

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ecole Nationale Supérieure Agronomique
المدرسة الوطنية العليا للفلاحة
Thèse

Présentée en vue de l'obtention du

DOCTORAT D'ETAT EN SCIENCES AGRONOMIQUES

*Cartographie et prédiction de la répartition de l'avifaune
nicheuse du Parc National de Gouraya (Wilaya de Béjaia) :
Géostatistique et analyse spatiale.*

Soutenue le 14 / 06 / 2012

par **BOUBAKER Zoubir**

Devant le jury composé de :

Président :	M. ZERAIA L.	Professeur
Directeur de thèse :	M. BELLATRECHE M.	Professeur
Examineurs :	M. ABDELKRIM H.	Professeur
	M. DERRIDJ A.	Professeur
	Mme. BELHADJ-CHALABI GH.	Maître de conférences.
	Mme. BENHOUHOU S.	Professeur

Année : 2011- 2012

Remerciements

Ce travail de thèse n'aurait sans doute pas pu se concrétiser sans l'appui et les encouragements que j'ai reçus tout au long de ces longues années. Je tiens donc à remercier ici toutes celles et tous ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à créer un environnement favorable à l'aboutissement de ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à Monsieur Mohamed Bellatreche, Professeur à l'ENSA, pour avoir accepté de diriger cette thèse, pour sa disponibilité et l'attention qu'il a toujours porté à l'avancement de ce travail.

Ma reconnaissance va également aux membres de jury qui ont accepté d'évaluer ce travail, à savoir :

Monsieur Lamri Zeraia, Professeur à l'ENSA, pour l'honneur qu'il me fait en présidant ce jury ;

Monsieur Areski Derridj, Professeur à l'Université Mouloud Maamri (Tizi Ouzou), qui a bien voulu examiner ce travail malgré ses nombreuses responsabilités ;

Madame Ghania Chalabi Belhadj, Maître de conférences à Université d'El Tarf, pour avoir accepté sans aucune hésitation de m'honorer par sa présence dans ce jury ;

Monsieur Hacene Abdelkrim, Professeur à l'ENSA, pour avoir accepté de faire partie du jury mais aussi pour sa sympathie et ses continuels encouragements. Il s'est toujours proposé pour m'offrir son aide et son soutien ;

Madame Salima Benhouhou, Professeur à l'ENSA, qui a spontanément accepté d'examiner ce travail. Je ne pourrais oublier sa disponibilité et ses encouragements notamment durant mes premières sorties aux Parc National de Gouraya dont je garde de bons souvenirs.

Le travail de terrain et la récolte des données m'ont été facilités par un accueil chaleureux dans le Parc National de Gouraya. Je saisi à cet effet l'occasion pour remercier son directeur Ali Mahmoudi, pour sa sympathie et son amitié ainsi que tout le personnel du Parc. Qu'ils soient assurés de ma grande reconnaissance.

Je tiens aussi à remercier Messieurs Frédéric Jiguet, Professeur associé et Romain Julliard, Maître de Conférences pour m'avoir accueilli au CRBPO (Centre de Recherches par le Baguage des Populations d'Oiseaux) au Muséum national d'histoire naturelle, pour leur disponibilité et leur aide dans les traitements statistiques réalisés.

Il m'est agréable aussi d'adresser mes vifs remerciements à Vincent Godard, Maître de Conférences au département de géographie de l'Université de Paris 8, pour m'avoir accueilli au sein de son laboratoire, pour sa sympathie et sa précieuse aide dans l'analyse géostatistique.

Je tiens aussi à remercier Luc Barruel pour les conseils et le soutien technique qu'il m'a apporté dans l'utilisation du logiciel "ArcGis".

Il m'est agréable de remercier ici une personne particulière, Moussouni Abdenour, un ami qui m'a toujours soutenu et aidé. Sans lui ce travail n'aurait pas vu le jour. Je te dis Merci mon frère.

Mes chaleureux remerciements s'adressent à mes collègues et amis du Département de Foresterie et Protection de la Nature. Je commencerais par ceux qui ont été mes enseignants et qui ont facilité mon intégration comme collègue au département à savoir, Benmessaoud Kamel, Meddour Hachemi, Benhalla Mahmoud, Oldache El hadi et Ouanouki Benalia.

Je ne pourrais oublier l'équipe jeune du département : Kadid Yamina, Sbabdji Mohamed et Morsli Abdelkader (Samir) dont les discussions, les encouragements et les soutiens mutuels nous ont permis d'avancer et de finaliser nos thèses. Une pensée particulière à Samir pour lui souhaiter bon courage.

Comment pourrais-je remercier notre agréable personnel du département de Foresterie et Protection de la Nature. Je citerais Fazia, Mohamed, Zahia, Rachida, Fatiha, Kheira, Mourad et Yahia sans oublier Mme Iski Saliha. L'atmosphère conviviale qu'ils m'ont toujours procurée m'a été d'un grand soutien et réconfort durant les moments difficiles. Un grand merci à vous tous.

Je remercie également Saïd et Mme Sadouki de la sous direction de la post graduation et de la recherche (DPGR) de l'ENSA, pour leur aide et leur disponibilité.

J'adresse mes vifs remerciements à mes amis : Guerbi Farid, Amokrane Sofiane, Amokrane Yacine, Ameyoud Nadia, Chergui Souad, Fodil Riad et Mokrane Nabil, pour leur hospitalité et leur soutien durant mes séjours en France.

Il est évident qu'un tel travail n'aurait pu être accompli sans la présence, le soutien et les sacrifices de ma famille particulièrement ma mère, ma femme et mes enfants (Abderaouf et Manel), qu'ils m'excusent pour mes fréquentes indisponibilités. Je leur exprime tous, ma tendre affection et ma profonde gratitude.

