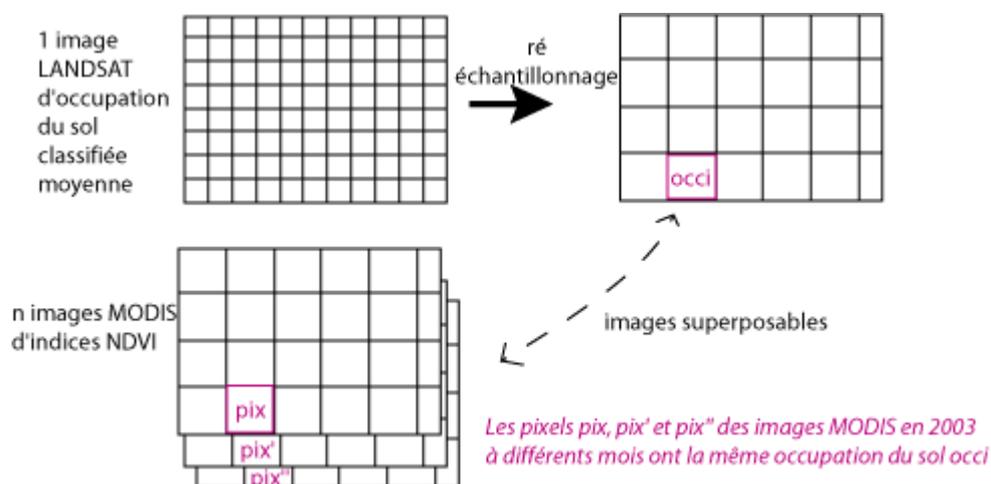


Fig C.8.33 : Correspondances entre les pixels MODIS et les pixels de l'image LANDSAT classifiée moyenne et rééchantillonnée à 250 m de résolution spatiale

Valeurs de NDVI moyennes sur les images par classes de végétation

Pour obtenir des profils types d'évolution des valeurs de NDVI, nous effectuons une moyenne par mois des valeurs NDVI à partir des classes d'occupation du sol. L'intérêt de la moyenne statistique est de prendre en compte tous les pixels d'une même classe (y compris ceux qui sont peut-être dégradés et ceux qui se développent beaucoup), et donc de minimiser les erreurs. A l'issue de cette étape, nous obtenons des types phénologiques moyens par espèce végétale. Nous les décrivons par la suite

en fonction des temporalités considérées, la saison ou l'année. Nous cherchons ensuite à extrapoler les profils types des espèces à d'autres années (en particulier à 2009-2010).

d- Les résultats : les profils phénologiques des végétaux

La séparation en classes de végétation par l'image LANDSAT classifiée moyenne de 2002-2003 permet de récupérer tous les indices NDVI des classes et d'en faire une moyenne sur le parc. Nous étudions ces profils de végétation en année sèche puis en année pluvieuse.

Les profils types NDVI par espèces végétales en année sèche (2002-2003)

Selon les experts écologiques, les espèces ligneuses devraient avoir un indice NDVI plus élevé que les espèces herbues, puisque les premières ont plus de feuilles et donc de biomasse. Ce constat nous a amené à d'abord séparer les classes selon la hauteur de végétation : arbres (à titre indicatif, cela correspondrait sur le parc à 30% de la superficie du parc), arbustes (34%) et herbes (6%). Nous comparons l'évolution des indices NDVI de ces trois strates de végétation à partir des images MODIS de l'année 2002-2003 (soit la même année que les images ayant servi à la classification). Globalement, ces trois strates de végétation ont le même comportement (figure C.8.34) : le NDVI est maximal en janvier (entre 0.5 et 0.55) et minimal en septembre (environ 0.3). Il y a donc un effet saison lié à la croissance des végétaux. La durée de croissance est de quatre mois, celle de sénescence de six mois.

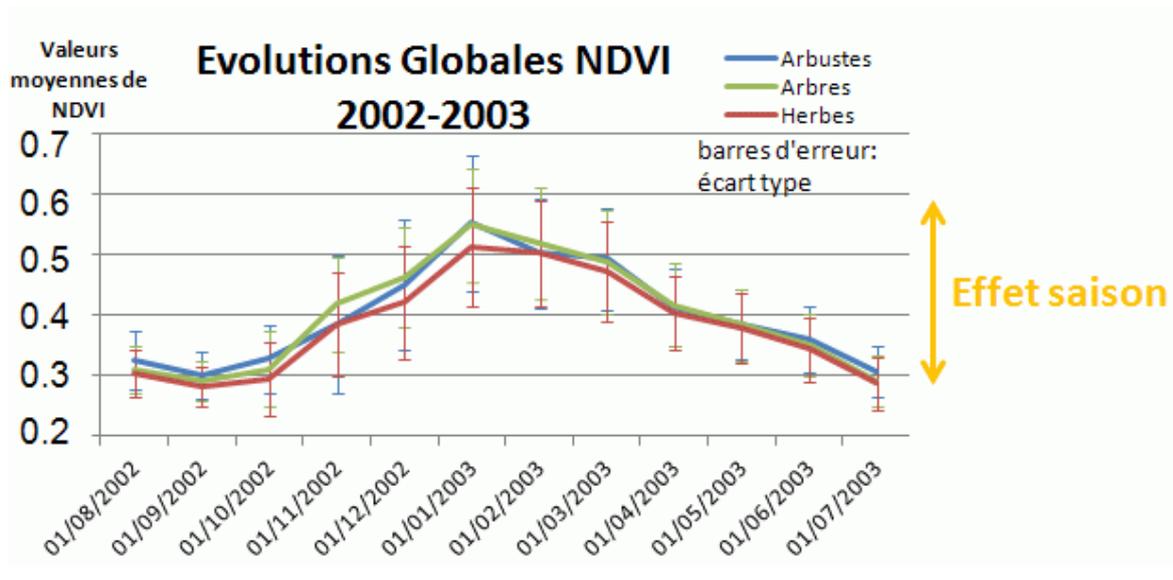


Fig C.8.34 : Profils moyens du NDVI des arbres, arbustes et herbes à partir des images MODIS 2002-2003 échantillonnées à partir de l'image LANDSAT classifiée moyenne de 2003

Cependant, nous voyons dans ces graphiques quelques différences de comportements. Comme l'ont suggéré les experts écologiques, les valeurs de NDVI des herbes se situent en dessous de celles des arbustes et des arbres, qui elles sont très proches. Les écarts types sont également plus resserrés pour l'herbe que pour les arbres et arbustes. Une explication à cela est qu'il existe beaucoup d'espèces d'arbres, qui peuvent se comporter différemment tandis que les zones d'herbe sont plus homogènes.

Pour cette raison, nous voulons étudier plus particulièrement les valeurs de NDVI des espèces végétales constituant les states arborées et arbustives (figure C.8.35). Les arbres sont relativement proches dans leur comportement, même si on note des différences dans les valeurs de NDVI maximales en janvier 2003 : les Combretums et Mopanes (en couleur bleu et rose/violet) ont des valeurs plus basses que les autres arbres. Cette différence est estimée à 0.07 en valeur de NDVI, ce qui est relativement peu significatif pour des indices NDVI. Nous n'avons pas repéré de différences importantes entre espèces végétales d'arbres, c'est pourquoi nous agrégeons leurs profils et conservons un profil moyen d'arbres. Une raison possible est la taille du pixel (250 m) qui peut mélanger les valeurs NDVI des espèces végétales.

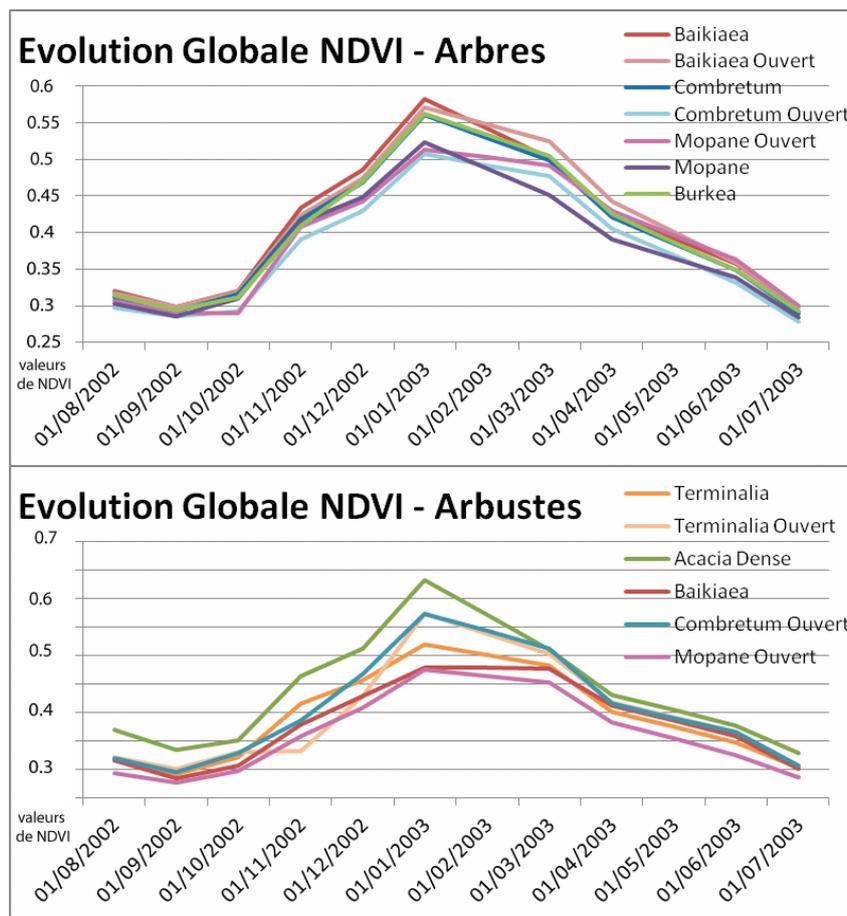


Fig C.8.35 : Phénologie des espèces végétales d'arbres et d'arbustes selon les indices NDVI issus des images mensuelles MODIS en 2002-2003

Les espèces végétales d'arbustes sont plus variées que les arbres dans leur comportement, en particulier dans les valeurs de NDVI minimales et maximales. L'Acacia, qui est un arbuste dense à fort taux de recouvrement, a une courbe de NDVI supérieure aux autres : elle atteint en septembre 0.35 et en janvier 0.63 tandis que les autres arbustes ont un NDVI de 0.3 en septembre et de 0.47 à 0.56 en janvier. Janvier est le mois le plus disparate en valeurs de NDVI des arbustes : il y a un écart NDVI de 0.16 entre les Acacias arbustifs et les Mopanes arbustif. Cette fois, cette différence est significative et nous décidons de créer deux profils types d'arbustes : les arbustes ayant une valeur de NDVI élevée en janvier comprise entre 0.6 ± 0.05 , incluant les Acacias, les Combretums ouverts et les Terminalia

ouverts, et ceux dont la valeur de NDVI est plus faible en janvier, comprise entre 0.5 ± 0.05 , incluant les Mopanes ouverts, les Baikiaeas et les Terminalias.

Ces profils correspondent aux dires d'experts. Néanmoins, selon eux, certaines plantes commencent à se développer environ un mois avant les autres et leur durée de croissance est plus ou moins importante. Ces résultats peuvent dépendre de la qualité de l'image classifiée en 2003, de la fréquence temporelle des images MODIS et leur qualité.

Les profils types NDVI par espèces végétales en année pluvieuse (2009-2010)

Nous comparons ensuite ces profils de l'année 2002-2003 avec ceux de l'année 2009-2010 (figure C.8.36).

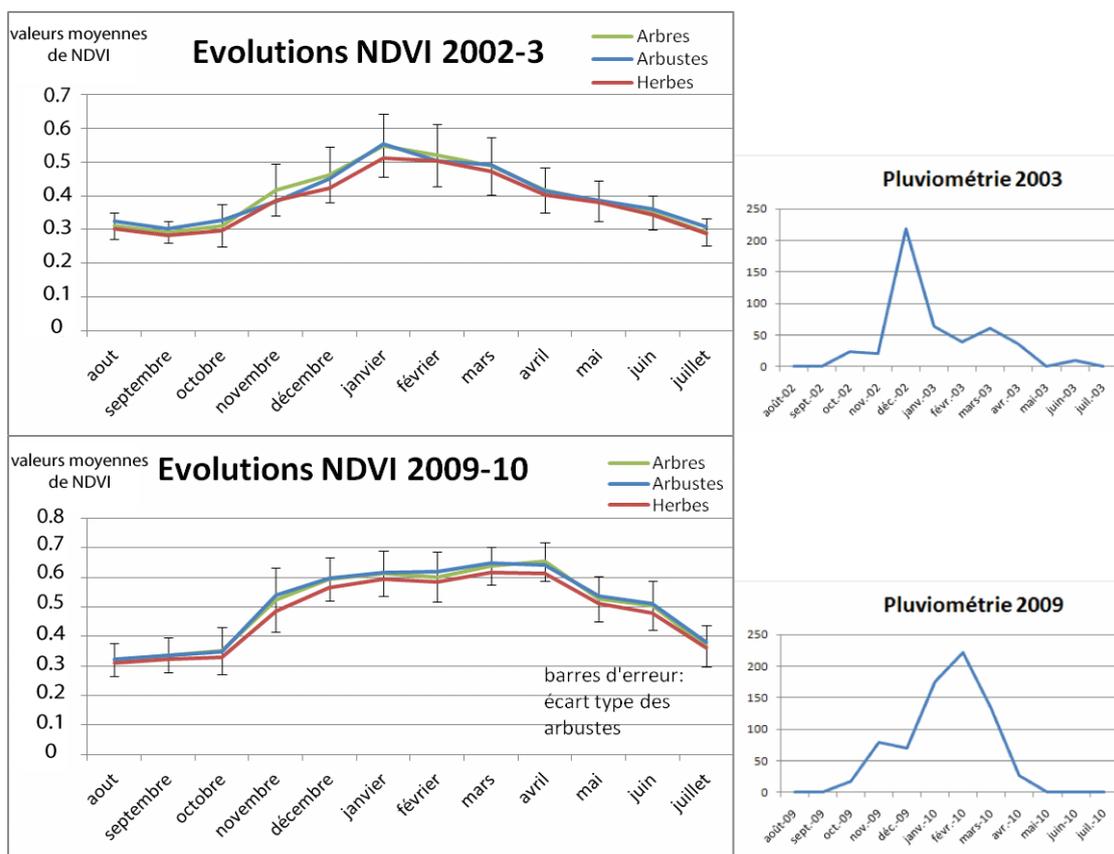


Fig C.8.36 : Évolution des indices NDVI et pluviométrie en 2003 (année sèche) et 2010 (année pluvieuse)

Les valeurs mensuelles de NDVI sur les différentes hauteurs de végétation atteignent des valeurs plus élevées pour une année pluvieuse et la durée de croissance est plus longue : elle dure de septembre à avril (soit 6 mois, au lieu de 4 mois pour une année sèche). Ce n'est pas l'intensité des pluies qui détermine l'année pluvieuse, mais la durée des pluies. Le cumul des pluies dans l'année permet le développement maximal des végétaux jusqu'en avril.

Si on compare les profils types par hauteur en 2010, on retrouve la même hiérarchie entre les valeurs de NDVI : elles sont plus faibles pour les herbes et quasiment identiques pour les arbustes et les arbres. Enfin, toutes les espèces végétales d'arbres et d'arbustes ont le même comportement, ce qui

n'était pas le cas en 2002-2003 où certains arbustes étaient résistants à la sécheresse et atteignaient des fortes valeurs de NDVI (l'Acacia notamment).

Ces profils types nous serviront de base par la suite. Nous les résumons comme ceci :

- Pour une année pluvieuse, nous identifions deux profils types, correspondant aux herbes et aux arbustes/arbres. La croissance des végétaux dure de septembre à avril, où le NDVI maximal est atteint.

- Pour une année sèche, nous détectons trois profils types : les herbes, les arbustes/arbres et les arbustes résistants à la sécheresse. La phase de croissance des végétaux s'étend de septembre à janvier et les valeurs maximales NDVI sont 86% moins élevées que pour une année pluvieuse et identiques pour les arbustes résistants à la sécheresse.

Ainsi les plus fortes variations entre les années se détectent :

- en janvier où les valeurs NDVI maximales d'une année sèche sont inférieures à celles d'une année pluvieuse. Cette valeur est directement dépendante de l'intensité de la pluviométrie,

- en août ou septembre où les valeurs de NDVI sont minimales,

- en mai où la végétation décroît. Cette valeur est dépendante de la durée de pluviométrie.

e- L'évolution de l'indice NDVI sur dix ans

L'étape précédente a révélé des disparités dans les NDVI mensuels selon la pluviométrie de l'année. Pour donner une tendance de l'évolution de la biomasse sur une période plus longue, nous étudions l'ensemble des valeurs de NDVI durant les dix ans observés sur les images MODIS (Meneses-Tovar 2011).

Jacquin (2010) a proposé un indice phénologique caractérisant les dynamiques des savanes : la somme des indices NDVI mensuels (sans considérer les différentes strates) dans la phase de croissance des végétaux. Il s'agit de la biomasse produite, de façon cumulée, par an (Tucker et Sellers 1986). Dans notre travail, cette période varie entre les mois de septembre et avril. Plus cette période est longue, plus la biomasse produite est importante. Nous appelons cet indicateur l'indice NDVI annuel. D'après Jacquin (2010), la tendance de l'évolution de la végétation peut être modélisée par une fonction linéaire de cet indicateur. La pente de cette fonction détermine le sens de l'évolution : si la pente est négative, la végétation régresse ; si elle est positive, elle progresse.

La figure C.8.37 montre l'évolution de cet indice NDVI annuel sur le parc de Hwange entre 2000 et 2010. Nous retrouvons les années sèches (valeurs basses) et les années pluvieuses (valeurs hautes). En utilisant la méthode de Jacquin (2010), nous avons déterminé la courbe de tendance linéaire de cette droite. Celle-ci est positive et égale à 0.057, ce qui signifie que la végétation est en évolution progressive sur un long terme.

Cette donnée donne un premier résultat : elle tendrait à penser que la biomasse augmente années après années. Ce qui signifierait que la couverture végétale ne se dégrade pas en dix ans. Cependant, nous ne savons pas si cette biomasse concerne des ressources appétentes pour les herbivores. Cette biomasse peut correspondre à un nombre de Baikiaeas plus important, ce qui peut aller dans le sens de nos résultats issus de LANDSAT.

Cependant, ce résultat ne concorde pas avec les constats d'experts écologues, pour qui la végétation se dégrade sur le long terme.

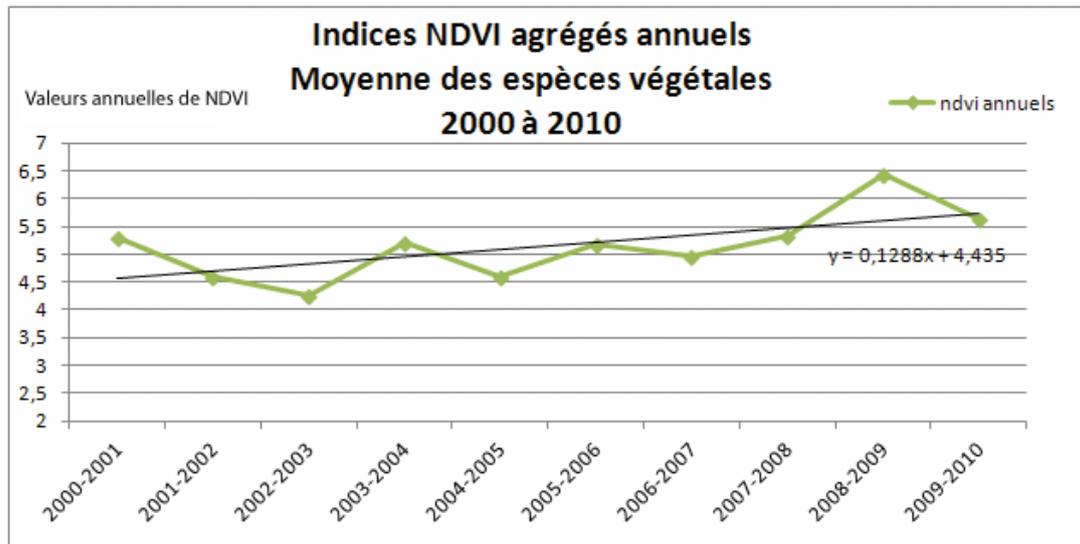


Fig C.8.37 : Évolution de l'indice NDVI annuel entre 2000 et 2010 calculé à partir des séries temporelles mensuelles de NDVI issus des images MODIS

2. Identifier des pixels ayant enregistré une faible couverture végétale selon les indices NDVI

a- Principes

Le but de cette partie est d'identifier **les lieux où le développement de la végétation est trop faible** par rapport à l'évolution 'normale' de la végétation. Nous utilisons les profils types de végétation établis précédemment pour les deux types d'années (années sèche et pluvieuse) qui servent de référence pour situer cette évolution normale.

Il s'agit d'identifier des pixels sur les images MODIS dont les valeurs de NDVI sont faibles par rapport à la moyenne calculée par les profils types. Nous détaillons par la suite comment calculer les moyennes et les écarts types considérés. Ces pixels correspondent à une **couverture végétale faible**. Nous distinguons deux intensités de faiblesse de la couverture végétale :

1. La couverture végétale très faible est identifiée lorsque la valeur de NDVI du pixel se situe sous la valeur de **moyenne - 2* écart type**. Nous qualifions cet intervalle de valeurs de NDVI d'«intervalle 2', sous-entendu que cet intervalle correspond à des valeurs de NDVI très faible.

- La couverture végétale faible est identifiée lorsque la valeur de NDVI du pixel se situe sous la valeur de **moyenne – écart type**, tout en étant supérieur à $\text{moyenne} - 2 \times \text{écart type}$. Nous qualifions cet intervalle de valeurs de NDVI d'«intervalle 1».

Comme les pixels sont situés à la fois dans l'espace (dans l'image) et le temps (à un certain mois), il existe deux méthodes pour calculer les moyennes et les écarts types de référence, utilisés pour détecter les couvertures végétales faibles.

La première méthode se fonde sur une **analyse spatiale** : nous identifions les valeurs moyennes et l'écart type sur une même image et pour les différentes espèces végétales. Les pixels ayant enregistré une couverture végétale faible appartiennent à la même image (en vert sur la figure C.8.38). Ces pixels présentent des valeurs de NDVI inférieures à la valeur de NDVI moyenne spatiale. On dit qu'ils présentent des écarts spatiaux dans leurs valeurs NDVI.

La seconde méthode considère chaque zone de 250 m*250 m, observée au cours de l'année par douze images et qui se superposent spatialement. Nous les appelons **les pixels colocalisés** sur une période. Ces pixels correspondent à une même espèce végétale, puisque nous considérons que sur une période d'un an, les espèces végétales ne changent pas, seul leur état change. En conséquence, une moyenne peut être calculée à partir de ces pixels. Les pixels présentant des valeurs de NDVI inférieures à la valeur de NDVI moyenne temporelle. On dit qu'ils présentent des écarts temporels dans leurs valeurs NDVI (en rose sur la figure).

Ces deux méthodes sont complémentaires, l'une étant horizontale (sur l'espace), l'autre verticale (sur le temps). Seuls quelques pixels présentent à la fois des écarts temporels et spatiaux, comme le pixel au milieu de l'image au mois de janvier dans la figure. On dit que les pixels identifiés par les deux méthodes présentent des **écarts spatiotemporels**.

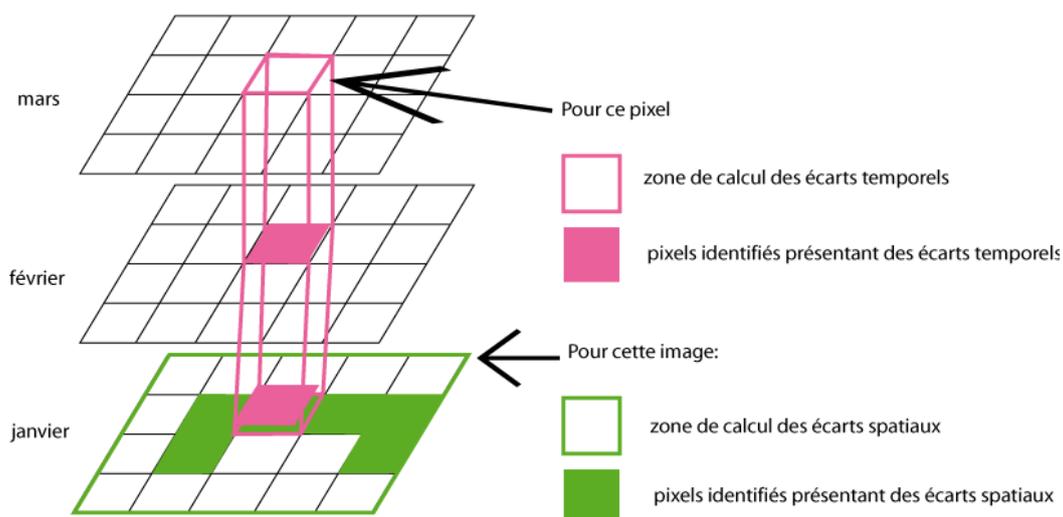


Fig C.8.38 : Principe des écarts spatiaux (en vert) et temporels (en rose) des valeurs de NDVI des pixels

Dans notre problématique, ces pixels identifiés par l'une ou l'autre de ces méthodes correspondent à une couverture végétale faible ou dégradée, ce qui révèle une vulnérabilité de la végétation, à la fois spatiale (les autres zones sont moins vulnérables) et temporelle (les autres périodes impliquent moins de vulnérabilité).

b- Méthode fondée sur les écarts spatiaux

Chaque image mensuelle permet de calculer les moyennes et écarts types des valeurs de NDVI de l'ensemble de pixels du parc. Les pixels présentant des écarts spatiaux peuvent être identifiés en considérant une seule image (approche « par temps fixe », l'unité de temps étant d'un mois) ou plusieurs (« par temps agrégé » en considérant plusieurs mois). La figure C.8.39 illustre les deux approches.

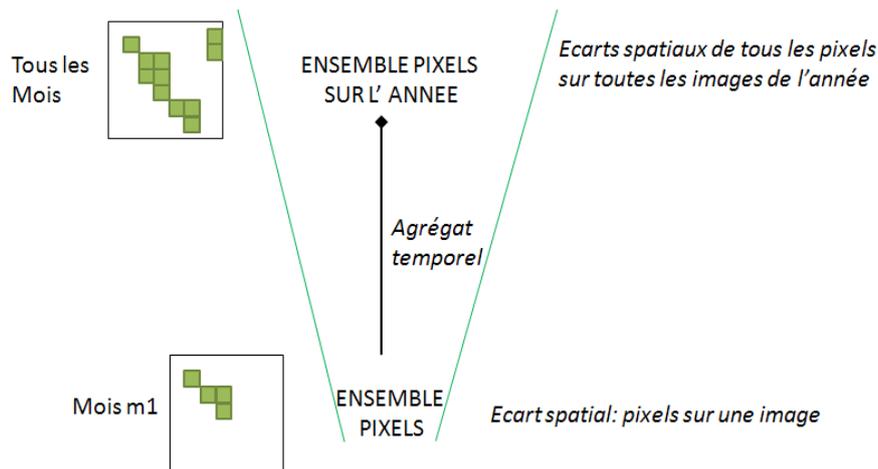


Fig C.8.39 : Principe de la méthode fondée sur les écarts spatiaux

Approche par temps fixe avec une unité de temps d'un mois

Pour l'approche par temps fixe d'un mois, une question primordiale est d'identifier les dates de prise de vue qui ont du sens. Cette méthode permet d'identifier les zones les moins denses en végétation et les moins actives, à un mois donné. *A priori* deux mois semblent intéressants : celui où le NDVI global moyen est maximal – en janvier – et celui où il est minimal – en août. Ces mois reflètent la quantité de végétation maximale disponible et après des mois de sécheresse.

Pour évaluer l'ampleur de la diversité des valeurs de NDVI, un histogramme est présenté en figure C.8.40 pour les pixels 'herbe' en août 2009. Sur ce graphique sont reportées trois valeurs clés qui correspondent à une certaine quantité de pixels, exprimée en pourcentage : la moyenne, la 'moyenne – écart type' et la 'moyenne – 2 * écart type'.

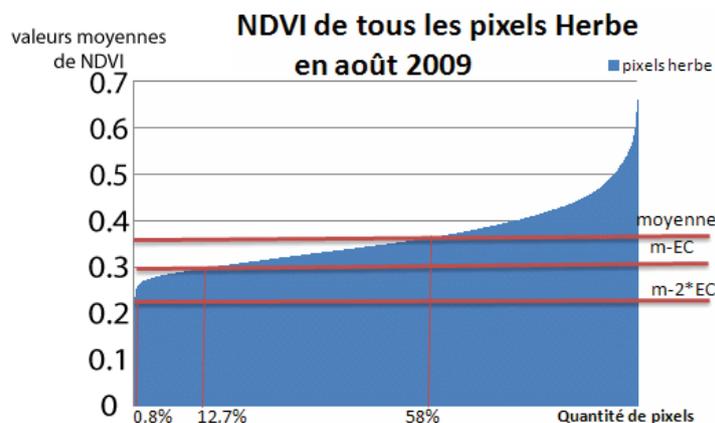


Fig C.8.40 : Histogramme des valeurs de NDVI de tous les pixels 'herbe' sur l'image MODIS d'août 2009

Sur cette figure, la plus grande partie des pixels ont une valeur de NDVI autour de la valeur moyenne. Seuls 0.8% des pixels se situent sous la 'moyenne - 2* écart type'. Les valeurs de NDVI des pixels de ce mois-ci (août) sont donc peu diverses.

Cette diversité pouvant varier selon les mois considérés, la figure C.8.41 présente ces proportions de pixels dans les deux intervalles à différentes saisons (mois d'août et de janvier), aux années 2002-2003 et 2009-2010. Dans chaque cellule, nous distinguons les strates de végétation : l'herbe (noté H), les arbustes (B comme buissons) et les arbres (A). Notons que les pixels identifiés dans l'intervalle 2 sont inclus dans les pixels de l'intervalle 1.

Mois	Intervalle Écart 1	Intervalle Écart 2
Août 2002	H : 15.5%	H : 2.1%
	B : 12.7%	B : 2.2%
	A : 14.9%	A : 1.4%
Janvier 2003	H : 17.4%	H : 2.1%
	B : 16.5%	B : 3.2%
	A : 16.8%	A : 3.5%
Août 2009	H : 12.7%	H : 0.1%
	B : 14%	B : 0.7%
	A : 11.8%	A : 0.23%
Janvier 2010	H : 17%	H : 1.6%
	B : 15.4%	B : 2.9%
	A : 14.2%	A : 3.2%

Fig C.8.41 : Proportions de pixels contenus dans les intervalles 1 ou 2 et dans les strates d'herbe (H), de buissons (B) ou d'arbres (A) selon différentes images MODIS

Cette figure révèle d'une part que peu de pixels enregistrent une couverture végétale faible : ils représentent tous les moins moins de 20% des pixels du parc, quelle que soit la state de végétation. D'autre part, la diversité des valeurs de NDVI est variable dans le temps : elle est légèrement plus importante en janvier qu'en août pour une même année. Il existe donc plus d'écart spatial dans le développement des végétaux en janvier qu'en août, où tous les végétaux sont secs.

Sur le parc de Hwange, les écarts spatiaux par mois fixes sont évalués sur les mois d'août et de janvier pour l'année pluvieuse 2009-2010 (figure C.8.42). En blanc figurent les pixels enregistrant une couverture végétale normale (correspondant à de fortes valeurs de NDVI) ; en couleur sont les pixels enregistrant une faible couverture végétale : en jaune l'herbe, en orange les arbustes et en vert les arbres. Plus cette couleur est foncée, plus la couverture végétale est faible (selon les deux intervalles d'écart définis plus haut). Il existe des différences dans les pixels identifiés entre ces deux mois : en août 2009 la faible couverture végétale est plutôt au Nord du parc, tandis qu'en janvier 2010 elle se situe au Sud.

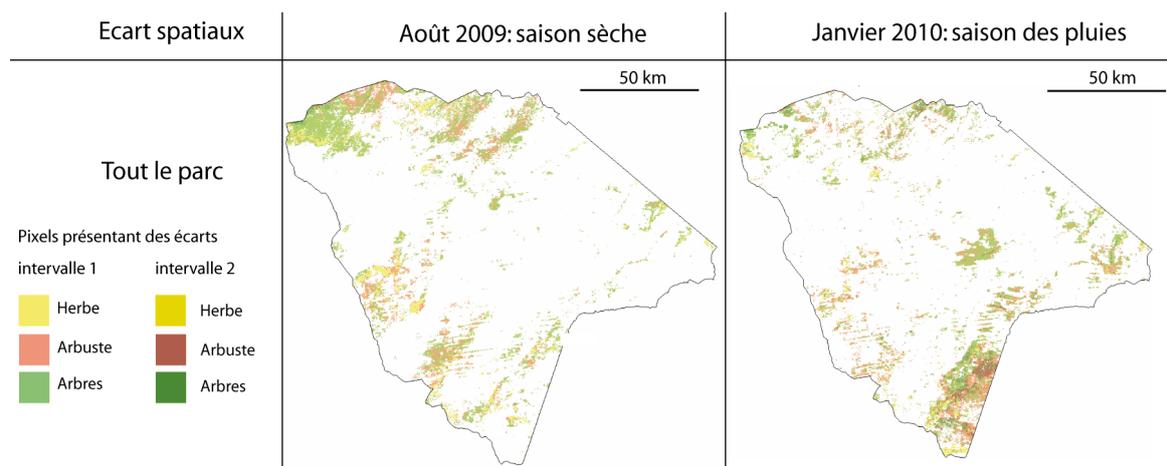


Fig C.8.42 : Écarts spatiaux fixes, en août 2009 et janvier 2010

Approche par temps agrégé : sur plusieurs mois

L'approche par temps agrégé permet d'identifier les zones les plus sèches sur l'ensemble de l'année. Il s'agit des pixels où la couverture végétale ne pousse pas ou est très abimée, sur une longue période. Cette approche présente quelques avantages : elle considère la végétation sur un long terme et elle lisse les aléas climatiques éventuels se déroulant sur un mois (manque de pluies, incendies).

Notre période d'intérêt est l'année ; il faut donc considérer les pixels issus des douze mois, donc de douze images. Ces pixels se superposent, tout en ayant des appartenances différentes aux intervalles d'écart qui sont stockées sous forme d'attribut. Nous qualifions ces pixels de colocalisés. Pour identifier des écarts agrégés temporellement, nous envisageons deux méthodes d'agrégation des attributs des pixels colocalisés : 1/ conserver la valeur maximale des écarts identifiés par mois ou 2/ identifier la valeur la plus fréquente des écarts identifiés par mois (ce qui correspond au Mode). L'encadré 8.5 permet de bien distinguer ces deux agrégations à travers deux exemples de calculs d'écarts spatiaux agrégés sur l'année.

Encadré 8.5 : Exemples d'affectation de valeurs d'écart pour un pixel

Des pixels colocalisés sur le même lieu issus des images MODIS (résolution : 250m) ont des valeurs d'écart d'août à juillet (12 valeurs): 2 -1 -0 -0 -0 -0 -0 -1 -1 -0 -0 -0. Selon notre méthode, une valeur d'écart non nulle signifie que le pixel correspond à une couverture végétale faible. Nous distinguons les valeurs 1 et 2 pour quantifier cette sécheresse, la valeur 2 correspondant à une couverture végétale très faible.

Pour agréger temporellement ces valeurs d'écarts, plusieurs indices sont possibles, ici :

Écart max = Max (valeur pix1, valeur pix2, valeur pix3,... valeur pix12)

Écart freq = Mode (valeur pix1, valeur pix2, valeur pix3,... valeur pix12)

Dans ce premier exemple, Écart max = 2 ; Écart freq = 1.

Des pixels colocalisés sur le même lieu issus des images MODIS (résolution : 250m) ont des valeurs d'écart d'août à juillet (12 valeurs): 2 -0 -0 -0 -0 -0 -0 -1 -0 -0 - 0 - 0.

Dans ce second exemple, Écart max = 2 ; Écart freq= 0.

La méthode d'écart maximum amplifie les valeurs d'écarts de végétation sur les pixels. Elle ne lisse pas les aléas mensuels : une valeur haute ponctuellement sera conservée en tant que valeur agrégée. Elle n'est pas adaptée quand l'année est sèche : un mois suffit à obtenir la valeur agrégée et de nombreux pixels sont identifiés. La méthode de fréquence d'écart est plus pondérée et lisse les valeurs d'écarts. Un grand nombre de zéros dans la série modifie la valeur agrégée. Cette dernière méthode doit être paramétrée en fonction du nombre de mois où la valeur NDVI de la végétation se situe dans la moyenne. Dans nos données, en moyenne, sur l'ensemble des pixels du parc, neuf mois sur douze présentent une végétation dans la moyenne. Au-delà de trois mois d'écarts, les pixels colocalisés doivent être détectés parce que la végétation se développe peu.

En figure C.8.43 sont testées les deux méthodes d'agrégation ont été testées : le maximum des écarts et l'écart le plus fréquent (au-delà de trois mois).

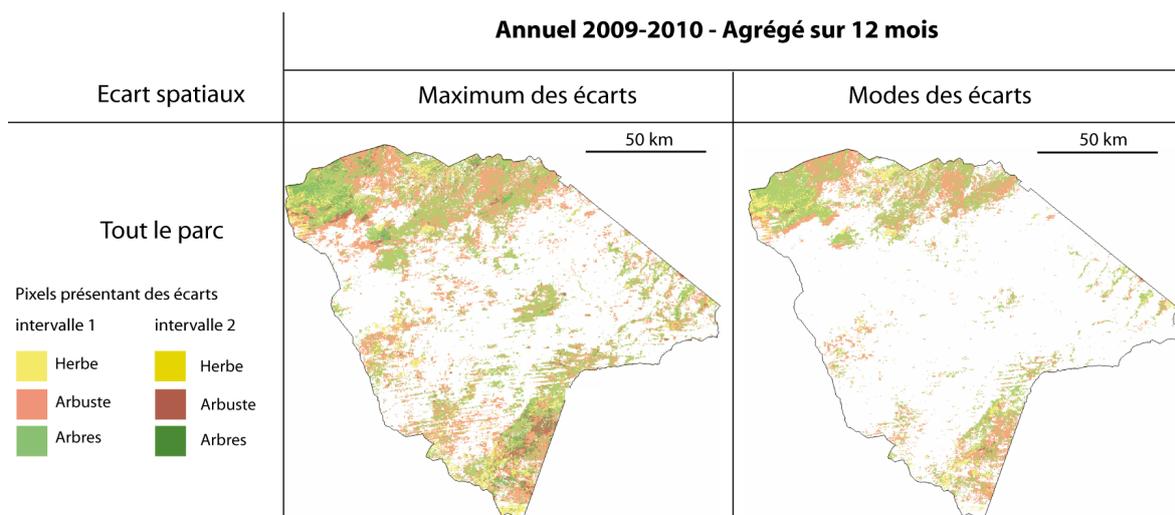


Fig C.8.43 : Écarts spatiaux agrégés sur l'année 2009-2010

Par le maximum des écarts, les pixels sont représentés par des couleurs plus foncées sur les figures, révélant des écarts plus prononcés. La deuxième méthode, fondée sur le mode des écarts, est plus pertinente parce qu'elle lisse les valeurs d'écarts à des mois différents. Nous utilisons cette méthode et ces résultats par la suite.

A l'échelle du parc, la méthode de modes des écarts identifie particulièrement des pixels situés au Nord et au Sud du parc. Encore une fois, dans le centre du parc, la couverture végétale est normale, signifiant que la végétation y pousse bien.

c- Méthode fondée sur les écarts temporels

Nous proposons ensuite une autre méthode, qui se réfère à une autre mesure des écarts : les écarts temporels où les valeurs de NDVI des pixels colocalisés sont comparées entre elles. Pour cette méthode, il existe également une approche locale, centré sur une seule zone de pixels et un ensemble de mois (figure C.8.44). Cependant cette approche a peu d'intérêt dans notre problématique, puisqu'elle ne considère qu'une très petite zone, de superficie 250 m * 250 m. L'approche alternative est l'approche globale, qui considère un ensemble des zones de pixels. Par exemple, une zone de 2 km * 2 km, la zone visible autour des points d'eau observés, regroupe 64 pixels. Nous décrivons cette approche par la suite.