Sommaire

Introduction générale	01
------------------------------	----

Première partie : *Concepts et définitions*

Chapitre I : Structure spatiale en écologie

Introduction	08
1.1 - L'hétérogénéité	09
1.2 - L'autocorrélation spatiale	11
1.2.1 - Types d'autocorrélation spatiale	12
1.2.2 - Sources de la structure spatiale	13
1.3 - Importance de l'étude de la structure spatiale	14
1.4 - Méthodes d'étude de la structure spatiale	15
1.4.1 - Etude de l'hétérogénéité spatiale	16
1.4.2 - Etude de l'autocorrélation spatiale	17
1.4.2.1 - Méthode des quadrats	18
1.4.2.2 - Méthode du plus proche voisin	19
1.4.2.3 - Fonction K de Ripley	19
1.4.2.4 - Indice de Geary	20
1.4.2.5 - Indice de Moran	20
1.4.2.6 - Analyse centrographique	21
1.4.2.7 - Analyse géostatistique	21
1.5 - Méthodes d'Interpolation	22
1.5.1 - Inverse de la Distance (IDW)	22
1.5.2 - Analyse des Surfaces théoriques	22
1.5.3 - Les fonctions splines	23
1.5.4 - La Tessellation de Voronoï	23
1.5.5 - Krigeage	24
Conclusion	24

Chapitre II : Notions de géostatistique

Introduction	25
2.1 - Définition	25
2.2 - Aperçu historique	26
2.3 - Domaines d'application	26
2.4 - Variable régionalisée	27
2.5 - Stationnarité	28
2.6 - Variogramme	29
2.6.1 - Propriétés du variogramme	31
2.6.1.1 - Comportement à l'origine	31
2.6.1.2 - Comportement à l'infini	32
2.6.1.3 - Isotropie et anisotropie	34
2.6.2 - Ajustement du variogramme	35
2.7 - Krigeage	35
Conclusion	37

Chapitre III : Les Systèmes d'Information Géographique

Introduction	39
3.1 - Définition	40
3.2 - Fonctionnalités d'un SIG	40
3.3 - Composantes d'un SIG	41
3.4 - Modes de représentation des données	42
3.5 - SIG et analyse spatiale	44
3.6 - SIG et Géostatistique	46
3.7 - Avantages des SIG	47
3.8 - Applications	48
Conclusion	49

Deuxième partie : Cadre d'étude et Méthodologie

Chapitre IV : Cadre d'étude

4.1 - Esquisse géographique	50
4.2 - Contexte biogéographique	50
4.3 - Aperçu climatique	50
4.4 - Habitats naturels	54
4.4.1 -Habitat forestier	54
4.4.2 - Matorral arboré	54
4.4.3 - Matorral haut	55
4.4.4 - Matorral moyen	55
4.4.5 - Matorral bas	57
4.4.6 - Matorral dégradé	57
4.4.7 - Falaises	58
4.4.8 - Habitat rupestre	58
4.4.9 - Ripisylves	59
4.5 - Pressions anthropiques	59
4.5.1 - Population locale	59
4.5.2 - Tourisme	60
4.5.3 - Incendies	60
4.5.4 - Décharge et carrières	60

Chapitre V : Méthodologie

5.1 - Echantillonnage	62
5.1.1 - Taille (Grain) et forme de la maille	63
5.2 - Acquisition des données	64
5.2.1 - Relevés ornithologiques (dénombrements)	64
5.2.2 - Relevé mésologique (description de la station)	66
5.2.2.1 - Description de la végétation	66
5.2.2.2- Données d'anthropisation	67
5.3 - Cartographie (SIG)	68
5.4 - Matériel utilisé	68

5.5 - Logiciels utilisés	69
---------------------------------	----

Chapitre VI : Traitement des données

6.1 - Composition et structure de l'avifaune	71
6.1.1 - Fréquence et constance	71
6.1.2 - Richesse	71
6.1.3 - Diversité	72
6.2 - Analyse centrographique	72
6.2.1 - Barycentre ou centre moyen (<i>mean center</i>)	73
6.2.2 - L'écart type (<i>standard deviation</i>)	73
6.2.3 - L'ellipse de dispersion (<i>EDS ; Standard Deviational Ellipse</i>)	74
6.3 - Analyse géostatistique	74
6.3.1 - Analyse variographique	75
6.3.1.1 - Calcul de la nuée variographique	75
6.3.1.2 - Variogramme expérimental	75
6.3.1.3 - Variogrammes directionnels	76
6.3.1.4 - Ajustement du variogramme	76
6.3.2 - Validation croisée	77
6.3.3 - Krigeage ordinaire	78
6.4 - Traitements statistiques	79
6.4.1 - Analyse en composantes principales (ACP)	79
6.4.2 - Régression pas à pas (<i>Stepwise</i>)	80
6.5 - Espèces retenues	81

Troisième partie : Résultats et discussions

Chapitre VII : Résultats et interprétations

7.1 - Caractéristiques du peuplement avien	83
7.1.1 - Diversité taxonomique	83
7.1.2 - Diversité phénologique	84
7.1.4 - Diversité biogéographique	84
7.1.3 - Diversité trophique	86
7.1.5 - Composition et structure du peuplement avien	87
7.1.6 - Constance des espèces	87

7.2 - Caractéristiques du milieu	89
7.3 - Analyse en composantes principales	91
7.3.1 - ACP structure de la végétation	91
7.3.2 - ACP Composition floristique	92
7.3.3 - ACP anthropisation	93
7.4 - Relation avifaune-habitat	93
7.5 - Cartographie et analyse spatiale	100
7.6 - Analyse centrographique	110
7.7 - Analyse géostatistique	132
7.7.1 - Analyse variographique	135
7.7.2 - Validation croisée	143
7.7.3 - Interpolation par krigeage	145
7.7.4 - Carte de variance du krigeage	154
 Chapitre VIII : Discussions générales	 160
 Chapitre IX : Recommandations et perspectives	
9.1 – Recommandations en matière de gestion	180
9.1.1 - Gestion de l’avifaune	180
9.1.2 - Gestion et réhabilitation des habitats	181
9.1.3 - Gestion et atténuation des perturbations anthropiques	182
9.2 – Recommandations et perspectives de recherche	183
9.2.1 – Echantillonnage	183
9.2.2 - Autocorrélation spatio-temporelle	184
9.2.3 - Echelle de perception	184
9.2.4 - Modélisation	185
9.2.5 - Géostatistique	186
Conclusion générale	187
Références bibliographiques	190
Annexes	

Liste des tableaux

Tableau I : Données climatiques de station météorologique de Béjaia (1974-2004)	51
Tableaux II: Diversité taxonomique des espèces aviennes contactées	84
Tableau III : Catégories et types fauniques des espèces d'oiseaux contactées	85
Tableau IV : Fréquences et IPA des espèces aviennes contactées	88
Tableau V : Constances des espèces aviennes	87
Tableau VI: Modalité des descripteurs d'anthropisation	90
Tableau VII : Résultats de l'ACP structure de la végétation	92
Tableau VIII : Résultats de l'ACP composition floristique	92
Tableau IX : Résultats de l'ACP anthropisation	93
Tableau X : Résultats de la régression multiple (avant élimination de l'effet spatiale)	96
Tableau XI : Résultats de la régression multiple sur les résidus du Krigeage	99
Tableau XII : Caractéristiques centrographiques des distributions des espèces aviennes, de la diversité et de la richesse aviennes	117
Tableau XIII : Caractéristiques des variogrammes (espèces et paramètres)	141
Tableau XIV: Résultats de la validation croisée (modèles retenus)	144
Tableau XV : Effet global des différentes composantes sur l'avifaune	163
Tableau XVI : Effet global des différentes composantes (erreur krigeage) sur l'avifaune	169

Liste des figures

Figure 1 : Formes de l'hétérogénéité spatiale (Wiens, 2000)	11
Figure 2 : Fractionnement de la variance des données écologiques (Borcard <i>et al.</i> , 1992 modifié)	14
Figure 3 : types de distribution spatiale	18
Figure 4 : Variogramme théorique borné	30
Figure 5 : Comportement du variogramme à l'origine (Lloyd, 2001 modifié)	32
Figure 6 : Comportement du variogramme à l'infini (Lloyd, 2001 modifié)	34
Figure 7 : Mode de représentation des données (Harvey 2008)	44
Figure 8 : Situation du Parc National de Gouraya	52
Figure 9 : Diagramme ombrothermique de la station de Béjaia (1974 - 2004)	53
Figure 10 : Situation de Béjaia sur le climagramme d'Emberger	53
Figure 11 : Carte des habitats naturels du parc National de Gouraya (Moussouni, 2008)	56
Figure 12 : Taux de fréquentation des sites touristiques dans le parc national de Gouraya (Lemdani et Soltani, 2005)	61
Figure 13 : Plan d'échantillonnage	65
Figure 14 : Distribution des espèces contactées en fonction de leur statut phénologique	84
Figure 15 : Spectre biogéographique des espèces aviennes contactées	86
Figure 16 : Distribution des espèces contactées en fonction de leurs catégories trophiques	86
Figure 17 : Distribution des expositions dans la zone échantillonnée	89
Figure 18 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette mélanocéphale	101
Figure 19 : Répartition des abondances relatives du Troglodyte mignon	101
Figure 20 : Répartition des abondances relatives du Rossignole Philomèle	102
Figure 21 : Répartition des abondances relatives de la Mésange bleue	102
Figure 22 : Répartition des abondances relatives du Verdier d'Europe	104
Figure 23 : Répartition des abondances relatives du Serin cini	104
Figure 24 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette à tête noire	105
Figure 25 : Répartition des abondances relatives du Merle noir	105
Figure 26 : Répartition des abondances relatives du Pinson des arbres	106
Figure 27 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette grisette	106
Figure 28 : Répartition des abondances relatives du Bulbul des jardins	107
Figure 29 : Répartition des abondances relatives de l'Hypolaïs polyglotte	107
Figure 30 : Répartition des abondances relatives du Gobemouche gris	108
Figure 31 : Répartition des abondances relatives du Bruant fou	108
Figure 32 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette passerinette	109

Figure 33 : Répartition des abondances relatives de la Mésange charbonnière	109
Figure 34 : Répartition des abondances relatives du Rougegorge familier	111
Figure 35 : Répartition des abondances relatives du l'Hypolaïs pâle	111
Figure 36 : Répartition des abondances relatives du Bruant proyer	112
Figure 37 : Répartition des abondances relatives du Cochevis huppé	112
Figure 38 : Répartition des abondances relatives de la Rubiette de Moussier	113
Figure 39 : Répartition des abondances relatives du Merle bleu	113
Figure 40 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette orphée	114
Figure 41 : Répartition des abondances relatives du Pigeon ramier	114
Figure 42 : Répartition des abondances relatives de la Grive draine	115
Figure 43 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette pitchou	115
Figure 44 : Répartition des abondances relatives du Pouillot de Bonelli	116
Figure 45 : Répartition des abondances relatives du Chardonneret élégant	116
Figure 46 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette grissette	118
Figure 47 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Bulbul des jardins	118
Figure 48 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette passerinette	119
Figure 49 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de l'Hypolaïs pâle	119
Figure 50 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Grive draine	120
Figure 51 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Pinson des arbres	120
Figure 52 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Verdier d'Europe	122
Figure 53 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Merle noir	122
Figure 54 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Troglodyte mignon	123
Figure 55 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la F.mélanocéphale	123
Figure 56 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Serin cini	124
Figure 57 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette à tête noire	124
Figure 58 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Gobemouche gris	125
Figure 59 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Mésange bleue	125
Figure 60 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Rossignol philomèle	126
Figure 61 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Chardonneret élégant	126
Figure 62 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de l'Hypolaïs polyglotte	127
Figure 63 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Bruant fou	127
Figure 64 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette pitchou	129
Figure 65 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Pouillot de Bonelli	129
Figure 66 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Pigeon ramier	130
Figure 67 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Rougegorge familier	130
Figure 68 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la M.charbonnière	131
Figure 69 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette orphée	131
Figure 70 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Merle bleu	133
Figure 71 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Bruant proyer	133