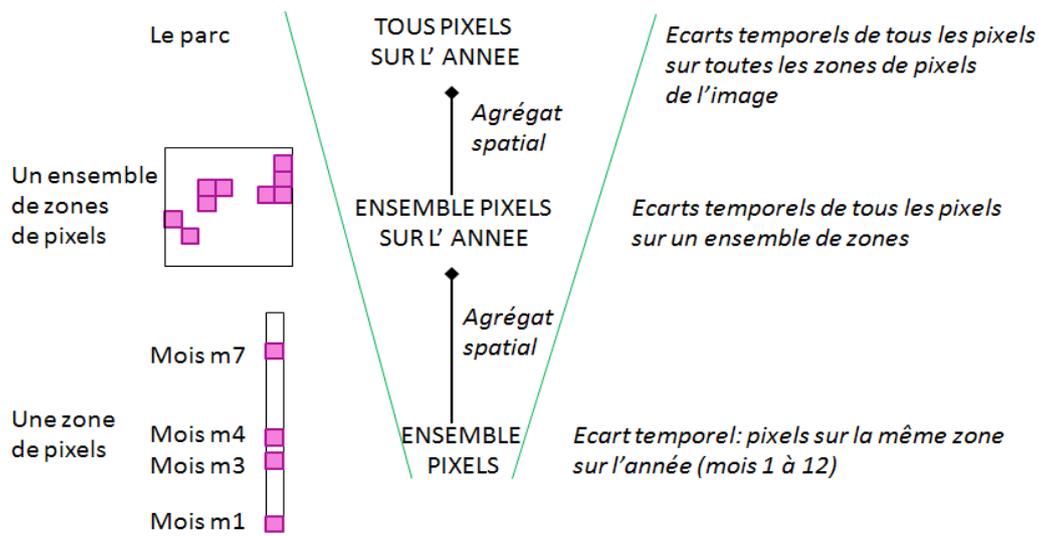


Fig C.8.44 : Principe de la méthode fondée sur les écarts temporels

Approche globale, sur l'ensemble de l'image

L'approche globale n'a de sens que si les zones sont choisies pertinemment, en fonction de la problématique. Nous choisissons particulièrement l'ensemble du parc, qui englobe tous les pixels de l'image.

Pour identifier des écarts temporels annuels, nous calculons pour chaque pixel contenu dans l'image une valeur de NDVI annuelle correspondant à la somme de toutes les valeurs de NDVI de l'année. Les moyennes et écarts types sont alors calculés par les moyennes des valeurs de NDVI annuelles par espèce végétale. Ainsi si la couverture végétale est faible annuellement, alors cette valeur annuelle se situe sous les seuils de $(\text{NDVI moyen} - \text{écart type})_{\text{année}}$ ou $(\text{NDVI moyen} - 2 * \text{écart type})_{\text{année}}$.

Nous présentons ici les écarts temporels agrégés sur l'année pour le parc de Hwange (figure C.8.45). Ce résultat est globalement similaire à celui issu des écarts spatiaux agrégés sur l'année (figure C.8.43) : il existe une végétation moins au Nord et au Sud du parc. Dans les deux cartes sont également présentes des structures linéaires, qui semblent parallèle, de 10km de long et 1km de largeur, où la couverture végétale est faible.

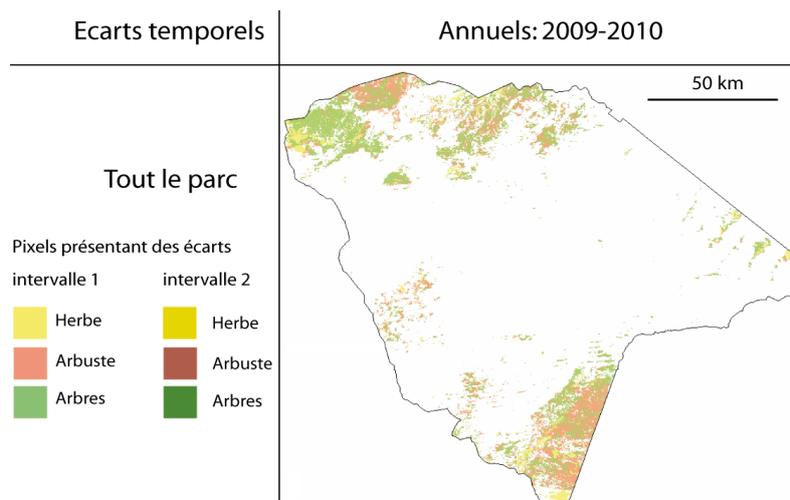


Fig C.8.45 : Écarts temporels annuels pour l'année 2009-2010

d- Identifier les pixels présentant à la fois des écarts spatiaux et temporels

Nous voulons enfin détecter les pixels présentant des écarts spatiotemporels des valeurs NDVI. Nous utilisons pour cela les deux résultats précédents en croisant 1/ l'image d'écarts spatiaux agrégé sur l'année par la méthode d'agrégation de mode des valeurs de NDVI et 2/ l'image d'écarts temporels sur l'ensemble du parc. Nous calculons la valeur d'écart maximal sur chaque pixel entre ces deux images.

La figure C.8.46 présente les cartes finales des écarts calculés par les images MODIS correspondant aux pixels présentant des écarts spatiotemporels, sur l'ensemble du parc et sur une année. Nous comparons également deux années : l'année sèche 2002-2003 et l'année pluvieuse 2009-2010

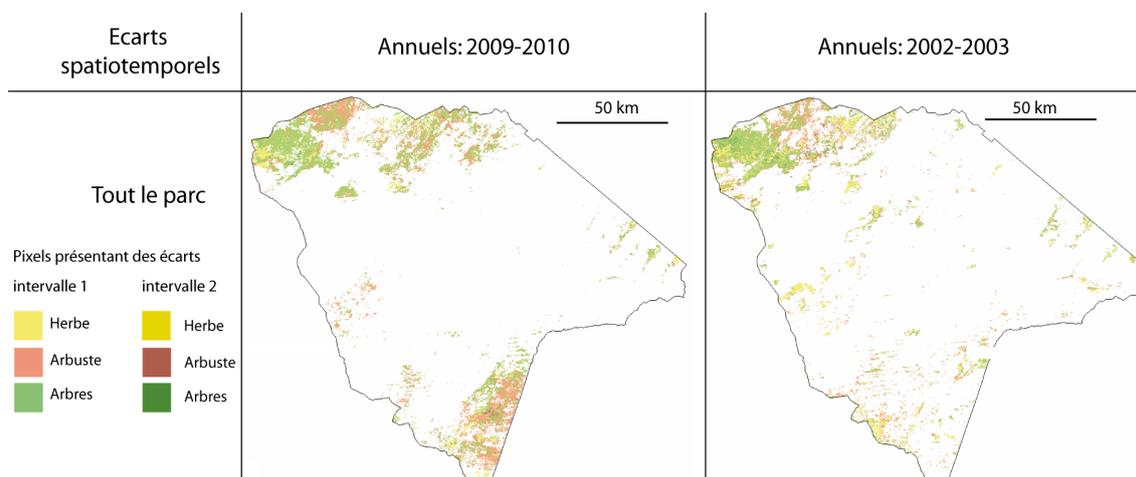


Fig C.8.46 : Écarts spatiotemporels sur une période d'un an pour deux années : 2009-2010 (année pluvieuse) et 2002-2003 (année sèche)

Globalement, les zones Nord et Sud du parc présentent plus d'écarts spatiotemporels que le reste du parc. Leur couverture végétale est donc faible annuellement soit parce qu'elle ne repousse pas, soit parce qu'elle est dégradée par d'autres facteurs. Plusieurs facteurs peuvent expliquer un manque de végétation dans ces zones :

- la géologie : les zones Sud et Nord sont formées de basalte et de calcaire, tandis qu’au centre du parc se trouve du sable de Kalahari. Sur la figure A.3.5 qui présente la géologie du parc, les zones de basalte coïncident avec les zones Nord et Sud d’écarts spatio-temporels.
- l’altitude : même si elle varie peu sur la zone, les zones Sud et Nord sont situées à 50 m plus bas que les zones centrales. Il devrait y faire plus chaud.
- la présence de points d’eau pompés et de routes situés majoritairement en périphérie du parc pour permettre leur accès (par des touristes, par les gestionnaires du parc). Ils peuvent donc être empruntés plus facilement, par des animaux et des populations humaines.

Cependant la zone Sud apparaît seulement en 2009-2010 et non en 2002-2003. Ceci peut distinguer ces deux zones : la végétation au **Nord est vulnérable quelque soit l’année**, tandis que celle du **Sud l’est uniquement en année pluvieuse**.

Ces cartes permettent d’identifier certaines zones dont la couverture végétale est annuellement faible, en particulier : au Nord et au Sud.

e- Évolutions en sept ans : entre 2002-2003 et 2009-2010

Les cartes précédentes présentent l’état annuel de la couverture végétale en 2002-3 et 2009-10 selon trois modalités : une végétation normale, une végétation faible et une végétation très faible. La végétation très faible correspond à des indices NDVI inférieurs à ‘moyenne – 2 * écart type’ (la moyenne et l’écart type étant calculés sur tous les pixels du parc et sur une année) ; la végétation faible à des indices NDVI inférieurs à ‘moyenne – 1 * écart type’. Ces états annuels sont ensuite comparés entre 2002-3 et 2009-10. Neuf catégories de changements de la végétation sont alors identifiées (voir figure C.8.47). Pour simplifier la notation, nous parlons ensuite du **changement de la végétation entre 2003 et 2010** et non entre 2002-3 et 2009-10.

Etats de la végétation	Normale	Faible couverture végétale	Très faible couverture végétale
T1=2003 \ T2=2010			
Normale	Végétation stable =	Végétation dégradée ↘	Végétation très dégradée ↘↘
Faible couverture végétale	Végétation en croissance ↗	Végétation stable =	Végétation dégradée ↘
Très faible couverture végétale	Végétation en forte croissance ↗↗	Végétation en croissance ↗	Végétation stable =

Fig C.8.47 : Les neuf types de changements possibles de la végétation

La figure C.8.48 présente les distributions des changements de la végétation enregistrés au niveau des pixels selon les neuf catégories identifiées (pour un total de 243279 pixels). 92% des pixels enregistrant une végétation normale en 2003 sont de même type en 2010 ; cette végétation est stable. La stabilité de la végétation concerne également 47% des pixels de végétation faible en 2003 et 4% des pixels de faible végétation en 2003 (en colonne dans le tableau).

Etats de la végétation		Normale	Faible couverture végétale	Très faible couverture végétale	Total
T1=2003	T2=2010				
Normale		92,24%	7,76%	0,00%	100,00%
Faible couverture végétale		49,46%	47,53%	3,01%	100,00%
Très faible couverture végétale		0,00%	95,71%	4,29%	100,00%

Fig C.8.48 : Changements de la végétation par les images MODIS 2003 et 2010

La végétation s’est dégradée pour 7% des pixels enregistrant une végétation normale en 2003 et 3% des pixels enregistrant une végétation faible en 2003. Ces pourcentages sont faibles, indiquant que la végétation s’est peu dégradée dans l’ensemble du parc. Au contraire, la végétation s’est développée pour 49% des pixels enregistrant une faible végétation en 2003 et 96% des pixels enregistrant une très faible végétation en 2003. Deux catégories d’évolution de la végétation ne sont pas observées au niveau des pixels : il n’y a pas de pixels enregistrant une végétation normale en 2003 devenue très faible en 2010 (végétation très dégradée) et de pixels enregistrant une végétation très faible en 2003 devenue normale en 2010 (végétation en forte croissance).

Ces chiffres montrent que la végétation s’est plutôt développée en sept ans.

Ces changements de la végétation sont cartographiés en figure C.8.49.

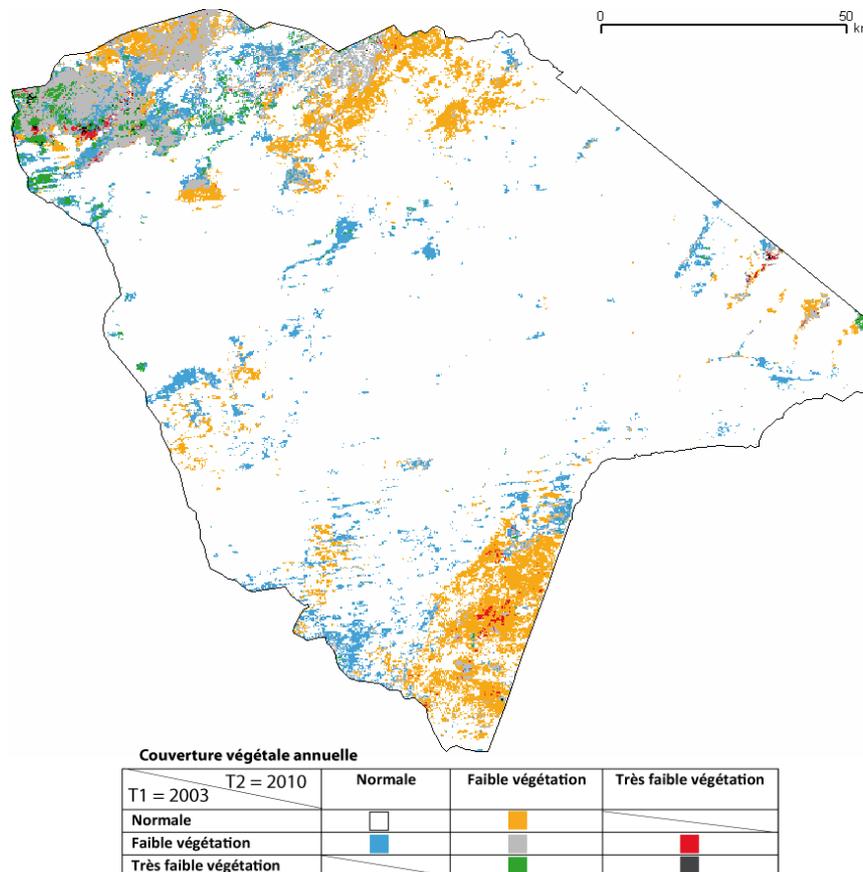


Fig C.8.49 : Lieux de changement de la végétation d’après les images MODIS 2003 et 2010

La carte met en évidence deux grandes zones de changement de la végétation, le Nord et le Sud du parc (pixels en jaune et rouge pour la végétation dégradée ; en bleu et vert pour la végétation qui se développe).

Nous appelons **lieux de changement de la végétation et par extension de l'occupation du sol** les pixels enregistrant une évolution de la couverture végétale annuelle entre 2003 et 2010 d'après les images MODIS. Cette évolution concerne une dégradation ou une croissance de la végétation.

En conclusion de cette partie III, les images MODIS sont utiles pour décrire les états de la couverture végétale des pixels. En comparant ces états en 2003 et 2010, des lieux de changement de l'occupation du sol ont été identifiés.

IV. Identification des changements de l'occupation du sol par d'autres sources de données

D'autres sources de données sont exploitées pour décrire les changements de végétation : des photographies prises au sol et les témoignages des experts écologues.

1. Photographies au sol de la végétation - Mesures de l'état de l'occupation du sol, localisées sur une grande période de temps

Sabatier (2006) a analysé des photographies panoramiques de quatorze points d'eau du parc prises en 1970 et en 2005. Il a identifié l'état des végétaux visibles sur les points pour analyser leurs évolutions en 35 ans. Seuls les arbres – soit des individus soit des formations végétales – font l'objet d'une analyse. Deux zones sont analysées : celle proche de l'eau où l'herbe domine avec quelques arbres isolés et la zone arbustive et arborée située à une distance approximative de 200 m de l'eau.

Quatre types de changements sont mesurés : les arbres qui ont disparu entre 1970 et 2005, ceux qui sont couchés et morts en 2005, ceux morts et toujours debout et ceux qui sont vivants. Seule cette dernière catégorie indique une stabilité dans l'état de la végétation. Le premier résultat de cette étude est qu'**aucun arbre n'est apparu entre 1970 et 2005 sur les points d'eau suivis**. L'état des arbres ne s'est donc pas amélioré.

En examinant la carte (figure C.8.50), aux extrêmes Est et Nord du parc, les points d'eau comportent des végétaux vivants, dont l'état est stable (en bleu foncé), tandis que plus au centre, les arbres ont majoritairement disparus (vert foncé). Ces dernières zones sont plus étendues. Cette constatation va à l'encontre des analyses réalisées par les images satellites MODIS : les zones Nord et Est comportaient le plus de végétation dégradée. Cependant, ces deux études diffèrent pour plusieurs raisons : 1/ la période considérée (de quelque mois à six ans pour MODIS ; trente cinq ans pour cette étude), 2/ l'étendue des zones étudiées (tout le parc ; des petites zones de 100 à 200 mètres autour de quatorze points d'eau ici), 3/ les végétaux identifiés (tous les végétaux pour MODIS ; seulement les arbres ici). Malgré l'incomplétude de ces données, elles mettent en évidence que des changements en nombre d'arbres vivants existent sur les points d'eau.

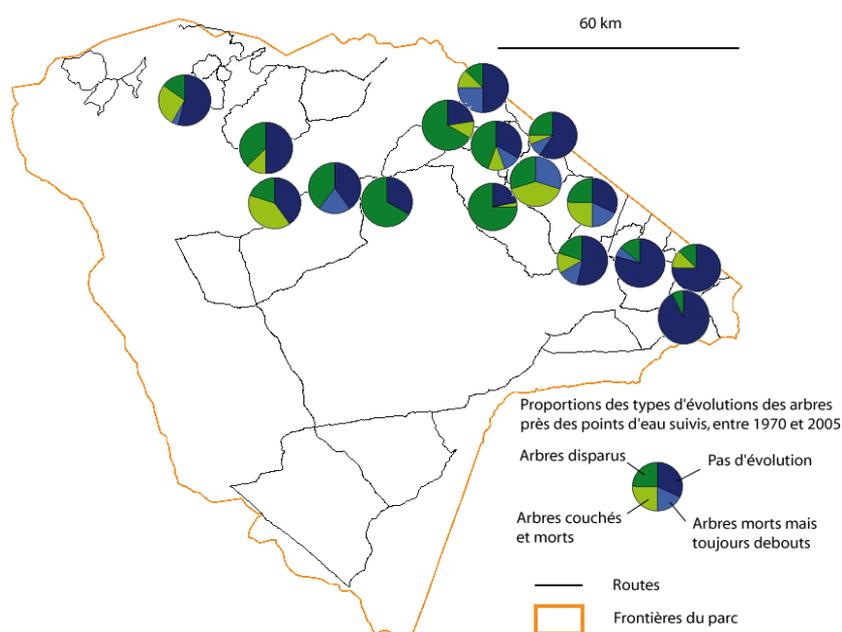


Fig C.8.50 : Evolution des arbres près de 16 points d'eau entre 1970 et 2005. D'après Sabatier (2006)

2. Les dires d'experts : des faits stylisés décrivant les modifications d'espèces et les changements d'états des végétaux

Une seconde source de données est directement issue des dires d'experts. Ils ont identifié des zones de changement de la végétation depuis les années 1970. Nous présentons des zones identifiées en fonction des deux experts interrogés (figure C.8.51). Ces zones sont plus ou moins étendues et difficilement comparable. Par exemple le Nord du parc occupe environ 3 000 km², alors que les zones autour des points d'eau de 3 à 70 km².

	Expert 1	Expert 2
État dégradé 1	Entre 2 et 5 km des points d'eau : Nyam, Guvalala, Ngwehsla, Kennedy 1 et 2, Makwa, Masuma, Detema (arbres et arbustes dégradés)	<ul style="list-style-type: none"> - Nord du parc (formations de mopanes qui ne poussent pas) - Entre les points d'eau Kennedy 1 et 2 (arbres morts) - Sur la route entre les points d'eau White Hills à Shumba (formations de mopanes qui ne poussent pas) - A moins d'1km des points d'eau Dopi (formations d'acacias qui ne poussent pas) et Makwa (arbres morts)
État amélioré 2	<ul style="list-style-type: none"> - Sur la route entre les points d'eau Masumamalisa et Secheche - Sur la piste d'atterrissage non utilisée, à l'est de Dom 	NON
Changement espèces 3	Entre 2 et 5 km des points d'eau Nyam, Guvalala, Ngwehsla, Kennedy 1 et 2, Makwa, Masuma, Detema (formations d'arbustes et d'arbres remplacées par des formations d'herbe)	NON

Fig C.8.51 : Description des changements de la végétation pour deux experts écologues

Les zones indiquées indiquent des changements de plusieurs types : 1/ une dégradation de la végétation (comprenant les végétaux morts ou cassés ou dont les feuilles sont complètement prélevés), 2/ un développement de la végétation et 3/ changement d'espèces végétales. Pour donner une idée de la localisation de ces zones, nous proposons une carte en figure C.8.52. Cependant, cette carte est incertaine puisque les emprises des zones tracées ne sont pas connues avec précision.

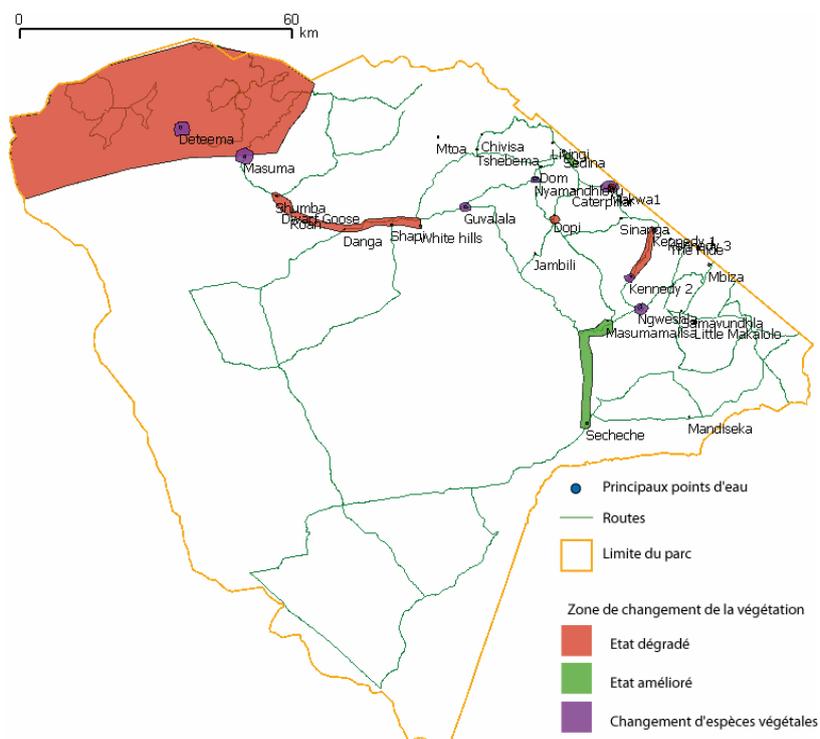


Fig C.8.52 : Localisation des zones de changement de la végétation selon deux experts écologues

Cette carte révèle une grande zone au Nord où la végétation s'est dégradée (en rouge), déjà identifiée par l'analyse des valeurs de NDVI des pixels MODIS. La zone Kennedy 1 et 2 (zone rouge à l'Est) avait également été identifiée par cette dernière méthode et la zone entre White Hills et Shumba (zone rouge au centre) se repère par les analyses photographiques. Ces résultats sont cohérents avec ceux issus des images MODIS.

Dans ce chapitre 8, nous étudions principalement les changements de la végétation, ceux des zones d'eau pouvant être estimés par des relevés et des photographies au sol.

Nous avons étudié différentes natures de changements de la végétation : les modifications des classes des formations végétales et les changements d'états de la végétation au sein d'une même classe. Nous estimons ces changements à partir de données de télédétection : nous observons la végétation à partir d'images satellites LANDSAT et MODIS. Ce sont deux sources de données complémentaires.

Une comparaison des surfaces des classes permet d'identifier des tendances de modification de la végétation sur une dizaine d'années. Nous comparons d'une part une image LANDSAT 2003

classifiée moyenne et vérifiée sur le terrain et une carte de végétation établie en 1993 (Rogers 1993), d'autre part deux classifications réalisées sur deux images LANDSAT brutes. Ces cartes révèlent que le nombre de végétaux présents est en augmentation, mais il ne s'agit pas d'une végétation appétente. Un problème majeur est que ces tendances dépendent des données utilisées et sont souvent imparfaites.

Les images MODIS fournissent des indices NDVI, qui décrivent l'activité et la densité de la couverture végétale dans chaque pixel. Pour mettre en évidence des pixels enregistrant une couverture végétale faible, nous identifions les indices NDVI moyens par espèce végétale et par mois puis nous identifions les pixels dont les valeurs NDVI sont inférieures à ces indices moyens. Les pixels sont ensuite comparés entre 2003 et 2010 pour identifier des lieux de changement de l'occupation du sol. Cette source de données détecte particulièrement les zones Nord et Sud du parc.

Pour évaluer une tendance locale, nous avons présenté une étude identifiant l'évolution des arbres autour de certains points d'eau entre 1970 et 2005 à partir de photographies prises au sol. Cette étude montre que le nombre d'arbres autour de certains points d'eau est en diminution, ce qui montrerait une dégradation de la végétation.

Chapitre 9 : Mise en relation de la pression animale et du changement de l'occupation du sol

Le but de ce chapitre est de mettre en relation la pression animale et le changement de l'occupation du sol. A cet effet, nous analysons différents ensembles géographiques, qui rendent compte de différents niveaux d'observation. Ces ensembles sont délimités par la localisation et l'étendue des lieux de fréquentation des groupes d'animaux, décrits dans la partie B. Nous exposons la méthode mise en place (I) puis les résultats de cette mise en relation selon deux types d'individus statistiques : les points d'eau (II) et les pixels (III). Enfin, nous discutons des résultats (IV).

I. Méthode de mise en relation de la pression animale et du changement de l'occupation du sol

1. Les relations entre les herbivores et les ressources

Nous reprenons ici le schéma systémique liant les ressources, eau et végétation, et les herbivores qui a été présenté en partie A (figure C.9.1). Les deux entités du système, ressources et herbivores, ont une évolution propre : leurs quantités d'individus varient, selon que ces entités s'étendent, stagnent, régressent ou disparaissent, ce qui modifie également l'espace qu'elles occupent. Ces entités sont également en interaction : d'une part les ressources attirent les herbivores qui les consomment ; d'autre part la pression exercée par les groupes d'herbivores sur l'occupation du sol, par les consommations et les piétinements importants, modifie ces ressources.

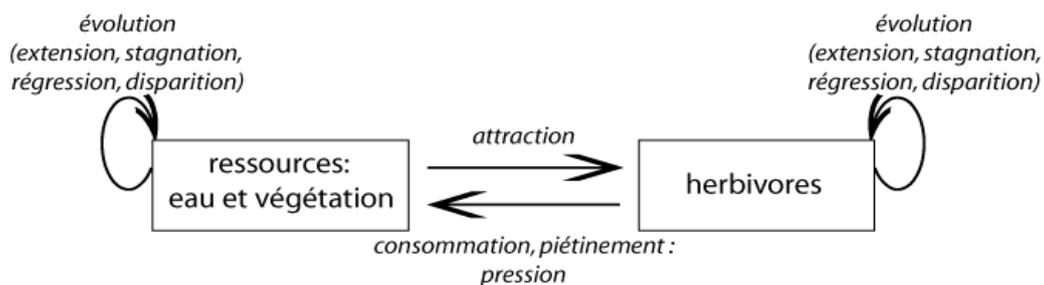


Fig C.9.1 : Le système ressources - herbivores

Ce système est dans un état stationnaire quand les ressources parviennent à repousser au même rythme qu'elles sont consommées et piétinées. Or les deux types de ressources considérées, eau et végétation, ont des comportements différents. A chaque saison des pluies, l'ensemble des points d'eau, qu'ils soient pompés ou non, sont remplis parce que les pluies sont importantes et concentrées dans le temps. La quantité d'eau se renouvelle donc chaque année. Les variations annuelles de pluviométrie influencent cependant la durée des pluies, donc la durée pendant laquelle les points d'eau ont un niveau maximal en eau. La végétation, elle, pousse de quelques centimètres par an si la pluviométrie et l'ensoleillement sont suffisants. En raison de leur taille, un arbuste ou un arbre cassé mettent ainsi plusieurs années à repousser tandis que l'herbe repousse à chaque saison

des pluies. En outre, il peut exister des différences annuelles, puisque la pluviométrie et l'ensoleillement, varient d'une année à l'autre.

Dans le parc, nous savons que les herbivores sont en augmentation (cf. chapitre 3). Ceci peut entraîner un déséquilibre dans le système : étant plus nombreux, la pression exercée par les populations animales sur les ressources augmente. La question est de savoir si la repousse de la végétation est être plus lente à cause des fortes pratiques de déplacement des populations animales et/ou si la végétation est dégradée de façon durable. Si les ressources se dégradent, le système est modifié. Pour déterminer l'existence d'un système modifié à cause de la pression animale, nous cherchons à identifier les relations entre la pression animale, estimée par les lieux de fréquentation des populations animales, et les changements de l'occupation du sol.

Pour rappel, les lieux de fréquentation des populations animales sont des zones où les pratiques spatiales de ces populations sont intenses et récurrentes. Nous avons estimé ces lieux de fréquentation d'une part à partir des comptages routiers et d'autre part à partir des trajectoires GPS. Dans ce dernier cas, nous distinguons deux types de lieux de fréquentation : les lieux de séjours, où les groupes s'arrêtent de manière répétée, et les lieux de passages, où les groupes se déplacent.

2. Méthode pour mettre en relation la pression animale et le changement de l'occupation du sol

a- La diversité des lieux fréquentés par les groupes d'animaux et des lieux de changement de l'occupation du sol

Les lieux de fréquentation des groupes d'animaux et les lieux de changement de l'occupation du sol que nous avons identifié dans les chapitres précédents sont très divers dans leur signification (voir figure C.9.2).

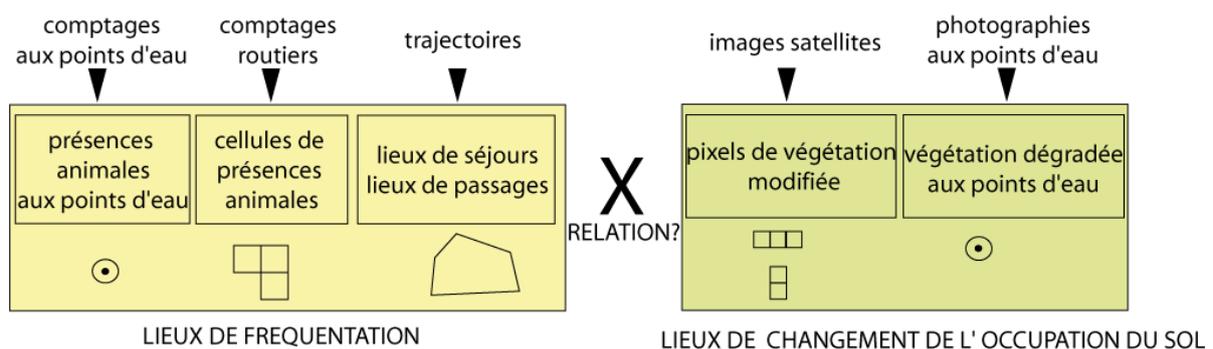


Fig C.9.2 : Principe de mise en relation des différents types de lieux

Tout d'abord, les lieux de fréquentation des populations animales (à gauche de la figure) sont de trois types :

1. Des zones autour des points d'eau observés sur lesquelles passent un certain nombre d'animaux estimés par les comptages aux points d'eau,

2. des lieux de fréquentation le long des routes estimés par les comptages routiers représentés par des cellules de présences animales,
3. des lieux de fréquentation construits à partir des trajectoires GPS, comprenant des lieux de séjours et des lieux de passages.

Ils définissent trois types d'objets géographiques, qui sont des zones d'étendues variables : la zone visible autour des points d'eau, des cellules de présence animale qui existent dans la zone visible le long des routes et des lieux de fréquentation des animaux estimés par les trajectoires GPS.

Les lieux de changement de l'occupation du sol (à droite) sont de deux types : soit des pixels identifiés par les images satellites, soit la zone visible autour certains points d'eau sur lesquelles des végétaux sont dégradés d'après des photographies prises au sol.

Cette grande variété dans la nature des lieux à comparer est une difficulté. Elle nécessite de mettre en place une méthode adaptée. Il s'agit, à partir de chaque source de données, d'identifier un ensemble d'individus statistiques et de variables à analyser.

b- Formulation statistique de la mise en relation de la pression animale et du changement de l'occupation du sol

Pour étudier les relations entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol, nos méthodes sont cartographiques et statistiques. Le but de cette partie est d'identifier un ensemble d'entités qui constitueront les individus statistiques, sur lesquels on peut mesurer des variables rendant compte de la pression animale et du changement de l'occupation du sol.

Les individus statistiques

A partir des trois types d'objets géographiques identifiant les lieux de fréquentation des populations animales, nous considérons deux types d'individus statistiques (voir figure C.9.3) :

1. Les points d'eau observés sur lesquels se déroulent les **comptages aux points d'eau**. Il s'agit d'étudier en particulier la zone visible autour des dix points d'eau observés régulièrement. Nous estimons, selon les témoignages d'experts, la zone visible à 2 km de rayon pour les dix points d'eau. Nous appelons cet individu statistique une *zone – point d'eau*.
2. Des pixels, de résolution spatiale 250 m * 250 m, soit la résolution des pixels des images MODIS. Les cellules de présences animales estimées par les **comptages routiers** et les lieux de fréquentation estimés par les **trajectoires GPS** (lieux de séjours et lieux de passages) permettent d'identifier des ensembles de pixels après rasterisation de ces lieux de fréquentation. Nous expliquons comment définir les ensembles de pixels cohérents dans les lignes qui suivent.

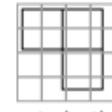
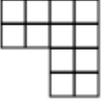
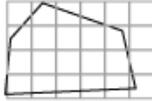
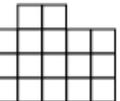
Sources de données	Objets géographiques		Individus statistiques
Comptages aux points d'eau	Zones visibles autour des points d'eau 		 Zones - points d'eau
Comptages routiers	Cellules de présences animales 	 <i>rasterisation</i>	 Ensembles de pixels
Trajectoires GPS	Lieux de séjours Lieux de passages 	 <i>rasterisation</i>	 Ensembles de pixels

Fig C.9.3 : Les deux types d'individus statistiques considérés : les zones – points d'eau de 2 km de rayon et les pixels de 250 m * 250 m

Même si les objets géographiques définissant les lieux de fréquentation des animaux sont tous des zones, leur étendue varie :

- Chaque zone - point d'eau est de même étendue, à savoir une zone de rayon 2 km. Toutes ces zones – points d'eau sont des lieux de fréquentation des animaux. Chaque zone – point d'eau correspond à une quantité d'animaux observés. Nous pouvons directement comparer les fréquentations des animaux dans ces zones – points d'eau.
- Les cellules de présences animales construites par les comptages routiers sont également de même étendue, par construction, à savoir 500 m * 500 m. Chaque cellule contient une valeur représentant le nombre d'animaux observés sur une période. Les cellules visibles depuis les routes mais contenant une valeur nulle signifient que les animaux ne les fréquentent pas. L'ensemble des cellules fréquentées, dont l'étendue varie en fonction du nombre de cellules fréquentées, permet d'identifier les lieux de fréquentation.
- Les lieux de séjours et les lieux de passages sont formés d'un nombre de stations et de trajets variables et ont donc des étendues variables. Le nombre d'animaux présents dans ces lieux est estimé par les trajectoires GPS et expliqué en chapitre 7.

Cette différence dans l'étendue des objets géographiques justifie le fait de considérer deux types d'individus statistiques. Les différents objets géographiques d'intérêt définissent ainsi différents ensembles géographiques et différents ensembles d'individus statistiques. Leur prise en compte permet une analyse de la relation entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol à différents niveaux d'observation.

L'enjeu est de construire des ensembles d'individus statistiques « pixels » cohérents où les variables de pression animale et de changement de l'occupation du sol peuvent être mesurées. En premier lieu, la zone observée par les comptages routiers s'étend à 1 km de part et d'autre des routes. Les cellules visibles depuis les routes, construites par les comptages routiers, constituent donc en elles-

mêmes un ensemble cohérent d'individus statistiques. Cet ensemble est identique quelle que soit l'espèce ou la période considérée. En second lieu, au contraire des cellules visibles, les lieux de séjours et les lieux de passages construits par les trajectoires GPS définissent un ensemble de zones qui ne sont pas connexes. Entre deux zones, les groupes d'animaux peuvent se déplacer. La pression animale peut donc être mesurée entre deux zones. Partant de ce constat, nous estimons un ensemble de pixels cohérents en construisant des enveloppes convexes regroupant les lieux de fréquentations. Ces enveloppes sont ensuite rasterisées et correspondent à des ensembles de pixels (voir figure C.9.4).

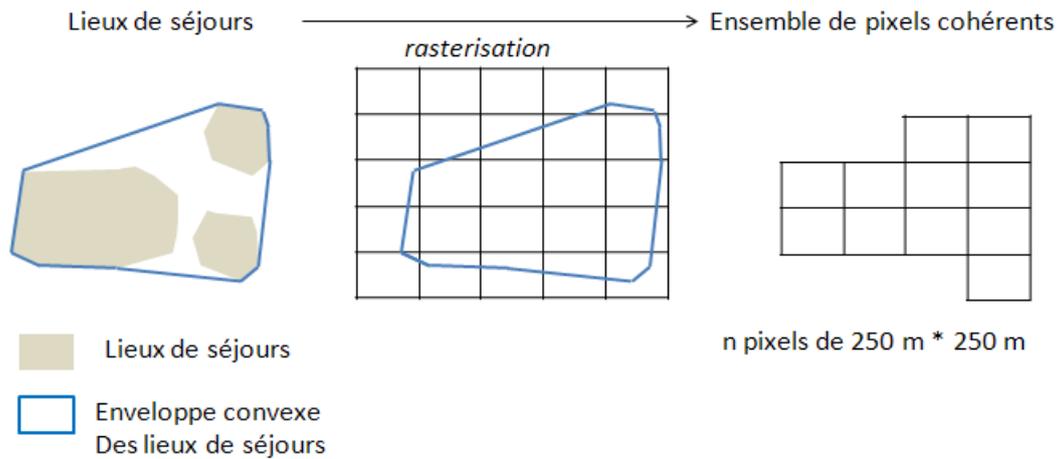


Fig C.9.4 : Un ensemble de pixels cohérents à partir de plusieurs lieux de séjours

Les lieux de séjours et les lieux de passages varient selon les espèces considérées. Nous créons des enveloppes convexes pour chacun de ces lieux, pour chacune des trois espèces étudiées et situées à l'intérieur du parc (où des données de changement d'occupation du sol existent) (voir figure C.9.5).

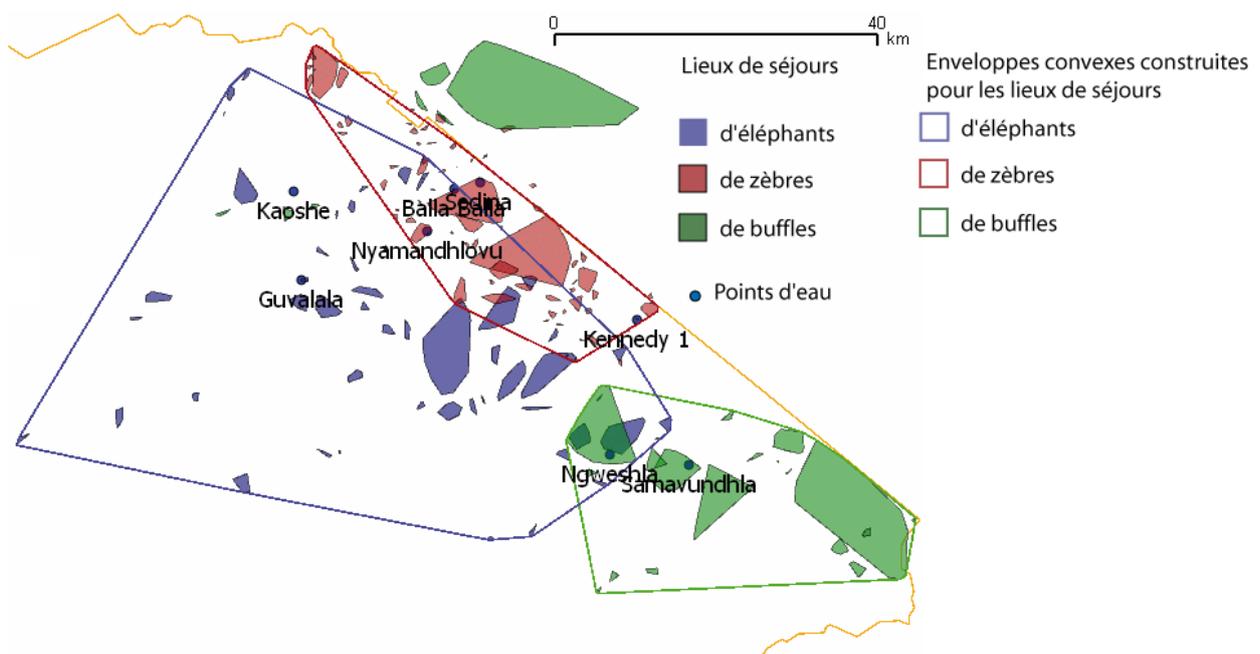


Fig C.9.5 : Enveloppes convexes construites à partir des lieux de séjours des trois espèces étudiés

Nous disposons ainsi de 4 enveloppes convexes pour les lieux de séjours et 4 pour les lieux de passages en fonction des espèces considérées (les trois espèces et chacune étudiée séparément). Ces enveloppes convexes incluent un certain nombre de pixels, ce qui permet d'estimer l'étendue des ensembles de pixels cohérents (voir figure C.9.6). Néanmoins, pour assurer robustesse de notre méthode, nous n'utilisons pas les comptages des buffles lors des comptages routiers, puisque ceux-ci sont très peu observés.

Sources de données	Comptages routiers	Trajectoires GPS	
		Lieux de séjours	Lieux de passages
Toutes espèces	13879	62409	91131
Éléphants	13879	45625	78542
Zèbres	13879	9717	8200
Buffles	-	14981	9869

Fig C.9.6 : Un ensemble de pixels cohérents à partir de plusieurs lieux de fréquentations estimés par plusieurs sources de données

Les deux familles de variables

Chaque individu statistique défini ci-dessus peut être décrit par les variables mises au point lors de nos analyses précédentes, à savoir celles décrivant la pression animale et celles le changement de l'occupation du sol. Nous disposons ainsi de deux familles de variables.

La pression animale

Les sources de données utilisées produisent différentes variables mesurant la pression animale. Des comptages routiers et aux points d'eau, nous avons simplement accès aux nombres d'animaux observés. Par les trajectoires GPS, nous avons calculé divers indicateurs de pression animale dans les lieux de fréquentation : nombre d'animaux, nombre de groupes, nombre de pauses ou de déplacements et densité en animaux.

Pour attribuer une valeur de pression animale aux individus pixels considérés, nous utilisons la valeur de pression animale de chaque objet géographique cellule de présence animale, lieux de séjours ou lieux de passages que nous distribuons (par une division) dans les pixels contenus dans ces objets. Un exemple se trouve en figure C.9.7.

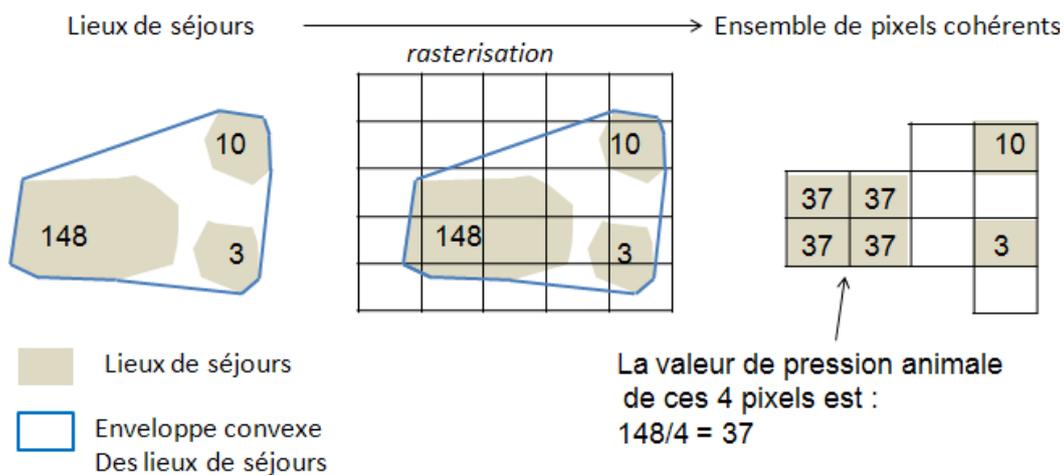


Fig C.9.7 : Calcul de la valeur de la pression animale sur les individus statistiques pixels

Les changements de l'occupation du sol

Le satellite MODIS fournit des indices NDVI bruts pour chaque pixel à différentes dates. Dans le chapitre 8, nous avons mis au point trois variables qualitatives décrivant l'occupation du sol en analysant ces indices pendant 12 mois :

- L'état annuel de la couverture végétale en 2003 selon trois modalités: 1/ une couverture végétale normale et se développant normalement au cours de l'année (dite « normale »), 2/ une couverture végétale faible et en faible croissance (dite « faible ») et 3/ une couverture végétale très faible et en très faible croissance (« très faible »). La couverture végétale très faible correspond à des indices NDVI inférieurs à 'moyenne - 2 * écart type' (la moyenne et l'écart type étant calculés sur tous les pixels du parc et sur une année) ; la couverture végétale faible à des indices NDVI inférieurs à 'moyenne - 1* écart type'.
- L'état annuel de la couverture végétale en 2010 selon les trois mêmes modalités.
- Le changement de la couverture végétale entre ces deux dates selon trois modalités, si cette couverture végétale 1/ est stable, 2/ s'est dégradée, 3/ est en croissance.

Nous disposons ainsi de variables quantitatives (indices NDVI bruts) et de variables qualitatives (catégories) mesurant l'état et le changement de la couverture végétale.

La carte de végétation présentée en chapitre 8 est reprise ici (figure C.9.8). Les deux grandes zones de changement de la végétation, le Nord et le Sud du parc, ne seront pas étudiées puisqu'aucun lieu de fréquentation des populations animales n'a pu être identifié dans ces zones. Nous nous focalisons sur la zone Est, mise en évidence sur la figure par un cadre. Dans cette zone, la végétation a peu changé (pixels en blanc de façon très majoritaire). Les tests statistiques détaillés par la suite ne sont réalisés que sur cette zone.

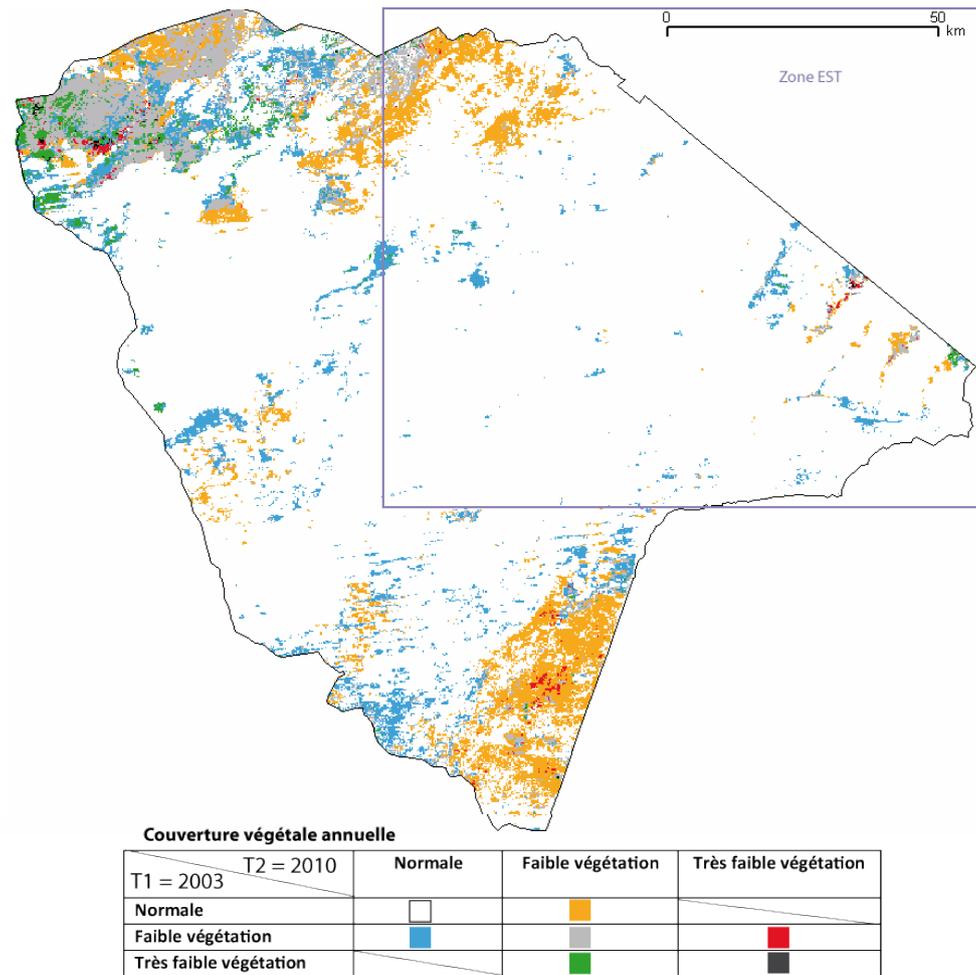


Fig C.9.8 : Lieux de changement de la végétation d’après les images MODIS 2003 et 2010

A ce stade, nous disposons de deux types d’individus statistiques et de deux familles de variables, comme résumé en figure C.9.9.

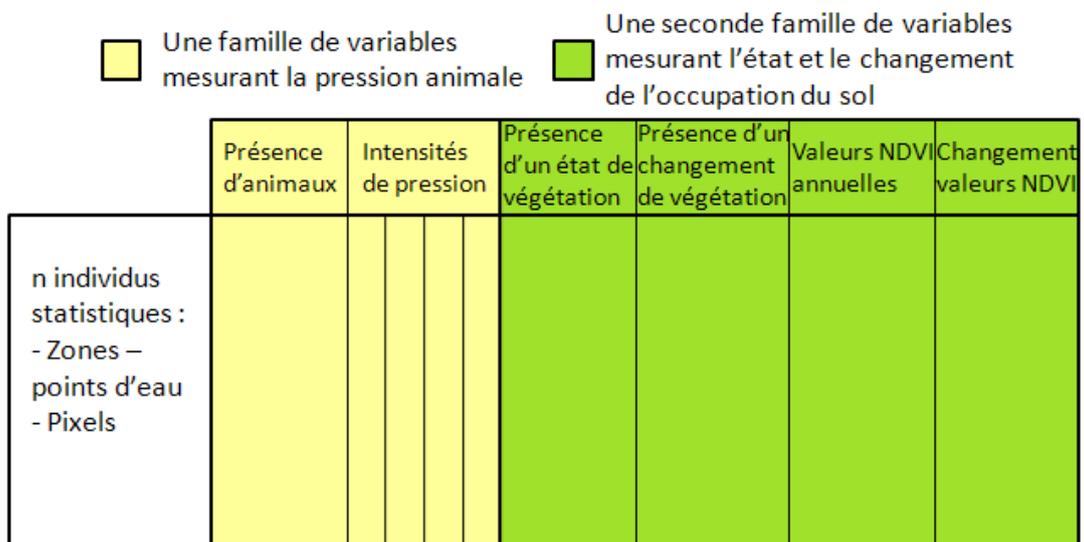


Fig C.9.9 : Individus et variables statistiques formalisés

Les tests statistiques : des choix techniques

Pour étudier les relations entre les variables mises en place au niveau des différents individus statistiques identifiés, deux types de traitement statistique ont été choisis :

- le test d'indépendance du Chi2 pour étudier les relations entre les variables qualitatives : présence d'animaux et les états et le changement de la végétation.
- le coefficient de corrélation de Pearson pour étudier l'intensité et le sens des relations entre les variables quantitatives: indicateurs de pression animale, valeurs NDVI à différentes années et différence de ces valeurs NDVI.

Ces deux types de traitement sont uniquement mis en place pour les individus pixels. En effet, compte tenu du faible nombre de points d'eau étudiés (10), nous utilisons des graphiques pour étudier les relations entre les deux familles de variables. Une corrélation positive identifiée entre les deux familles de variables signifierait :

- d'une part que les fortes et les faibles intensités des deux familles de mesures coïncident sur les individus étudiés, ce qui est représenté par des flèches parallèles de large épaisseur en figure C.9.10 à droite,
- d'autre part que les mesures de faible intensité d'un phénomène croisent peu celle de forte intensité de l'autre phénomène, ce qui correspond aux flèches croisées, moins épaisses.

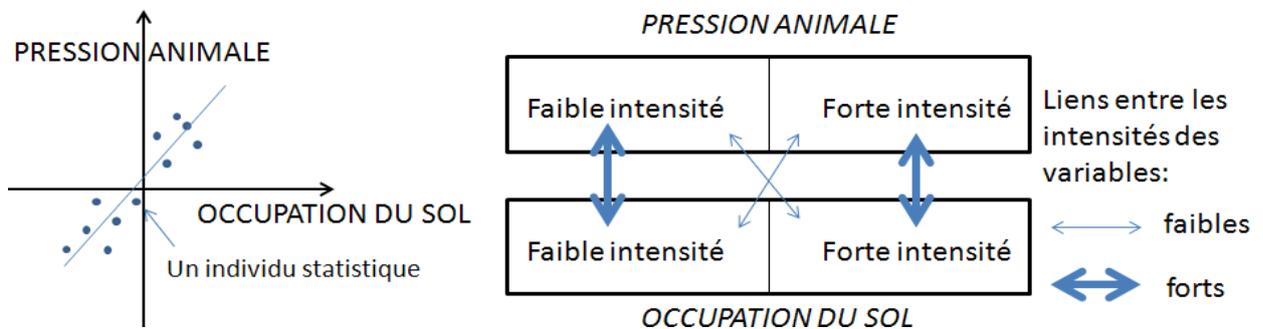


Fig C.9.10 : Signification d'une corrélation positive entre les variables. A gauche : représentation classique en statistiques ; à droite : représentation liant les intensités des variables

3. Périodes d'intérêt

Les variables définies ci-dessus peuvent être mesurées à différentes temporalités.

Disposant des images MODIS seulement pour deux années, 2003 et 2010, nous nous focalisons sur deux temporalités : l'année, en distinguant deux types d'années (2003 est sèche, 2010 est pluvieuse), et la dizaine d'année, qui correspond à l'écart temporel approximatif entre ces années. Nous croisons les deux familles de variables sur ces deux périodes, pour rendre compte des relations entre :

1. Les **états annuels** de la couverture végétale et la **pression animale annuelle**, pour deux années : 2003 et 2010.

- Dans un premier temps, nous utilisons les comptages routiers et les comptages aux points d'eau en 2003 et 2010. Ces deux années étant exceptionnelles en terme de fréquence d'observations lors des comptages routiers (la première est très observée, la seconde trop peu), nous nous reportons à des années similaires en pluviométrie : l'année 2005 qui est sèche comme celle de 2003 et l'année 2001 pluvieuse comme 2010. Les comptages aux points d'eau s'arrêtant en 2005, nous nous référons également aux observations de l'année 2001 pour estimer les fréquentations de l'année 2010. Nous faisons l'hypothèse que les fréquentations sont les mêmes pour les années sèches et les mêmes pour les années pluvieuses, ce qui se justifie par le fait que les ressources devraient être dans le même état.
 - Dans un second temps, nous utilisons les lieux de fréquentation estimés par les trajectoires GPS, qui sont uniquement définis pour l'année 2010.
2. Les **changements décennaux** de la végétation et la **pression décennale**. Nous utilisons pour cela les nombres d'animaux disponibles pendant dix ans, soit entre 1995 et 2005 par les comptages aux points d'eau, entre 1999 et 2009 par les comptages routiers et en 2010 par les trajectoires GPS. Nous extrapolons donc les fréquentations des animaux issues des trajectoires pour une année sur une dizaine d'années en faisant l'hypothèse que les animaux passent par les mêmes lieux au cours d'une année et pendant dix ans.

L'enjeu de cette partie est de formaliser la mise en relation de deux phénomènes, la pression animale et le changement de l'occupation du sol, à travers l'identification des individus et des variables statistiques. Les résultats présentés dans les lignes suivantes sont organisés selon les individus statistiques considérés : la zone - point d'eau (II) et le pixel (III).

II. Relation entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol au niveau des individus statistiques « zones - points d'eau »

Dans cette partie, l'individu statistique est la zone - point d'eau, correspondant à la zone visible, de 2 km, autour des dix points d'eau observés régulièrement.

1. Analyse visuelle par superposition cartographique des zones – points d'eau et des lieux de changement de l'occupation du sol

Nous étudions les changements de végétation sur les dix zones – points d'eau par les images MODIS en figure C.9.11. Chaque zone - point d'eau se superpose avec 409 pixels des MODIS.

Les trois zones - points d'eau situées au Nord contiennent un grand nombre de pixels ayant enregistré une faible couverture végétale en 2003, en croissance en 2010 (pixels en bleu). Ceux de l'Est et du Sud-est présentent majoritairement des pixels présentant une couverture végétale normale et stable (pixels en blanc), hormis Samavundhla au Sud-est dont la couverture végétale semble s'être dégradée (pixels en jaune).

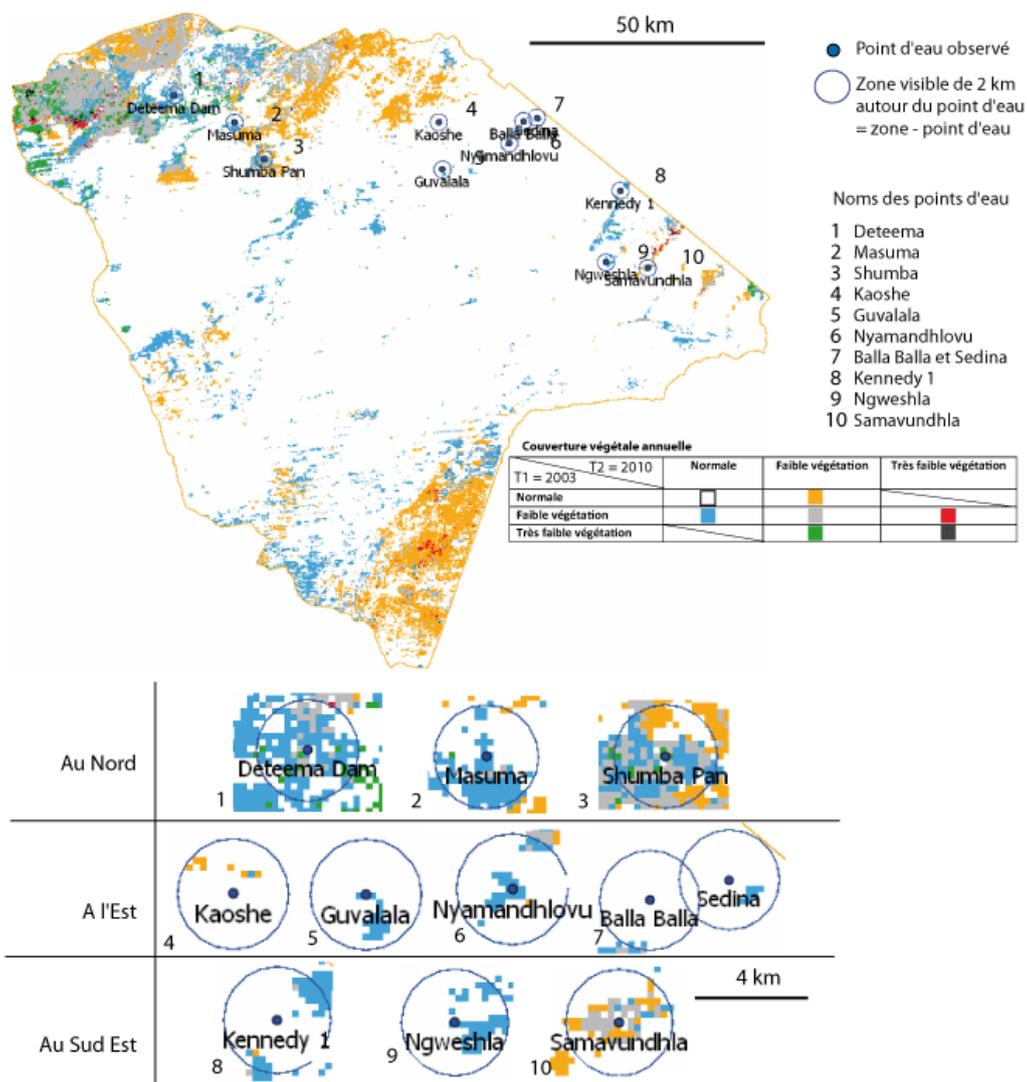


Fig C.9.11 : Zones - points d'eau et changements de l'occupation du sol entre 2003 et 2010

2. Analyse des covariations entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol au niveau des individus statistiques « zones – points d'eau »

Compte tenu du faible nombre d'individus statistiques zones – points d'eau (au nombre de 10), nous indiquons les coefficients de corrélation entre la pression animale et les états (en a) et le changement de l'occupation du sol à titre exploratoire.

a- Relation entre les nombre d'animaux et les états de l'occupation du sol

Nous connaissons les nombres d'animaux, par espèces, fréquentant annuellement les dix zones - points d'eau. En complément, nous avons calculé la valeur de NDVI de chaque zone en 2003 et en 2010 en considérant la moyenne des valeurs de NDVI des 409 pixels qu'elle contient. La figure C.9.12 présente les coefficients de corrélations de Pearson, indiquant le sens et l'intensité d'une corrélation entre deux variables quantitatives, ainsi que le degré de significativité de la corrélation selon des graphiques positionnant les zones – points d'eau selon le nombre d'animaux observé et la valeur NDVI moyenne (voir encadré 9.1). Ces quatre graphiques distinguent les espèces étudiées et les années (2003 en bleu et 2010 en rouge).

Encadré 9.1 : Les coefficients de Pearson

Pour rappel, le coefficient de Pearson doit être validé par un test de la significativité de la relation (Saint Julien et Grasland 1999). La corrélation est significative si le degré de significativité, qui dépend également du nombre d'individus, est de moins de 5%.

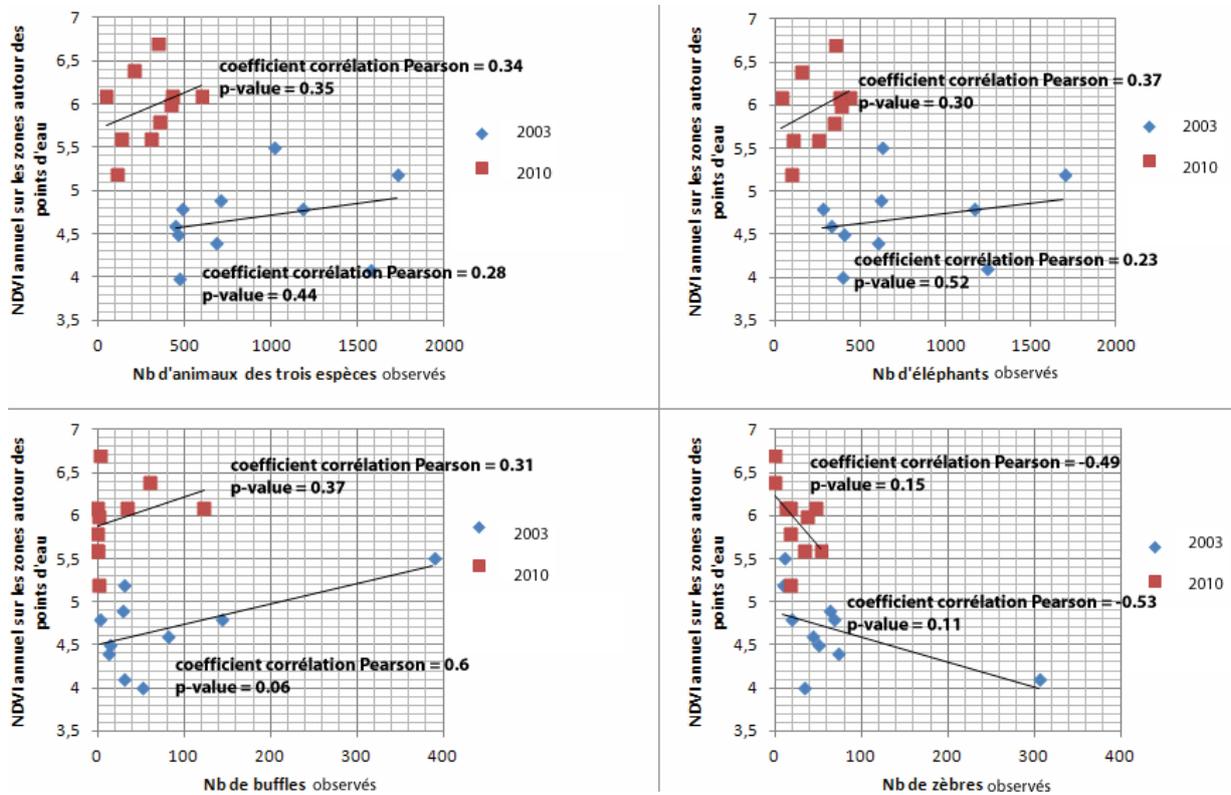


Fig C.9.12 : Position des dix zones - points d'eau en fonction des nombres d'animaux observés et de leurs valeurs de NDVI annuelles

Les coefficients de significativité indiquent que les tests sont tous non significatifs pour un seuil de significativité de 5%. Ceci signifie qu'on ne peut pas établir de corrélation entre les variables de pression animale et des valeurs NDVI au niveau des zones - points d'eau. Néanmoins, la corrélation entre le nombre de buffles vus et les valeurs annuelles moyennes de NDVI en 2003 est significative à 6% (graphique en bas à gauche), ce qui est proche du seuil fixé. Ceci est dû à l'existence d'un point extraordinaire dans le graphique : dans la zone – point d'eau Sedina, un grand nombre de buffles est observé en 2003, relativement aux autres zones – points d'eau, et la valeur NDVI annuelle est forte. Le nombre de buffles observés aux zones - points d'eau en année sèche (2003) pourrait correspondre à une faible couverture végétale en année sèche ($r=0.6$).

b- Relation entre le nombre d'animaux et le changement de l'occupation du sol

La même analyse est faite au niveau des dix zones - points d'eau sur une période de dix ans. Deux variables sont utilisées pour cela : 1/ le nombre d'animaux observés autour des zones – points d'eau pendant dix ans et 2/ la différence calculée entre 2003 et 2010 des valeurs de NDVI des zones – points d'eau, calculées précédemment sur la figure C.9.12.

La figure C.9.13 permet d'explorer les coefficients de corrélation de ces deux variables pour les zones – points d'eau. Dans ces graphiques, aucun coefficient de corrélation de Pearson n'est significatif et donc il n'y a pas de relation entre le nombre d'animaux observés et le changement de l'occupation du sol.

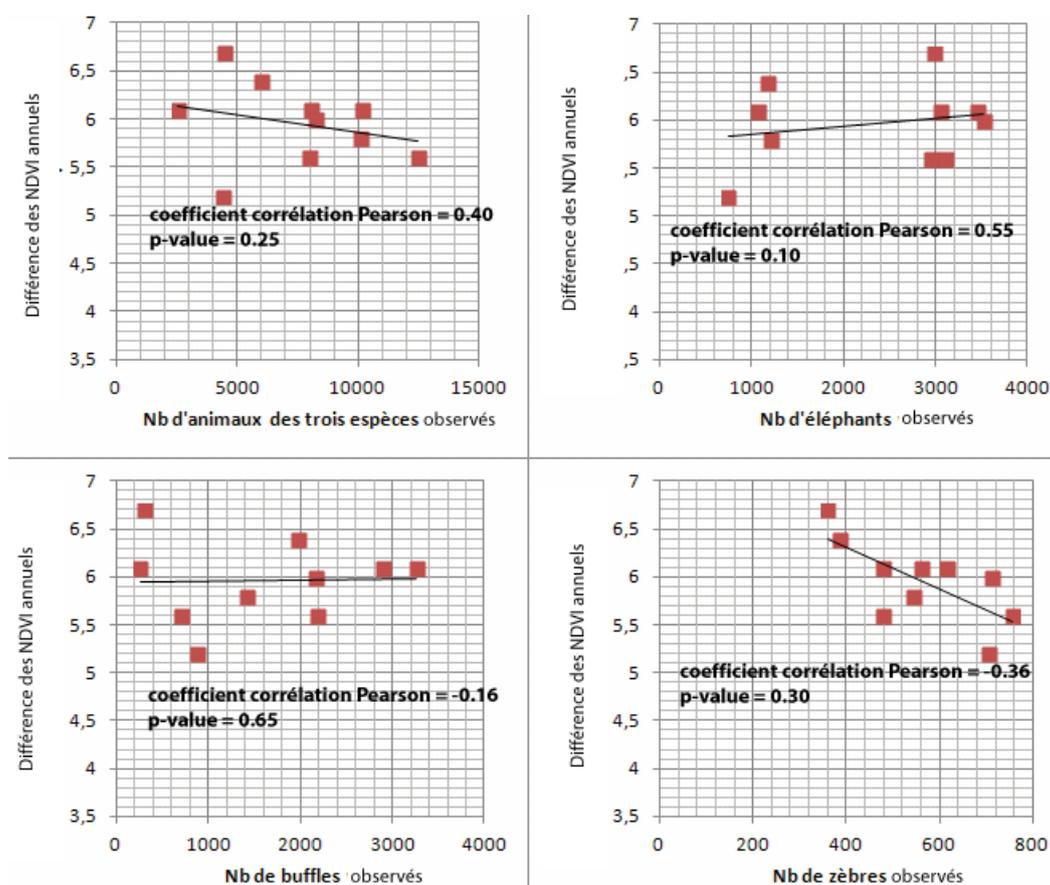


Fig C.9.13 : Position des dix zones - points d'eau en fonction des nombres totaux d'animaux observés et de leurs différences de valeurs de NDVI entre 2003 et 2010

3. Comparaison avec d'autres données

Les photographies panoramiques prises en 1970 et 2005 permettent d'identifier les types d'évolution de la végétation arborée près des points d'eau en trente cinq ans. Huit des dix points d'eau observés ont été photographiés (figure C.9.14) (il manque les points d'eau Masuma et Kaoshe). Cette source de données a été présentée en chapitre 8.

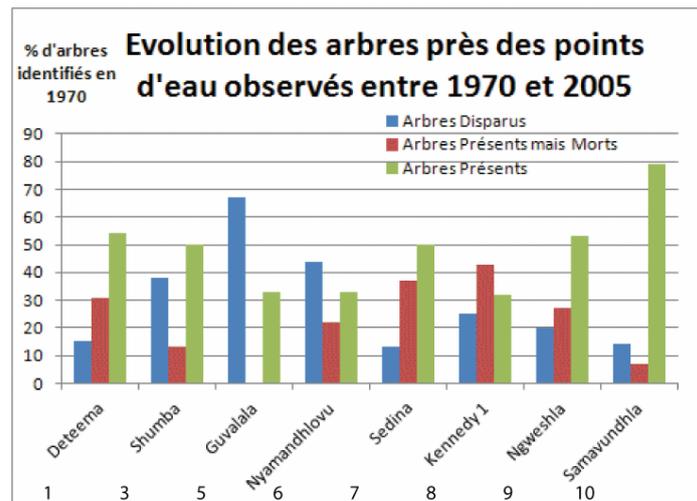


Fig C.9.14 : Disparition, dégradation et maintien des arbres dans les zones – points d'eau entre 1970 et 2005.
Le numéro en bas du graphique correspond à celui du point d'eau sur les cartes précédentes.

D'après ces photographies, le point d'eau dont les arbres ont été le moins dégradés est Samavundhla (le n°10 : grande proportion d'arbres présents, en vert). Or ce point d'eau était, dans la carte de végétation précédente (figure C.9.9), celui dont la végétation était la plus dégradée entre 2003 et 2010. Cette contradiction peut avoir plusieurs origines : 1/ la période étudiée n'est pas la même (35 ans par les photographies et 7 ans par les images MODIS) et 2/ les indices NDVI utilisés pour mettre au point la carte de végétation qui rendent compte de la densité de la couverture végétale en général, ne conviennent peut-être pas pour détecter spécifiquement les arbres. Ce point d'eau est particulièrement fréquenté par les buffles, d'après les comptages aux points d'eau.

A l'opposé, les points d'eau dont les arbres ont disparus en majorité sont Guvalala (n°5) et Nyamandhlovu (n°6) (en bleu). Ces deux points d'eau sont fréquentés de façon privilégiée par les éléphants. En parallèle, les éléphants fréquentent peu les points d'eau Deteema (n°1), Shumba (n°2) et Sedina (n°7). Ces trois points d'eau présentent au moins 50% d'arbres maintenus, ce qui est relativement élevé. Ceci signifie que les **arbres dégradés pourraient être en covariation avec les fréquentations d'éléphants**.

Quelques arbres présents aux points d'eau fréquentés par les trois espèces, en particulier Kennedy 1 (n°8), ont également changé au cours de cette période de 35 ans. Cependant les types de changements sont plus variés que pour les points d'eau en majorité fréquentés par les éléphants (plutôt une dégradation des arbres) ou par les buffles (plutôt un maintien des arbres).

Ces résultats montrent que les fréquentations d'éléphants aux points d'eau pourraient correspondre à la dégradation de la végétation arborée présente à moins de 2 km de ces points d'eau sur une période de trente cinq ans.

Sur ces 10 points d'eau observés, huit se situent dans une zone identifiée par les experts comme ayant une végétation dégradée (voir figure C.9.15) : les points d'eau 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8 et 9. Les points d'eau sont donc des zones privilégiées de dégradation de la végétation selon les experts. Notons d'ailleurs que les dires d'experts sont en partie cohérents avec nos lieux de changement de la

végétation selon les images MODIS 2003 et 2010, puisque dans les deux sources de données le Nord du parc est identifié comme étant une zone de changement de la végétation.

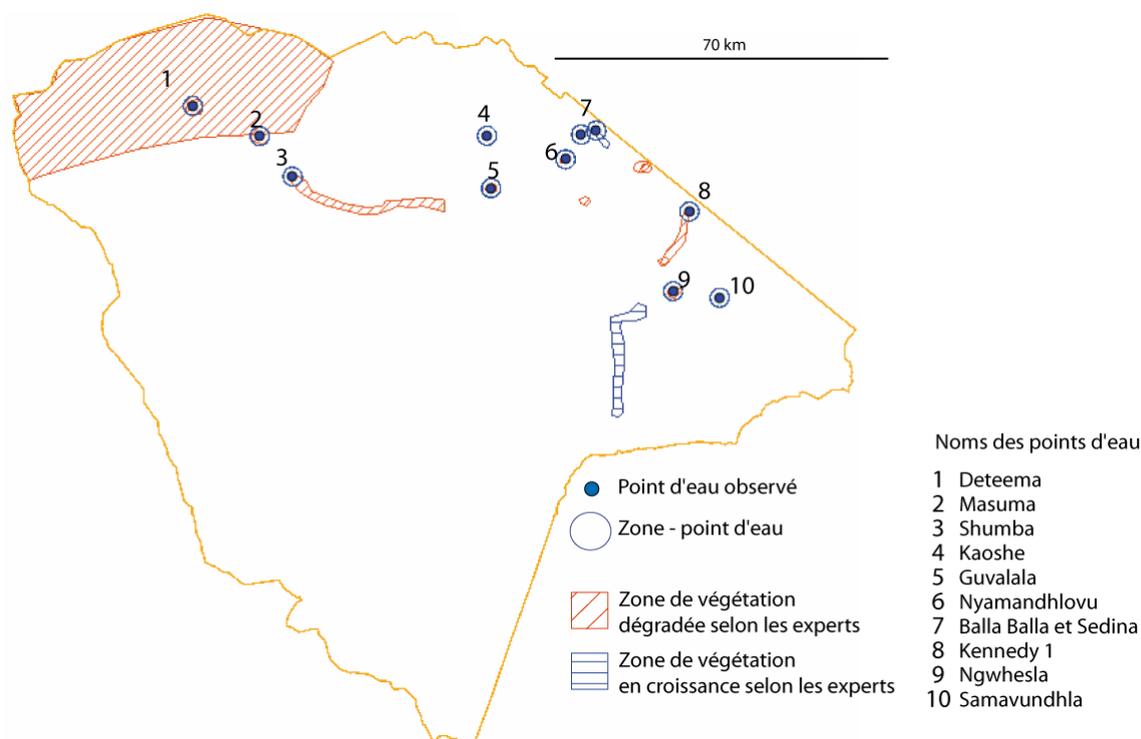


Fig C.9.15 : Zones – points d'eau et expertise sur les zones de changements de végétation

Les résultats issus de l'analyse des points d'eau sont complexes parce qu'aucun n'est convergent. Nous avons découvert que :

- les points d'eau où les buffles sont sur-représentés correspondent à une faible couverture végétale annuelle, en année sèche (2003), identifiée par les images MODIS ;
- les points d'eau où les éléphants sont sur-représentés correspondent à des dégradations de la végétation arborée en 35 ans, d'après les photographies panoramiques des points d'eau.

Ces hypothèses doivent être vérifiées par des analyses plus approfondies puisque les dix points d'eau étudiés sont très insuffisants pour identifier des grandes régularités.

III. Relation entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol au niveau des individus statistiques « pixels »

Dans cette partie, l'individu statistique est le pixel de résolution 250 m *250 m. Nous considérons ici trois types d'ensembles géographiques : les lieux de fréquentation estimés par les comptages routiers (ce sont des cellules de présences animales), des lieux de séjours et des lieux de passages estimés par les trajectoires GPS. Ils permettent de définir par rasterisation des ensembles d'individus statistiques « pixels » cohérents.

1. Analyse visuelle par superposition cartographique des ensembles géographiques et des lieux de changement de l'occupation du sol

a- Les cellules visibles et occupées estimées à partir des comptages routiers

Nous avons construit les cellules, de taille 500 m * 500 m, visibles depuis les routes de Main Camp parcourues régulièrement (figure C.9.16). Elles sont ensuite rastérisées en 13 879 pixels qui sont considérés ici comme un ensemble d'individus statistiques cohérents.