Figure 72 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Cochevis huppé	134
Figure 73 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Rubiette de Moussier	134
Figure 74 a : Variogrammes des espèces aviennes retenues	136
Figure 74 b : Variogrammes des espèces aviennes retenues	137
Figure 74 c : Variogrammes des espèces aviennes retenues	138
Figure 75 a : Variogrammes des paramètres retenues	139
Figure 75 b : Variogrammes des paramètres retenues	140
Figure 76 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de la Fauvette mélanocéphale	146
Figure 77 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Troglodyte mignon	146
Figure 78 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Rossignol philomèle	147
Figure 79 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de la Mésange bleue	147
Figure 80 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Verdier d'Europe	148
Figure 81 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Serin cini	148
Figure 82 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de la Fauvette à tête noire	150
Figure 83 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance Merle noir	150
Figure 84 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Pinson des arbres	151
Figure 85 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de la Fauvette grisettes	151
Figure 86 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Bulbul des jardins	152
Figure 87 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de l'Hypolaïs polyglotte	152
Figure 88 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Gobemouche gris	153
Figure 89 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance du Bruant fou	153
Figure 90 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de la Fauvette passerinette	155
Figure 91 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de la Mésange charbonnière	155
Figure 92 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de Rougegorge familier	156
Figure 93 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'abondance de l'Hypolaïs pâle	156
Figure 94 : Prédiction (krigeage ordinaire) de la diversité avienne	157
Figure 95 : Prédiction (krigeage ordinaire) de la richesse avienne	157
Figure 96 : Prédiction (krigeage ordinaire) de la diversité végétale	158
Figure 97 : Prédiction (krigeage ordinaire) de l'altitude	158
Figure 98 : Prédiction (krigeage ordinaire) des pentes	159

Introduction générale

L'étude des relations espèces-habitats constitue un élément central de l'écologie et de la biologie de conservation. Elle permet d'identifier les facteurs régissant la sélection de l'habitat et la répartition des espèces ainsi que l'effet des diverses pressions anthropiques auxquelles elles sont soumises. Ces données sont fondamentales pour toute stratégie de gestion et de conservation des espèces et de leurs habitats (Vaughan et Ormerod, 2003 ; Maes *et al.*, 2005 ; Rodriguez *et al.*, 2007 ; Ronka *et al.*, 2008 ; Walker *et al.*, 2008).

Ainsi, pour répondre à ces besoins de gestion et de conservation des populations naturelles, il est nécessaire d'établir des modèles prédisant l'impact des modifications environnementales susceptibles d'intervenir à différentes échelles sur la dynamique des populations. La modélisation de ces interactions est une étape incontournable. Elle permet de mieux comprendre les mécanismes de répartition des espèces par la sélection des variables explicatives et d'analyser la nature et la forme de la relation espèce-habitat. Par ailleurs, les modèles élaborés permettent de faire des prédictions quantifiées sur l'évolution de la répartition des espèces sous divers scénarii environnementaux.

La construction de modèles prédictifs de l'occurrence des espèces est l'approche statistique la plus répandue (Franklin, 2009). Des améliorations sont sans cesse apportées, augmentant ainsi l'efficacité des techniques de modélisation (Fielding et Bell, 1997 ; Guisan et Zimmermann, 2000 ; Manel *et al.*, 2001 ; Bio *et al.*, 2002 ; Guisan *et al.*, 2002 ; Hirzel et Guisan, 2002 ; Anderson *et al.*, 2003 ; Robertson *et al.*, 2003 ; Engler *et al.*, 2004 ; Guisan et Thuiller, 2005 ; Dorazio *et al.*, 2006 ; Elith *et al.*, 2006 ; Guisan *et al.*, 2006 ; Guisan *et al.*, 2007 ; Meynard et Quinn, 2007 ; Dormann *et al.*, 2008 ; Algar *et al.*, 2009).

Les espèces ne se distribuent pas aléatoirement dans l'espace, elles présentent une structuration spatiale bien définie qui résulte des interactions de l'espèce avec son environnement abiotique et biotique (Legendre et Fortin, 1989 ; Koenig, 1999 ; Evans *et al.*, 2008).

De ce fait, les données recueillies se caractérisent souvent par une autocorrélation et une dépendance spatiale. Cette propriété des variables écologiques peut être observée le long d'une série chronologique (autocorrélation temporelle) ou à travers l'espace géographique (autocorrélation spatiale) (Legendre, 1993 ; Austin, 2002 ; Fortin et Dale, 2005 ; Dormann, 2009).

En écologie, on accorde de plus en plus d'importance à de telles considérations, de façon à mieux comprendre les processus écologiques. L'étude de la structure spatiale des phénomènes écologiques est une préoccupation en plein essor en écologie (Cattadori *et al.*, 2000 ; Cowley *et al.*, 2000 ; Fortin, 2002 ; Fortin *et al.*, 2002 ; Keitt *et al.*, 2002 ; Lehmann *et al.*, 2002 ; Diniz-Filho *et al.*, 2003 ; Kauffman *et al.*, 2004 ; Reese *et al.*, 2005 ; Carl et Kuehn, 2007 ; Certain *et al.*, 2007 ; Dormann *et al.*, 2007 ; Jewell *et al.*, 2007 ; Miller *et al.*, 2007 ; Graham *et al.*, 2008 ; Blanchet *et al.*, 2011).

La présence d'une structure spatiale signifie que les observations proches les unes des autres sur le plan géographique, sont plus susceptibles d'être similaires que celles qui sont éloignées les unes des autres. A cet effet, les méthodes statistiques classiques ne sont plus en mesure de fournir des résultats satisfaisants, du fait de la présence potentielle de la structure spatiale (autocorrélation spatiale). Elles sont souvent basées sur l'hypothèse d'indépendance statistique et ne sont pas spatialement explicites (Legendre, 1993 ; Legendre *et al.*, 2002 ; Legendre *et al.*, 2004). Ceci justifiera l'utilisation de méthodes différentes lorsque l'intérêt de la recherche est la prise en compte de la structure spatiale (Cressie, 1991 ; Legendre et Legendre, 1998).

Conscient du rôle de la structure spatiale dans l'analyse des processus écologiques (Fortin et Dale, 2005) et de son importance dans les stratégies de gestion et de conservation (Certain *et al.*, 2007 ; Diniz-filho *et al.*, 2008), les écologistes ont développé une branche d'analyse spatiale pour tenter de comprendre les processus spatiaux et leurs effets sur l'abondance et la répartition des espèces. Cette complexité spatiale a conduit les scientifiques à multiplier les pistes d'exploration, tant sur le plan méthodologique que sur le plan conceptuel (Liebhold et Gurevitch, 2002 ; Dale et Fortin, 2009 ; Fortin et Dale, 2009).

La disponibilité de données géoréférencées par les systèmes de positionnement géographique, et le développement de logiciels de traitement et d'analyse spatiale ont contribué à une large utilisation des statistiques spatiales (Lee et Wong, 2001 ; Dale *et al.*, 2002 ; Perry *et al.*, 2002 ; Guisan, 2003 ; Haining, 2004 ; Gaetan et Guyon, 2008 ; Sherman, 2011). En conséquence, de nouvelles connaissances sur la répartition des espèces et de nouvelles techniques de modélisation de la distribution ont été développées.

L'analyse spatiale vient appuyer et préciser l'information contenue dans les cartes de distribution géographiques des espèces. Elle constitue un outil précieux pour l'analyse de la répartition des espèces et l'effet des différents facteurs qui la contrôlent (Hernandez-Stefanoni et Ponce-Hernandez, 2006 ; Dormann *et al.*, 2007). La cartographie fournie ainsi, une image précise de la distribution géographique des espèces (Fortin *et al.*, 2005 ; Franklin, 2009) et sert de support pour la

gestion des espèces et l'identification des zones potentielles de conservation (Scott *et al.*, 1993 ; Walker *et al.*, 2008). Elle est de ce fait, indispensable pour la gestion et la conservation des espèces.

Pour qu'elle soit représentative et aisément interprétable, la cartographie de la répartition des espèces nécessite des données spatiales continues sur le territoire étudié. Néanmoins, leur acquisition sur de grandes étendues est souvent difficile et onéreuse (Li et Heap, 2008 ; Hengl, 2009).

Des lacunes de distribution des espèces sont ainsi observées à différentes échelles. A l'échelle d'un pays ces lacunes peuvent être dues à l'absence d'investigation et d'étude au niveau de certaines régions alors qu'à une échelle plus restreinte soit au niveau du territoire, ces lacunes peuvent être dues à l'inaccessibilité à certaines stations. Devant ces informations fragmentaires, recueillies ponctuellement, l'extension des données sur l'ensemble de la région d'étude s'impose pour une bonne représentation cartographique.

Pour pallier à cette contrainte, des méthodes d'interpolation spatiale ont été développées. Elles permettent de produire des cartes qui fournissent une vision complète de la variation spatiale du paramètre étudié (Bahn *et al.*, 2006 ; Sierdsema et Van Loon, 2008).

Un large éventail de méthodes d'interpolation est disponible. Chaque méthode utilise ses propres techniques de pondération et aboutit de ce fait, à des résultats différents. Ces méthodes sont présentées et discutées dans plusieurs travaux (Burrough et Mc Donnell, 1998 ; Guisan et Zimmermann, 2000 ; Fortin et Dale, 2005 ; Webster et Oliver, 2007 ; Li et Heap, 2008).

A la différence de ces méthodes dites déterministes, la géostatistique offre des outils pour décrire les caractéristiques spatiales des phénomènes naturels (Isaaks et Srivastava, 1989). Elle est communément définie comme l'application de la théorie «des variables régionalisées» à l'étude de données réparties dans l'espace (Journel, 1986). Elle fournit un ensemble de méthodes probabilistes pour analyser et traiter spatialement et temporellement les phénomènes présentant une structuration dans l'espace et/ou dans le temps (Saito *et al.*, 2005).

L'analyse géostatistique s'articule autour du variogramme qui détermine les grands traits structuraux et les caractéristiques majeurs du phénomène étudié (Matheron, 1965) et de l'interpolation par krigeage. Ce dernier, au moins sous sa forme la plus commune et la plus robuste, le krigeage ordinaire, est une technique d'estimation linéaire optimale et non biaisée. En ce sens, il fournit la «meilleure» estimation possible des valeurs inconnues de données échantillonnées (Curran et Atkinson, 1998 ; Saito *et al.*, 2005). La géostatistique permet en outre, du fait de son caractère probabiliste, de joindre à la carte d'interpolation par krigeage, la carte de la variance de l'erreur d'estimation.

Après avoir vu sa naissance et son développement dans le domaine des mines, la géostatistique a fait ses preuves dans différents domaines d'application (Chauvet, 2008), notamment en sciences du sol (Goovaerts, 1998, 1999 ; Liu *et al.*, 2004), en écologie (Liebhold et Gurevitch, 2002 ; Perry *et al.*, 2002 ; Hernandez-Stefanoni et Ponce-Hernandez, 2006), en sciences de l'environnement (Bobbia *et al.*, 2003 ; Baume *et al.*, 2006 ; Bernard-Michel, 2006), en bathymétrie (Bello-Pineda et Hernandez-Stefanoni, 2007) et en ornithologie (Willard et Maurer, 1996 ; Rempel et Kushneriuk, 2003 ; Bretagnolle *et al.*, 2004 ; Pebesma *et al.*, 2005 ; Lin *et al.*, 2008a, b ; Newson et Noble, 2008 ; Sierdsema et Van Loon, 2008 ; Walker *et al.*, 2008 ; Lieske et Bender, 2009).

Le développement parallèle de la géomatique a favorisé le recours aux méthodes d'analyse spatiale (Lee et Wong, 2001 ; Lloyd, 2001 ; Yeung et Hall, 2007 ; Lieske et Bender, 2009). L'utilisation conjointe des Systèmes d'Information Géographique avec les méthodes géostatistiques (Goodchild *et al.*, 1992 ; Guisan et Zimmermann, 2000 ; Burrough, 2001) offre un cadre très performant pour l'analyse de données spatialisées en raison de leur complémentarité (Zaninetti, 2005 ; Ghilani et Wolf, 2006).