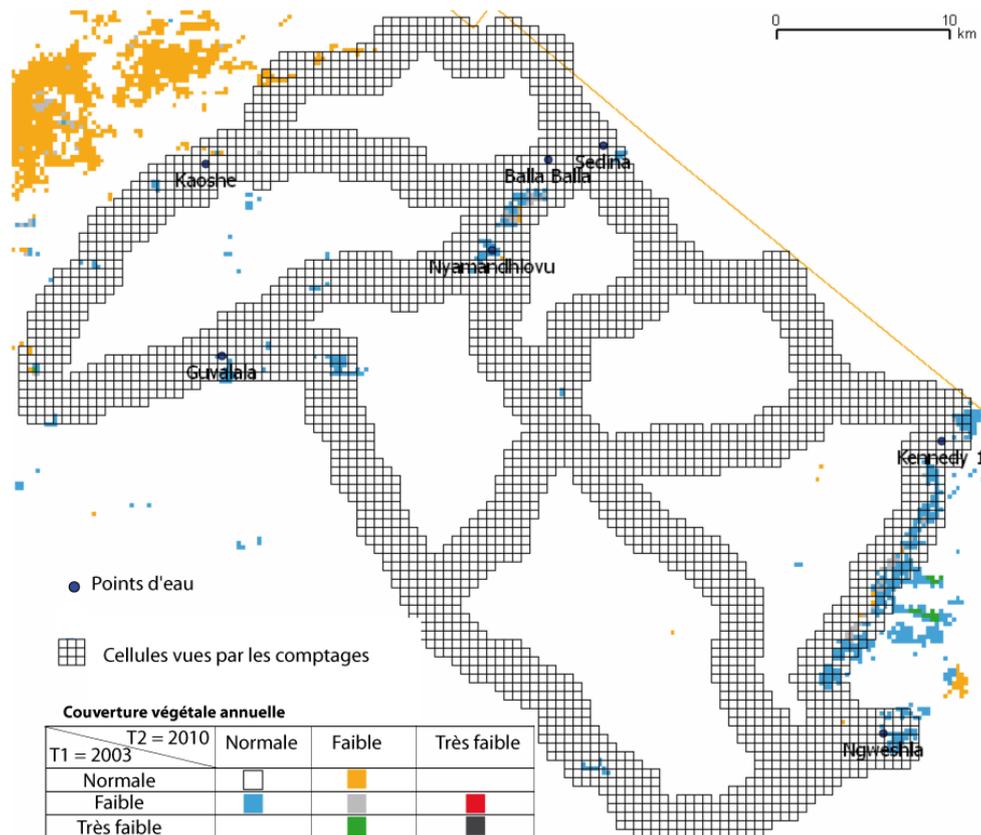


Fig C.9.16 : Cellules visibles le long des routes observées et changements de l'occupation du sol sur la région de Main Camp entre 2003 et 2010

97% de ces pixels enregistrent une végétation est normale et stable (en blanc sur la figure). 2.5% des pixels enregistrent une végétation en croissance entre 2003 et 2010 (pixels en bleu). Ils sont particulièrement localisés entre les points d'eau Kennedy 1 et Ngweshla, au Sud-est de la zone. D'après nos analyses des comptages (en chapitre 4), cette zone est aussi fréquentée par les animaux, quelle que soit la période considérée : voir les figures B.4.29 (p. 123) sur 10 ans et B.4.33 (p. 127) sur un an. Enfin, seuls 0.5% des pixels de l'ensemble de pixels enregistrent une dégradation de la végétation en sept ans (en jaune sur la figure). Cette dégradation se situe principalement en dehors et au Nord-ouest des cellules visibles.

b- Les lieux de séjours estimés par les trajectoires GPS

Les lieux de séjours sont les zones fréquentées par les groupes d'animaux suivis par GPS pour y effectuer des pauses en 2010 (voir chapitre 7). La figure C.9.17 distingue les lieux de séjours par espèces et les changements de l'occupation du sol entre 2003 et 2010.

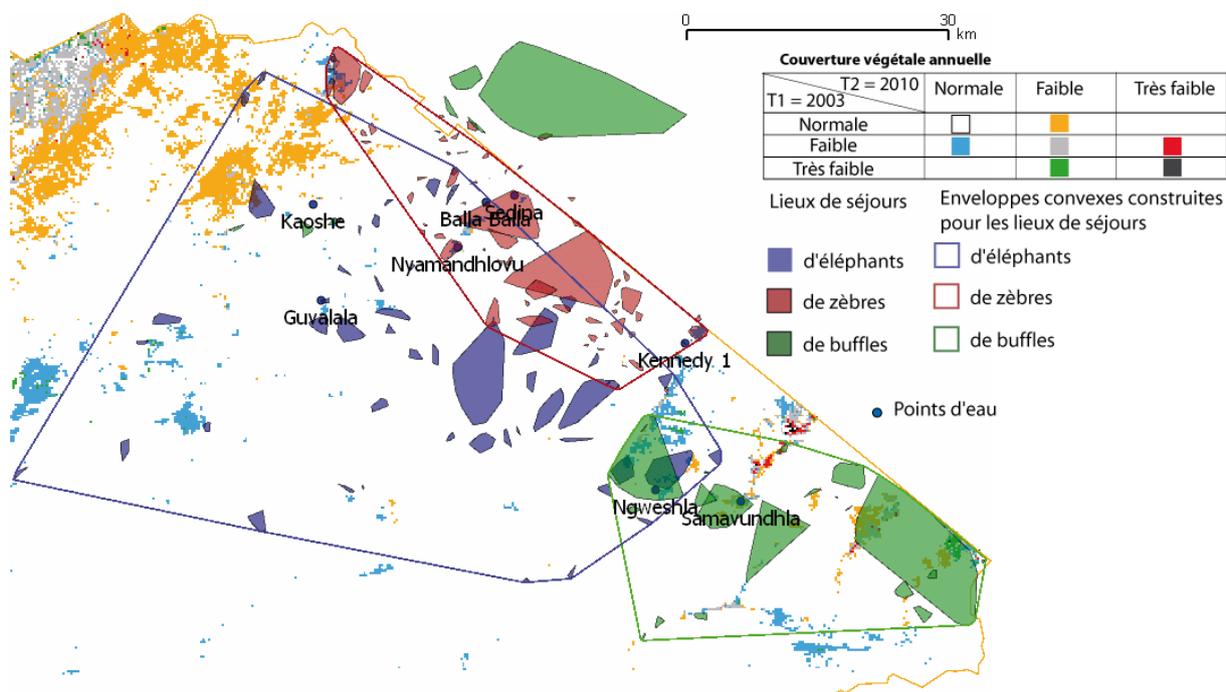


Fig C.9.17 : Lieux de séjours des trois espèces et changements de l'occupation du sol entre 2003 et 2010

On remarque que les lieux de séjours des groupes d'éléphants (zones en bleu-violet) et des groupes de zèbres (zones en rouge) sont souvent situés dans une zone de végétation normale et stable (pixels en blanc). Les lieux de séjours des buffles (zones en vert) qui se situent à l'intérieur du parc, eux, coïncident souvent avec les zones de végétation dégradée (pixels en jaune, à l'Est). Seuls un groupe d'éléphant et un groupe de zèbres ont fréquenté les zones au Nord où la végétation a enregistré des dégradations. Nous analysons par la suite les individus statistiques « pixels » situés dans 4 les enveloppes convexes englobant les lieux de séjours, situés à l'intérieur du parc et identifiés par espèces (soit 4 enveloppes convexes).

c- Les lieux de passages estimés par les trajectoires GPS

Les lieux de passages sont construits par agrégation des déplacements des groupes d'animaux suivis par GPS. Sur la figure C.9.18 sont représentés les lieux de passages des trois espèces et les changements de l'occupation du sol entre 2003 et 2010. Alors que les lieux de passages des groupes d'éléphants et de zèbres semblent être situés principalement dans une zone de végétation normale et stable (passages en bleu et rouge avec pixels en blanc), ceux des buffles (en vert au Sud-est de la zone) sont localisés dans une zone de végétation dégradée de l'occupation du sol (pixels jaunes).

Nous analysons par la suite les individus statistiques « pixels » situés dans les 4 enveloppes convexes englobant les lieux de passages à l'intérieur du parc et par espèces.

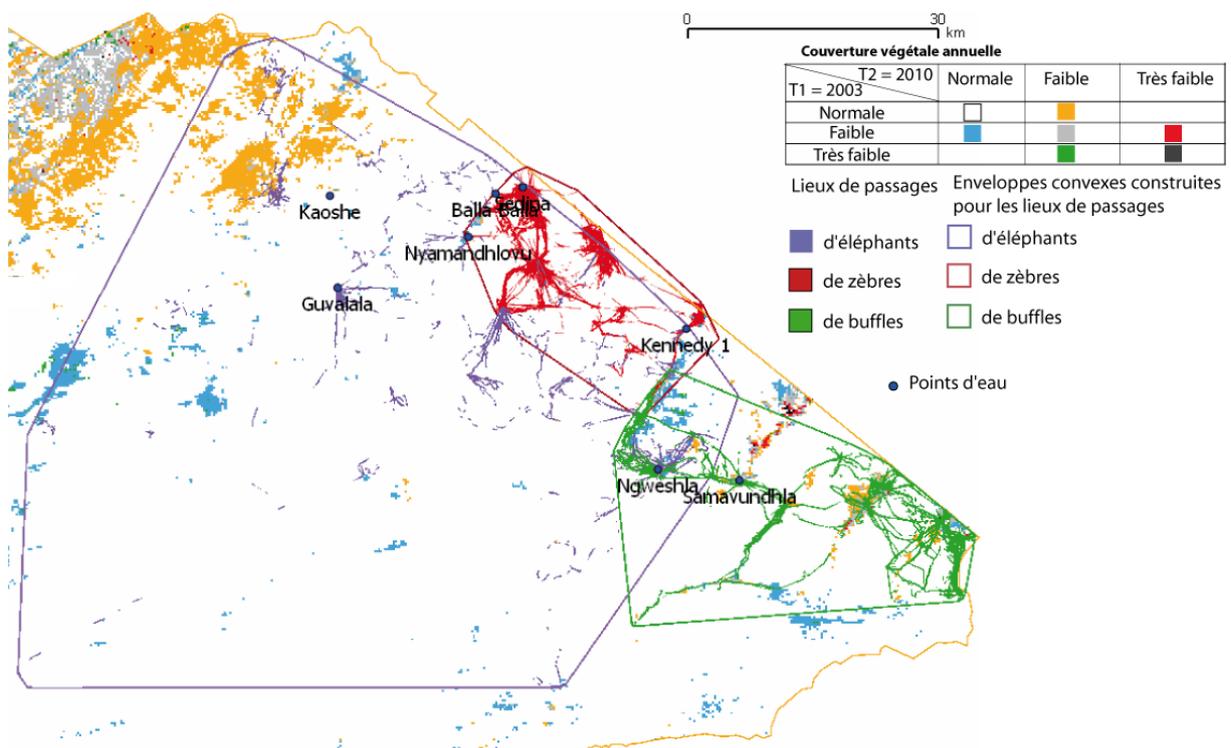


Fig C.9.18 : Lieux de passages des trois espèces et évolutions de l'occupation du sol

2. Mise en relation de la présence d'animaux et les changements de l'occupation du sol au niveau des individus statistiques « pixels »

Il s'agit ici de mettre en relation la présence d'animaux et les états (en a) et les changements (en b) de l'occupation du sol au niveau des individus statistiques « pixels » par des tests d'indépendance du χ^2 . Des tableaux plus détaillés se trouvent en Annexe 3. Les nombres d'animaux sont pris en compte en § 3.

a- Relation entre la présence d'animaux et les états de l'occupation du sol

Nous disposons de l'état de la végétation en 2003 et 2010 en trois modalités : « végétation normale », « végétation faible » et « végétation très faible ». Nous analysons les individus en fonction de ces 3 catégories et la présence ou non d'animaux pour ces années (figure C.9.19). Seuls les tests significatifs à moins de 5 % mettent en évidence une relation entre la présence d'animaux et les états de l'occupation du sol. Sur la figure, trois catégories de significativité existent : 5% (représenté de façon classique par *), 1% (**) et 0.1% (***)

Cette figure met en évidence les tests significatifs. Ils correspondent aux cellules des comptages routiers en 2003 (1^{ère} colonne), aux lieux de fréquentation de toutes les espèces en 2010 quelle que soit la source de données (5^{ème} ligne) et aux lieux de séjours des éléphants et des buffles en 2010.

Années	Espèces considérées	Cellules visibles par comptages routiers	Lieux de séjours estimés par les trajectoires GPS	Lieux de passages estimés par les trajectoires GPS
2003	Toutes espèces	***	-	-
	Éléphants	**	-	-
	Zèbres	**	-	-
	Buffles	-	-	-
2010	Toutes espèces	**	***	***
	Éléphants	NS	***	NS
	Zèbres	NS	NS	NS
	Buffles	-	***	NS

- = pas de données
NS = non significatif

* = significativité à 5%
** = significativité à 1%
*** = significativité à 0.1%

Fig C.9.19 : Tests d'indépendance de chi2 entre les présences animales et l'état de la végétation au niveau des pixels identifiés. Se référer à la figure C.9.6 pour connaître les nombres de pixels identifiés dans les différents ensembles de pixels.

Pour comparer les distributions des pixels dans les différents ensembles d'individus statistiques, nous utilisons les ensembles identifiés par toutes les espèces en 2010, qui ont été utilisés pour les tests d'indépendance de Chi2 de la 5^e ligne de la figure C.9.19. Ces tests étaient significatifs. Nous comparons la fréquence de pixels enregistrant une présence d'animaux pour différentes couvertures végétales : normale et faible (voir figure C.9.20). La couverture végétale très faible est décrite par très peu de pixels, nous ne la considérons pas ici. Ce tableau se lit comme ceci : « dans les pixels où la couverture végétale est normale, 59 % enregistrent **une présence d'animaux** selon les cellules visibles par les comptages routiers en 2010 ». Ceci sous entend que 41 % des pixels où la végétation est normale enregistrent une **absence d'animaux** selon la même source de données. Cette seconde information n'est pas notée car elle peut être déduite de la première.

Ensemble de pixels définis en 2010 pour toutes les espèces par :	Pixels où la couverture végétale est normale	Pixels où la couverture végétale est faible
les cellules visibles par les comptages routiers	59% enregistrent une présence d'animaux	75% enregistrent une présence d'animaux
les lieux de séjours	27%	42%
les lieux de passages	11%	28%

Fig C.9.20 : Fréquences des pixels enregistrant une présence d'animaux Pour des pixels où la couverture végétale normale et faible, dans les différents ensembles de pixels définis en 2010 pour toutes les espèces.

Cette figure révèle que la fréquence des pixels enregistrant une présence d'animaux pour une couverture végétale faible est plus élevée que la fréquence de ces pixels pour une couverture végétale normale, pour les mêmes ensembles de pixels. Ceci signifie que la présence d'animaux pourrait correspondre à une couverture végétale faible, quel que soit l'ensemble de pixels considéré.

b- Relation entre la présence d'animaux et les changements de l'occupation du sol

Nous étudions ensuite les changements de la végétation de 2003 à 2010 en trois modalités : « végétation stable », « végétation en croissance » et « végétation dégradée ». Nous analysons les individus en fonction de ces 3 catégories et la présence ou non d'animaux (figure C.9.21). Dans ce test, nous faisons l'hypothèse que les animaux vont toujours aux mêmes endroits pendant 10 ans. Nous extrapolons donc les lieux de séjours et les lieux de passages établis pour l'année 2010 à une période de 10 ans. Les cellules visibles sont identifiées pour la période entre 1999 et 2009.

Espèces considérées	Cellules visibles par comptages routiers	Lieux de séjours estimés par les trajectoires GPS	Lieux de passages estimés par les trajectoires GPS
Toutes espèces	***	***	***
Éléphants	**	**	*
Zèbres	**	NS	NS
Buffles	-	***	NS

- = pas de données * = significativité à 5%
 NS = non significatif ** = significativité à 1%
 *** = significativité à 0.1%

Fig C.9.21 : Tests d'indépendance de chi2 entre les présences animales et les changements de la végétation entre 2003 et 2010

Pour comparer les distributions des pixels dans les différents ensembles d'individus statistiques, nous utilisons les ensembles identifiés par toutes les espèces (1^{ère} ligne de la figure C.9.19). Nous comparons la fréquence de pixels enregistrant une présence d'animaux pour différents changements de la végétation (voir figure C.9.22).

Ensemble de pixels définis pour toutes les espèces par :	Pixels où la végétation est stable	Pixels où la végétation est dégradée	Pixels où la végétation est en croissance
les cellules visibles par les comptages routiers	58% enregistrent une présence d'animaux	43% enregistrent une présence d'animaux	91% enregistrent une présence d'animaux
les lieux de séjours	23%	55%	37%
les lieux de passages	11%	19%	30%

Fig C.9.22 : Fréquences de pixels enregistrant une présence d'animaux

Pour des pixels où la végétation est stable, dégradée ou en croissance, dans les différents ensembles de pixels définis en 2010 pour toutes les espèces.

Cette figure révèle que, pour les cellules visibles par les comptages routiers et pour les lieux de passages (première et dernière lignes de la figure), les fréquences de pixels qui enregistrent des présences d'animaux et une végétation en croissance sont plus élevées que les fréquences des pixels qui enregistrent des présences d'animaux et une végétation dégradée ou stable. Ceci signifie que **les animaux sont présents où la végétation croît**. Les animaux tendent peut-être à aller là où la végétation est la meilleure.

En revanche, pour les lieux de séjours, ce sont la fréquence des pixels qui enregistrent une végétation dégradée et des présences d'animaux est élevé par rapport aux fréquences des pixels enregistrant

une végétation en croissance ou stable et des présences d'animaux. **La végétation dégradée pourrait correspondre aux présences d'animaux dans les lieux de séjours.**

3. Mise en relation du nombre d'animaux et les changements de l'occupation du sol au niveau des individus statistiques « pixels »

Il s'agit ici d'étudier les covariations entre l'intensité de la pression animale et les états (en a) et les changements (en b) de l'occupation du sol par des tests de corrélation de Pearson au niveau des individus statistiques « pixels ». Nous présentons les résultats uniquement pour la variable nombre d'animaux pour rendre compte de la pression animale. D'autres variables existent pour les lieux de fréquentation (densité d'animaux ou nombre de groupes), mais d'une part cette variable est directement comparable avec les nombres d'animaux identifiés selon les comptages routiers, et d'autre part, les autres variables fournissent des résultats équivalents (voir Annexe 3).

a- Relation entre les nombres d'animaux et les états de l'occupation du sol

Nous étudions les corrélations entre les valeurs NDVI annuelles en 2003 et 2010 et les nombres d'animaux observés au niveau des pixels pour ces années (figure C.9.23).

Années	Espèces considérées	Cellules visibles par comptages routiers	Lieux de séjours estimés par les trajectoires GPS	Lieux de passages estimés par les trajectoires GPS
2003	Toutes espèces	*** r=- 0.30	-	-
	Éléphants	*** r=- 0.25	-	-
	Zèbres	*** r=- 0.20	-	-
	Buffles	-	-	-
2010	Toutes espèces	*** r=- 0.17	*** r=0.13	*** r=- 0.02
	Éléphants	*** r=- 0.12	*** r=0.13	*** r=- 0.04
	Zèbres	*** r=- 0.13	*** r=0.08	*** r=- 0.10
	Buffles	-	*** r=- 0.22	*** r=- 0.22

- = pas de données
NS = non significatif

* = significativité à 5%
** = significativité à 1%
*** = significativité à 0.1%

Fig C.9.23 : Coefficients de corrélation de Pearson entre les indices de NDVI annuels et le nombre d'animaux présents sur les pixels en 2002 et 2009. Se référer à la figure C.9.6 pour connaître les nombres de pixels identifiés dans les différents ensembles de pixels.

Les coefficients de corrélation sont significatifs mais faibles, révélant ainsi de faibles corrélations entre les variables. Néanmoins, les coefficients les plus élevés concernent :

- Toutes les espèces d'une part, les éléphants et les zèbres d'autre part, estimés par les comptages routiers, et particulièrement en 2003, qui est une année sèche (coefficients variant en valeur absolue entre 0.20 et 0.30);
- Les buffles dans les lieux de séjours et les lieux de passages (coefficients de l'ordre de 0.22 en valeur absolue).

Ces coefficients indiquent des corrélations négatives signifiant que **les pixels dans lesquels les nombres d'animaux sont nombreux sont ceux qui enregistrent une faible couverture végétale.**

b- Relation entre les nombres d'animaux et les changements de l'occupation du sol

Enfin, nous étudions les corrélations entre la différence des valeurs NDVI annuelles entre 2010 et 2003 et le nombre total d'animaux estimés au niveau des pixels (voir figure C.9.24) (entre 1999 et 2009 pour les comptages routiers et 2010 pour les lieux de séjours et les lieux de passages).

Espèces considérées	Cellules visibles par comptages routiers	Lieux de séjours estimés par les trajectoires GPS	Lieux de passages estimés par les trajectoires GPS
Toutes espèces	*** r=0.23	*** r=- 0.09	NS
Éléphants	*** r=0.21	** r=- 0.01	** r=- 0.01
Zèbres	*** r=0.13	** r=- 0.03	** r= 0.03
Buffles	-	*** r=- 0.05	** r= 0.02

- = pas de données
NS = non significatif

* = significativité à 5%
** = significativité à 1%
*** = significativité à 0.1%

Fig C.9.24 : Coefficients de corrélation de Pearson entre la différence des NDVI annuels entre 2010 et 2003 et le nombre d'animaux total. Se référer à la figure C.9.5 pour connaître les nombres de pixels identifiés dans les différents ensembles de pixels.

Ces tests sont tous significatifs, hormis pour les lieux de passages de toutes les espèces. Les coefficients de corrélations les plus forts viennent des comptages routiers (première colonne). Ils mettent en évidence des covariations plus intenses entre les variables. Or ces corrélations sont positives, ce qui veut dire que **les pixels qui comptabilisent le plus d'animaux tendent à être ceux où la végétation est en croissance.** Ceci correspond aux résultats des tests d'indépendance de Chi2.

4. Bilan des liens identifiés

Les lieux de fréquentation identifiés précédemment (partie B), par les comptages routiers et par les trajectoires GPS, ont permis de déterminer différents ensembles d'individus statistiques « pixels » cohérents.

Les variables de pression animale et d'état et de changements de l'occupation du sol ont ensuite été mises en relation au niveau de ces différents individus « pixels ». Nous récapitulons ici les résultats obtenus par la mise en relation de ces variables.

Relation entre la pression animale et les états de l'occupation du sol

Par des tests d'indépendance de χ^2 , nous avons identifié des correspondances entre les présences d'animaux et une couverture végétale faible au niveau des individus « pixels », et ce quel que soit l'ensemble de pixels considéré.

En complément, les coefficients de corrélation de Pearson ont révélé que les pixels qui comptabilisent le plus d'animaux tendent à être ceux où la couverture végétale est faible. Les résultats de ces deux tests statistiques sont donc similaires. Par ailleurs, ces coefficients tendent à être plus élevés pour l'espèce Buffles et pour une année sèche, en l'occurrence 2003.

Relation entre la pression animale et les changements de l'occupation du sol entre 2003 et 2010

Par des tests d'indépendance de χ^2 , nous avons identifié un grand nombre de pixels enregistrant des présences d'animaux et une végétation en croissance entre 2003 et 2010, pour les ensembles de pixels définis par les cellules visibles des comptages routiers et par les lieux de passages estimés par les trajectoires GPS. Dans les ensembles de pixels définis par les lieux de séjours estimés par les trajectoires GPS, il y a au contraire un grand nombre de pixels enregistrant des présences d'animaux et une végétation dégradée.

Les coefficients de Pearson révèlent une covariation entre le nombre d'animaux et la végétation en croissance au niveau des pixels, et quel que soit l'ensemble de pixels considéré. Les résultats de ces deux tests montrent que les animaux sont présents dans les lieux où la végétation est en croissance.

En définitive, ces résultats permettent de détecter des coprésences et des covariations entre les variables de pression animale et de changement de l'occupation du sol. Cependant il est bien sûr impossible de déterminer si les présences animales sont **une cause ou une conséquence** d'un certain changement ou d'un certain état de l'occupation du sol. Pour cela, il faudrait effectuer des analyses complémentaires, avec des relevés GPS sur de plus longues durées et un plus grand nombre de groupes, et des images (y compris LANDSAT) prises régulièrement.

Ces résultats sont très variés car ils proviennent de sources de données différentes. Cependant, le but n'est pas de comparer la qualité des résultats en fonction de la source de données considérée, mais bien de révéler la complémentarité de ces sources de données, chacune apportant des informations sur un type de comportement animal, une espèce animale ou une zone.

5. Confrontation des résultats avec des témoignages d'experts

a- Les zones de présence des animaux

Les experts ont également décrit les zones de présence des animaux à différentes saisons et les zones de changement de la végétation. D'abord, les zones de présence des populations d'éléphants et de zèbres à différentes saisons ont été représentées dans des schémas (voir chapitre 7). Il s'agit de leurs domaines vitaux. Nous avons comparé ces domaines vitaux aux domaines vitaux estimés par les trajectoires GPS.

Seuls les domaines vitaux des zèbres en saison sèche identifiés par les experts sont similaires dans leurs localisations aux domaines vitaux estimés par les trajectoires GPS (figure C.9.25). Les domaines vitaux des zèbres selon les experts en saison humide se situent plus au Sud-est. Nous n'avons pas observé par nos données GPS une fréquentation de cette zone Sud-est. Les deux sources de données divergent donc sur ce point. Comme précisé précédemment (chapitre 7), les zèbres considérés ne sont pas les mêmes : les experts matérialisent un comportement type de zèbres, tandis que nous suivons seulement 10 groupes de zèbres. Par ailleurs, nous ne disposons de suivis GPS durant une année. On peut se poser la question de la stabilité des présences d'animaux : vont-ils toujours aux mêmes lieux ?

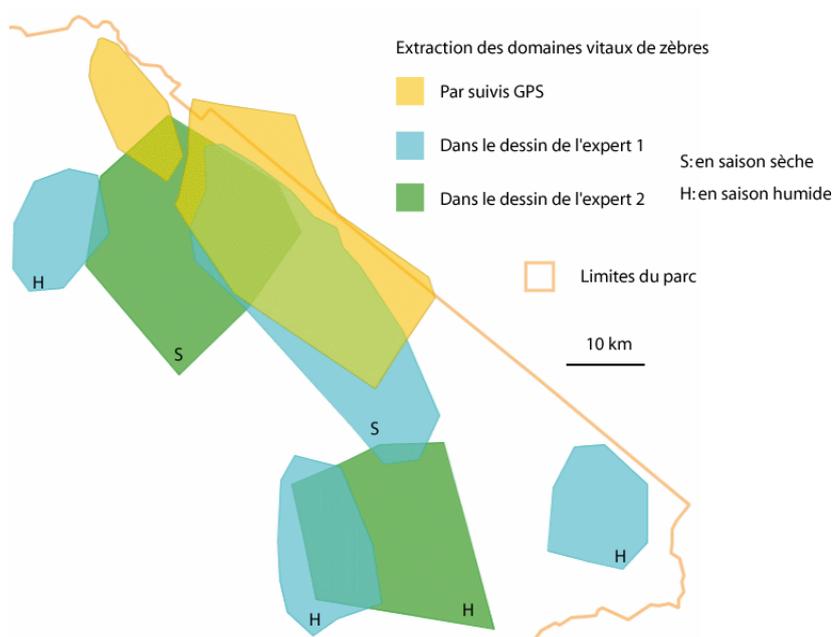


Fig C.9.25 : Domaines vitaux des zèbres à deux saisons estimés par les trajectoires GPS et selon les experts

En complément, les domaines vitaux des éléphants identifiés par les experts sont définis à l'échelle du parc et englobent les zones Nord, fréquentée en saison sèche, et Sud, fréquentée en saison humide (voir figure C.9.26). Or par les données GPS nous ne pouvons pas identifier de domaines vitaux à l'échelle globale. Cette expertise est donc précieuse : du fait de son échelle globale, elle fournit un autre point de vue sur les pratiques spatiales des animaux.

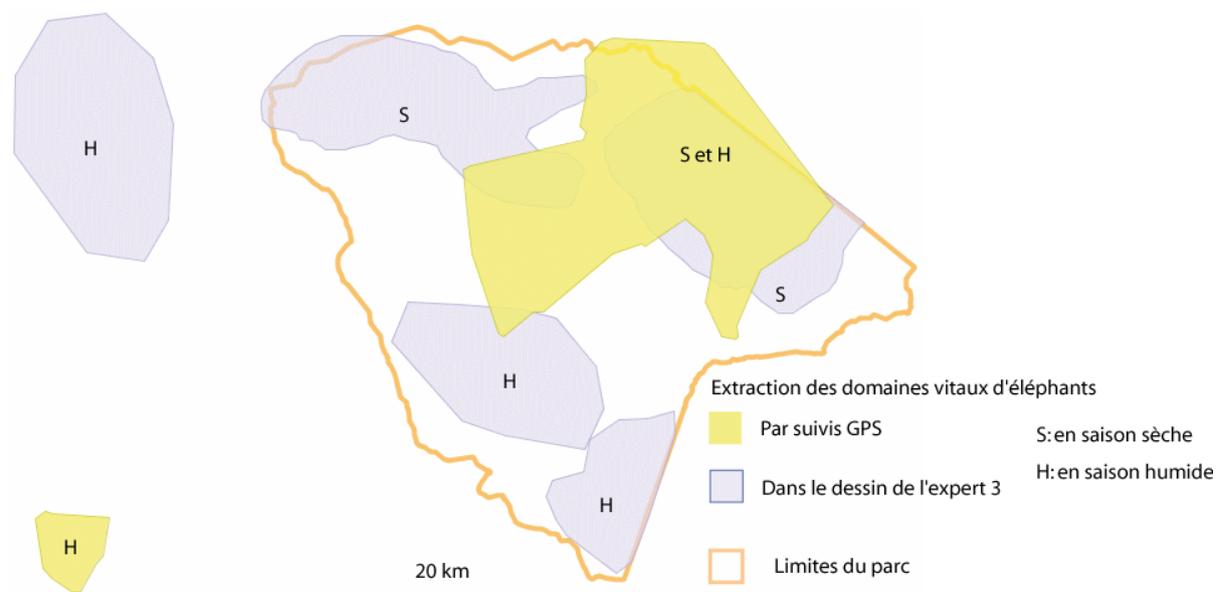


Fig C.9.26 : Domaines vitaux des éléphants à deux saisons estimés par les trajectoires GPS et par les experts

b- Etude de l'occupation du sol

Ces zones de présence des éléphants à l'échelle globale d'après les experts peuvent être mis en relation avec :

1. Les lieux de changement de la végétation identifiés par les images MODIS (figure C.9.8). Or d'après ces images, le Sud du parc correspond plutôt à une végétation dégradée (présence de pixels ayant enregistré une végétation dégradée, en jaune ou rouge) et le Nord plutôt à une végétation en croissance (présence majoritaire de pixels ayant enregistré une végétation en croissance, en bleu ou vert). Les zones de présences des éléphants en saison humide, selon les experts, correspondraient ainsi à une végétation dégradée, tandis que celles en saison sèche à une végétation en croissance. Cependant, l'eau est plus abondante au Sud et au Nord du parc en saison des pluies (rivières), ce qui peut expliquer la présence d'éléphants.
2. Les zones de changement de la végétation représentées par les experts (figure C.9.15) mettent en évidence une zone Nord où la végétation est dégradée, ce qui va à l'encontre des changements identifiés par les images MODIS (figure C.9.8). Néanmoins, il ne s'agit pas des mêmes informations : MODIS mesure la quantité de végétation, tandis que les experts la nature des dégradations. Dans les zones de changement de la végétation représentées par les experts, les présences d'éléphants en saison sèche correspondraient à une végétation dégradée.

Ces comparaisons entre les zones de présence des animaux et des zones de changement de la végétation nécessiteraient plus de discussions avec les experts écologues.

IV. Discussions sur les relations identifiées entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol

Influence des pratiques spatiales des animaux sur les relations identifiées

Notre hypothèse était que les pratiques spatiales des groupes sur les lieux – passages et séjours – se traduisent par une nature de pression différente : la végétation est soit piétinée, soit prélevée. Nos résultats montrent que ces deux types de pratiques permettent d'identifier des relations de même sens entre la pression animale et l'état et le changement de l'occupation du sol. Toutefois, divers indicateurs de pression peuvent être impliqués, comme le nombre d'animaux ou le nombre de pauses. Nous avons ici exploité particulièrement les nombres d'animaux.

Les lieux de fréquentation estimés par les comptages routiers, qui ne distinguent pas ces pratiques spatiales, révèlent des relations entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol très similaires à celles identifiées par les lieux de fréquentation identifiés par les GPS. Pourtant, les zones étudiées, et donc les types d'occupation du sol, ne sont pas les mêmes.

Influence de l'espèce animale sur les relations identifiées

L'intensité des relations entre la pression animale et l'état et le changement de l'occupation du sol varie selon l'espèce animale considérée.

Par les comptages routiers, les coefficients de corrélation les plus forts entre la pression animale et l'état et le changement de l'occupation du sol concernent les trois espèces étudiées (éléphants, buffles et zèbres). L'indicateur de pression animale pris en compte dans ce cas est le nombre total d'animaux présents, appartenant à une de ces trois espèces.

Dans les lieux de fréquentation, l'intensité des coefficients de corrélation dépend de la variable décrivant l'occupation du sol considérée. De manière générale, les coefficients de corrélation impliquant le changement de l'occupation du sol sont très faibles, tandis que ceux impliquant l'état de la végétation sont plus élevés. Ceci signifie que la covariation entre le nombre d'animaux et l'état de la végétation est plus forte que la covariation entre le nombre d'animaux et le changement de l'occupation du sol.

En outre, les coefficients les plus forts entre le nombre d'animaux et l'état de l'occupation du sol concernent particulièrement l'espèce animale buffles ; les pixels comptabilisant beaucoup de buffles tendent à être ceux où la couverture végétale est faible. Nous pouvons invoquer plusieurs raisons à cela. D'abord, collectivement, les groupes de buffles, étant nombreux, exercent plus de pression que les groupes d'éléphants ou de zèbres. En plus, les pratiques spatiales des buffles sont très systématiques : nous avons observé qu'ils passent par les mêmes chemins et prélèvent les mêmes végétaux. Ceci n'est pas le cas pour les éléphants qui diversifient leurs fréquentations. De ce résultat, l'hypothèse que les espèces contribuent différemment à la pression animale se confirme. Pour comprendre les covariations entre le nombre de buffles et l'état de la végétation, nous décrivons ici la zone où ils circulent, d'étendue 18 km * 30 km (figure C.9.27). Les groupes passent par 15 points d'eau, dont 5 pompés, distants d'une dizaine de kilomètres. 99.8% des lieux de passages des buffles traversent des savanes herbacées ou arbustives ouvertes. Celles-ci forment des couloirs naturels

larges de 4 à 10 km, sont donc facile d'accès, et présentent une végétation appétente. 0.02% des passages de buffles traversent la forêt de *Baikiaeas* (en rouge). Ces traversées, qui correspondent aux chemins les plus courts entre deux points d'eau, sont très peu nombreuses. Les buffles semblent donc privilégier la nature de la végétation pour leurs déplacements.

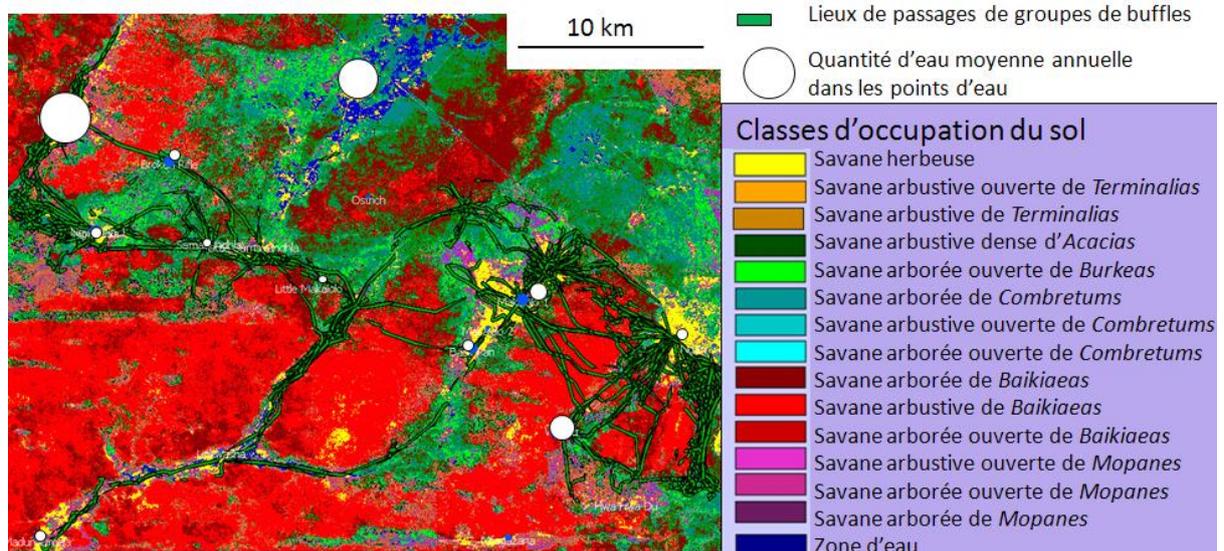


Fig C.9.27 : Lieux de passages des groupes de buffles et occupation du sol par l'image Landsat 2010 classifiée

Dans ce chapitre 9, nous avons développé une méthode pour mettre en relation les lieux de fréquentation des populations d'herbivores et les lieux de changement de l'occupation du sol, à partir de diverses sources de données. Nous étudions en particulier deux types d'individus statistiques, les zones - points d'eau et les pixels, et deux familles de variables, rendant compte de la pression animale et de l'état et du changement de l'occupation du sol.

Nous obtenons, dans un premier temps, que les zones – points d'eau et les pixels où les buffles sont sur-représentés correspondent à une faible couverture végétale annuelle identifiée par les images MODIS. Dans un second temps, les pixels enregistrant le plus d'animaux (en 10 ans pour les comptages et 1 an d'après les suivis GPS) sont ceux où la végétation est en croissance entre 2003 et 2010, d'après les images MODIS. En revanche, dans les zones – pixels où les éléphants sont sur-représentés correspondent à des dégradations de la végétation arborée en 35 ans, d'après les photographies panoramiques des points d'eau.

Les sources de données révèlent donc des résultats complémentaires.

Synthèse de la partie C

Dans la partie C, nous avons d'abord étudié les changements de l'occupation du sol. D'une part, les images LANDSAT nous ont permis de réaliser une classification d'images à différentes dates pour étudier les conversions des classes d'occupation du sol. D'autre part, des séries d'images MODIS ont été utilisées pour étudier les variations temporelles de la couverture végétale des pixels grâce aux indices NDVI. Ces images ont permis d'identifier les lieux de changement de l'occupation du sol.

Le chapitre 9 a ensuite consisté à mettre en relation ces lieux de changement de l'occupation du sol et les lieux de fréquentation animale estimés en partie B. La nature et l'intensité des relations entre ces lieux sont évaluées par diverses analyses statistiques. Nous étudions deux types d'individus statistiques, les zones - points d'eau et les pixels, et deux familles de variables rendant compte de la pression animale et de l'état et du changement de l'occupation du sol. Les résultats sont d'une grande diversité et mettent en évidence une complémentarité des sources de données exploitées.

Conclusion générale

I. Objectifs de la thèse

La question de recherche soulevée dans cette thèse est d'identifier les modalités des interactions entre les populations animales et leur milieu naturel. Cette question est complexe parce que les populations animales et le milieu naturel sont en constante évolution, et ce à différentes temporalités, et leurs interactions sont multiples et interviennent à différents niveaux d'organisation.

Cette question a été abordée en mettant en place une démarche qui consiste à identifier et mettre en relation les pratiques de déplacement de populations animales et la nature et l'évolution de l'occupation du sol dans un parc naturel. La démarche proposée est originale dans la mesure où elle relève de trois domaines : l'écologie, la géographie et la géomatique. Elle mobilise ainsi des notions et des outils propres à chaque discipline, par exemple la délimitation des domaines vitaux des animaux, des analyses de mobilité des animaux en adaptant les concepts de la Time Geography ou encore le traitement de données de télédétection.

La zone d'étude est le parc national de Hwange au Zimbabwe où certaines populations de grands herbivores sont nombreuses, notamment les espèces animales d'éléphants, de zèbres et de buffles. Nous nous focalisons sur les populations de ces trois espèces en considérant que ce sont des indicateurs proxys des pratiques de déplacements de l'ensemble des animaux présents. Toutefois, tous les niveaux d'organisation de ces populations n'ont pas été étudiés. Nous nous sommes en effet concentrée sur un niveau d'organisation agrégé : les groupes d'animaux qui composent les populations. Ce positionnement est conditionné par le mode de vie en groupe des herbivores.

Ces groupes d'animaux occupent une certaine étendue au sol, consomment et piétinent donc un certain nombre de végétaux.