Les oiseaux constituent un modèle de choix pour la cartographie et l'étude des structures spatiales (Sierdsema et Van Loon, 2008). Ils jouent un rôle de plus en plus important dans la conservation et la gestion des milieux et le développement de la science de conservation en général (Arinaitwe *et al.*, 2007 ; Brooks *et al.*, 2008 ; Rodrigues and Tristao da Cunha, 2012).

Les caractéristiques écologiques et la sensibilité des oiseaux aux modifications des habitats (Blondel, 1975) font que les espèces de ce groupe taxonomique sont souvent considérées comme de bons indicateurs biologiques (Drapeau *et al.*, 2001 ; Bryce *et al.*, 2002 ; Gregory *et al.*, 2003 ; Bonn et Gaston, 2005 ; Caula, 2007 ; Gil-Tena *et al.*, 2007 ; Brooks *et al.*, 2008).

En Algérie, les recherches ornithologiques menées depuis plusieurs années se sont surtout focalisées sur l'étude de l'écologie des espèces aviennes dans les aires protégées. Il s'agit notamment du travail de Bellatreche (1994) sur l'écologie et la biogéographie de l'avifaune dans la petite kabylie des Babors en prenant comme référence deux parcs nationaux, ceux de Taza à Jijel et de Gouraya à Béjaia. Benyacoub (1993) s'est intéressé à la région d'El-kala où l'étude a porté sur l'écologie de l'avifaune selon un gradient d'habitat. Dans la région du Djurdjura, Moali (1999) a étudié l'écologie de la répartition des oiseaux le long d'un transect altitudinal.

Nous citons aussi les travaux de Bazi (1988) dans le Parc National de Chréa (Wilaya de Blida), de Nour (1989) dans le Parc National d'El-Kala (Wilaya d'El Tarf), de Fellous (1990), Benslimane (1991) et Chabane (1991) dans le Parc National de Théniet El Had (Wilaya de Tissemsilt) et de Boubaker (1991) et Djardini (1991) dans le Parc National de Taza (Wilaya de Jijel).

Par ailleurs, certaines études se sont intéressées à des espèces particulières entre autres la Mésange bleue (Chabi, 1998) et les Ardéidés et l'Ibis falcinelle (Chalabi-Belhadj, 2008).

L'aspect cartographique n'a été pris en charge que par deux travaux seulement en l'occurrence celui de Belhadj (1996) qui a consisté en une réalisation d'un atlas de l'avifaune nicheuse du Parc National d'El-Kala et le travail de Boubaker (1996) qui a traité la cartographie des ornithocénoses dans le Parc National de Taza. Ces travaux ont tenté d'expliquer la répartition des espèces en fonction des descripteurs du milieu par l'étude des corrélations et la superposition des cartes. L'analyse spatiale de la répartition de l'avifaune n'a été abordée dans aucun de ces derniers travaux.

En l'état actuel de nos connaissances, le seul travail qui a traité de la structure spatiale de l'avifaune en Algérie est celui de Boubaker *et al.* (2012). Il est aussi le seul travail qui a introduit les méthodes géostatistiques en ornithologie algérienne.

A l'heure actuelle, on est encore bien loin de comprendre les mécanismes qui régissent les interactions entre l'avifaune et son environnement ainsi que les processus responsable de la structuration spatiale et de la répartition des espèces. Les connaissances sur l'abondance et la distribution des populations aviennes sont encore incomplètes. Ces données sont pourtant essentielles pour la conservation de l'avifaune voire de la biodiversité nationale. La cartographie de la répartition des espèces est aussi utile, non seulement en tant que base de données, mais aussi dans une optique de gestion des espèces et de leurs habitats.

Ce travail mené dans le Parc National de Gouraya, s'inscrit dans ce besoin urgent d'une meilleure compréhension des mécanismes qui régissent la distribution et la diversité des oiseaux dans les espaces naturels en vue d'une meilleure gestion et conservation. Il vise ainsi, à donner une nouvelle impulsion à l'ornithologie algérienne, par l'introduction de l'outil cartographique et de la modélisation géostatistique. En effet, de tels outils fournissent des approches pertinentes pour analyser et cartographier la répartition spatiale des espèces aviennes.

Dans ce contexte, notre travail se fixe comme premier objectifs l'étude et la compréhension des interactions espèces-habitats. Il s'agit plus précisément d'apporter une meilleure connaissance de l'écologie des espèces aviennes. Les méthodes statistiques de régression ont été utilisées pour modéliser ces interactions.

L'analyse de la structure spatiale de la répartition des abondances des espèces aviennes constitue notre deuxième objectif. Elle est abordée par l'intégration des méthodes géostatistiques notamment le variogramme et le krigeage. Le premier permet d'analyser et de modéliser le comportement et la structure spatiale des variables alors que le second, est une méthode d'interpolation qui fournit des cartographies prédictives des abondances des espèces.

Le troisième objectif consiste en une cartographie de la répartition des espèces aviennes par le biais des Systèmes d'Information Géographiques en vue de fournir aux gestionnaires des outils pertinents pour la gestion et le monitoring de l'avifaune.

Le présent travail est structuré en trois (03) parties. Dans la première partie sont présentés les différents concepts et définitions qui replacent cette étude dans un cadre théorique plus large. A cet effet, le premier chapitre porte sur la structure spatiale en écologie. Les concepts de structure spatiale, d'autocorrélation et de dépendance spatiale sont définis. Nous terminerons sur une brève description des méthodes d'analyse spatiales et d'interpolation.

Dans le second chapitre, nous passons en revue les fondements théoriques de la géostatistique et les outils développés dans ce cadre. Notre souci n'est pas d'être exhaustif, mais simplement d'exposer le contexte théorique dans lequel se situe notre travail ainsi que les méthodes sur lesquelles il s'est appuyé.