Une démarche comprenant une chaîne de méthodes

La démarche proposée comprend une chaîne de méthodes qui permettent de traiter et d'analyser les objets géographiques d'intérêt, à savoir d'une part les groupes d'animaux et leurs pratiques spatiales et d'autre part l'occupation du sol. Compte tenu de la diversité et la complexité de ces objets, ces méthodes s'articulent autour de deux axes méthodologiques. Ces axes permettent de caractériser l'espace à partir des pratiques de déplacement des populations animales et des changements de l'occupation du sol. Nous détaillons ces axes méthodologiques dans les lignes suivantes :

- Pour analyser les pratiques de déplacement des populations animales, nous identifions des **lieux de fréquentation des groupes d'animaux**. Ces lieux de fréquentation ont permis d'estimer la pression potentielle exercée par les animaux sur l'occupation du sol. Cette pression dépend du nombre d'animaux présents et des récurrences spatiales des pratiques de déplacement de ces animaux. Pour déterminer les lieux de fréquentation des groupes d'animaux, nous avons utilisé deux sources de données : les comptages d'animaux et les suivis GPS. En premier lieu, les comptages permettent simplement d'évaluer les nombres d'animaux observés dans différentes zones. En second lieu, à partir de suivis GPS de groupes d'animaux, nous construisons leur trajectoires en adaptant les concepts de la Time Geography en répertoriant les pauses et les déplacements des trajectoires. Puis nous agrégeons les pauses et les déplacements effectués par différents groupes pour identifier différents types de lieux de fréquentation, les lieux de séjours et les lieux de passages, qui définissent deux natures de pression animale, la consommation et le piétinement des ressources. Les nombres d'animaux sont estimés par le nombre de groupes qui s'arrêtent ou qui passent dans les lieux de fréquentation.
- L'identification des **lieux de changements significatifs de l'occupation du sol** à partir de données de télédétection. Il s'agit de caractériser les types de végétation et les états de l'occupation du sol par des mesures de leurs propriétés physiques sur des images satellites et de les comparer à différentes dates. Plusieurs types d'images ont été exploitées de manière à rendre compte de diverses évolutions : celles des satellites LANDSAT et MODIS, qui présentent des résolutions spatiales ou temporelles pertinentes. Ces images permettent de partitionner l'espace en zones d'occupation du sol soit en classes de végétation, soit en catégories d'indices NDVI caractérisant la quantité de végétation présente.

Nous avons ensuite mis en relation la pression animale, estimée par les lieux de fréquentation des groupes d'animaux, et la nature et l'intensité des changements de l'occupation du sol pour rechercher leurs correspondances par des méthodes cartographiques et statistiques. Nous apportons quelques éléments exploratoires à l'existence de ces correspondances en établissant des premières hypothèses, mais une discussion plus poussée, accompagnée de connaissances en écologie et de travaux terrain supplémentaires, serait nécessaire.

La diversité et l'incomplétude des sources de données

Les sources de données spatio-temporelles, que sont les comptages des animaux, les suivis GPS et les images satellites, utilisées pour rendre compte de la localisation et de l'état des objets géographiques d'intérêt sont très diverses. Nous avons proposé des méthodes permettant de les croiser de façon à enrichir les résultats et apporter des connaissances plus complètes pour décrire les interactions entre les populations animales et l'occupation du sol.

Cependant la mobilisation de ces différentes sources de données est une difficulté parce que ces sources de données sont hétérogènes. En effet, elles reposent sur des objets géographiques différents, observés à des périodes de temps et sur des zones spécifiques. Ces spécificités des sources de données entraînent des incomplétudes : tout l'espace n'est pas observé, ni tous les individus, ni toutes les périodes de temps. Du reste, les incomplétudes sont différentes pour chaque

source de données : les comptages sont effectués tous les ans à raison de quelques jours dans l'année et permettent d'observer certaines zones du parc (les zones visibles autour des points d'eau et le long des routes) ; les suivis GPS n'existent que pendant une année, 2010, à raison d'une position enregistrée par heure ou par jour et sont focalisés sur quelques groupes d'herbivores ; les images satellites sont disponibles tous les dix ans (LANDSAT) ou tous les mois (MODIS).

Les incomplétudes des données sources nous ont obligée à concevoir des méthodes adaptées pour traiter chacune de ces données de manière indépendante puis de repérer des points communs entre ces données. Nous avons ainsi essayé de tirer le meilleur parti de chaque donnée. C'est pourquoi nous avons d'une part mobilisé les cellules visibles depuis les routes parcourues qui correspondent à des lieux de fréquentation estimés par des comptages routiers et les lieux de fréquentation estimés par des trajectoires GPS. D'autre part, les lieux de changements de l'occupation du sol estimés par diverses images satellites ont été comparés.

Ces différentes sources de données hétérogènes permettent de construire différents points de vue sur les pratiques spatiales des animaux, qui se déroulent dans différents lieux de fréquentation, et l'évolution de l'occupation du sol, dans différents lieux de changements de l'occupation du sol. La mise en relation des pratiques spatiales des populations animales et de l'occupation du sol a ainsi été étudiée à différentes périodes de temps, pour différentes espèces et à différentes échelles spatiales. Cependant, en raison de l'absence de données décrivant les pratiques spatiales des animaux couvrant l'ensemble du parc, la mise en relation s'est focalisée sur certaines zones : les points d'eau et les zones délimitées par les comptages routiers et la zone couverte par les suivis GPS.

En regard de ces données qui mesurent les pratiques spatiales des animaux et l'évolution de l'occupation du sol, les témoignages d'experts relèvent de connaissances empiriques générales, autrement dit de faits stylisés. Nos résultats ont été confrontés avec ces témoignages d'experts, alimentant ainsi certaines hypothèses et réflexions.

II. Apports de la thèse

Le principal apport de la thèse est d'explorer le problème d'identification des interactions entre les populations animales et leur milieu naturel, en combinant des connaissances issues de domaines scientifiques certes connexes mais qui collaborent peu souvent ensemble. De manière plus détaillée, la thèse contribue à des apports conceptuels, méthodologiques et thématiques dans ces domaines.

Apports conceptuels

La pression exercée par les populations animales sur l'occupation du sol, appelée plus simplement la pression animale, était utilisée par les agronomes pour les animaux domestiqués (Hervé 1997). Cette notion a été adaptée dans la thèse pour les espèces d'animaux sauvages se déplaçant dans des espaces non segmentés (comme les parcelles). La pression animale définie dans la thèse enrichit la charge animale des agronomes en y ajoutant la récurrence et la nature des pratiques animales. Pour appréhender cette pression animale, nous avons utilisé des notions géographiques utilisées habituellement pour décrire les risques naturels : nous avons considéré la pression animale comme

un aléa, d'intensité plus ou moins forte, qui s'exerce sur les enjeux ressources, l'eau et la végétation. Cette notion de pression animale pourrait servir par la suite aux écologues pour caractériser la pression animale exercée par diverses espèces animales.

Deux types de pression animale ont été distingués : la consommation et le piétinement des ressources. La méthode (voir ci-dessous) pour identifier ces deux types de pression animale est complexe et a nécessité de définir des notions pour décrire les pratiques spatiales des animaux à partir des trajectoires GPS des groupes d'animaux. Ces trajectoires correspondent aux données de mobilité les plus précises dans l'espace et le temps, dont nous disposons. Nous avons distingué deux types de pratiques spatiales des troupeaux à partir de leurs trajectoires en adaptant des concepts de la Time Geography : les pauses et les déplacements. Une fois ces pratiques spatiales identifiées au niveau de chacun des groupes suivis, nous avons construits des lieux de fréquentation d'un ensemble de groupes en agrégeant leurs trajectoires. Les pauses agrégées et les déplacements agrégés ont permis de distinguer les lieux de séjours et les lieux de passages des groupes considérés. Dans chacun de ces lieux identifiés, la pression exercée par les groupes d'herbivores sur l'occupation du sol est estimée.

Par ailleurs, les schémas UML présentés dans la thèse traduisent les concepts utilisés et les méthodes développées. Ils ont particulièrement été utilisés pour décrire la méthode pour exploiter les trajectoires des groupes d'animaux, considérés comme des objets mobiles (Dodge et al 2008). Ces schémas mettent en évidence la modélisation informatique des trajectoires, qui pourra être adaptée à d'autres types d'objets mobiles. A cet égard, ces schémas constituent également des apports conceptuels, du point de vue de la géomatique. Les classes des schémas UML décrivent des objets informatiques (trajectoires, pauses, déplacements ou lieux de fréquentation) qui varient dans le temps. Pour décrire les objets temporels dans les schémas UML, nous avons utilisé des pictogrammes à manière de MADS (Spaccapietra et al. 2008).

Apports méthodologiques

Outils logiciels

Pour mettre au point nos méthodes (décrites en II dans les objectifs de la thèse), qui se veulent génériques et réutilisables pour d'autres problématiques en géographie ou en écologie, nous avons implémenté des algorithmes sur des logiciels développés et connus dans le domaine de la géomatique : la plateforme GeOxygène, qui est OpenSource, en utilisant une visualisation par OpenJump. Un utilisateur peut donc potentiellement télécharger et modifier librement ces algorithmes, même si à l'heure actuelle (début 2013), le code n'est pas encore mis en open source. La figure Conclusion.1 présente nos différents algorithmes (non exhaustifs : il manque le traitement des comptages aux points d'eau), leur enchaînement et les logiciels utilisés.

Trois autres logiciels ont été utilisés (cases en blanc dans la figure), les deux derniers étant également libres :

- ENVI pour réaliser des classifications supervisées d'images satellites. Ce logiciel avait l'avantage d'inclure divers algorithmes de classification, comme la distance minimale et le maximum de vraisemblance, ce qui n'est pas le cas de GeOxygène. Pour faciliter la

réutilisation de ce logiciel, nous avons utilisé les algorithmes classiques de classification d'images ;

- Quantum GIS pour visualiser les données de type raster, ce qui est impossible par OpenJump ;
- R pour effectuer des tests statistiques, logiciel très utilisé en écologie et en géographie.

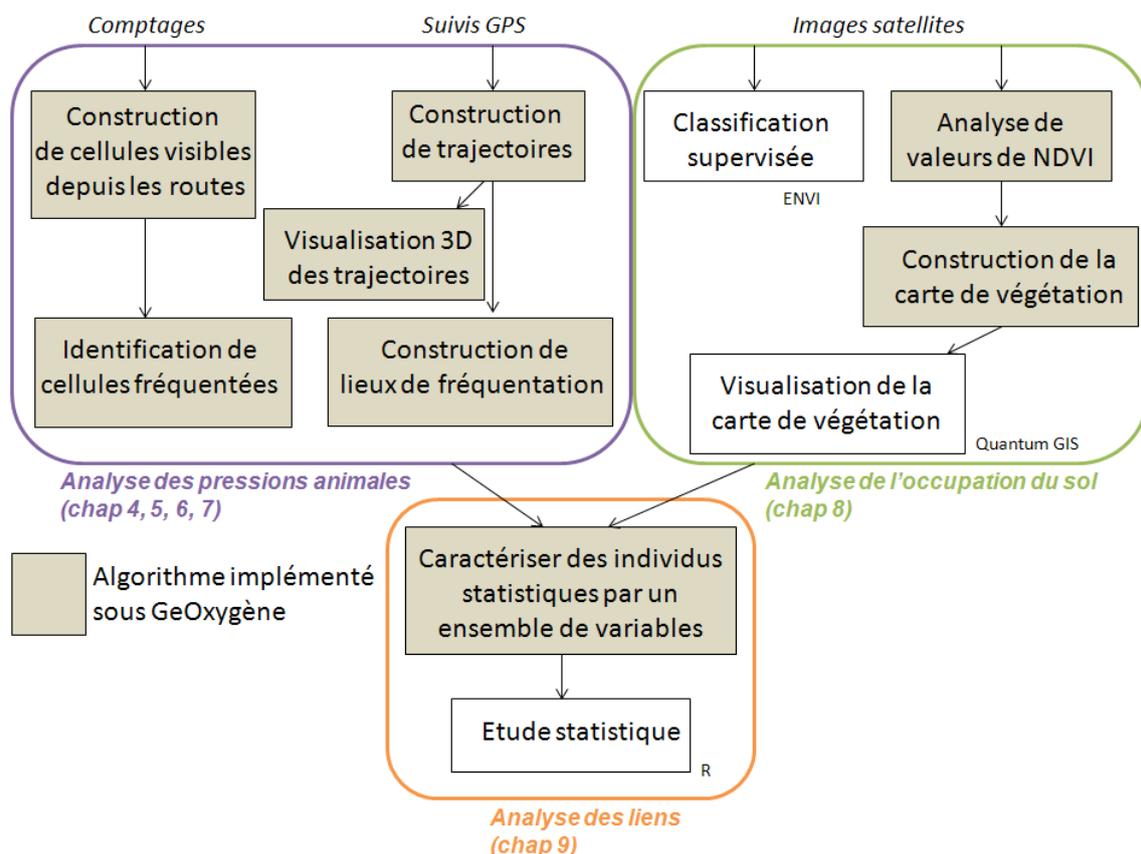


Figure Conclusion.1 : Chaîne des principaux algorithmes développés durant la thèse

Adaptation des méthodes développées

La plupart des méthodes développées impliquent des paramètres, discutés dans la thèse

- Les distances visibles de part et d'autre des routes parcourues lors des comptages routiers : il s'agit de fixer une distance qui délimite l'ensemble des cellules visibles où se trouvent potentiellement les animaux observés. Cette distance varie en fonction de la végétation présente près des routes. Nous avons évalué cette distance, dans le parc de Hwange, à 1 km de part et d'autre des routes (chapitre 4).
- Les vitesses seuil des espèces suivies : ces vitesses ont servi à identifier les pauses effectuées dans les trajectoires. Les vitesses seuils dépendent de l'espèce et du milieu dans lequel se déplacent les animaux. Nous avons fixé ces vitesses seuil à 1% des vitesses maximales observées par GPS des espèces (chapitre 5).

- La construction des lieux de fréquentation s'appuie sur des paramètres de distances. Notamment, nous avons fixé un seuil de distance entre les pauses identifiées, de différents groupes, qui ont permis de construire les lieux de séjours (valeur choisie ici : 1 km). En parallèle, les zones tampons autour des déplacements des groupes d'animaux utilisées pour construire les lieux de passages sont également paramétrables (ici 200 m). Ces deux distances nécessitent d'être testées (chapitre 7).

Ces trois types de paramètres sont à adapter en fonction des objets géographiques à étudier et de l'espace considéré. La distance visible depuis les routes parcourues peut être évaluée à l'œil nu. Elle dépend aussi de la taille des espèces animales considérées. Toutefois, on pourrait introduire des variations dans cette distance, en fonction des types de végétation présentes, par exemple. Les vitesses seuil des espèces suivies peuvent être évaluées également rapidement si on a accès aux vitesses usuelles des espèces étudiées. Nous avons utilisé les suivis GPS mais les expertises peuvent aussi être exploitées à ce niveau. Enfin, les distances pour élaborer les lieux de fréquentation sont plus difficiles à déterminer. Nous recommandons d'effectuer des tests de sensibilité de ces distances.

Enfin, les données qui ont été analysées émanent de nombreuses sources hétérogènes. Nous avons mis au point et adapté plusieurs outils SIG (par des cartes animées, de la géovisualisation des trajectoires en trois dimensions) pour permettre de comprendre la complexité de chacune de ces données. Ceci a permis d'enrichir les outils SIG. Il s'agit d'un apport ancré dans la géomatique.

Apports thématiques

Nos résultats permettent d'abord de quantifier l'évolution de l'occupation du sol en 7 ans sur l'ensemble du parc, grâce aux images MODIS. L'occupation du sol a évolué sur 12% du parc, d'après les images MODIS, ce qui est un chiffre relativement élevé. Cependant, ce changement n'a pas pu être évalué de façon quantitative par les experts. De manière qualitative, les images MODIS identifient deux grandes zones de changement de la végétation : les zones Sud et Nord du parc, la végétation du Sud s'étant plutôt dégradée, celle du Nord développée. Ce résultat a été confronté aux connaissances d'experts. Si la végétation de la zone Nord est effectivement perçue comme dégradée pour les experts, ils n'ont indiqué aucun changement notable de la végétation au Sud du parc. Ces écarts peuvent être dus à une incomplétude des expertises puisque la zone Sud du parc est très peu accessible. Nos résultats qui localisent et quantifient les changements de la végétation, constituent un apport pour les écologues et enrichissent leurs connaissances.

Nous avons identifié plusieurs tendances (voir chapitre 9 pour de plus amples détails) rentrant en compte dans les correspondances entre les pratiques animales et l'évolution de l'occupation du sol : 1/ l'espèce animale considérée et ses pratiques de déplacement récurrentes (comme les buffles), 2/ la taille et le poids de l'espèce animale considérée et 3/ l'activité réalisée par les groupes d'animaux dans les lieux de fréquentation (à savoir : le séjour ou le passage). Ceci permet d'enrichir les représentations de la pression animale utilisées en agronomie et en écologie.

III. Perspectives

Données : limites et recommandations

Par nature, les comptages d'animaux et les suivis GPS sont intrinsèquement des données imparfaites. Le réel apport des comptages est la durée de suivi par rapport aux suivis GPS qui sont mis en place récemment. Cependant, ces comptages doivent être réalisés régulièrement pour être exploités. L'intérêt des suivis GPS est leur précision pour détecter différentes natures de pratiques spatiales des animaux : les arrêts et les déplacements. On doit néanmoins veiller à bien répartir les colliers GPS, notamment dans l'espace, c'est-à-dire choisir différents groupes fréquentant différentes zones. Par ailleurs, l'idéal serait de disposer de grandes périodes de suivi GPS, plusieurs années par exemple, pour identifier les variabilités dans les pratiques spatiales des animaux pour différents types d'années (années sèche et pluvieuse).

L'intégration des connaissances des experts

Pour fixer des paramètres cohérents et mener à bien nos méthodes, nous avons effectué des travaux sur le terrain, au parc de Hwange. A cette occasion, les experts écologues ont été interrogés. Ce travail a été effectué au début de la thèse. Au cours de la thèse, nous avons certainement manqué d'interactions et de discussions avec les écologues, en raison de leur éloignement géographique. De manière générale, il faudrait plus interagir et échanger avec les experts pour valider les méthodes développées. Nous aimerions maintenant présenter nos derniers résultats aux experts.

Améliorations du code

Le code développé dans GeOxygène nécessite d'être finalisé pour être déposé en open source. Nous nous focaliserons sur cette tâche par la suite. Les méthodes pourront ainsi être réemployées.

Une de ces méthodes est un outil de géovisualisation : la cartographie en trois dimensions spécialement développée pour visualiser et analyser les trajectoires des groupes d'animaux. Cet outil pourrait facilement être pris en main par les experts écologues pour effectuer des analyses des déplacements en temps réel. Pour leur faciliter la tâche, nous pourrions améliorer l'interface et l'intégration de nouvelles données.

Cependant, trois modules ne font pas appel à GeOxygène à l'heure actuelle : la classification supervisée d'images satellites, la visualisation de la carte de végétation et l'étude statistique (voir figure 1). On pourrait envisager de développer les deux derniers modules sur GeOxygène de façon à enrichir la plateforme. Comme la classification supervisée d'images s'appuie sur un très grand nombre d'algorithmes, le développement de ce module sur GeOxygène risque d'être chronophage (et peut-être moins facile d'utilisation que sur le logiciel ENVI).

Vers d'autres applications, d'autres objets mobiles dans d'autres contextes

Ces méthodes pourraient permettre d'analyser d'autres problématiques. L'intérêt de tester notre modèle à différentes applications est d'essayer de créer une modélisation plus générique et d'appréhender d'autres types de contraintes spatiales ou temporelles. Cependant, cette adaptation à

différents types d'objets nécessite d'identifier les seuils de vitesses adéquats permettant de détecter les pauses.

Tout d'abord, nous pourrions utiliser cette même démarche pour étudier les déplacements d'herbivores dans un autre parc naturel. Ces herbivores pourraient être choisis sur différents critères que les nôtres. Par exemple, nous pourrions étudier l'effet de petits herbivores sur l'occupation du sol, comme les insectes. Ces animaux sont particulièrement intéressants parce qu'ils n'ont pas le même mode de déplacement que les ongulés : ils volent. On peut alors se demander si les notions de pauses et de déplacements correspondent à la même action si les espèces d'intérêt changent radicalement.

Ensuite, au lieu d'un espace naturel, nous pourrions nous focaliser sur un espace urbain ou périurbain et étudier les animaux qui habitent ces espaces, comme le font (Jolivet et al. 2011). Le projet national Trame Verte et Bleue (TVB), instauré suite au Grenelle de L'Environnement en 2007, cherche ainsi à identifier les trames vertes, constituées par des domaines vitaux et des corridors empruntés par les animaux. Une approche menée très majoritairement est l'identification des éléments de l'occupation du sol favorisant la présence d'animaux (Burel et Baudry 1999). Il s'agit ainsi d'identifier l'espace structurel où peuvent être présents les animaux. Une approche alternative et complémentaire pour identifier les trames vertes et bleues pourrait consister en l'identification de ces domaines vitaux et ces corridors, autrement dit de l'espace fonctionnel des animaux, par le biais des trajectoires GPS, comme nous l'avons fait dans la thèse.

Enfin, au-delà des animaux, ce modèle pourrait s'adapter à d'autres types d'objets mobiles : personnes ou des moyens de transports circulant dans une ville, sur l'eau ou même dans l'air.

Perspectives dans le parc

Les résultats de cette thèse peuvent servir à mieux gérer les ressources du parc. Un des lieux clés est les points d'eau, et particulièrement ceux qui sont pompés, où la végétation se dégrade et où sont présents les animaux. Cette présence est due aux ressources en eau. Pour alterner les fréquentations des populations animales, on pourrait imaginer créer un système de jachère, en alternant les points eau pompés. Chaque point d'eau serait tour à tour pompé et au repos. Les points d'eau permanents seraient ainsi différents d'années en années. Cependant cette installation serait sans doute difficile à mettre en place. Pour identifier sur quel point d'eau faire varier l'apport en eau, une simulation des déplacements des différentes espèces pourrait être réalisée, à différentes périodes de temps, et leur impact sur les ressources en eau et en végétaux. Cela nécessiterait peut-être de prendre en compte d'autres espèces que nos trois espèces et l'ensemble du parc.

Par ailleurs, on pourrait surveiller particulièrement la végétation dans les zones où la végétation a été identifiée comme en évolution, notamment le Sud et le Nord du parc.

Perspectives en recherche dans différents domaines

Nous détaillons ici les perspectives de recherche éventuelles dans les trois domaines scientifiques cités.

En écologie : mieux connaître les déplacements d'animaux

D'autres paramètres écologiques pourraient être étudiés, notamment : la qualité de l'eau des points d'eau, l'ouverture du paysage ou la présence de sel en surface (recherché par les herbivores). Ces paramètres, qui sont hétérogènes spatialement, pourraient influencer la présence de certaines espèces. Il faudrait les saisir et les introduire dans les analyses.

Nous avons sommairement identifié quelques coprésences entre différentes espèces par le biais de l'outil de géovisualisation des traces en trois dimensions (chapitre 6). Nous pourrions creuser cette notion de coprésence pour identifier des espèces qui cohabitent toujours ou des espèces qui s'évitent grâce à leurs traces GPS. Ces connaissances pourraient également permettre de comprendre la présence de certaines espèces en certains lieux.

Enfin, nous nous demandons s'il existe des formes de trajectoires par espèce. Nous pourrions créer des indicateurs plus poussés et réaliser des classifications de ces indicateurs. Des profils types de trajectoires pourront ainsi être dégagés. L'intérêt est de créer une base de connaissances décrivant les formes attendues de trajectoires des espèces dans ce type de milieu naturel. Pour cela, nous devons effectuer plus d'analyse des trajectoires d'animaux et disposer de plus de suivis.

En géographie : les temporalités et les retours

A notre connaissance, la thèse constitue un des premiers travaux de recherche à adapter des concepts de la Time Geography pour étudier des mobilités d'animaux. Or les concepts définis pour les individus humains ne sont pas nécessairement valables pour des individus animaux. Ainsi, alors que la notion de Station dans la Time Geography est fixe dans l'espace, elle inclut pour nous des petits déplacements, réalisés par les animaux pour accomplir une activité. Nous avons ainsi ajusté sa définition. En outre, cette notion de Station n'est définie que sur une temporalité journalière. Nous aimerions étendre sa définition pour qu'une Station existe pour quelques jours, quelques semaines ou sur une autre temporalité. En effet, nous avons identifié des 'super stations', notamment pour les zèbres, c'est-à-dire des zones où les animaux se déplacent peu pendant plusieurs jours.

Les activités que nous attribuons aux stations sont issues d'hypothèses émises après l'analyse des caractéristiques des stations, comme leur étendue et leur durée. Ces activités sont cependant incertaines. Il faudrait pouvoir intégrer cette incertitude dans les activités. Les experts pourraient jouer un rôle pour lever ces incertitudes, en validant les activités attribuées. Les connaissances d'experts pourraient ainsi être plus intégrées à notre modèle lors de la construction des trajectoires.

Nous avons analysé les trajectoires prises par les groupes d'animaux suivis. Certains de ces groupes semblent effectuer des circuits de façon cyclique. Notre méthode est de repérer les lieux empruntés par beaucoup d'animaux. Une méthode alternative pour quantifier les fréquentations des animaux dans les lieux serait une analyse du réseau de lieux pris par les groupes. A partir des trajectoires, nous pourrions créer des nœuds pour les stations et des arcs pour les déplacements. Il serait alors possible d'étudier l'accessibilité des stations ou leur centralité par l'analyse de graphes et les comparer avec les flux réels des groupes. Il faudrait également prendre en compte la végétation, en affectant les arcs selon la facilité de déplacement des animaux dans la végétation. Pour cela, il faudrait mieux connaître les capacités de déplacement des différentes espèces animales.

En géomatique : la cartographie dynamique et la gestion des imprécisions

Nous avons proposé une cartographie des trajectoires en trois dimensions. Elle permet notamment d'identifier les coprésences d'animaux. Nous n'avons pas visualisé l'occupation du sol de façon dynamique, mais proposé plusieurs cartes à différentes dates. Nous pourrions étudier la cartographie dynamique et conjointe des traces et de l'occupation du sol. Pour cela, nous devons mieux modéliser le temps dans nos bases de données.

Un autre problème intéressant est la cartographie des imprécisions et des incertitudes. Nous avons proposé des cartes dans la thèse, mais seule une seule propose de différencier les données imprécises. Il s'agit des zones de localisation probable des groupes d'animaux lors des comptages routiers en adaptant la transparence de ces zones (chapitre 4). Nous aimerions étudier d'autres moyens pour cartographier ces imprécisions. En outre, nous n'avons pas pris en compte ces imprécisions dans les méthodes d'agrégation de données par manque d'outils pour le faire. Par ailleurs, les experts représentent des zones incertaines dans leurs dessins, par l'utilisation de points d'interrogations ou de pointillés. Ces signes pourraient être intégrés en tant qu'attributs des zones identifiées. Ces attributs rendent compte d'un certain type d'imperfection (qu'il faut définir).

Bibliographie

Adler P. B., Lauenroth W. K., 2000, Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe, *Applied Vegetation Science*, 3: 213-222.

Affre L., 2006, Techniques d'échantillonnage en Ecologie Végétale, Cours de Master SET BioECO, Marseille.

Afonso F., Barbosa F., Rodrigues A., 2011, Trajectory data Similarity with Metric Data Structures, GISRUUK, England.

Agbahungba C., Awanou N.C., Idinoba M., Nkem J., 2007, Dynamique de l'occupation du sol, vulnérabilité des formations forestières ligneuses et changements climatiques au Burkina Faso, Forest Day in Bali, Indonesia, 8 December.

Agreste, Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire, <http://agreste.agriculture.gouv.fr/>, visité en 2011.

Alatorre L. C., Beguería S., 2010, Analysis of spatial and temporal evolution of the NDVI on vegetated and degraded areas in the central Spanish Pyrenees, In: Wagner W., Székely, B. (eds.): ISPRS TC VII Symposium – 100 Years ISPRS, Vienna, Austria, July 5–7, IAPRS, Vol. XXXVIII, Part 7A.

Allain Y.-M., 2001, Végétal ornemental, dans Le Perchec S., Guy P., Fraval A. (dir.), 2001. *Agriculture et biodiversité des plantes*, Dossiers de l'Environnement de l'INRA n°21, Paris, 170 p.

Allen J. F., 1984, Towards a general theory of actions and time, *Artificial Intelligence*, 23, 123-154.

Allen J. F., 1991, Temporal reasoning and planning, in *Reasoning About Plans*, Morgan-Kaufman, San-Mateo, CA, 1-68.

Alt H., Mehlhorn K., Waegner H., Welzl E., 1988, Congruence, Similarity and Symmetries of Geometric Objects, *Discrete and Computational Geometry*, 3 pages.

Alvares L. O., Bogorny V., Macedo J. A. F., Moelans B., Spaccapietra S., 2007, Dynamic Modeling of Trajectory Patterns using Data Mining and Reverse Engineering, In: Proc. of the 28th International Conference on Conceptual Modeling (ER'07) - Tutorials, Posters, Panels and Industrial Contributions, Auckland, New Zealand, 5-9 November, 149-154.

Aman A., Abe Ochou D., N'Guessan E, Koné B., Koné M., 2006, Variation saisonnière de la végétation de savane: cas du parc national de la Comoé en Côte d'Ivoire, *Téledétection*, 6(2) : 87-101.

- Amat J.-P., Dorize L., Le Cœur C., 2002, *Éléments de géographie physique*, Bréal, Paris, 448 p.
- Amparore A., 2010, Méthode d'analyse temporelle pour le suivi d'objets mobiles: Étude des conflits homme/grizzly dans le Yellowstone National Park (USA), Conférence francophone ESRI, 29-30 septembre, Versailles.
- Anders K.H., 2003, A hierarchical graph-clustering approach to find groups of objects, 5th Workshop on Progress in Automated Map Generalization, Paris.
- Andrienko G.L., Andrienko N.V., 1999. Interactive maps for visual data exploration, *International Journal of Geographical Information Science*, 13(4): 355–374.
- Andrienko N., Andrienko G., 2007, Designing visual analytics methods for massive collections of movement data. *Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization*, 42(2), p.117–138.
- Andrienko G., Andrienko N, Bak P., Keim D., Kisilevich S., Wrobel S., 2011, A conceptual framework and taxonomy of techniques for analyzing movement, *Journal of Visual Languages and Computing*.
- Angassa A, Oba G, 2010, Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia, *Journal of Arid Environments*, 74(1):111-120.
- Anthelme F., Waziri M.M., De Boissien D., Giazzi F., 2006, Dégradation des ressources végétales au contact des activités humaines et perspectives de conservation dans le massif de l’Air (Sahara, Niger), *Vertigo*, 7 (2), septembre.
- Aref W.G., Elkefy M.G., Elmagarmid A.K., 2004, Incremental, Online and Merge Mining of Partial Periodic Patterns in Time-Series Databases, *IEE Transactions in Knowledge Data Engineering*, 16 (3): 332-342.
- Argos System, <http://www.argos-system.org/>, visité en 2011.
- Ariano S., 2008, Pour une étude géographique du risque : les zones humides – Application à l’analyse du delta du Po, Thèse de doctorat en géographie, Universités de Padoue et Paris IV.
- Aristote et Pellegrin P., 1999, *Physique*, Flammarion, 476 pages.
- Arnaud A., Davoine P.-A., 2009, Cartographie des temporalités dans le domaine des risques, 24th International Cartographic Conference, ICC09, Chile, November.
- Arnaud P.M., Emig C.C., 1986, La population, unité fonctionnelle de la biocénose, colloque CNRS *Biologie des Populations*, septembre.
- Arnold G.W., Dudzinski M.L., 1978, *Ethology of free-ranging domestic animals*, Elsevier.
- Arnulf I., 1996, La rythmicité du sommeil paradoxal, *Science et Avenir Hors-Série*, Le Rêve.

Arthur S. M, Schwartz C.C., 1999, Effects of sample size on accuracy and precision of brown bear home range models, *Ursus*, 11:139-148.

Arvor D., 2009, Etude par télédétection de la dynamique du soja et de l'impact des conditions climatiques sur les productions au Mato Grosso (Brésil), Thèse de doctorat, Université Rennes 2, soutenue le 18 septembre, 380 p.

Arvor D., Dubreuil V., 2006, Apport des images NDVI du satellite SPOT-végétation à l'étude de l'impact des précipitations sur les rendements de soja au Mato Grosso (Brésil), Actes du Colloque « Interactions Nature-Société, analyses et modèles », La Baule, mai 2006, 6 p.

Astrium, <http://www.astrium-geo.com/>, visité en 2012.

Badard T., 2000, Propagation des mises à jour dans les bases de données géographiques multi-représentations par analyse des changements géographiques, *Thèse de doctorat en SIG, Université de Marne la Vallée*, soutenue le 15 décembre 2000

Bailey D.W., Gross J.E., Laca E.A., Rittenhouse L.R., Coughenour M.B., Swift D.M., Sims P.L., 1996, Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns, *J. Range Manage*, 49:386-400.

Bailly A.S., Béguin H., 2003, *Introduction à la géographie humaine*, Armand Colin, 224 p.

Bailly A, Ferras R., Pumain D., 2001, *Encyclopédie de géographie*, Economica, 278 p.

Balent G., 2001, Cartographier des activités de pâturage sur un territoire hétérogène avec le logiciel CARPAT, *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 27: 265- 282.

Balent G., Alard D., Blanfort V., Gibon A., 1998, Activités de pâturage, paysages et biodiversité, *Producción Ovina y Caprina*, 23 (1): 19-30.

Banos A., 2001, A propos de l'analyse spatiale exploratoire des données, *Cybergeo : European Journal of Geography*, <http://cybergeo.revues.org/4056>.

Banos A., Thevenin T., 2008, Création de champs de potentiel et simulation d'itinéraires à partir de l'enquête ménages déplacement, in *Information Géographique et Dynamique Urbaine, Volume 1 : Analyse et simulation de la mobilité des personnes*, Thériault M., Des Rosiers F. (eds.), Hermes Sciences Publishing.

Banos A., Thevenin T., 2010, *Mobilités urbaines et risques des transports : approches géographiques*, Hermès, Paris 244 p.

Bariou R., 1978, *Manuel de Télédétection*, Sodipe Ed., Paris, 349p.

Barnes R.F.W., Jensen K.L., 1987, How to Count Elephants in Forests, IUCN African Elephant and Rhino Specialist Group Technical Bulletin 1: 1–6. IUCN, Gland, Switzerland.

Barnes R.F.W., 2001, How reliable are dung counts for estimating elephant numbers?, *Afr. J. Ecol*, 39: 1–9.

Bartels R., Beatty J., Barsky B., 1987, *An introduction to splines for use in computer graphics and geometric modeling*, Morgan Kaufman Publishers, Los Altos, California.

Batschelet E., 1981, *Circular Statistics in Biology*, Academic Press, London.

Baubet E., Vassant J., Brandt S., Maillard D., 2007, Connaissances sur la biologie du sanglier: Utilisation de l'espace et régime alimentaire, Colloque Modalités de gestion du sanglier, 1-2 mars, Reims.

Baubet E., Brandt S., Vassant J., Gendner J.P., Klein F., 2004, Can wild boar be surveyed using GPS ?, *Mem. Natl. Inst. Polar Res.*, 58: 188-195.

Bavoux J.-J. (dir.), 1998, *Introduction à l'analyse spatiale*, Paris, Armand Colin, collection Synthèse, série Géographie.

Beauducel F., 2011, Surveillance volcanique : de la mesure instrumentale au modèle prédictif, Exemple des études de déformations de sol, Séminaire bureau des longitudes, Paris, 1^{er} juin.

Beck P. S. A., Wang T. J., Skidmore A. K., Liu X.H., 2008, Displaying remotely sensed vegetation dynamics along natural gradients for ecological studies', *International Journal of Remote Sensing*, 29:14, 4277 — 4283

Becu N., Sangkapitux C., Neef A., Kitchaicharoen J., Elstner P., 2006, Participatory simulation sessions to support collective decision: The case of water allocation between a Thai and a Hmong village in northern Thailand, International Symposium towards sustainable livelihoods and ecosystems in mountainous regions, 7-9 Mars, Chiang Mai, Thailand.

Bédard Y., Larrivée S., Proulx, M., Nadeau M., 2004, Modeling geospatial databases with plug-ins for visual languages: a pragmatic approach and the impacts of 16 years of research and experimentations on Perceptory, In CoMoGIS, LNCS, Springer, 1148-1158.

Beguín M., Pumain D., 1994, *La représentation des données géographiques*. Coll. Cursus. Paris: Colin. 192 p.

Beller A., 1991, Spatial/Temporal Events in GIS, In: Proceedings of GIS/LIS, 57(4): 407-411.

Benhamou S., 1998, Le domaine vital des mammifères terrestres. *Revue d'écologie - La Terre et la Vie*, 53 : 309–334.

Benhamou S., 2004, How to reliably estimate the tortuosity of an animals'path: straightness, sinuosity, or fractal dimension?, *Journal of Theoretical Biology*, 229:209-220.

Bennun L., Davies G., Newing K., Linkie M., 2004, *La biodiversité des forêts d'Afrique : Manuel pratique de recensement des vertébrés*, Earthwatch, Oxford, Royaume-Uni, 180 p.

Bensettiti F., Combroux I., Daszkiewicz P., 2006, Evaluation de l'Etat de conservation des Habitats et des Espèces d'intérêt communautaire 2006-2007, Guide méthodologique, Museum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, septembre, 59 p.

Bergstrom R., Skarpe C., 1999, The abundance of large wild herbivores in a semi-arid savanna in relation to seasons, pans and livestock, *Afr. J. Ecol.*, 37, 12–26.

Bertin J., 1999, *Sémiologie graphique : Les diagrammes - Les réseaux - Les cartes* – 3^{ème} édition (la première est de 1967), Editions de l'Ecole des Hautes Etudes en Sciences.

Biggs, J. R., Bennett K. D., Fresquez P. R., 2001, Relationship between home range characteristics and the probability of obtaining successful global positioning system (GPS) collar positions for elk in New Mexico, *Western North American Naturalist*, 61: 213–222.

Blanc J.J., Thouless C.R., Hart J.A., Dublien H.T., Douglas-Hamilton I., Craig G.C., Barnes R.F.W., 2003, African elephant status report 2002: an update from the African Elephant Database, IUCN/SSC/African Elephant Specialist Group, Switzerland.

Block W.M, Brennan L.A., 1993, The habitat concept in ornithology: Theory and applications, In: D.M. Power (ed.), *Current Ornithology*, Volume 11, Plenum Press, New York: 35-91.

Blok C., 2000, Monitoring change: characteristics of dynamic geo-spatial phenomena for visual exploration, in: Freksa Ch. et al.(Ed.), *Spatial Cognition II*, LNAI 1849, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 16–30.

Bogorny V., Heuser C.A., Alvares L.O, 2010, A conceptual Data Model for trajectory data mining. In Geographic Information Science, Lecture Notes in Computer Science, 2010, Volume 6292/2010.

Boitani L., Mattei L., Nonis D., Corsi F., 1994, Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy, *Journal of Mammalogy*, Volume: 75, Issue: 3, Publisher: JSTOR, Pages: 600-612.

Bonn F., Rochon G., 1992, *Précis de télédétection, Volume 1, Principes et méthodes*, Presses de l'Université du Québec/AUPELF.

Bonnin M., 2008, *Les corridors écologiques-Vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ?*, L'Harmattan, Paris.

Booch G., Rumbaugh J., Jacobson I., 2000, *Le guide de l'utilisateur UML*.

Bordin P., 2008, Méthode d'observation multi-niveaux pour suivre des phénomènes géographiques dans un SIG, *CFC*, N°198, décembre.

Börner K., 2010, *Atlas of Science: Visualizing What We Know*, The MIT Press, 161 p.

Boucher F., 2008, Réponse de la végétation aux changements climatiques et aux changements d'utilisation des terres dans la vallée de la Guisane (05): paramétrage et test de sensibilité d'un modèle de paysage (LAMOS), rapport de stage, option biologie et écologie.

Bouchon-Meunier B., 1995, *La logique floue et ses applications*, Paris : Addison-Wesley France, 257 p.

Bouillé F., 1977, Un modèle universel de banque de données simultanément portable, répartie, Thèse d'Etat Es Sciences (spécialité : mathématiques, mention : informatique), Paris : Université Pierre et Marie Curie- Paris VI.

Boulahya S., 2009, Représentation et interrogation de données spatio-temporelles : Cas d'étude sur PostgreSQL/PostGIS, rapport de stage de Master de Sciences informatiques, Université de Bruxelles.

Boulangeat I., Lavergne S., Van Es J., Garraud L., Thuiller W., 2012, Niche breadth, rarity and ecological characteristics within a regional flora spanning large environmental gradients, *Journal of Biogeography*, 39, 204–214.

Boulanger V., 2010, Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt, Thèse de doctorat, spécialité Biologie végétale et forestière, Université Henri Poincaré, soutenue le 27 avril, Nancy.

Bourgarel M., Fritz H., Gaillard J.-M., De Garine-Wichatitsky M., Maudet F., 2002, Effects of annual rainfall and habitat types on the body mass of impala (*Aepycerosmelampus*) in the Zambezi Valley, Zimbabwe, *African Journal of Ecology*, 40(2): 186-193.

Bouvet M., Ramoino F., 2010, Radiometric intercomparison of AATSR, MERIS, and Aqua MODIS over Dome Concordia (Antarctica), *Can. J. Remote Sensing*, 36(5): 464–473.

Bossard M., Feranec J., Otahel J., 2000, Corine Land Cover technical guide – Addendum 2000, technical report, European Environment Agency, n°40, May, Copenhagen, 105 p.

Bovet P., Benhamou S., 1988, Spatial analysis of animals' movements using a correlated random walk model, *J. Theor. Biol.*, 131: 419–433.

Bowler D.E., Benton T.G., 2005, Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behavior to spatial dynamics, *Biological Reviews*, 80:205-225.

Brau F., 2002, Les chorèmes comme outil d'analyse des besoins exprimés par des gestionnaires du territoire, *Mappemonde*, vol 68, n°4, décembre.

Bréda N., Soudani K., Bergonzini J.-C., 2002, *Mesures de l'indice foliaire en forêt*, Edition ECOFORISBN, 157 p.

Brévilliers M., 2009, Construction de la triangulation de Delaunay de segments par un algorithme de flip, Journées de géométrie algorithmique, 26-30 janvier.

Brillinger D.R., Haiganoush K.P., Ager A.A., Kie J.G., 2004, An exploratory data analysis (EDA) of the paths of moving animals, *Journal of Statistical Planning and Inference*, 122: 43-63.

Brou Yao T., 2001, Etude du fonctionnement des écosystèmes naturels en Côte d'Ivoire: suivi du stress hydrique à partir des données NDVI et proposition d'aménagement, *Géotrope*, Presse Universitaire de Côte d'Ivoire (PUCI), N°1, 41-49.

Brown D., Rothery P., 1993, *Models in Biology*, Wiley.

Bruderer B., Liechti F., 1998, Etude des migrations transméditerranéennes au moyen du radar-Directions de la migration nocturne en automne près de Malaga et à Majorque, Actes du 36^e colloque interrégional d'ornithologie, Neufchâtel (Suisse), 1996, *Nos Oiseaux*, supplément 2 : 51-60.

- Brunet R., 2000, Des modèles en géographie? Sens d'une recherche, *Bulletin de la Société de Géographie de Liège*, n°2, p. 21-30
- Bruter A., 2001, Les paradigmes pédagogiques, d'hier à aujourd'hui, *Perspectives documentaires en éducation*, n°53, 39-44
- Buard E., 2007, Cartography of Human Wildlife Conflicts in Kenya, 23rd International Cartographic Conference (ICC'07), 4-10 August, Moscow (Russia)
- Buard E., 2011 Pratiques spatiales des populations animales: analyses par les trajectoires, Dixièmes Rencontres de Théo Quant, Besançon, 23-25 février.
- Buard E., Brasebin M., 2011, Exploration of large animal trajectories, 25th ICC, 3-8 July, Paris.
- Buchin M., Kruckenberg H., Kölzsch A., 2012, Segmenting trajectories by movement states, Proceedings of SDH conference, 11 p.
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L., 1993, *Distance sampling : Estimating of abundance of biological populations*, Londres, Angleterre, Chapman and Hall, 448 p.
- Buquet T., 2006, Pourquoi la Bible des Septante a-t-elle traduit le zemer du Deutéronome en kamelopardalis ? Réflexions sur le statut symbolique et alimentaire de la girafe, *Anthropozoologica*, 41 (1) : 7-25.
- Burel F., Baudry J., 1999, *Écologie du paysage. Concepts, méthode et applications*, Éditions TEC & DOC, Lavoisier, Paris.
- Burgman M. A., Fox J. C., 2003, Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning, *Anim. Conserv.*, 6: 19, 28.
- Burt W. H., 1943, Territoriality and home range concepts as applied to mammals, *Journal of Mammalogy*, 24:346-352.
- Calenge C., 2005, Des outils statistiques pour l'analyse des semis de points dans l'espace écologique. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, 174p.
- Calenge C., 2006, The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals, *Ecological Modelling*, 197: 516-519
- Calenge C., Dray S., Royer-Carenzi M., 2009, The concept of animals' trajectories from a data analysis perspective, *Ecological informatics*, 4:34-41.
- Callot Y., Drouot J.-L., 2000, Télédétection, numérisation et transferts d'échelle dans l'étude géographique des milieux physiques et urbains, *Cybergeo : European Journal of Geography*, Dossiers, Actes des Journées de Télédétection en Sciences humaines, document 162, mis en ligne le 25 avril 2000.
- Caloz R., Collet C., 2001, *Précis de télédétection: Traitements numériques d'images de télédétection, Volume 3*, Presses de l'université du Québec, Universités francophones, 386p.

Canestrelli E., Costa P., 1991, Tourism carrying capacity : a fuzzy approach, *Annals of Tourism Research*, 18 (2).

Cao H., Wolfson O., 2005, Nonmaterialized Motion Information in Transport Networks, In Proc. of ICDT.

Caraco T., Pulliam H.R., 1984, Sociability and survivorship in animals exposed to predation, in Price P.W., Slobodchikoff C.N., Gaud W.S., eds, *A new ecology: novel approaches to interactive systems*, Wiley, New York, p 279-309.

Carbone C., Christie S., Conforti K., Coulson T., Franklin N., Ginsberg J.R., Griffiths M., Holden J., Kawanishi K., Kinnaird M., Laidlaw R., Lynam A., Macdonald D.W., Martyr D., McDougal C., Nath L., O'Brien T., Seidensticker J., Smith D.J.L., Sunquist M., Tilson R., Wan Shahrudin W.N., 2001, The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals, *Anim. Cons.*, 4: 75–79.

Carbone C., Cowlshaw G., Isaac N.J.B., Rowcliffe J.M., 2005, How far do animals go? Determinants of day range in mammals, *American Naturalist*, 165: 290-297.

Carfagna E., Gallego F., 2005, Using remote sensing for agricultural statistics, *International Statistical Review*, 73(3), 389-404.

Carr, A., 1963. Orientation problems in the high seas travel and terrestrial movements of marine turtles, In: Slater, L.E. (Ed.), *Bio-Telemetry*, MacMillan Company, New York, 179–193.

CartoMouv' 2011 <http://www.cartomouv.parisgeo.cnrs.fr/index.php?page=accueil>.

Caudeville J., Govaert G., Bonnard R., Blanchard O., Ung A., Bessagnet B., Cicoella A., 2009, Construction d'un indicateur d'exposition spatialisé de l'environnement – Application au Nord-Pas de Calais, *Air Pur*, N° 76 : 49-55.

CCE (Commission de Coopération Environnementale), 2008, La mosaïque nord-américaine : Aperçu des principaux enjeux environnementaux, Rapport sur la Qualité de l'eau.

CE (Communauté Européenne), 2001, Manuel des concepts relatifs aux systèmes d'information sur l'occupation et l'utilisation des sols.

CEDEAO, OCDE, 2007, Les dynamiques démographiques, Atlas de l'Intégration régionale en Afrique de l'Ouest.

Cibien C., Magnac P., 1998. Etudes, recherches et mesures en faveur de la faune sur le réseau routier : état des lieux et proposition, Routes et faune sauvage du 30 septembre au 2 octobre 1998, Ministère de l'équipement des transports et du logement.

Chabrol J.-P., 2005, Construire des graphes sagittaux pour penser la complexité et initier les élèves à la démarche systémique, *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 45 : 15-23.

Chaïb J., Thorez J.-P., 2004, Végétaliser une mare, Connaître pour agir, Agence régionale de l'environnement de Haute-Normandie, 5 pages.

Chammaillé James S., 2006, Sous le ciel africain : des fluctuations climatiques à la régulation des populations, le rôle de l'eau de surface dans la dynamique spatio-temporelle d'une population d'éléphants, Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris.

Chammaillé-Jammes S., Fritz H., Murindagomo F. 2007. Climate-driven fluctuations in surface-water availability and the buffering role of artificial pumping in an African savanna: potential implication for herbivore dynamics, *Austral Ecology*, 32:740-748.

Chammaillé-Jammes S., Valeix M., Bourgarel M., Murindagomo F., Fritz H., 2009, Seasonal density estimates of common large herbivores in Hwange National Park, Zimbabwe, *African Journal of Ecology*, 47, 804-808.

Chape S., Blyth S., Fish L., Fox P., Spalding M., 2003, *United Nations List of Protected Areas*, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and UNEP-WCMC, Cambridge, UK. ix + 44pp.

Chardonnel S., 2001, La time-geography : les individus dans le temps et dans l'espace, *Modèles en analyse spatiale*, sous la direction de Léna Sanders, Chapitre 4, 2001, Traité IGAT, Editions Hermès, 129-156.

Chardonnet B., 2011, Comment améliorer la collecte des données sur la faune africaine ?, Surveillance and notification to the OIE of diseases of wildlife, Gaborone, Botswana, November 28 - December 01.

Charlez A., 1990, Réglementation de la capture, du marquage et du lâcher des ongulés sauvages, Techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages : actes du symposium, éditeur Dominique Dubray, Mèze, Hérault, 20-22 mars, 344 p, 3-6.

Chase M., Griffin C., 2008, Seasonal Abundance and Distribution of Elephants in Sioma Ngwezi National Park, southwest Zambia, *Pachyderm*, No. 45, June-July.

Chave E., 2011, Tranquillisation, sédation et anesthésie des bovidés sauvages en parcs zoologiques, Fiches de présentation des espèces, Thèse de vétérinaire, Ecole nationale Vétérinaire de Toulouse, 254p.

Chen P.P., 1976, The Entity Relationship Model - Towards a Unified View of Data , *ACM Transactions on Database Systems*, 1(1): 9-36.

Chen X., Vierling L., Deering D., 2005, A simple and effective radiometric correction method to improve landscape change detection across sensors and across time, *Remote Sensing of Environment*, 98: 63 – 79.

Chirat G., 2010, Description et modélisation du comportement spatial et alimentaire de troupeaux bovins en libre pâture sur parcours, en zone tropicale sèche, Thèse de doctorat, soutenue le 4 mars, Montpellier SupAgro, spécialité modélisation et zootechnie des systèmes d'élevage.

Choplin A., Drozd M., 2009, Des déserts déserts d'hommes ? -Approche géographique d'un milieu dit hostile, Présentation Lacito journée désert, octobre.

Christophe J.-D., 2004, La bouse : historique, importance et écosystème, Thèse d'exercice, Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse - ENVT, 82 p.

a- Christophe S., Davoine P.-A., Jambon F., André-Poyaud I., Chardonnel S., Lutoff C., Lbath A., 2010, Acquisition de connaissances sur les déplacements quotidiens des individus dans un contexte de risques naturels / Protocoles d'enquête à l'aide de technologies mobiles, Spatial Analysis and GEomatics (SAGEO'2010), Toulouse.

b- Christophe S., André-Poyaud I., Chardonnel S., Davoine P.-A., Jambon F., Lbath A., Lutoff C., Mandran N., Meillon B., 2010, Human Behaviour Analysis during Remarkable Flood Episodes: Proposition of Automatic Survey Protocols based on Mobile Technologies, AGILE'2010 Workshop on Movement Research: are you in the flow?, August.

Claramunt C., Thériault M., 1996, Toward semantics for modelling spatio-temporal processes within GIS. In Kraak, M.J. and Molenaar, M., editors, *Advances in GIS II*, Delft: Taylor and Francis, 47–64.

Claramunt C., Jiang B., 2000, Hierarchical reasoning in space and time, in 9th International Symposium on Spatial Data Handling (SDH), 10-12 August 2000, Beijing, P.R.China, P. Forer, A. G. O. Yeh and J. He (eds.), 3a: 41-51

Claramunt C., 2010, Moving objects at sea: trends and challenges, Proceedings of Workshop on Movement Pattern Analysis, GIScience, Zurich.

Claridge A., Mills D., Hunt R., Jenkins D., Bean J., 2009, Satellite tracking of wild dogs in south-eastern mainland Australian forests: Implications for management of a problematic top-order carnivore, *Forest Ecology and Management*, 258, 814–22.

Claudin J., Bernard-Brunet J. Joliveau T., 1995, La cartographie pour la gestion des espaces naturels, Actes des rencontres internationales ATEN/Cemagref-DICOVA/CRENAM, Saint Etienne, 13-17 novembre, 480 p.

Clemens M., Moss T., 2005, Costs and Causes of Zimbabwe's Crisis, Center for global development, http://cgdev.org/files/2918_file_Zimbabwe_Crisis.pdf, Washington, USA.

CNES (Centre National D'Etudes Spatiales), 2009 , Argos, *Magazine Educ*, N°42 , juillet 2009, http://www.cnes.fr/automne_modules_files/standard/public/p7824_7665b3c1d9561fed49d50e73b2ffd159CnesmagEduc_BAT.pdf

Cohen J., 1960, A coefficient of agreement for nominales scales, *Educational and Psychological Measurement*, 20 (1), 37–46.

Cohen M, Frédéric A, Nicole-Régine M.,1998, Modelling interactions between biophysical and social systems : the example of dynamics of vegetation in Causse Mejan (France), *Cybergeo*, [Internet, consulté le 13 janv 2010], Available from: <http://www.cybergeo.eu/index1551.html>.

Coley P.D., 1988, Effects of plant growth rate and leaf lifetime on the amount and type of anti-herbivore defense, *Oecologia*, 74:531-536

Colot O., 2000, Systèmes de perception d'informations incertaines - Application au diagnostic médical, Mémoire de HDR, Université de Rouen.

Çöltekin A., Fabrikant S.I., Lacayo M., 2010, Exploring the efficiency of users' visual analytics strategies based on sequence analysis of eye movement recordings, *International Journal of Geographical Information Science*, 24(10): 1559–1575.

Congalton R.G., Oderwald R.G., Mead R.A., 1983, Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 49 (12), 1671–1678.

Connan D., Amboseli entre compétition politique et protection de la faune, *Mambo !*, Vol VI (5); 1-4.

Coppin P., Jonckheere I., Nackaerts K., Muys B., Lambin E., 2004, Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review, *International Journal of Remote Sensing*, 25(9), 1565- 1596.

Cornwell W.K., Schwikl D.W., Ackerly, D.D., 2006, A traitbased test for habitat filtering: convex hull volume, *Ecology*, 87, 1465–1471.

Conover M.R., 2002, *Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management*, Lewis Publishers, 418p.

Conybeare A.M., 2004, Elephant impacts on vegetation and other biodiversity in the broadleaved woodlands of S-Central Africa. In: Timberlake J.R., Childes S.L. (eds), *Biodiversity in the Four Corners Area: Technical Reviews*, Biodiversity Foundation for Africa and Zambezi Society, Bulawayo, 477-508.

Corgne S., 2004, Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : application à la couverture hivernale des sols en Bretagne, thèse de doctorat, Université de Rennes 2 – Haute Bretagne, soutenue le 10 décembre.

Coyne M., Godley B., 2005, Satellite Tracking and Analysis Tool: 211,110 Data Points and Growing, Argos Users Conference.

Coppock D.L., Detling J.K., Ellis J.E., Dyer M.I., 1983, Plant-herbivore interaction in a North American mixed-grass prairie. I. Effects of black-tailed prairie dogs on intraseasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity, *Oecologia*, 56: 1-9.

Couillet A., Ravenel L., Poli R., 2010, La cartographie des trajectoires : l'apport de l'animation pour représenter la carrière des footballeurs professionnels, *Le monde des cartes*.

Cumming D.H.M., 1981, The management of elephants and other large mammals in Zimbabwe, in Jewell P.A., Holt S. (eds), *Problems in management of locally abundant wild animals*, Academic Press, London, 91-118.

Curatolo J.A., 1986, Evaluation of a satellite telemetry system for monitoring movements of caribou *Rangifer*, Spec. Issue No. 1:73-80.

Daudé E., 2003, Apports de la simulation multi-agents à l'étude des processus de diffusion, 6èmes Rencontres de Théo Quant, Besançon, France 20-21 février.

- Dauphiné A., 1987, *Les modèles de simulation en géographie*, Paris, Édit. Économica, 187 p.
- Dauphiné A., 2001, *Risques et catastrophes. Observer. Spatialiser. Comprendre. Gérer* - Collection U, Géographie, Editions Armand Colin, Paris, 288 p.
- Dauphiné A., Provitolo D., 2007, La résilience : un concept pour la gestion des risques, *Annales de géographie*, 654 (2)
- Dauvin J.-C., 2009, Place stratégique du patrimoine naturel dans le processus de la gestion intégrée des zones côtières sur la façade atlantique, *Vertigo*, Hors-série, 5 mai.
- Davi H., 2010, Introduction à la modélisation en écologie, Journées « modélisation en environnement », 22-26 février.
- Davidson T., 1967, *Wankie. The Story of a Great Game Reserve*, Books of Africa, Cape Town, South Africa.
- De Beer Y., Kilian W., Versfeld W., Van Aarde R.J., 2006, Elephants and low rainfall alter woody vegetation in Etosha National Park, Namibia, *Journal of Arid Environments*, 64, 412-421.
- Décamps H., 2007, La vulnérabilité des systèmes socioécologiques aux événements extrêmes : exposition, sensibilité, résilience, *Natures Sciences Sociétés*, 15, 48-52
- De Granville J.-J., 1986, Les formations végétales de la bande côtière de Guyane Française, dans Sépanguy, *Sépanrit, Le littoral guyanais*, 10 p.
- Dejaifve P.-A., 2004, Pastoralisme dans la réserve naturelle nationale du val d'Allier, LPO Auvergne, ONF, Diren.
- De Knegt H.J., Groen T.A., van de Vijver C.A.D.M., Prins H.H.T., Van Langevelde F., 2008, Herbivores as architects of savannas: inducing and modifying spatial vegetation patterning, *Oikos* 117: 543-554.
- De Knegt H.J., van Langevelde F., Skidmore A.K., Delsink A., Slotow R., Henley S., Bucini G., De Boer W.F., Coughenour M.B., Grant C.C., Heitkönig I.M.A., Henley M., Knox N.M., Kohi E.M., Mwakiwa E., Page B., Peel M., Pretorius Y., van Wieren SE, Prins H.H.T., 2011, The spatial scaling of habitat selection by African elephants, *Journal of Animal Ecology*, tentatively scheduled Volume 80 Issue 2.
- Delagarde R., 2009, Outils et indicateurs pour calculer et concilier ingestion des vaches laitières et valorisation de l'herbe au pâturage, *Fourrages*, 198.
- Delattre T., 2010, Influence de la structure du paysage et des conditions météorologiques sur le comportement de dispersion de *Maniola jurtina* (Lepidoptera : Nymphalidae, L.) dans un agroécosystème bocager, Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, 7 décembre.
- Delbart N., 2005, Télédétection de la phénologie dans les régions boréales, Thèse de Doctorat, Spécialité: Télédétection de l'environnement, Université de Toulouse III, 7 Juillet.
- Denègre J., Salgé F., 2004, *Les systèmes d'information géographiques*, 2ème édition, PUF, collection Que sais-je ?.

Denhez F., 2007, *La Nature, combien ça coûte ? Pourquoi l'écologie n'est pas l'ennemie de l'économie*, Editeur Delachaux & Niestle, 27 septembre.

Derrien M., Farki B., Le Gleau H., Sairouni A., 1992, Classification de la végétation sur la France à l'aide de l'AVHRR de NOAA-11, *Noréis*, 155 : 269-282.

De Runz C., 2008, Imperfection, temps et espace : modélisation, analyse et visualisation dans un SIG archéologique, thèse de doctorat soutenue le 25/11/2008, Université de Reims Champagne-Ardenne.

D'Este G.M., Zito R., Taylor M.A.P., 1999, Using GPS to Measure Traffic System Performance, *Journal of Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering*, 14, pp.273-283.

Devictor V., Julliard R., Jiguet F., 2008, Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation, *Oikos*, 117 (4):507–514.

Devogele T., 1997, Processus d'intégration et d'appariement de bases de données géographiques – application à une base de données routière multi-échelles, thèse de doctorat en informatique, Université de Versailles, 12/12/1997.

a Devogele T., 2009, Modélisation spatio-temporelle, Ecole d'été du GDR MAGIS, 7 - 11 Septembre, Aussois.

b Devogele T., 2009, Système d'information géographique temporelle maritime ; Des distances linéaires à l'analyse temps réel des trajectoires, mémoire d'HDR, Université de Bretagne Occidentale, Ecole Doctorale des Sciences de la Mer, Spécialité : Géomatique. Laboratoire d'accueil : Institut de Recherche de l'Ecole Navale (IRENav), 1st december 2009.

Dey A.K., 2001, Understanding and using context, *Personal and Ubiquitous Computing*, 5: 4–7.

Diaz S., Fargione J., Chapin F.S., Tilman D., 2006, Biodiversity loss threatens human well-being, *Plos Biology*, 4(8): 1300-1305.

Dickson B.G., Beier P., 2007, Quantifying the influence of topographic position on cougar (*Puma concolor*) movement in southern California, USA, *Journal of Zoology*, 271:270–277.

Di Méo G., 1991, L'Homme, la Société, l'Espace, *Anthropos*, 319 pages.

Distefano E., 2005, Human-Wildlife Conflict worldwide: collection of case studies - analysis of management strategies and good practices, Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), Sustainable Agriculture and Rural Development Initiative (SARDI), Rome, Italy.

Dodge S., Weibel R., Lautenschütz A.-K., 2008, Towards a Taxonomy of Movement Patterns, *Journal of Information Visualization*, Vol. 7, pp 240–252. doi:10.1057/palgrave.ivs.9500182.

Dodge S., Weibel R., Forootan E., 2009, Revealing the physics of movement: Comparing the similarity of movement characteristics of different types of moving objects. *Journal of Computers, Environment and Urban Systems*, 33(6): 419-434.

a Dodge S., Weibel R., Laube P., 2011, Trajectory Similarity Analysis in Movement Parameter Space, GISRUk.

b Dodge S., Laube P., Weibel R., 2011, Movement Similarity Assessment Using Symbolic Representation of Trajectories, *IJGIS*.

Donaldson A., Bennett A., 2004, Ecological effects of roads: Implications for the internal fragmentation of Australian parks and reserves, *Parks Victoria Technical Paper Series*, No. 12, Australia.

Douglas-Hamilton I., Kahumbu P., Thouless C., Whyte I.J., 1994, Experimental elephant count by fixed wing aircraft in the Kruger National Park, *Pachyderm journal of the African Elephant Specialist Group*.

Douville H., André J.-C., De Marsily G., 2007, Les impacts des changements climatiques sur le cycle hydrologique, *Annales des Mines "Responsabilité et Environnement"*, juillet "Réchauffement climatique et effet de serre".

Dublin H.T., Taylor R.D., 1996, Making management decisions from data. In: Kangwana, K.F. (Ed.). Studying elephants, *Technical Handbook Series*, 7: 10-17.

Dubois M.A., 2005, Modélisation en épidémiologie : Objectifs et méthodes, *Epidémiol. et santé anim.*, 2005, 47, 1-13.

Dubray D., 1990, Expérience française en matière de marquage optique des ongulés sauvages (techniques et efficacité) : synthèse et analyse critique des questionnaires d'enquêtes, Techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages : actes du symposium, éditeur Dominique Dubray, Mèze, Hérault, 20-22 mars, 344 p, 3-6.

Dumont B., Boissy A., 1999, Relations sociales et comportement alimentaire au pâturage, *INRA Prod. Anim.*, 12 (1), 3-10.

Duncan K., Holdaway R., 1989, Footprint pressures and locomotion of moas and ungulates and their effects on the New Zealand indigenous biota through trampling, *New Zealand Journal of Ecology*, 12:97-101.

Duncan P., 1983, Determinants of the use of habitat by horses in a Mediterranean wetlands, *Journal of Animal Ecology*, 52: 93-109.

Dunham K.M., 2002, Aerial census of elephants and other large herbivores in north west Matabeleland, Zimbabwe: 2001, Project Paper No. 81, WWF Southern Africa Regional Programme Office (WWF - SARPO), February, 81 p.

Dupont H., Mihoub J.B., Becu N. and Sarrazin F., 2011, Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices : Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency, *Ecological Modelling*, 222: 982-992.

Durand-Dastès F., 2003, Les géographes et la notion de causalité, dans Viennot L. et Debru C. (Ed.), *Enquête sur la notion de causalité*, 145-160.

- a- Durand-Dastès F., 2001, Le temps, La géographie et ses modèles, *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 40(1) : 5-13.
- b- Durand-Dastès F., 2001, Les concepts de la modélisation en analyse spatiale, Dans Sanders L. *Modèles en analyse spatiale*, Paris, Hermès Science Publications, 31-57.
- Durrer R., Vonlanthen M., 2010, Mécanique Analytique, support de cours, Département de Physique Théorique de l'Université de Genève.
- Dussault C., Ouellet J.-P., Courtois R., Huot J., Breton L., Jolicoeur H., 2005, Linking moose habitat selection to limiting factors, *Ecography*, 28: 619–628.
- Du Toit J.T., Owen-Smith N., 1989, Body size, population metabolism and habitat specialization among large African herbivores, *American Naturalist*, 133: 736-740.
- Duquenne F., Botton S., Peyret F., Betaille D., Willis P., 2005, *GPS: Localisation et navigation*, Editions Hermès, 2ème édition, Hermès science, Lavoisier, 336 p.
- Drouet-Hoguet N., 2007, Influence des activités anthropogéniques sur le régime alimentaire et la réponse numérique de la hyène tachetée en savane arborée dystrophique dominée par l'éléphant, Ph.D. Thesis, University Claude Bernard Lyon 1, France.
- Dyer S.J., O'Neill J.P., Wasel S.M., Boutin S., 2002, Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta, *Can. J. Zool*, 80: 839–845
- Dykes J.A., Mountain D.M., 2003, Seeking structure in records of spatio-temporal behaviour : visualization issues, efforts and application, *Computational Statistics and Data Analysis*, 43 (4): 581-603.
- Eckhardt D.W., Verdin J.P., Lyford G.R., 1990, Automated Update of an Irrigated Lands GIS Using SPOT HRV Imagery, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 59 (11): 1515-1522.
- Ellegård, K., 1999, A time-geographical approach to the study of everyday life of individuals – a challenge of complexity, *GeoJournal*, 48: 167-175.
- Elissalde B., 2005, Temporalités et modélisation de dynamiques régionales. In *Modélisations en géographie – déterminismes et complexité*, Traité IGAT, Guermond Y.
- Elkins N., 1996, *Les oiseaux et la météo*, Delachaux & Niestlé, 218 p.
- Eltabakh M.Y., Ouzzani M., Aref W.G., 2007, bdbms : A Database Management System for Biological Data, in *CIDR*, 196-206.
- Enguehard R., Devillers R., Hoerber O., 2011, Geovisualization of fishing vessels movement patterns using hybrid fractal/velocity signatures, *GeoViz 2011*, Hamburg, Germany, March 10.
- Epstein D., 2011, L'influence de la mobilité quotidienne sur la mobilité résidentielle au Luxembourg, Théoquant, Besançon.

Estes R.D., 1991, *The Behavior Guide to African Mammals*, University of California Press, Berkeley.

Etienne L., Devogele T., Bouju A., 2009, Analyse de similarité de trajectoires d'objets mobiles suivant le même itinéraire : Application aux trajectoires de navires, *Revue Ingénierie des Systèmes d'Information (ISI)*, numéro thématique *Systèmes d'information et géolocalisation*, 14(5): 85-106.

Etienne L., Devogele T., Bouju A., 2010, Spatio-Temporal Trajectory Analysis of Mobile Objects Following the Same Itinerary, In *Proceedings of the International Symposium on Spatial Data Handling (SDH)*, Hong Kong, 2010.

EUROPARC Federation, <http://www.euoparc.org/home/>

Euzenat J., Shvaiko P., 2007, *Ontology Matching*, Springer , 333 p.

FAO, 1998, Multiple frame agricultural surveys. Agricultural survey programs based on area frame or dual frame (area and list) sample designs, *FAO Statistical Development Series*, Vol. 2

FAO, 2006, Manuel pratique pour la gestion cynégétique durable des populations de mouflons à manchettes, Rapport, Maroc, 84 p.

Fattebert J., 2005, Structure de la population, démographie et utilisation de l'espace par le sanglier *Sus scrofa* dans l'ouest du canton de Genève, Suisse. Thesis: 1-80. Université de Neuchâtel, Switzerland.

Farruggia A., Dumont B., Jouven M., Baumont R., Loiseau P., 2006, La diversité végétale à l'échelle de l'exploitation en fonction du chargement dans un système bovin allaitant du Massif central, *Fourrages*, 188, 477-493

Faucher C., Tissot C., Lafaye J.Y., Bertrand F., Brosset D., Rouan M., 2010, Location- and temporal-based services for nature-society interaction regulation, *Journal of Location Based Services (JLBS)*, *Special Issue : GeoVA(t) - Geospatial visual analytics : focus on time - Special issue of the ICA Commission on GeoVisualisation*, Taylor & Francis, vol 4/3-4, 147-165.

Fauvel M., Sheeren D., Chanussot J., Benediktsson J. A., 2012, Filtrages morphologiques directionnels multi-échelle pour la cartographie des haies à partir d'un couple d'images Worldview-2, Journée « Approches méthodologiques en géomatique pour la cartographie de la Trame Verte et Bleue (TVB) », 24 janvier 2012 – PARIS

Fayyad U., Piatestsky-Shapiro G., Smyth P., 1996, From data mining to knowledge discovery in databases, *AI magazine*, 17 (3), 37-54.

Fenton M.B., Cumming D.H.M., Rautenbach I.L., Cumming G.S., Cumming M.S., Ford G., Taylor R., Dunlop J., Hovorka M.D., Johnston D.S., Portfors C.V., Kalcounis M.C., Mahlanga Z., 1998, Bats and the loss of tree canopy in African woodlands, *Conservation Biology*, 12: 399-407.

Ferguson S.H., Young B.G., 2011, Aerial survey estimates of hauled-out Ringed Seal (*Pusa hispida*) density in western Hudson Bay, June 2009 and 2010, *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* , 29. Iv, 12 p.

Fernandez J.-J., 1987, L'homme, un faible « sprinter » par rapport aux animaux, *La revue olympique*, 240 : 522-525.

Ferreira L., Yoshioka H., Huete A., Sano E., 2003, Seasonal landscape and spectral vegetation index dynamics in the Brazilian Cerrado: An analysis within the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia(LBA), *Remote Sensing of Environment*, 87(4), 534-550.

Foody G. M., 2002, Status of land cover classification accuracy assessment, *Remote Sensing of Environment*, 80(1), 185-201.

Forer P., 1998, Geometric approaches to the nexus of time, space, and microprocess: implementing a practical model for mundane socio-spatial systems. In: M.J. Egenhofer and R.G. Gollege (Editors), *Spatial and temporal reasoning in geographic information systems*, Spatial Information Systems, Oxford University Press, Oxford.

Forman R.T.T., Godron M., 1986, *Landscape Ecology*, John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.

Forman R.T.T., 1995, *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*, Cambridge: Cambridge University Press.

Fortin M.-J., Keitt T. H., Maurer B. A., Taper M. L., Kaufman D. M., Blackburn T. M., 2005, Species' geographic ranges and distributional limits: pattern analysis and statistical issues. *Oikos* 108: 7-17.

Fortin D., Boyce M.S., Merrill E.H., 2004, Multi-tasking by mammalian herbivores: overlapping processes during foraging, *Ecology*, 85 (8):2312-2322.

Fougères A.-J., 2003, Une architecture cognitive d'agents communicants dans des systèmes d'information complexes, Modèles formels de l'interaction, Actes des Secondes Journées Francophones, *Cépaduès*, 255-26

Frank A. U., 1994, Qualitative temporal reasoning in GIS - ordered time scales, in Proceedings of the Sixth International Symposium on Spatial Data Handling Conference, edited by T. C. Waugh and R. C. Healey, London: Taylor & Francis, 410-430.

Franklin A.B., Noon B. R., George T.L., 2002, What is habitat fragmentation?, *Avian Biology*, 25:20-29.

Friedl M. A., McIver D. K., Hodges J. C. F., Zhang X. Y., Muchoney D., Strahler A. H., Woodcock C. E., Gopal S., Schneider A., Cooper A., Baccini A., Gao F., Schaaf C., 2002, Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results, *Remote Sensing of Environment*, 83(1), 287--302.

Fritz H., De Garine-Wichatitsky M., Letessier G., 1996, Habitat use by sympatric wild and domestic herbivores in an African savanna woodland: the influence of cattle spatial behavior, *Journal of Applied Ecology*, 33: 589-598.

Fritz H., Duncan P., Gordon I.J., Illius A.W., 2002, Megaherbivores influence trophic guilds structure in African ungulate communities, *Oecologia*, 131:620-625.

- Fritz H., Loison A., 2006, Large herbivores across biomes. In: Danell K., Duncan P., Bergström R., Pastor J. (eds), *Large Herbivore Ecology, Ecosystems Dynamics and Conservation*, Cambridge University Press, 19-49.
- Froidure C., Ravenel L., 2010, Les migrations des basketteurs professionnels en Europe, *Mappemonde*, 98.
- Frontier S., 1977, Réflexion pour une théorie des écosystèmes, *Bull. Ecol.* , 8(4) : 445-464.
- Gaffuri J., 2008, Généralisation automatique pour la prise en compte de thèmes champ: le modèle GAEL, Thèse de doctorat, Université Paris-Est, soutenue le 1 juillet 2008.
- Gaidet N., 2005, Etude de la dynamique des populations d'ongulés en zone tropicale : contribution du modèle d'une population exploitée d'impalas (*Aepyceros melampus*), Thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon 1, Lyon, France.
- Gagliardi J.L.R., 2004, Protection de la faune du parc national de Port-Cros, Thèse pour le doctorat vétérinaire, Ecole nationale vétérinaire d'Alfort, faculté de médecine de Créteil, 152 p.
- Galinié H., Rodier X., Saligny L., 2004, Entités fonctionnelles, entités spatiales et dynamique urbaine dans la longue durée, *Histoire & Mesure*, Systèmes d'information géographique, archéologie et histoire, numéro XIX, 3/4 : 223-242.
- Galton A., 2004, Fields and objects in space, time, and space-time, *Spatial Cognition and Computation*, 4 : 39-68.
- Gannier A., 1999, Les cétacés de Méditerranée : nouveaux résultats sur leur distribution, la structure de leur peuplement et l'abondance relative des différentes espèces, *Mésogée*, 56:3-19.
- Ganskopp D., 2001, Manipulating cattle distribution with salt and water in large arid-land pastures: a GPS/GIS assessment, *Applied Animal Behaviour Science*, 73: 251-262.
- Ganzin N., Crosmary W., Fritz H., 2008, A simplified vegetation map of Hwange National Park and surrounding areas using Landsat ETM+ satellite imagery, Working document, June, 26 p.
- Gariel M., Srivastava A.M., Feron E., 2011, Trajectory Clustering and an Application to Airspace Monitoring, *IEEE Transaction on Intelligent Transportation Systems*.
- Gaucher G., 1977. Milieu naturel, pédogenèse et prospection du terrain en pédologie agricole. *Agronomie Tropicale*, 32 (1) : 12-30.
- Genin D., Hanafi A., 2010, Estimation de la pression pastorale sur parcours arides: Comment prendre en compte les modes de conduite des troupeaux?, *Livestock Research for Rural Development* , 22 (4).
- Georges P., 1972, *Sociologie et Géographie*, Presses universitaires de France, 220 pages.
- Getz W.M., Wilmers C.C., 2004, A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions, *Ecography*, 27: 489-505.

Giannotti F., Pedreschi, D., 2008, *Mobility, Data Mining and Privacy*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Giarolla A., Baethgen W.E., Ceccato P., 2010, NDVI (MODIS sensor) response to interannual variability of rainfall and evapotranspiration in a soybean producing region – Southern Brazil, In: Wagner W., Székely, B. (eds.): ISPRS TC VII Symposium – 100 Years ISPRS, Vienna, Austria, July 5–7, IAPRS, Vol. XXXVIII, Part 7B.

Gidofalvi G, Moran C, 2010, Estimating Traffic Performance in Road Networks from Anonymized GPS Vehicle Probes, Workshop on Movement Research: Are you in the flow? at the 13th AGILE International Conference on Geographic Information Science.

Girard O., Thal J., Niagate B., 2004, The Anatids (Anatidae) wintering in the Inner Niger Delta (Mali), *Game and Wildlife Science*, 21 (2): 107-137.

Giroir G., 2007, Les impacts anthropiques dans les parcs nationaux chinois : approche géographique, *Géocarrefour*, Vol. 82/4, mis en ligne le 31 décembre 2010.

Girondot M., 2008, Dénombrer les individus dans une population, Cours d'écologie, Université Paris-Sud 11, 32 p.

Gleyze J.-F., 2005, La vulnérabilité structurelle des réseaux de transport dans un contexte de risques, Thèse de doctorat en Analyse Théorique et Épistémologique en Géographie, *Université Paris VII – Denis Diderot*, soutenue le 22 septembre 2005

Gleyze J.-F., Reghezza M., 2007, La vulnérabilité structurelle comme outil de compréhension des mécanismes d'endommagement, *Géocarrefour*, vol. 82/1-2, mis en ligne le 01 juin 2010.

Gningue I., 1997, Effets de la pression de bétail sur les productions primaires et secondaires du Ferlo sénégalais Détoubab, in Charles Becker et Philippe Tersiguel (éds.), *Développement durable au Sahel*, Dakar / Paris, Sociétés, 145-157

Goeury D., 2007, Place et rôle des ONG dans l'acceptation des parcs nationaux : le cas du Haut-Atlas oriental marocain, *Géocarrefour*, vol.82/4 : 231-241.

Goeury D., 2010, ONG et aires protégées au Maroc : l'endogénéisation des politiques de protection de l'environnement, une dynamique multiforme, in M. G. Lucia et H. Ramou, *Marocco, turismo e sviluppo locale* (Maroc, Tourisme et développement local), Torino : L'Harmattan Italia, 312-325.

González M. C., Hidalgo C. A., Barabási A.-L., 2008, Understanding individual human mobility patterns, *Nature*, 453(7196):779–82.

Goodchild M. F., Steyaert L. T., Parks B. O., 1996, *GIS and Environment Modelling: Progress and Research Issues*, Fort Collins, GIS World Book Publishers.

Govaere A, Devos S., Elleboode C., Andre Y., 2008, Etudes des mouvements d'oiseaux par radar en France - Analyse des données existantes, 32e Colloque Francophone d'Ornithologie, Bibliothèque Nationale de France, Paris.