Les Systèmes d'Information Géographiques sont traités dans le troisième chapitre. La combinaison de ces derniers avec les méthodes d'analyse spatiale et la géostatistique est mise en relief dans ce chapitre.

La deuxième partie est consacrée au cadre d'étude où nous présenterons dans le quatrième chapitre, une brève description du Parc National de Gouraya, site de la présente étude.

Les différentes méthodes utilisées dans le présent travail sont détaillées dans le cinquième chapitre. Nous exposons aussi le type d'échantillonnage conçu pour l'acquisition des données, la cartographie et les méthodes géostatistiques.

Nous décrivons dans le sixième chapitre, les différents traitements effectués sur les données recueillies. Il s'agit des paramètres de la composition et de la structure de l'avifaune, des indices d'analyse centrographique qui résument les propriétés générales de la distribution spatiale d'un phénomène. Les étapes de l'analyse géostatistiques ont été exposée en commençant par l'analyse variographique jusqu'à l'interpolation par krigeage tout en passant par la validation croisée. L'analyse en composante principale et la régression multiple pas à pas sont présentées aussi dans ce chapitre.

Dans la troisième partie de ce travail, nous présentons et interprétons dans le chapitre VII, les différents résultats obtenus. Une discussion générale des résultats et leur confrontation avec d'autres travaux de recherche fera l'objet du huitième chapitre. Nous consacrons le dernier chapitre

(chapitre IX) à des recommandations pour la gestion de l'avifaune et de ses habitats et des perspectives de recherches notamment en matière d'application de la géostatistique en ornithologie.

Chapitre I : Structure spatiale en écologie

Introduction

La répartition des êtres vivants dans leur milieu naturel, ne se fait ni aléatoirement ni uniformément. De nombreux facteurs environnementaux (température, eau, lumière, pH,...), biologiques (dispersion, reproduction, compétition, relations trophiques,...) et anthropiques (modification ou destruction des habitats,...) régissent cette répartition. Les processus engendrés par ces facteurs sont spatialement structurés et induisent de ce fait, une structure spatiale dans la répartition des organismes (Legendre et Fortin, 1989 ; Dutilleul et Legendre, 1993 ; Horne et Schneider, 1995 ; Legendre et Legendre, 1998).

La distribution spatiale est ainsi la résultante de processus simultanés multiples, agissant à différents niveaux d'organisation (communauté, espèce, population, individu) et se manifestant généralement à différentes échelles spatiales : l'échelle de l'observation, l'échelle de la population d'individus, l'échelle de l'écosystème et l'échelle du paysage (Fortin et Jacquez, 2000).

La structure spatiale est un concept complexe, qui se rapporte à la fois à l'utilisation verticale et horizontale de l'espace par les éléments d'un écosystème. Elle est reconnue comme un élément important des écosystèmes (Legendre, 1993).

Ainsi, la structure spatiale en écologie se traduit par deux effets spatiaux : l'autocorrélation spatiale (ou dépendance spatiale) et l'hétérogénéité spatiale. L'étude des sources de la structure spatiale est aussi importante que l'étude des composantes biologiques qui affectent la distribution de la population, et peut aider à la compréhension des systèmes écologiques (Borcard *et al.*, 2004 ; Gelfand *et al.*, 2006).

Par ailleurs, Le rôle important de l'emplacement pour les données spatiales, tant en termes de localisation absolue (coordonnées dans un espace) ainsi qu'en termes de localisation relative (arrangement spatial, topologie), a des implications majeures sur le type d'analyse statistique effectuée (Anselin, 1992). La modélisation des tendances spatiales à différentes échelles spatiales et temporelles constitue une étape cruciale pour comprendre le fonctionnement des communautés écologiques (Borcard *et al.*, 2004).

L'importance des structures spatiales pour l'interprétation des données écologiques fait aujourd'hui l'objet d'un intérêt croissant qui se traduit par de nombreuses publications (Legendre et Fortin, 1989 ; Rossi *et al.*, 1992 ; Legendre, 1993 ; Legendre et Legendre, 1998 ; Fortin et Dale, 2005). En effet,

l'intérêt des écologues pour l'écologie spatiale a conduit à l'émergence de nouveaux concepts englobant l'ensemble des niveaux d'organisation des systèmes écologiques (Pickett et Cadenasso, 1995).

L'analyse de la structure spatiale des espèces constitue ainsi un outil important en écologie (Cantrell et Cosner, 2003). Elle permet d'améliorer la stratégie d'échantillonnage, d'aider à comprendre les mécanismes responsables de la dispersion des êtres vivants et d'améliorer les stratégies de gestion.

Dans le présent chapitre nous présenterons les différents concepts et définitions relatifs à la structure spatiale, l'hétérogénéité spatiale, la dépendance spatiale et l'autocorrélation spatiale. Nous aborderons aussi les causes et conséquences de ces effets spatiaux sur l'écosystème et sur les analyses statistiques et nous présenterons enfin, quelques méthodes, du moins les plus utilisées pour l'étude de la structure spatiale.

1.1 - L'hétérogénéité

L'hétérogénéité se réfère à la distribution non-uniforme, spatiale et temporelle des ressources et des conditions abiotiques qui influencent les êtres vivants et les interactions qui les régissent. C'est une caractéristique inhérente au monde vivant et elle s'observe à tous les niveaux d'organisation depuis l'échelle moléculaire jusqu'à l'échelle du globe (Legendre, 1993 ; Miller *et al.*, 1995). En effet, chaque niveau de perception est, dans un écosystème, structuré en unité, elles-mêmes structurées et ainsi de suite (Frontier, 1983).

L'hétérogénéité affecte de nombreux processus et phénomènes écologiques y compris la dynamique des populations, les événements historiques, la dispersion, le comportement alimentaire, la sélection naturelle, la coexistence des espèces, la prédation et la diversité des espèces (Addicott *et al.*, 1987 ; Strayer *et al.*, 2003 ; Holt *et al.*, 2004). Elle a des effets importants sur la dynamique des populations et la structure des communautés (Levin, 1992 ; Cooper *et al.*, 1997 ; Kumar *et al.*, 2006).