- Grange S., 2006, The great dilemma of wilds equids: living with grazing bovids and avoiding large predators?, Thèse universitaire: Poitiers, Université de Poitiers: 14 novembre 2006, 124p.
- Granier P., 1975, Note sur les interactions plante/animal en zone sahélienne, in Colloque sur l'inventaire et la cartographie des pâturages tropicaux africains, Bamako, 3-8 mai, Addis-Abeba, CIPEA.
- Gransart C., Ambellouis S., Rioult J., Uster G., 2002, Objets mobiles communicants et transports, Colloque sur la mobilité, Décembre, LORIA, Nancy
- Grant I.F., 2002, Les transformations dans le sol, dans Grant I.F. et Tingle C.C.D. (éditeurs) (2002) Méthodes de suivi écologique pour évaluer les effets des pesticides dans les Tropiques, Chatham, R-U: Natural Resources Institute.
- Green W.G., 2008, Resistance and Resilience, Some basic postulates, *Disaster Theory Series*, No. 4.
- Greig-Smith, P., 1979. Pattern in vegetation, *J. Ecol.*, 67: 755-779.
- Grenon P., Smith B., 2004, SNAP and SPAN: Towards Dynamic Spatial Ontology, *Spatial cognition and computation*, 4 (1): 69—103.
- Gribaudo M., 2009, Ruptures et discontinuités dans l'évolution de l'espace parisien, L'îlot de la Trinité entre les XVII et XIXièmes siècles, *Histoire & Mesure*, volume XXIV, n°2, éditions EHESS, p 181-220.
- Grimsditch G.D., Rodney S.V., 2006, Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching, IUCN, Gland, Switzerland, 52 p.
- Grouzis M., Le Floc'h E., 2003, Un arbre au désert : *Acacia raddiana*, Ird Orstom, 30 Oct, 313 p.
- Gu J., Li X., Huang C., 2008, Spatio-Temporal Reconstruction of MODIS NDVI Data Sets Based on Data Assimilation Methods, In: Wan, Y. et al. (eds) Proceeding of the 8th international symposium on spatial accuracy assessment in natural resources and environmental sciences, World Academic Union (Press).
- Guérmond Y., 2005, Des modèles classiques à la modélisation incrémentale, In Y. GUERMOND, dir., *Modélisation en géographie déterminismes et complexités*, Paris: Hermes, Lavoisier, Traité IGAT, 49-70.
- Gudmundsson J., Van Kreveld M., 2006, Computing Longest Duration Flocks in Trajectory Data, In GIS '06: Proceedings of the 14th annual ACM international symposium on Advances in geographic information systems, 35–42, New York, NY, USA. ACM.
- Güting R.H., Böhlen M.H., Erwig M., Jensen C.S., Lorentzos N.A., Schneider M., Vazirgiannis M., 2000, A Foundation for Representing and Querying Moving Objects, *ACM Transactions on Database Systems*, 25(1): 1-42.
- Güting R.H., Schneider M., 2005, *Moving Objects Databases*, Morgan Kaufmann Publishers.

Güting R. H., De Almeida, V. T. , Ding, Z., 2006, Modeling and querying moving objects in networks, *VLDB J.*, 15(2): 165-190.

Güting R.H., Behr T., Düntgen C., 2010, SECONDO: A Platform for Moving Objects Database Research and for Publishing and Integrating Research Implementations, *IEEE Data Eng. Bull.*, 33(2): 56-63 .

Guyot G., 1989, *Signatures spectrales des surfaces naturelles*, Collection télédétection, N°5, 178 p.

Hägerstrand T., 1985, Time-Geography : focus on the corporeality of man, society and environment, *The Science of Praxis of Complexity*, The United Nations University, 193-216.

Hägerstrand T., 1970, What about people in regional sciences?, *Papers of the Regional Science Association*, 24: 6-21.

Haggett P., 1965, *Locational analysis in geography*, Londres, E. Arnold.

Halle B., Bruzon V., 2006, Profil Environnemental de la Côte d'Ivoire, Rapport Final, Commission Européenne, Août 2006

Hashemi M., Alesheikh A.A., 2011, Spatio_Temporal Analysis of Tehran's Historical Earthquakes Trends in *Advancing Geoinformation Science for a Changing World*, Chapter1, Edited by Staan Geertman, Wolfgang Reinhardt, and Fred Toppen, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Hauhouot C., Pottier P., Bamba Y., 2011, Recul des formations forestières dans la zone humide du littoral de Grand-Bassam, Côte d'Ivoire, *Revue Internationale de Géomatique*, Changements d'occupation et d'usage des sols, Suivi et Modélisation, sous la direction de Corgne S., 21 (3) : 327-339.

Herbst S., Dejaifve P.-A., 2004, Impact du pastoralisme sur la végétation dans la Réserve Naturelle Nationale du Val d'Allier, *Diren, Auvergne*, 67 p.

Héritier S., 2007, Les parcs nationaux entre conservation durable et développement local, *Géocarrefour*, Vol. 82/4, mis en ligne le 06 juin 2008.

Héritier S., Laslaz L., 2008, *Les parcs nationaux dans le monde*, Protection, gestion et développement durable, Ellipses, Paris.

Hervé D., 1997, Capacité de charge animale ou indicateur de pression sur des ressources fourragères. In : Hervé Dominique (ed.), Langlois Michel (ed.), *Pression sur les ressources et raretés*, Montpellier : ORSTOM, 37-49.

Hobbs J.R., Pan F., 2004, An Ontology of Time for the Semantic Web. *ACM Transactions on Asian Language Processing (TALIP): Special issue on Temporal Information Processing*, 3(1): 66-85.

Holdo R.M., 2003, Woody plant damage by African elephants in relation to leaf nutrients in western Zimbabwe, *Journal of Tropical Ecology*, 19:189–196.

Holling, C.S, 1973, Resilience and stability of ecological systems, *Ann. Rev. of Ecol. And Syst.*, 4: 1-23.

Hornsby K., Egenhofer M., 1997, Qualitative representation of change, in proceedings of the Conference on Spatial Information Theory COSIT'97, edited by A. U. Frank and D. Mark, Berlin: Springer-Verlag, 15-33.

Hornsby K., Egenhofer M., 2000, Identity-based change: a foundation for spatio-temporal knowledge representation, *International journal of geographic information science*, 14: 207-224.

Houet T., Hubert-Moy L., Mercier G., 2004, Modélisation du changement d'échelles en télédétection par une méthode neuronale : application à l'étude de l'évolution de l'occupation hivernale des sols en Bretagne, *Cybergeo*, article 271.

Hubert-Moy L., Cotonnec A., Le Du L., Chardin A., Perez P., 2001, A comparison of classification procedures of remotely sensed data applied on different landscape units, *Remote Sensing of Environment*, 75 (2), 174-187.

Hubert-Moy L., Beaujouan V., Aguedad R., Vallet J., Lefebvre A., 2011, Les dynamiques du paysage urbain, in *Ville et Biodiversité, Enseignement d'une recherche interdisciplinaire*, P. Clergeau coord., PUR, pp. 33-82.

Hubert-Moy L., Nabucet J., Dufour S., Lefebvre A., Lecerf R., Vannier C., 2012, Contribution de la télédétection à la cartographie de la trame verte aux échelles régionale et locale : application à la Bretagne, Journée « Approches méthodologiques en géomatique pour la cartographie de la Trame Verte et Bleue (TVB) », 24 janvier 2012 – PARIS

Hudson W.D., Ramm C.W., 1987, Correct formulation of the Kappa coefficient of agreement, *Photogramm. Eng. Remote Sens*, 53(4): 421-422.

Huete A., Didan K., Miura T., Rodriguez E. P., Gao X., Ferreira L. G., 2002, Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices, *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2): 195-213.

Hugonie G., 2004, *Ecotone*, Hypergéô.

Hulbert I.A.R., French J., 2001, The Accuracy of GPS for Wildlife Telemetry and Habitat Mapping, *J. of App. Ecol.* , 38: 869-878.

Huyghe C., 2008, Multi-function grasslands in France: I. Production functions, *Cahiers Agriculture*, 17, n°. 5: 427–35.

Hypergeo , <http://www.hypergeo.eu/> , visité en 2012.

IFEN (Institut Français de l'Environnement), 2000, *Tourisme, Environnement, Territoire: les indicateurs*, Orléans, Lavoisier, IFEN, 262 p.

Ikiara M., Okech C., 2002, Impact of Tourism on Environment in Kenya: Status and Policy, KIPPRA Discussion Paper No. 19, November 2002.

Iris F., Gea M., Lampe P.-H., Santamaria P., 2009, Modélisation intégrative prédictive et biologie expérimentale, Un processus synergique remarquablement efficace au service de la recherche médicale, *Medecine/Sciences*, juin-juillet, 25(6-7).

ISO 19141, 2008.

ISO 19107, 2003.

ISO 19108, 2002.

Iwase S., Saito H., 2003, Tracking soccer players basde on homography among multiple views. In T.Ebrahimi and T.Sikora (Eds), *Visual communication and image processing*, proceedings of SPIE, 288-2925.

Izabel Y., 2003, Les méthodes d'évaluation de la capacité de charge des destinations touristiques, Travail de fin d'études, Spécialité Gestion de l'Environnement.

Jackson S.D., 2000, Overview of Transportation Impacts on Wildlife Movement and Populations. Pp. 7-20 In Messmer, T.A. and B. West, (eds), *Wildlife and Highways: Seeking Solutions to an Ecological and Socio-economic Dilemma*, The Wildlife Society.

Jachmann H., 1996, Comptages directs des éléphants au sol, dans Kangwana K., *L'étude des éléphants*, édité par l'African Wildlife Foundation, 200 p, 6^e chapitre, 54-62.

Jacquin A., 2010, Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar - Analyse par série temporelle d'images de télédétection, Thèse de Doctorat, Ecole doctorale « Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries », Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse), Spécialité : Fonctionnement des agrosystèmes et écosystèmes, Université de Toulouse, 7 juillet.

Janzen D.T., Fredeen A.L., Wheate R.D., 2006, Radiometric correction techniques and accuracy assessment for Landsat TM data in remote forested regions, *Journal canadien de télédétection*, 32 (5).

Jarman P.J., 1974, The social organisation of antelope in relation to their ecology, *Behaviour*, 48: 215-267.

Jaromczyk J. W., Toussaint G. T., 1992, Relative neighborhood graphs and their relatives, *Proc. IEEE*, 80(9): 1502-1517.

Jeltsch F., Milton S. J., Dean W. R. J., van Rooyen N., 1996, Tree spacing and coexistence in semiarid savannas, *J. Ecol.*, 84: 583–595.

Jensen J.R., 1996, *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*, Prentice Hall, 318 p.

Johnson C.N., 2002, Determinants of loss of mammal species during the Late Quaternary 'megafauna' extinctions:life history and ecology, but not body size, in proceedings of the Royal Society of London, 269: 2221-2227.

Jolivet L., Cohen M., Ruas A., 2011, Characterizing geographical space to analyze fauna movement, 25th International Cartographic Conference (ICC'11), 3-8 July, Paris (France)

Jouven M., 2006, Quels équilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les systèmes bovins allaitants herbagers? - Une approche par modélisation des interactions conduite-troupeau-ressources-, Thèse de doctorat, INA Paris Grignon soutenue le 23 octobre 2006, Paris.

Jouvet M., 2000, *Pourquoi rêvons-nous ? Pourquoi dormons-nous ? Où, quand, comment ?*, Odile Jacob, Paris.

Josselin D., Houzet S., Genre-Grandpierre C., 2006, Transport à la demande, TICs et pratiques des territoires », in Quatre ans de recherche urbaine 2001-2004, *ACI-Ville Ministère de la Recherche, Collection Perspectives Villes et Territoires*, 13(2) : 375-380.

Kalenga Sobola S.-M., 2005, Comment préserver les gorilles de montagne (*Gorilla beringei beringei*) dans les Monts Virunga : l'écotourisme autour de l'animal, Etude de cas : le Parc National des Virunga en République Démocratique du Congo, Mémoire de stage, Master de Gestion des ressources animales et végétales en milieux tropicaux, Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux.

Karanth K.U., Nichols J.D., 1998, Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures, *Ecology*, 79: 2852–2862.

Kergomard C., Pratique des corrections atmosphériques en télédétection : utilisation du logiciel 5S-PC, *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Dossiers, Actes des Journées de Télédétection en Sciences humaines, article 181, mis en ligne le 05 mai 2000, consulté le 25 juin 2012, URL : <http://cybergeo.revues.org/1679> ; DOI : 10.4000/cybergeo.1679.

Kestemont B., Frenedo L., Zaccai E., 2006, Indicateurs des impacts du développement sur l'environnement : une comparaison Afrique - Europe, *Vertigo*, Volume 7 (2). mis en ligne le 08 septembre 2006.

Kharrat A., Zeitouni K., Faiz S., 2008, Clustering de trajectoires contrainte par un réseau, Atelier Fouille de données complexes, 8èmes Journées d'Extraction et de Gestion des Connaissances, EGC 2008, Sophia Antipolis.

Kleiber M., 1975, *The fire of life: an introduction to animal energetics*, Krieger, New York.

Klein O., Schneider M., Victor N., 2011, Modélisation et visualisation de l'accessibilité piétonne à Luxembourg-Ville, Rencontres de Théoquant, Besançon.

Kraak M.-J., 2003. The space-time cube revisited from a geovisualization perspective. In: Proceedings of the 21st International Cartographic Conference, Durban, South-Africa, 10–16 August, 1988–1995.

Kruuk H., 1972, *The spotted Hyena*, University of Chicago Press, Chicago.

Kuijpers B., Othman W., 2007, Modelling uncertainty of moving objects on road networks via space-time prisms, *International Journal of Geographical Information Science*, 23(9): 1095-1117.

Kwan M.P., 2004, GIS Methods in Time-Geographic Research: Geocomputation and Geovisualization of Human Activity Patterns, *Geografiska Annaler*, 86 B (4): 267–280.

L'if, 2004, *La diversité floristique de la forêt française*, n° 3, février 2004.

Lamontagne P., 2009, Modélisation spatio-temporelle orientée par patrons avec une approche basée sur individus, Mémoire de maîtrise électronique, École de technologie supérieure, Montréal, 24 novembre.

Lanco Bertrand S., 2005, Analyse comparée des dynamiques spatiales des poissons et des pêcheurs : mouvements et distributions dans le pêcherie d'anchois (*Engraulis ringens*) du Pérou, Thèse de doctorat, soutenue le 17 novembre, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, spécialité halieutique.

Landais E., Balent G., 1993, Introduction à l'étude des systèmes d'élevage extensif, INRA. (Pratiques d'élevage extensif), *Etudes et recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 13-34.

Landry J.-M., 2011, Projet d'étude des comportements spatiaux des chiens de protection à l'aide de colliers GPS en fonction de la position du troupeau, Déplacements nocturnes d'un chien de protection sur l'alpage de Panossière (VS), Mémoire de Stage à l'IPRA, avril, Suisse.

Langlois P., 2004, Géomatique, Hypergéométrie, jeudi 3 juin.

Langlois P., 2005, Complexité et systèmes spatiaux, in Y. Guermond (dir.), *Modélisation en Géographie : déterminismes et complexités*, Ed Hermès.

Langlois P., Reguer D., 2005, La place du modèle et de la modélisation en Sciences Humaines et Sociales, in Y. Guermond (dir.), *Modélisation en Géographie : déterminismes et complexités*, Chap. 1, 35-48, Ed Hermès.

Langran G., 1988, A Framework for Temporal Geographic Information, *Cartographica*, vol 25, n°3, pp 1-14.

Langran, G., 1992, *Time in Geographic Information System*, London, Taylor & Francis.

Lardon S., 2008, Chorèmes et graphes Production et transformation de représentations spatiales en agronomie, *Revue d'anthropologie des connaissances*, Vol. 2(2).

Lardon, S., Libourel, T., Cheylan J.-P., 1999, Concevoir la dynamique des entités spatio-temporelles, Représentation de l'espace et du temps dans les SIG, *Revue internationale de géomatique*, 9 : 45-65.

Laromiguière O., 2010, Un nouvel éclairage sur le conflit homme-hyène au Zimbabwe, National Geographic France, 10 septembre.

Larsen P.F., 1974, Structural and functional responses of an oyster reef community to a natural and severe reduction in salinity, *Proc. Ist. intern. Congr. Ecol.*, 80-85.

Laube P., van Kreveld M., Imfeld S., 2004, Finding REMO - detecting relative motion patterns in geospatial lifelines, In Fisher, P. F., ed., *Developments in Spatial Data Handling*, Proceedings of the 11th International Symposium on Spatial Data Handling, 201-214. Springer, Heidelberg.

Laube P., Purves R.S., 2006, An approach to evaluating motion pattern detection techniques in spatio-temporal data, *Computers, Environment and Urban Systems*, 30:347-374.

Laube P., Dennis T., Forer P., Walker M., 2007, Movement beyond the snapshot Dynamic analysis of geospatial lifelines, *Computers, Environment and Urban Systems*, 31(5):481– 501.

Laube P., 2011, GIScience in Motion, Workshop on Analysis and Visualization of Moving Objects, 27 June- 1 Jul, Zurich.

Lecerf R., 2010, L'apport de la télédétection pour la caractérisation des surfaces végétales et la modélisation de leur fonctionnement, Stage "Eléments de télédétection depuis l'espace", INRA, Rennes, 22 - 26 novembre.

Legendre P., Borcard D., 2003, Quelles sont les échelles spatiales importantes dans un écosystème?, In Driesbeke J.-J., Lejeune M., Saporta G. (éds), *Analyse statistique de données spatiales*, Paris, Editions Technip.

Lenntorp 1976, *Path in Space-Time Environments. A Time-Geographic Study of Movement Possibilities of Individuals*, Meddelanden fran Lunds universitets geografiska institution, Avhandlingar LXXVII, Lund.

Leuthold W., 1977, Spatial organization and strategy of habitat utilization of elephants in Tsavo National Park, Kenya, *Sonderdruck aus 2.f Saugertierkunde* 42, 358-397.

Lévy J., Lussault M., 2001, *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés*, Belin.

Lévy J., 2004, Essences du mouvement, in Allemand Sylvain, Ascher François et Lévy Jacques (dir), *Les sens du mouvement*, Editions Belin, pp. 298-307.

Le Petit Larousse, 2010.

Le Pic Vert, projet Mares de Hwange, <http://www.lepicvert.asso.fr/29/lassociation/mares-de-hwange> , visité en 2011.

Lhomme S., Serre D., Diab Y., Laganier R., 2010, Résilience urbaine et réseaux techniques : Une approche par l'analyse spatiale pour une évaluation possible de la résilience urbaine, Séminaire résilience urbaine, École Normale Supérieure, Paris, 4 Novembre.

Li X., Çöltekin A., Kraak M.-J., 2010, Visual Exploration of Eye Movement Data Using the Space-Time-Cube, *LNCS*, (6292): 295–309.

Li X., Kraak M.-J., 2010, "A temporal visualization concept: A new theoretical analytical approach for the visualization of multivariable spatio-temporal data", *Geoinformatics*, 1-6.

Lindeman R.L., 1942, The trophic-dynamic aspect of ecology, *Ecology*, 23:399-418.

Lohmann K.J., Luschi P., Hays G.C., 2008, Goal navigation and island-finding in sea turtles, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 356 (2008) 83–95.

LPO-BIOTOPE, 2008, Etude des mouvements d'oiseaux par radar -analyse des données existantes, rapport, novembre, 55 p.

Lubac S., Senecaille M., Spérandio D., Desquennes A., Arnould C., Faure J.M., Mirabito L. ,2003, Influence de la présence de taillis de saule à très courte rotation sur la fréquentation des parcours par les poulets Label, Cinquièmes Journées de la Recherche Avicole, Tours, 26 et 27 mars.

Maby J., 2003, Propositions liminaires pour éclaircir le concept d'objet géographique, dans Maby J. (ed), 2003, *Objets et Indicateurs Géographiques*, Collection Actes d'Avignon, n°5, 316 p.

MacEachren A. M., 1995, *How Maps Work: Representation, Visualization, and Design*, The Guilford Press, 513 p.

MacFarlane W.V., Howard B., 1972, Comparative water and energy economy of wild and domestic mammals, *Symposia of the Zoological Society of London*, 31: 261-296.

Makhabu S.W., Skarpe C., Hytteborn H., 2006, Elephant Impact on shoot distribution on trees and on rebrowsing by smaller browsers, *Acta Oecologica*, 30: 136-146.

Manley E., Cheng T., Emmonds A., 2011, Understanding Route Choice using Agent-based Simulation, In CHENG T., Longley P., Ellul C., Chow A.H.F., (eds.) *Proceedings of the 11th international conference on GeoComputation*. (pp. 54 - 58), University College London: London, UK.

Manning R., Steven, Lawson R., 2002, Carrying capacity as « informed judgment » : the values of science and the science of values, *Environmental Management*, vol. 30, n° 2, New York.

Margate D.E., Shrestha D.P., 2001, The use of hyperspectral data in identifying desert-like soil surface features in Tabernas area, southeast Spain, In Centre for Remote Imaging, Sensing and Processing (CRISP) (réd.), *Proceedings of the 22nd Asian Conference on Remote Sensing*, 5-9 november, Singapour, vol. 1., 736-741.

Marketos G., Pelekis N., Frentzos E., Raffaetà A., Ntoutsis I., Theodoridis Y., Building Real-World Trajectory Warehouses, *MobiDE'08*, June 13, 2008, Vancouver, British Columbia, Canada.

Martinez C., 2008, Les espaces protégés français. Une diversité d'outils au service de la protection de la nature, Comité français de l'UICN, Paris.

Masson M.-H., 2005, Apports de la théorie des possibilités et des fonctions de croyance à l'analyse de données imprécises, Mémoire de HDR, Université de Compiègne.

Mathot L., Doucet J.-L., 2006, Méthode d'inventaire faunique pour le zonage des concessions en forêt tropicale, *Bois et forêt des tropiques*, n°287(1).

Mazzolli M., Hammer L.A., 2008, Studying jaguar, pumas and their prey in Brazil's Atlantic rainforest : The jaguar corridor, Expedition Report, Biosphere Expeditions, UK, 33 p.

Mazzon I., 2008, Les équidés sauvages d'Afrique, Thèse de vétérinaire présentée à l'université Claude Bernard, Lyon 1, soutenue le 18 juin.

McIntyre S., Hobbs R., 1999, A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models, **Conservation biology**, 1282–1292.

MEDDTL, <http://www.developpement-durable.gouv.fr>, 2011.

Mefteh W., Bouju A., Malki J., 2009, Des données capteurs à une structuration de la sémantique des données spatio-temporelles de trajectoires - Application aux déplacements des mammifères marins, conférence SAGÉO 2009, Paris, France.

Mellin C., 2007, Sélection de l'habitat à l'installation et utilisation de l'habitat post-installation chez les poissons récifaux-lagonaires de Nouvelle-Calédonie, Thèse de doctorat, Université Paris VI et Ecole Pratique des Hautes Etudes, Soutenue le 11 décembre 2007.

Meneses-Tovar C.L., 2011, NDVI as indicator of degradation, *Unasylva*, 238, Vol. 62: 39-46.

Mercier C., 2010, La Terre des aînés : représentation du sol dans le système à maison pyrénéen, *Vertigo*, 10 (2), septembre.

Mercier G., 2006, Classification d'image en télédétection, support de cours du 11 janvier 2006, ENST Bretagne.

Miller H. J., Han J., 2001, Geographic data mining and knowledge discovery: An overview, in H. J. Miller and J. Han (eds.), *Geographic Data Mining and Knowledge Discovery*, London: Taylor and Francis, 3-32.

Miller H.J., 2003, What about people in geographic information science ?, *Computers, Environment and Urban Systems*, 27(5), pp 447-453.

Miller H.J., 2007, Place-based versus people-based geographic information science, *Geography compass*, n°1.

Milliken T, Emslie R.H., Talukdar B., 2009, Rapport des Groupes de spécialistes des rhinocéros d'Afrique et d'Asie, de la Commission pour la sauvegarde des espèces de l'UICN (CSE) et de TRAFFIC, au Secrétariat CITES, en application de la résolution Conf. 9.14 (Rev. CoP14) et de la décision 14.89, 20 novembre.

Milojicic D.S., LaForge W., Chauhan D., 1998, Mobile Objects and Agents (MOA), In Proceedings of the fourth usenix conference on object-oriented technologies and systems (COOTS '98), 179—194.

Minard C.J., 1869, Carte figurative des pertes successives en hommes de l'armée française dans la campagne de Russie, 1812-1813. lith. (624 x 207, 624 x 245), 20 November 1869.

Mokbel M.F., Aref W.G., 2007, Location-aware Query Processing and Optimization, In IEEE International Conference on Mobile Data Management, MDM 2007, Mannheim, Germany May.

Monmonier M., 1990, Strategies for the visualization of geographic time-series data, *Cartographica*, 17 (1): 30-45.

Morin E., La Nature de la nature, *La Méthode*, tome 1, Le Seuil, 1977.

Morrison M.L., 2001, Introduction: Concepts of Wildlife and Wildlife Habitat for Ecological Restoration, *Restoration Ecology*, Volume 9, Issue 3, pages 251–252, September 2001.

Moss C., 1996, Apprendre à connaître une population, dans Kangwana K., *L'étude des éléphants*, édité par l'African Wildlife Foundation, 200 pages, 7^e chapitre, p 63-82.

Mota E., Robertson D., 1996, Representing interaction of agents at different time granularities", in Proceedings of the 3rd International Workshop on Temporal Representation and Reasoning, Key-West, Florida.

Mountain D., Raper J., 2001, Modelling human spatio-temporal behaviour: a challenge for location-based services, in Proceedings of the 6th International Conference on GeoComputation, University of Queensland, Brisbane, Australia.

Mouza C., Rigaux P., 2005, Mobility Patterns, *Geoinformatica*, 9(4):297–319.

MoveBank, <http://www.movebank.org/>, visité en 2010 et 2011

Myers A.E., Lovell P., Hays G.C., 2006, Tools for studying animal behaviour: validation of dive profiles relayed via the Argos satellite system, *Animal Behaviour*, 71, 989-993.

Nams V., Bourgeois M., 2004, Fractal analysis measures habitat use at different spatial scales: an example with American marten, *Can J.Zool.*, 82: 1738-1747.

Nathan R., Getz W.M., Holyoak M., Kadmon R., Saltz D., Smouse P.E., 2008, A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research, *PNAS*, vol 105, 49:52-59.

Nivois E., Brandt S., Baubet E., 2009, L'outil SIG dans l'étude de l'occupation de l'espace par le sanglier, Conférence francophone ESRI, 30 octobre au 1^{er} septembre, Versailles.

North M. P., Reynolds J.H., 1996, Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression, *Journal of Wildlife Management*, 60:639-653.

Norton-Griffiths M., 1978, Counting animals, edited by J. J. R. Grimsdell, Handbook number 1, 2d ed, 139 p.

Noyola-Medrano C., Mering C., Rojas B., Marco A., 2009, Evaluation du changement de l'occupation du sol à l'aide des images landsat et spot : champ volcanique de la Sierra Chichinautzin (Mexique), International Cartographic Conference, Santiago, Chile.

Noyon V., Devogele T. , Claramunt C., 2005, A relative modelling approach for spatial trajectories - Proceedings of the 4th ISPRS Workshop on Dynamic and Multi-dimensional GIS, University of Glamorgan, Archives of ISPRS, University of Glamorgan, 5-8 september, pages 139-143.

O'Connor T.G., Goodman P.S., Clegg B., 2007, A functional hypothesis of the threat of local extirpation of woody plant species by elephant in Africa, *Biological conservation*, n° 136: 329-345.

O'Sullivan D., 2005, Geographical information science: time changes everything, *Progress in Human Geography*, 29 (6): 749-756.

Olteanu A.-M., 2008, Fusion de connaissances imparfaites pour l'appariement de données géographiques -Proposition d'une approche s'appuyant sur la théorie des fonctions de croyance, Mémoire de thèse, Université de Marne-La-Vallée.

Olteanu A.-M., Couronné T., Fen-Chong J., Smoreda Z., 2011, Modélisation des trajectoires spatio-temporelles issues des traces numériques de téléphones mobiles, *Le Paris des visiteurs, qu'en disent les téléphones mobiles ?*, Sageo 2011, 7 juillet, Paris.

ONF, <http://www.onf.fr/>, consulté le 25 juin 2012.

Omondi P., Mayienda R., Mshelbwala J.H., Massalatchi M.S., 2006, Total Aerial Count of Elephants, Buffaloes, Roan Antelope and other Wildlife Species in Yankari Ecosystem, Nigeria, Report for the CITES MIKE program, Nairobi, July.

Ott T., Swiaczny F., 2001, *Time-integrative Geographic Information System: Management and analysis of spatio-temporal data*, Springer, Berlin.

OUA (Organisation de l'Unité Africaine), CEA (Commission Economique pour l'Afrique), 1994, Population et développement en Afrique.

Owen-Smith N., 1988, *Megaherbivores : the influence of very large body size on ecology*, Cambridge University press, Cambridge.

Paillat G., Butet A., 1994, Fragmentation et connectivité dans les paysages : importance des habitats corridors pour les petits mammifères, *Arvicola*, Tome VI, n°2.

Paillet Y., Gosselin M., 2011, Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : Etat des connaissances en forêt tempérée européenne, *Vertigo*, Volume 11, Numéro 2.

Palma A.T., Bogorny V., Kuijpers B., Alvares L.O., 2008, A clustering-based approach for discovering interesting places in trajectories, *ACMSAC*, New York, 863-868.

Papadopoulos D., Kollios G., Gunopulos D., Tsostras V.J., 2002, Indexing Mobile Objects on the Plane, in *Proceedings of DEXA Workshops*, pp.693-697.

Parcs Nationaux de France, <http://www.parcsnationaux.fr/>, visité en 2011

Parent C., Spaccapietra S., Zimanyi E., Donini P., Plazanet C., Vangenot C., Rognon N., Pouliot J., P.-A. Crausaz, 1997, MADS: un modèle conceptuel pour des applications spatio-temporelles, *Revue Internationale de Geomatique*, Vol. 7, Nr. 3-4, pp. 317-352.

Parker T.A., 1991, On the use of tape recorders in avifaunal surveys, *Auk*, 108: 443-444.

- Parks and Wildlife Management Authority, 2009, Field Station Annual Report 2009, Hwange National Park, Dete, Zimbabwe, report, 20 p.
- Parr J.W.K., Jitvijak S., Saranet S., Buathong S., 2008, Exploratory co-management interventions in Kuiburi National Park, Central Thailand, including human-elephant conflict mitigation, *International Journal of Environment and Sustainable Development*, vol 7,n°3, 293-310.
- Parrott L., Kok R., 2000, Incorporating Complexity in Ecosystem Modelling, *Complexity International*, vol. 7.
- Pauzé R., 2005, Présentation du modèle écologique, Notes de cours, Université de Sherbrooke.
- Pavé A., 1994, Modélisation en biologie et écologie, *Aléas*, 1 janvier, 560 p.
- Peddle D.R., Brunke S.P., Hall F.G., 2001, A comparison of spectral mixture analysis and ten vegetation indices for estimating boreal forest biophysical information from airborne data, *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 27, p. 627-635.
- Péguy C.-P., 2001, (avec la coll. De Le Berre M. et Marchand J.-P.)- *Espace, temps complexité. Vers une méta-géographie*, Reclus-Belin.
- Pelekis N., Theodoridis Y., Vosinakis S., Panayiotopoulos T., 2006, Hermes- A Framework for Location-Based Data Management, EDBT.
- Pelekis N., 2010, Mobility Data Management, 1st Summer School on Mobility, Data Mining and Privacy, 27th August – 1st September, Rhodos, Greece.
- Peña J.H., Santos M.Y., 2011, Representing, storing and mining moving objects data, Proceedings of the World Congress on Engineering, July 6-8, vol 3, London
- Périquet S., Valeix M., Loveridge A., Madzikanda H., Macdonald D.W., Fritz H., 2010, Individual vigilance of African herbivores while drinking: the role of immediate predation risk and context, *Animal Behaviour*, vol 79 (3): 665-671.
- Perret J., Boffet Mas A., Ruas A., 2009, Understanding urban dynamics: the use of vector topographic databases and the creation of spatio-temporal databases, In: 24th International Cartography Conference (ICC'09).
- Perrings C., 2006, Resilience and sustainable development, *Environment and Development, Economics*, 11: 417–427, Cambridge University Press.
- Peters R.H., 1983, *The ecological implications of body size*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Peterson M.P., 1994, Spatial Visualization through Cartographic Animation : Theory and Practice. Proceedings of Geographic Information Systems / Land Information Systems GIS/LIS, pp. 250-258.
- Peuquet D. J., 1994, It's about time: a conceptual framework for the representation of temporal dynamics in geographic information systems, *Annals of the Association of the American Geographers*, 84(3), 441-461.

Peuquet D. J., 2002, *Representations of Space and Time*, New York: Guilford.

Peyraud J.-L., 2010, Le pâturage des vaches laitières : comment tirer parti d'un fourrage équilibré pour assurer de bonnes performances dans des systèmes économes en intrants, 34^e symposium sur les bovins laitiers, 21 p.

Pfoser D., Theodoridis Y., 2003, Generating semantics-based trajectories of moving objects, *Computers, Environment and Urban Systems*, 27(3): 243-263.

Pfoser D., Jensen C., 1999, Capturing the uncertainty of moving-object representations, in Proceedings of the 6th International Symposium on Spatial Databases, pp. 111-132.

Picard J.-F., 1988, Evaluation de la charge en gibier par analyse floristique, *Revue Forestière Française*, 77-84.

Piveteau V., Lardon S., 2002, Chorèmes et diagnostics de territoire: une expérience de formation, *Mappemonde*, 68, n°4.

Plan Séisme, www.planseisme.fr, visité en 2012.

Plasschaert C., 2006, Approche par Modélisation des biais inhérents aux méthodes de comptage, rapport de stage, Master Science et Technologie du Vivant. Mention Biologie, Spécialité Ecologie, Biodiversité, Evolution (EBE).

Plumptre A.J., Harris S., 1995, Estimating the biomass of large mammalian herbivores in a tropical montane forest: a method of faecal counting that avoids assuming a steady state system, *J. Appl. Ecol.*, 32: 111-120.

Plumptre A.J., Kujirakwinja D., Kobusingye S., 2003, Collaboration transfrontalière entre le parc national des Virunga, RDC, et les parcs nationaux Queen Elizabeth, Rwenzori et Semuliki, Ouganda, Rapport de la réunion transfrontalière, Wildlife Conservation Society, 20-21 juin, Mweya.

Plumptre A.J., 2000, Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests, *J. Appl. Ecol.*, 37: 356-368.

Poole J.H., 1996, *Coming of Age with Elephants*. Hyperion Press, New York; Hodder & Stoughton, London.

Pontius R.G., 2000, Quantification error versus location error in comparison of categorical maps, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66(8): 1011-1016.

Pontius R.G., Millones M., 2010, Death to kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment, *International Journal of Remote Sensing*, 32(15): 4407-4429.

Potter C. S., Brooks V., 1998, Global analysis of empirical relations between annual climate and seasonality of NDVI, *International Journal of Remote Sensing*, 19 (15): 2921-2948.

Poysa H., 1992, Group foraging in patchy environments: the importance of coarse-level local enhancement, *Ornis Scandinavica*, 23:159-166.

- Pred A., 1977, The choreography of existence: comments on Hägerstrand's Time-Geography and its usefulness, *Economic Geography*, 53, 2, pp 207-221.
- Prévost Y., 1990, Analyse spatiale de la pression animale comme facteur de désertification dans le nord du Sénégal, *Téledétection et sécheresse*, 241-251.
- Priede J. G., French J., 1991, Tracking of marine mammals by satellite, *Journal of Remote Sensing*, 12: 667-680.
- Pringle H. J. R., Landsberg J., 2004, Predicting the distribution of livestock grazing pressure in rangelands, *Austral Ecol.*, 29, 31-9.
- Provotolo D., 2009, Vulnérabilité et résilience: géométrie variable des deux concepts, Séminaire résilience, ENS Paris, Novembre.
- Puech C., Bechler N., Mietton M., 2000, Apport de la télédétection à l'étude des plaques des sols nus en zone soudanienne (Burkina -Faso), *Int. J. Remote Sensing*, 21(1) :121-135.
- Puissant A., 2006, Photointerprétation et télédétection, support de cours de L3, Université de Caen.
- Pumain D., Louail T., 2009, Interaction des ontologies informatique et géographique pour simuler les dynamiques multiscalaires, 16emes rencontres de Rochebrune, 19 au 23 janvier 2009.
- Pumain D., 2006, Systèmes de villes et systèmes de pouvoir en Europe, *Urbanisme*, Hors série n°29, Schéma Directeur de la Région Ile-de-France : défis, planification, identité, pp. 18-20.
- Pumain D., Saint-Julien T., 1997, *L'Analyse spatiale, tome 1: Localisations dans l'espace*, Paris, Armand Colin, collection Cursus.
- Pumain D., Saint-Julien T., 2001, *Les interactions spatiales*, Paris, Armand Colin, collection Cursus.
- Pustejovsky J., Castaño J., Ingria R., Saurí R., Gaizauskas R., Setzer A., Katz G., 2003, TimeML: Robust Specification of Event and Temporal Expressions in Text. *IWCS-5, Fifth International Workshop on Computational Semantics*.
- Rackham O., 2008, Ancient woodlands: modern threats, *New Phytologist*, 180(3): 571-586.
- Raper J.F., 2001, *Multidimensional Geographic Information Science*, Taylor & Francis, London, 300p.
- Rebotier J., 2007, Quel rôle pour les institutions dans la résilience ? Une interprétation à travers le cas de Caracas, in *Construire la résilience des territoires*, actes du colloque des 17-19 octobre, Valparaiso, Chili.
- Redfern J.V., Grant R., Biggs H., Getz W. M., 2003, Surface-water constraints on herbivore foraging in the Kruger National Park, South Africa, *Ecology*, 84: 2092-2107.
- Richard A., Comet J-P., Bernot G., 2006, Formal Methods for Modeling Biological Regulatory Networks, Book Chapter in *Modern Formal Methods and Applications*, H.A. Gabbar Ed., Springer.

- Richard Y., Pocard I., 1998, A statistical study of the NDVI sensitivity to seasonal and interannual rainfall variations in southern Africa, *International Journal of Remote Sensing*, 19 (15): 2907-2920.
- Richards P.I., 1956, Shockwaves on the highway, *Operations Research*, 4, 42-51.
- Richards P.W., 1959, Les types de végétation de la zone tropicale humide considérés dans leurs rapports avec les sols, Colloque UNESCO/CCTA sur les relations entre la végétation et les sols dans les palines et les basses montagnes des régions équatoriales et subéquatoriales ainsi que leur bordure tropicale, Abijan, 20-24 octobre.
- Richez G., 1987, Parcs nationaux et tourisme en Europe, *Méditerranée*, Troisième série, Tome 62 (4), 40.
- Ricou C., 1987, Effet de la pression humaine sur l'entomofaune (avant propos), *Cah*, 21(4), 6, 3-5.
- Robin M., 1995, *Téledétection, Des satellites aux SIG*, Edition Nathan, Paris, 318 p.
- Robbins C.T., Mole S., Hagerman A.E., Hanley T.A., 1987, Role of tannins in defending plants against ruminants: reduction in dry matter digestion ?, *Ecology*, 68(6):1606– 1615.
- Roe D., Leader-Williams N., Dalal-Clayton B., 1997, Take only photographs, Leave only footprints - the environmental impacts of wildlife tourism, International Institute for Environment and Development, *IIED Wildlife and Development Series*, No.10, October 1997
- Rodel M.O., 2000, Herpetofauna of West Africa, *Vol.1: Amphibians of the West African Savanna*, 332p, including CD.
- Rodier X., Galinié H., 2006, Figurer l'espace/temps de Tours pré-industriel: essai de chronochorématique urbaine, *Mappemonde*, n°83(3).
- Rodgers A. R., Anson P., 1994, Animal-borne GPS: tracking the habitat, *GPS World*, 5:20-32.
- Rodgers A.R., 2001, Tracking animals with GPS: The first 10 years, *Tracking Animals with GPS*, ed. by A. Sibbald and I.J. Gordon, Aberdeen, Macaulay Land Use Research Institute, 1–10.
- Rogers A., 1993, A woody vegetation survey of Hwange National Park, Available at: <http://www.getcited.org/pub/103270828> [Consulté mars 2, 2011].
- Rooke T., Danell K., Bergström R., Skarpe C., Hjältén J., 2004, Defensive traits of savanna trees: the role of shoot exposure to browsers, *OIKOS*, 107:161-171.
- Rooney T.P., Wiegmann S.M., Rogers D.A., Waller D.M., 2004, Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities, *Conservation Biology*, 18(3):787– 798.
- Rouse J., Haas R., Schell J., Deering D., Harlan J., 1974, Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation, NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, Etats-Unis, 371 p.

- Roussel F., 2008, Plus de 1.500 espèces exotiques ont déjà élu domicile en Europe, *Actu-Environnement*, 31.
- Ruas A., 2002, Pourquoi associer les représentations des données géographiques?, dans Ruas A., *Généralisation et représentation multiple*, Paris, Hermès Lavoisier, Chapitre 2, pp 45-54.
- Ruas A., Mustière S., 2005, Bases de données géographiques et cartographiques à différents niveaux de détails, *CFC*, n°185, septembre.
- Rubenstein D.I., 2010, Ecology, Social Behavior, and Conservation in Zebras, *Advances in the study of behavior*, volume 42, Elsevier.
- Ruggiero R.G., 1992, Seasonal forage utilization by elephants in central Africa, *African Journal of Ecology* 30, 137-148.
- Rumbaugh J., Blaha M., Premerlani W., Eddy F., Lorensen W., 1991, *Object oriented modeling and design*, Prentice Hall, 1991.
- Rutina L.P., Moe S.R., Swenson J.E., 2005, Elephant *Loxodonta Africana* driven woodland conversion to shrubland improves dry-season browse availability for impalas *Aepyceros Melampus*, *Wildlife Biology*, 11:207-213.
- Saint Gérard T., 2005, Comprendre pour mesurer ou mesurer pour comprendre ?, in Guermond Y., *Modélisations en géographie*, traité IGAT, Hermès Lavoisier, pp 261-298.
- Saint-Julien T., Grasland C., 1999, Itinéraires géographiques en pays statistique. Initiation à l'emploi de la statistique descriptive en géographie, Feuilles de Géographie, Hors-Série n°1, 66 p.
- Sanders L., 2010, L'observation multi-échelles en géographie, Séminaire doctoral "Réflexion pluridisciplinaire sur la diversité des pratiques d'observation dans la recherche contemporaine", Paris, 19 mars.
- Sanders L., 2007, Objets géographiques et simulation agent: entre thématique et méthodologie, *Revue Internationale de Géomatique*, Vol. 17, No. 2., pp. 135-160.
- Sanders L., 2006, Les modèles agent en géographie urbaine, dans *Modélisation et simulation multi-agents ; applications pour les Sciences de l'Homme et de la Société*, Amblard F., Phan D. (Ed.), 151-168.
- Sanders L., 2001, *Modèles en analyse spatiale*, Hermès Science Publications, p 17-29.
- Sanders L., 1989, *L'Analyse spatiale des données appliquée à la géographie*, Montpellier, RECLUS.
- Sanderson E.C., Jaiteh M., Levy M.A., Redford K.H., Vannebo A.V., Woolmer G., 2002, The human footprint and the last of the wild, *Bioscience*, 52: 891-904.
- Sannier C.A.D., Taylor J.C., Du Plessis W., 2002, Real-time monitoring of vegetation biomass with NOAA-AVHRR in Etosha National Park, Namibia, for fire risk assessment, *International Journal of Remote Sensing*, 23: 71-89.

Sanon H.O., Kabore-Zoungrana C., Ledin I., 2007, Behaviour of goats, sheep and cattle and their selection of browse species on natural pasture in a Sahelian area, *Small Rumin Res*, 67: 64-74.

Sanseverino-Godfrin V., 2009, Risques naturels, vulnérabilité, résilience et droit... dans un contexte de développement durable, 20èmes JSE - Environnement entre passé et futur : les risques à l'épreuve des savoirs, Créteil.

Santos M.Y., Mendès J., Moreira A., Wachowicz M., 2011, Towards a Spatio-Temporal Information System for Moving Objects, Computational Science and Its Applications, ICCSA, Lecture Notes in Computer Science, 2011, Volume 6782.

Sarr M.A., Lacaze B., 2007, Caractérisation de la dynamique de la végétation en Afrique de l'Ouest : comparaison des indices NDVI de MSG-SEVIRI, SPOT-VEGETATION et NOAA-AVHRR (exemple du Ferlo, Sénégal), colloque "Météosat Seconde Génération : un nouvel outil de suivi de l'environnement", Dijon, 13-14 septembre.

Satellite Imaging Corporation, <http://www.satimagingcorp.com/satellite-sensors/>, visité en 2012.

Savary L., Zeitouni K., 2004, Modélisation et analyse spatio-temporelle de la mobilité urbaine, 7ème conférence du GDR SIGMA, Cassini'04, Grenoble, Juin 2004, 27-32.

Savini I., Landais E., Thinon P., Deffontaines J.-P., 1993, L'organisation de l'espace pastoral : des concepts et des représentations construits à dire d'expert dans une perspective de modélisation, in Landais E. (coord.), *Pratiques d'élevage extensif : identifier, modéliser, évaluer*. Ét. Rech. Syst. Agr. Dév., 27.

Schlesinger S., 1979, Terminology for model credibility, *Simulation*, 32 (3) : 103-104.

SeaTurtle, <http://www.seaturtle.org/>, visité en 2011.

Sevtsuk A., Ratti C., 2010, Does urban mobility have a daily routine ? - Learning from the aggregate data of mobile network, *Journal of Urban Technology*, vol 17, n°1, pp 41-60.

Seydack A.H.W., 1984, Application of a photo-recording device in the census of larger rainforest mammals, *S. Afr. J. Wildl. Res.*, 14: 10-14.

Shaw S-L., Yu H., Bombom L., 2008, A space-time GIS approach to exploring large individual-based spatiotemporal datasets, *Transactions in GIS*, 12(4), 425-441.

SIG (Système d'Information du Gouvernement), 2010, Portail interministériel de prévention des risques majeurs, www.risques.gouv.fr

Shoval P., Schreiber N., 1983, Database reverse engineering: From the relational to the binary relationship model', *Transactions in Data Knowledge Engineering*, 10:293-315.

Skupinski G., BinhTran D., Weber C., Les images satellites Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain – Le cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France), *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Systèmes, Modélisation,

Géostatistiques, article 439, mis en ligne le 12 mars 2009, consulté le 24 juin 2012. URL : <http://cybergegeo.revues.org/21995> ; DOI : 10.4000/cybergegeo.21995.

Slocum, T.A., McMaster, R.B., Kessler, F.C., and Howard, H.H., 2009, *Thematic Cartography and Geovisualization*, Third Edition, Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, Chapter 21 (Map Animation), pp. 389-407.

Smith B.W., 1994, Fiat Objects, from N. Guarino, L. Vieu and S. Pribbenow (eds.), *Parts and Wholes: Conceptual Part-Whole Relations and Formal Mereology*, 11th European Conference on Artificial Intelligence, Amsterdam, 8 August 1994, Amsterdam: European Coordinating Committee for Artificial Intelligence, 1994, 15-23.

Spaccapietra S., Parent C., Damiani M., De Macedo J., Porto F., Vangenot C., 2008, A conceptual view on trajectories, *Data & Knowledge Engineering*, 65(1):126–146.

Stablo C., 1998, Conséquence sur la santé de la consommation des coquillages de pêche à pied dans le bassin d’Arcachon en période estivale, *Bull. Soc. Pharm. Bordeaux*, 137, 91-107.

Steiniger S., Timmins T.L., Hunter A.J.S., 2010, Implementation and Comparison of Home Range estimators for Grizzly Bears In Alberta, Canada, based on GPS data, *GIScience’10*.

Stenberg P., Rautiainen M., Manninen T., Voipio P., Smolander H., 2004, Reduced simple ratio better than NDVI for estimating LAI, In Finnish pine and spruce stands, *Silva Fennica*, 38(1): 3–14.

Stewart M., Pough F.H., 1983, Population density of tropical forest frogs: relation to retreat sites, *Science*, 221: 570–572.

Stokke S., Du Toit J. T., 2002, Sexual segregation in habitat use by elephants in Chobe National Park, Botswana, *African Journal of Ecology*, 40: 360-371.

Theodoridis, Y., Sellis, T., Papadopoulos, A.N., Manolopoulos, Y., 1998. Specifications for efficient indexing in spatio-temporal databases, In: *Proceedings of the International Conference on Scientific and Statistical Database Management (SSDBM)*.

Thériault M., Claramunt C., Seguin A.M., Villeveuve P., 2002, Temporal GIS and statistical modelling of personal lifelines, 9th Spatial Data Handling conference, Ottawa.

Thévenin P., 2007, Le point sur... La notion d’habitat, *La lettre de l’Office de Génie Ecologique*, n°18, p4.

Thouret J.C., Leone F., 2003, Aléas, vulnérabilités et gestion des risques naturels, in Moriniaux V.(dir.), *Les Risques*, Nantes, Editions du Temps.

Tilman D., 1996, Biodiversity: population versus ecosystem stability, *Ecology*, vol. 77, 350–363.

Torterotot J.-P., 1993, Le coût des dommages dus aux inondations – Estimations et analyse des incertitudes, Thèse à l’ENPC en Sciences et Techniques de l’environnement, 288 p.

Tricot C., 1999, *Courbes et dimension fractale*, Springer, 377 pages.

- Trochain J.L., 1957, Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique Tropicale, *Bulletin de l'Institut d'Etudes Centrafricaines*, 13 : 55-93.
- Tucker C.J., Sellers P.J., 1986, Satellite remote sensing of primary production, *International Journal of Remote Sensing*, 7, 1395-1417.
- Tuckwell J., Everest T., 2009, Programme de rétablissement pour le putois d'Amérique (*Mustela nigripes*) au Canada, Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Agence Parcs Canada, Ottawa, 41 p.
- Turchin P., 1998, *Quantitative analysis of movement: measuring and modelling population redistribution in animals and plants*, Sunderland, MA : Sinauer Publishers.
- UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), 2001, *Catégories et Critères de l'UICN pour la Liste Rouge : Version 3.1*, Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : ii + 32 pp.
- UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), 2008, *2008 IUCN Red List of Threatened Species*.
- UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), UNEP-WCMC (United Nations Environment Program – World Conservation Monitoring Centre), 2010, *The World Database on Protected Areas (WDPA)*, Cambridge, UK: UNEP- WCMC. Available at: www.protectedplanet.net
- UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), <http://www.iucn.org/>, visité en 2011.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization), 2011, Décisions Adoptées Par Le Comité Du Patrimoine Mondial à sa 35^e session, Convention concernant la protection du patrimoine culturel et naturel mondial, 7 juillet 2011, Paris.
- Vacquié L., 2012, Evaluation des potentialités des images THRS pour la cartographie des zones de montagne ; Application à la vallée du Vicdessos, Pyrénées, Journée « Approches méthodologiques en géomatique pour la cartographie de la Trame Verte et Bleue (TVB) », 24 janvier, Paris.
- Valeix M., 2006, Processus impliqués dans la structuration des peuplements de grands herbivores: le rôle des éléphants dans le fonctionnement d'une savane africaine –Modification des habitats et interférence dans l'accès à l'eau-, Thèse de doctorat de l'Université Paris 6, Spécialité Ecologie, soutenue le 18 décembre 2006.
- Valeix M., Fritz H., Dubois S., Kanengoni K., Alleaume S., Said S., 2007, Vegetation change and ungulate abundance over a period of increasing elephant abundance in Hwange National Park, Zimbabwe, *Journal of Tropical Ecology*, 23: 87-93.
- Valeix M., Loveridge A.J., Chamaillé-Jammes S., Davidson Z., Murindagomo F., Fritz H., Macdonald, D.W., 2009, Behavioral adjustments of African herbivores to predation risk by lions: spatiotemporal variations influence habitat use, *Ecology*, 90: 23–30.

Valeix M, Fritz H., Sabatier R., Murindagomo F., Cumming D., Duncan P., 2011, Elephant-induced structural changes in the vegetation and habitat selection by large herbivores in an African savanna, *Biological Conservation*, 144: 902-9012.

Van Aarde R., Jackson T., 2006, The big picture, *Africa Geographic*, April, 76-79.

Van De Weghe N., Cohn A. G., De Tré G., De Maeyer P., 2006, A qualitative trajectory calculus as a basis for representing moving objects in Geographical Information Systems, *Control and Cybernetics Journal*, 35 (1) : 97-119.

Vangenot C., Parent C. , Spaccapietra S., 2002, Chapitre 5: Modélisation et manipulation de données spatiales avec multireprésentation dans le modèle MADS, dans Spaccapietra et al., *Généralisation et représentation multiple*, Traité Information Géographique et Aménagement du Territoire IGAT, Hermès, 2002.

Vannier C., 2011, Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection : application au paysage bocager, Thèse de doctorat, université de Rennes 2, soutenue le 8 décembre.

Verhain F., Chawla S., 2006, Mining spatio-temporal association rules, sources, sinks, stationary regions and thoroughfares in object mobility databases, in Lee M.-L., Tan K.-L., Wuwongse V. (eds), DASFAA, Vol 3882 of Lecture Notes in Computer Science, Springer, 187-201.

Versichele M., Delafontaine M., Neutens T., Van de Weghe N., 2010, Potential and Implications of Bluetooth Proximity-Based Tracking in Moving Object Research, Proceedings of the workshop of Movement Pattern Analysis, Zurich, September.

Veyret Y, Meschinet de Richemond N., Dauphiné A., Bost F., Donze J., Viellard-Baron H., 2003, Les risques, *Historiens et Géographes*, n°383, pp. 213-232.

Vickery W.L., Giraldeau L.-A., Templeton J.J., Kramer A.L., Chapman C.A., 1991, Producers, Scroungers, and Groupe Foraging, *The American Naturalist*, 137 (6): 847-863.

Virani M., 2000, Distribution and population size of the Sokoke Scops Owl *Otus ireneae* in the Arabuko-Sokoke Forest, Kenya, In R.D. Chancellor & B.-U. Myberg (eds), *Raptors at Risk*, Proceedings of the Fifth World Conference on Birds of Prey and Owls, Hancock House, Surrey, Canada, 795–801.

Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., and Melillo J.M., 1997, Human domination of Earth's ecosystems, *Science*, 277: 494-499.

Wackernagel M., Rees W., 1996, *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*, Gabriola Island, British Columbia: New Society Publishers.

Wafa M., Bouju A., Jamal M., 2012, Une approche ontologique pour la structuration de données spatio-temporelles de trajectoires : Application à l'étude des déplacements de mammifères marins, *Revue Internationale de Géomatique*, volume 22, numéro 1.

Walker C., 1991, *Signs of the Wild: Field Guide to the Spoor and Signs of the Mammals of Southern Africa*, Struik, Cape Town, South Africa.

Walsh P.D., White L.J.T., 1999, What it will take to monitor forest elephant populations, *Conserv. Biol*, 13(5): 1194–1202.

Wasserman T.N., Cushman S.A., Schwartz M.K., Wallin D.O., 2010, Spatial Scaling and Multi-model Inference in Landscape Genetics: *Martes americana* in northern Idaho, *Landscape Ecology*, (25):1601-1612.

Weaver C., 2008, Cross-dimensional Visual Queries for Interactive+Animated Analysis of Movement, GIScience Workshop on GeoSpatial Visual Analytics, Park City, UT, September.

Webb C.T., Levin S.A., 2005, Cross-system perspectives on the ecology and evolution of resilience, In E. Jen (Ed.), *Robust Design: A Repertoire of Biological, Ecological, and Engineering Case Studies*, SFI Lecture Note Series, Oxford University Press, 151–172.

Westrelin N., 1993, La méthode du noyau comme outil d'investigation de l'utilisation de l'espace dans une population de campagnols roussâtres. Mémoire de DEA, Université Claude Bernard Lyon 1.

Wiens J.A., 2001, The landscape context of dispersal, In: Clobert J., Danchin E., Dhondt A.A., Nichols J.D. (Eds.), *Dispersal*, Oxford University Press, Oxford, 96-109.

Williamson B.R., 1975, The condition and nutrition of elephant in Wankie National Park, *Arnoldia*, 7(12), 1-20.

White G.C., Garrott R.A., 1990, *Analysis of radio-tracking data*, Academic Press, New York.

Wiegmann S.M., Waller D.M., 2006, Fifty years of change in northern upland forest understories: Identity and traits of "winner" and "loser" plant species, *Biological Conservation*, 129(1):109–123.

Wildlife tracking, <http://www.wildlifetracking.org/>, visité en 2011.

Wolfson O., Xu B., Chamberlain S., Jiang, L., 1998, Moving objects databases: Issues and solutions, in M. Rafanelli & M. Jarke (eds), *SSDBM, IEEE Computer Society*, 111-122.

Wolfson O., Chamberlain S., Sistla P., Xu B., Zhou J., 1999, DOMINO: Databases fOr MovINg Objects tracking, In Proceedings of the 1999 ACM SIGMOD International Conference on Management of Data, Philadelphia, PA, 1999

Wolfson O., 2002, Moving objects information management: The database challenge, 5 th Workshop on Next Generation Information Technologies and Systems (NGITS 2002).

Wood Z., Galton A., 2010, Identifying Characteristics of Collective Motion from GPS Running Data, Proceedings of the workshop of Movement Pattern Analysis, Zurich, September.

Worboys M., 2005, Event-oriented approaches to geographic phenomena, *International Journal of Geographical Information Science*, 19: 1-28.

Worden J., Mose V., Western D., 2010, Aerial census of wildlife and livestock in Eastern Kajiado, Amboseli Conservation Program.

WWF, 2004, Counting wildlife manual, Mozambique wildlife management series, published by WWF-Southern Africa Regional Programme Office (SARPO), Harare, Zimbabwe January.

Yan Z., Parent C., Spaccapietra S., 2010, Automatic construction and multi-level visualization of semantic trajectories, ACM GIS.

Yu H., 2004, Spatio-temporal GIS design for exploring interactions of human activities, GIScience.

Zecchini A., 1998, *Le rhinocéros: au nom de la corne*, Editions L'Harmattan, 270p.

Zeitouni K., Kharrat A., Sandu-Popa J., El Mahrsi M.K., 2011, Extraction de connaissances des traces d'objets mobiles, Tutoriel EGC'2011, Brest, le 25 janvier 2011.

Zhao J., Forer P., Harvey A.S., 2008, Activities, ringmaps and geovisualization of large human movement fields, *Journal Information Visualization*, Vol 7, issue 3, June.

Zimparks, <http://www.zimparks.org/>, visité en 2011.

Zone Atelier Hwange, <http://www.za-hwange.org/>, visité en 2011.

Publications

Buard E., 2012, Localisation des troupeaux d'herbivores au Zimbabwe : composer avec l'imprécision, *Mappemonde*, Vol 107.

Buard E., Christophe S., 2012, Towards a data model of human and wildlife trajectories: describing individuals' movements with the help of Time-Geography concepts, *Workshop on Time Geography, GIScience*, 19-21 Sept, Columbus (USA).

Buard E., Brasebin M., 2012, Exploration visuelle de trajectoires de grands animaux, *Cartes & géomatique*, Vol 211 : 101-114.

Buard E., 2012, Déplacements et impacts de populations animales dans un milieu naturel en évolution, *Séminaire du GDR MAGIS, GP Suivi des milieux, Approches méthodologiques en géomatique pour la cartographie de la Trame Verte et Bleue (TVB)*, poster, 24 janvier, Paris (France).

Buard E., Brasebin M., 2011, Visual exploration of large animal trajectories, *25th International Cartographic Conference (ICC'11)*, 3-8 July, Paris (France).

Buard E., 2011, Pratiques spatiales des populations animales: analyses par les trajectoires, *Dixièmes Rencontres de Théo Quant*, Besançon, 23-25 février.

Buard E., 2010, Comparaison des échelles spatio-temporelles décrivant les dynamiques de populations animales et les dynamiques d'utilisation du sol, *Colloque Géopoint 2010, groupe Dupont*, 3-4 juin, Avignon (France).

Buard E., 2009, Dynamiques de populations animales et dynamiques de l'espace - Problématiques pour une cartographie, *Forum des doctorants de l'Ecole Doctorale de géographie de Paris sur le thème "Territoire en mouvement"*, poster, 29 avril, Paris (France).

Annexes

ANNEXES.....	383
ANNEXE 1 : DESCRIPTION DES HABITATS DES ESPECES VEGETALES PRESENTES DANS LE PARC DE HWANGE.....	384
ANNEXE 2 : LE LOGICIEL GEODYGENE	387
I. <i>Geodygene</i>	387
II. <i>Openjump</i>	387
ANNEXE 3 : TABLEAUX DETAILLES DES TESTS STATISTIQUES.....	389
III. <i>Les tests d'indépendance de chi2</i>	389
IV. <i>Les coefficients de corrélation</i>	392

Annexe 1 : Description des habitats des espèces végétales présentes dans le parc de Hwange

Les cartes de végétation décrivent sept espèces végétales présentes dans le parc de Hwange. Nous avons présenté dans la thèse des photographies permettant de distinguer leurs feuilles ou leur dimension. Néanmoins, ces espèces étant peu connues pour des Européens, il s'agit ici de préciser leurs caractéristiques, en particulier : le nom latin des espèces présentes dans le parc, leur aspect (allure, hauteur moyenne, couleur du tronc, formes et couleurs des feuilles), leur emplacement préférentiel, qu'on appelle habitat, (type de sol, soleil) et leur type de croissance (période de croissance saisonnière et en général). Nos ressources bibliographiques principales sont Van Wyk et Van Wyk (1997) et Hyde et al. (2012).

En premier lieu, l'aspect des ces espèces végétales permet de se rendre compte de leur diversité (voir tableau 1).

Nom commun	Nom latin	Allure	Hauteur maximale	Tronc	Feuillage
Acacia	<i>acacia xanthophloea</i> , <i>acacia tortilis</i> , <i>acacia erioloba</i> , <i>acacia hebeclada</i>	Erigé, cime arrondie. Très variés selon le type d'acacia.	2-12m	jaunâtre ou verdâtre,	Caduc, parsemé et épineux
Baikiaea	<i>baikiaea plurijuga</i>	Tronc droit. Pas de végétation herbacée sous l'arbre.	10m	gris	Caduc
Burkea	<i>burkea africana</i>	Cime d'une vingtaine de mètres de diamètre	10m	rouge pale	Caduc, situé au sommet de l'arbre
Terminalia	<i>terminalia sericea</i>	Courtes branches, ramifications	1-8m	gris	Caduc, argenté, oblongue
Mopane	<i>colophpermum mopane</i>	Très varié. Tronc droit, avec ramifications possibles.	2-20m	gris	Caduc, jaune-vert en forme de papillon
Combretum	<i>combretum imberbe</i> , <i>combretum apiculatum</i>	Cime arrondie et clairsemée	20m	vert argenté	Semi persistant, gris vert

Tableau 1 : Aspect des espèces végétales étudiées

La hauteur des arbres rend compte d'une hauteur moyenne s'ils se développent normalement. Certains arbres sont grands, comme les Mopanes (même s'ils existent sous diverses formes), Combretums, Baikiaeas, Burkeas et Acacias. Le Terminalia est beaucoup plus petit : moins de 8

mètres. Parmi ces arbres, les Mopanes, Terminalias et certains types d'Acacias forment des ramifications qui facilitent l'accès des feuilles aux herbivores. Il s'agit d'ailleurs des trois espèces végétales les plus prisées des herbivores du parc. Enfin, une autre information très intéressante dans ce tableau 1 est la persistance des feuilles en saison sèche. Seul les Combretums ne perdraient pas leurs feuilles en cette saison.

Le tableau 2 décrit l'habitat de ces espèces végétales. Elles se développent sur des sols pauvres en eau, sauf les Combretums. Dans le parc, ils sont spécifiquement situés au Nord et au Sud, zones où il existe des rivières en saison des pluies. Ils sont tous présents dans les endroits ensoleillés. L'altitude du parc est de 1000 m en moyenne, toutes ces espèces peuvent s'y implanter.

Nom commun	Sol	Emplacement	Altitude
Acacia	pauvre	soleil	0-1500m
Baikiaea	sable	forêts clairsemées	800-1200m
Burkea	sable	soleil dans des prairies ouvertes	900-1600m
Terminalia	sable mais proche de l'eau	soleil	0-1500m
Mopane	pauvre	forêts clairsemées	800-1300 m
Combretum	bien drainé	soleil	0-1000m

Tableau 2 : Habitat des espèces végétales étudiées

Le tableau 3 présente leurs types de croissances, qui permettent d'appréhender leur évolution sur l'année et sur plusieurs années.

Nom commun	Floraison	Croissance
Acacia	décembre à mars	10 ans
Baikiaea	décembre à mars	10 ans
Burkea	décembre à mars	50ans
Terminalia	décembre à mars	10 ans
Mopane	décembre- janvier	10 ans
Combretum	mars à novembre	10 ans

Tableau 3 : Croissance des espèces végétales étudiées

Ces différentes espèces fleurissent toutes au début de la saison des pluies, de décembre à mars. Ceci explique pourquoi les indices NDVI des images MODIS sont maximaux dans cette période. Seul les Combretums sont décalés dans la période de floraison. Leurs feuilles sont effet semi persistantes. Cependant, comme il s'agit de l'espèce végétale la plus rare dans le parc, cela ne se détecte pas dans les indices NDVI calculés par pixel MODIS, de taille 250 m* 250 m. La résolution spatiale de ce satellite pourrait être trop grande pour détecter les zones homogènes de combretumes.

La croissance de ces espèces pour atteindre leur état adulte est rapide pour les Acacia, Baikiaeas, Terminalias, mopanes et Combretums : moins de 10 ans. Elle est normale pour les Burkeas, de 50 ans

environ. Ceci permet d'estimer la période de résilience (qui est égale à cette période de croissance) pour chaque espèce végétale. Cette durée de 10 ans est intéressante parce qu'elle correspond approximativement à la fréquence de nos données décrivant la végétation. Cette connaissance peut permettre de valider ou non si une formation végétale peut repousser en dix ans.

Enfin, précisons que le *Baikiaea* est une espèce végétale protégée, sur la liste rouge de l'IUCN. Il s'agit du tek, qui est très utilisé par les populations humaines.

Références :

Van Wyk B., Van Wyk P., 1997, Field guide to trees of Southern Africa, Struik, Cape Town.

Hyde M.A., Wursten B.T., Ballings P., 2012, Flora of Zimbabwe, <http://www.zimbabweflora.co.zw/index.php>, access 25th October 2012

Annexe 2 : Le logiciel GeOxygene

I. Geoxygene

GeOxygene est une plateforme de développement SIG créée en 2005 par le laboratoire COGIT, un des laboratoires de recherche de l'IGN, et en particulier Badard et Braun (2004). L'objectif de cette plateforme est de fournir un outil commun et interopérable pour manipuler des données géographiques, compatibles avec les standards OGC et les normes ISO. Cette plateforme est open source signifiant la libre distribution et le libre accès au code. Le code est disponible à cette adresse : <http://oxygene-project.sourceforge.net/>.

Elle est développée dans le langage Java. Elle s'adresse plutôt à des utilisateurs experts ayant à écrire des applications géomatiques (Bucher et al. 2009).

Par ailleurs, deux versions de GeOxygene coexistent : une version laboratoire, contenant les développements en cours de validation, et une version opérationnelle qui est celle disponible sur Internet (Brasebin 2009). Ces deux versions offrent des fonctionnalités d'intégration de données, de différents algorithmes de traitement et de visualisation (voir Grosso et al. 2012).

II. Openjump

Un des moyens pour visualiser les données dans GeOxygene est d'ajouter un plugin, lui aussi open source, OpenJimp, (voir www.openjump.org). Un exemple est illustré en image 1.

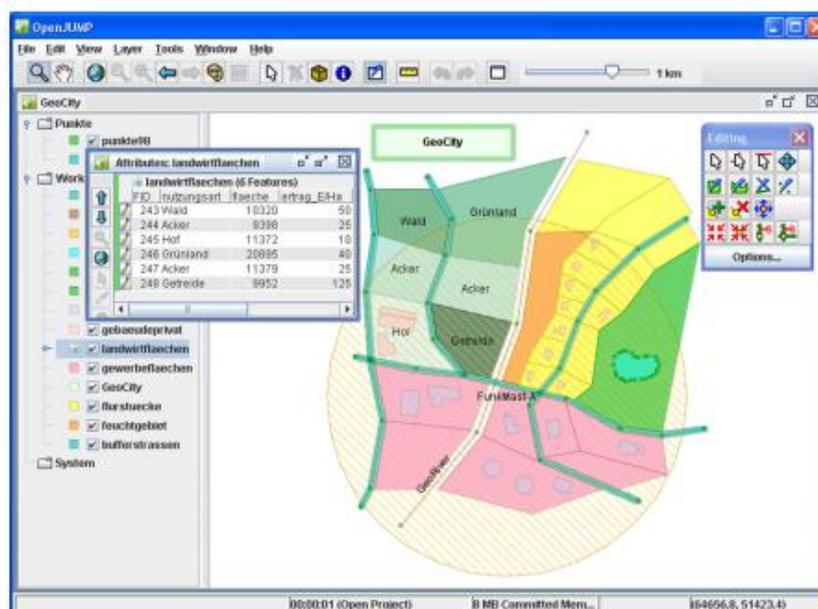


Image 1 : Visualisation des données par OpenJump

Références :

Badard T., Braun A., 2004, OXYGENE: A Platform for the Development of interoperable Geographic Applications and Web Services. Proceedings of the 15 th International Workshop on Database and Expert Systems Applications, (DEXA'04), IEEE Press, August 30 - September 03, 2004, Zaragoza, Spain, pp. 888-892.

Brasebin M., 2009, GeOxygene: An Open 3D Framework for the Development of Geographic Applications, 12th international conference on geographic information science "AGILE'09", 2-5 June, Hanover (Germany).

Bucher B., Brasebin M., Buard E., Grosso E., Mustière S., 2009, GeOxygene: built on top of the expertness of the French NMA to host and share advanced GI Science research results, International Opensource Geospatial Research Symposium 2009 (OGRS'09), 8-10 July, Nantes (France)

Grosso E., Perret J., Brasebin M., 2012, GEOXYGENE : une plate-forme interoperable pour le développement d'applications géographiques. In: Ber, B. B. (Ed.), Développements logiciels en géomatique : innovations et mutualisation, HERMÈS / LAVOISIER, Ch. 3.

Annexe 3 : Tableaux détaillés des tests statistiques

III. Les tests d'indépendance de chi2

Pour compléter les tests présentés dans la thèse, nous présentons ici les tableaux de distribution des individus statistiques pixels utilisés pour les tests d'indépendance de chi2, pour diverses sources de données : les comptages routiers, les lieux de séjours et les lieux de passages.

Par souci de clarté, nous présentons uniquement ces tableaux pour toutes les espèces étudiées ensemble. Nous présentons les distributions des pixels pour les variables de présence d'animaux et d'état de l'occupation du sol en 2010 (§ 1) puis de changement de l'occupation du sol en 2003-2010 (§ 2). Tous ces tests sont significatifs (figures C.9.19 p. 319 et C.9.21 p. 320). Par ailleurs, il y a toujours deux degrés de liberté (3 variables d'occupation du sol et 2 de présence animale).

1. L'état de l'occupation du sol en 2010

Comptages routiers

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	5684	26	0	5710
	1	8092	76	1	8169
	Total	13776	102	1	13879

pixels

Tableau 4 : Distribution observée des pixels dans les comptages routiers

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	5668	42	0.4	5710
	1	8108	60	0.6	8169
	Total	13776	102	1	13879

pixels

Tableau 5 : Distribution théorique des pixels dans les comptages routiers

La valeur de chi2, qui mesure les différences la distance des effectifs présentés en tableaux 5 et 6, est de 11. Cette valeur correspond à un degré de significativité de ce test de 0.3%. Aussi, nous rejetons l'hypothèse d'indépendance entre ces deux variables.

Lieux de séjours

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	43153	1843	32	45028
	1	16036	1334	11	17381
	Total	59189	3177	43	62409

pixels

Tableau 6 : Distribution observée des pixels dans les lieux de séjours

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	42705	2292	31	45028
	1	16484	885	12	17381
	Total	59189	3177	43	62409

pixels

Tableau 7 : Distribution théorique des pixels dans les lieux de séjours

Ces distributions diffèrent plus dans ces tableaux que dans les tableaux précédents. Si bien que la valeur de chi2 est plus élevée et vaut 333.0852. On rejette également l'hypothèse d'indépendance entre ces deux variables.

Lieux de passages

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	77818	2638	29	80485
	1	9613	1019	14	10646
	Total	87431	3657	43	91131

pixels

Tableau 8 : Distribution observée des pixels dans les lieux de séjours

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	77217	3230	38	45028
	1	10214	427	5	17381
	Total	87431	3657	43	91131

pixels

Tableau 9 : Distribution théorique des pixels dans les lieux de séjours

Les différences entre les deux distributions sont encore plus élevées, notamment pour la végétation faible. La valeur de chi2 est de 986.3608.

2. Le changement de l'occupation du sol entre 2003 et 2010*Comptages routiers*

Présences d'animaux		Végétation stable	Végétation dégradée	Végétation croissante	Total
	0	5647	26	37	5710
	1	7776	20	373	8169
	Total	13423	46	410	13879

pixels

Tableau 10 : Distribution observée des pixels dans les comptages routiers

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	5522	19	169	5710
	1	7901	27	241	8169
	Total	13423	46	410	13879

pixels

Tableau 11 : Distribution théorique des pixels dans les comptages routiers

Cette fois, les distances sont plus importantes entre les distributions observée et théorique : la valeur de chi2 est de 183.918. Le test est significatif.

Lieux de séjours

Présences d'animaux		Végétation stable	Végétation dégradée	Végétation croissante	Total
	0	42786	1413	739	44938
	1	15848	406	1217	17471
	Total	58634	1819	1956	62409

pixels

Tableau 12 : Distribution observée des pixels dans les comptages routiers

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	42220	1310	1408	44938
	1	16414	509	548	17471
	Total	58634	1819	410	62409

pixels

Tableau 13 : Distribution théorique des pixels dans les comptages routiers

Le test est également significatif et la valeur de chi2 est de 1192.774.

Lieux de passages

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	76928	1843	1718	80489
	1	9495	427	724	10646
	Total	86423	2266	2442	91131

pixels

Tableau 14 : Distribution observée des pixels dans les lieux de séjours

Présences d'animaux		Végétation normale	Végétation faible	Végétation très faible	Total
	0	76327	2005	2157	80489
	1	10096	265	285	10646
	Total	86423	2266	2442	91131

pixels

Tableau 15 : Distribution théorique des pixels dans les lieux de séjours

Le test est également significatif et la valeur de chi2 est de 916.301.

IV. Les coefficients de corrélation

Dans la thèse, nous présentons un seul indicateur de pression animale, le nombre d'animaux, que nous mettons en lien avec l'état et le changement de l'occupation du sol (figure C.9.23 p.321 et figure C.9.24 p. 322). Ici, nous fournissons également les coefficients de corrélation de Pearson pour d'autres indicateurs de pression animale : densité d'animaux, nombre de groupes et nombre de pauses. Ceci a été calculé uniquement pour les lieux de séjours. Nous distinguons les tests pour l'état de l'occupation du sol en 2010 (§ 1) et le changement de l'occupation du sol entre 2003 et 2010 (§ 2).

1. L'état de l'occupation du sol en 2010

	Les 3 espèces	Eléphants	Zèbres	Buffles
Nombre de pixels	62409	45625	9717	14981
Nombre d'animaux	0.13 ***	-0.01 **	0.08 ***	-0.22 ***
Densité d'animaux	-0.30 ***	0.10 ***	-0.02 *	-0.18 ***
Nombre de groupes	-0.21 ***	0.12 ***	0.12 ***	-0.22 **
Nombre de pauses	-0.19 ***	0.11 ***	0.07 ***	-0.22 ***

Tableau 16 : Coefficients de corrélation entre les variables de pression exercée par les groupes d'animaux et l'état de la végétation dans les lieux de séjours. NS= non significatif, *= significativité à 5 %, **= significativité à 1 %, *= significativité à 0.1 %**

Dans le tableau 16, les indicateurs de pression animale de densité d'animaux, de nombre de groupes et de nombres de pauses sont similaires aux nombre d'animaux, présentés dans la thèse, en termes de sens et de valeurs.

2. Le changement de l'occupation du sol entre 2003 et 2010

Les significativités des coefficients de corrélation du tableau 17 varient selon les indicateurs de pression animale testés et les espèces considérées.

Ainsi le nombre de groupe et le nombre de pauses des éléphants indiquent des coefficients non significatifs. Ils ne sont pas adaptés pour évaluer la pression et la mettre en lien avec les changements de l'occupation du sol.

En complément, les coefficients de corrélation impliquant la densité d'animaux pour les zèbres et les buffles ne sont également pas significatifs.

De ces deux points, nous considérons que le nombre d'animaux et le nombre de pauses sont des indicateurs de pression animale adaptés pour évaluer la relation entre la pression animale et le changement de l'occupation du sol.

	Les 3 espèces	Eléphants	Zèbres	Buffles
Nombre de pixels	62409	45625	9717	14981
Nombre d'animaux	-0.09 ***	-0.01 **	-0.03 **	-0.05 ***
Densité d'animaux	0.10 ***	-0.03 ***	-0.01 NS	-0.01 NS
Nombre de groupes	-0.05 ***	0.01 NS	0.07 ***	-0.02 **
Nombre de pauses	-0.06 ***	0.01 NS	-0.04 ***	-0.04 ***

Tableau 17 : Coefficients de corrélation entre les variables de pression exercée par les groupes d'animaux et l'évolution de la végétation dans les lieux de séjours. NS= non significatif, *= significativité à 5 %, **= significativité à 1 %, *= significativité à 0.1 %**

Dynamiques des interactions espèces – espace - Mise en relation des pratiques de déplacement des populations d'herbivores et de l'évolution de l'occupation du sol dans le parc de Hwange (Zimbabwe)

Les parcs nationaux ont pour mission de protéger les ressources naturelles, la faune et la flore. Cependant, certaines de ces ressources diminuent, notamment en raison des populations animales qui fréquentent certains lieux de manière récurrente. Dans ce contexte, l'objectif de cette thèse est de mettre en place une démarche pour identifier les interactions entre les pratiques de déplacement des populations d'herbivores et l'occupation du sol. Nous avons appliqué cette démarche aux éléphants, zèbres et buffles du parc national de Hwange (Zimbabwe). La démarche proposée combine des notions écologiques, géographiques et géomatiques. Dans un premier temps, nous identifions des lieux de pratiques spatiales récurrentes des populations animales, appelés lieux de fréquentation (lieux de passages, lieux de séjours), à partir de diverses sources de données : comptages d'animaux et suivis GPS. La méthode repose sur une application des concepts de la Time Geography pour construire des trajectoires de groupes d'animaux. Cette construction permet d'estimer la pression potentielle exercée par les animaux sur l'occupation du sol. Dans un second temps, les lieux de changements significatifs de l'occupation du sol sont repérés à partir de données de télédétection. Enfin, les lieux de fréquentation et les lieux de changements de l'occupation du sol sont mis en relation. Les résultats révèlent une grande complémentarité des sources de données. Ils mettent en évidence des liens différents entre les populations animales et l'occupation du sol, selon l'espèce considérée, les périodes de temps et les zones étudiées. Les connaissances d'experts permettent de nuancer ces résultats.

Mots-clés : comptages, herbivores, lieux de fréquentation, occupation du sol, parc national de Hwange, pression animale, suivis GPS, trajectoires

Dynamics of the interactions between species and space – Linking movement practices of herbivore populations and land cover changes in the Hwange national park (Zimbabwe)

National parks aim at protecting natural resources, including fauna and flora. However, some of these resources are depleting, particularly due to animal populations that converge regularly in certain places. In that context, the objective of this thesis is to propose an approach to identify interactions between movement practices of herbivore populations and land cover. We apply this approach to elephants, zebras and buffaloes of the Hwange National Park (Zimbabwe). The proposed approach combines notions from ecology, geography and geomatics. First, we identify places where spatial practices of populations are recurrent. These places are called places of convergence composed of high-density paths and stops. Diverse data sources are analyzed: animal counts and GPS tracks. The last is used to construct trajectories of animals based on concepts from Time Geography. This construction enables us to estimate the potential pressure applied by animals on land cover. Second, places where land cover has changed are extracted from remote sensing data. Last, we study the links between places of converge of populations and places of land cover changes. The results point out that data sources are complementary. They underline different types of links between animal populations and land cover, according to the species considered, the time periods and the studied areas. Finally, statements of experts slightly moderate these results.

Keywords: animal pressure, animal counts, GPS tracks, herbivores, Hwange national park, land cover, places of convergence, trajectories

Discipline : Géographie

Ecole doctorale de géographie de Paris ED434 - 191, rue Saint Jacques 75005 Paris