Une première façon d'appréhender le concept d'hétérogénéité spatiale est de le définir par opposition à la notion d'homogénéité spatiale qui se définit comme l'absence de variation (Strayer *et al.*, 2003) de la variable étudiée. Aussi, un phénomène est dit hétérogène si une ou plusieurs variables le représentant ont des valeurs qui varient dans l'espace (Anselin, 1992 ; Dutilleul et Legendre, 1993).

L'hétérogénéité spatiale implique la variation de certains facteurs ou variables de réponse dans l'espace (Dutilleul, 1993 ; Cooper *et al.*, 1997 ; Vinatier *et al.*, 2011). Elle se traduit par l'existence d'une variabilité distincte de la simple variabilité aléatoire des grandeurs observées (Frontier, 1983 ;

Addicott *et al.*, 1987). Elle décrit la mesure dans laquelle les éléments ou les composants du système sont différents (Anderson *et al.*, 2008).

Il n'est pas toujours nécessaire d'inclure explicitement l'hétérogénéité dans les modèles écologiques. En effet, elle peut être ignorée si elle se produit à des échelles plus petites ou plus grandes que le processus étudié (Strayer, 2005).

Li et Reynolds (1994, 1995) définissent l'hétérogénéité comme étant la complexité et la variabilité dans l'espace des propriétés d'un système écologique. C'est essentiellement cette caractéristique des peuplements naturels qui rend difficile l'application à ces peuplements des méthodes statistiques classiques. Celles-ci ont souvent été fondées sur l'homogénéité des unités (Frontier, 1983).

Depuis que l'hétérogénéité spatiale a été reconnue comme caractéristique fondamentale pour la compréhension des processus naturels, plusieurs auteurs (Legendre et Fortin ,1989 ; Legendre, 1990 ; Borcard *et al.*, 1992) ont examiné le rôle majeur qu'elle joue dans les théories écologiques, ainsi que son importance dans le choix des tests statistiques.

Li et Reynolds (1995) et Wiens (2000) ont identifié quatre (04) types d'hétérogénéité. Il s'agit en fait, de différentes façons d'appréhender la répartition spatiale, plutôt que les formes réelles spatiales dans la nature (figure 1) :

La variance spatiale – ce sont les mesures statistiques simples de la dispersion associée à des échantillons quantitatifs recueillis à différents endroits dans une zone donnée (la variance et le coefficient de variation).

La variance à motifs - Une mesure de la dispersion statistique des échantillons quantitatifs qui contient des informations sur les différences de moyennes entre les échantillons en fonction de leur proximité spatiale (la taille moyenne des plaques, la dimension fractale, les corrélogrammes, et la semi-variance).

La variance de composition - Décrit les différences qualitatives entre les échantillons sans y inclure l'information spatiale (la similitude, la régularité, l'indice de morcellement et la diversité β).

La variance de localisation - Décrit les différences qualitatives entre les échantillons dans lesquels les relations spatiales entre tous les échantillons sont explicites (la distance moyenne du plus proche voisin et l'indice de proximité).

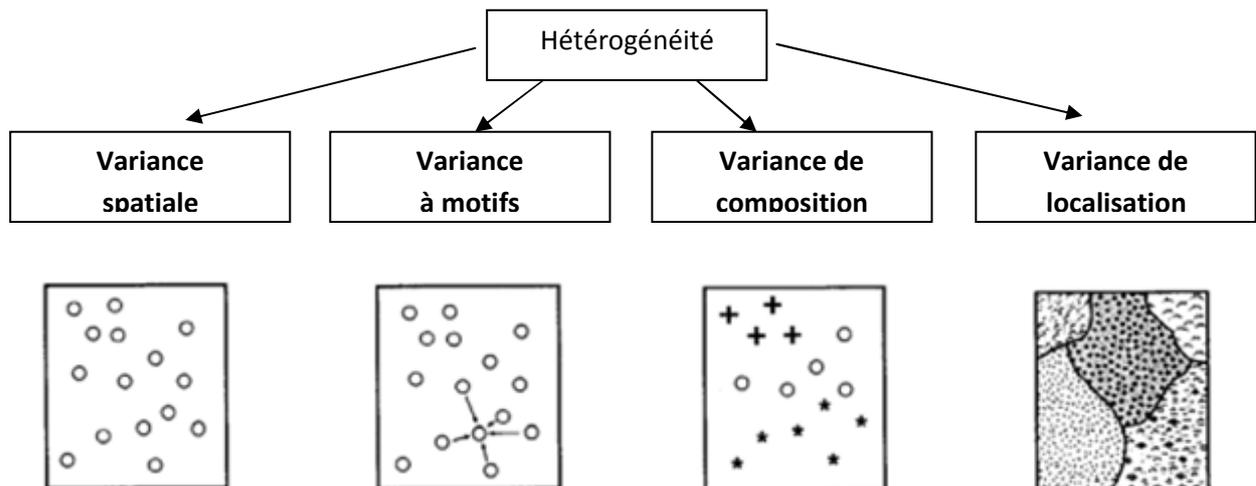


Figure 1 : Formes d'hétérogénéité spatiale (Wiens, 2000)

1.2 - L'autocorrélation spatiale

En écologie, l'autocorrélation spatiale ou dépendance spatiale est une propriété générale des variables spatialisées (Legendre, 1993 ; Koenig, 1999 ; Getis, 2007). C'est un concept important de l'analyse spatiale, qui traite des attributs des objets et de leur position dans l'espace. Elle peut survenir aussi bien dans la répartition des espèces que dans les variables environnementales (Carl *et al.*, 2008).

L'autocorrélation est une estimation de la corrélation d'une variable, en référence à sa localisation dans l'espace ou dans le temps (autocorrélation spatiale ou temporelle) (Legendre, 1993 ; Dale *et al.*, 2002 ; De Smith *et al.*, 2009). Elle traduit le degré de structuration spatiale d'une variable, autrement dit une forme de complexité spatiale (Aubry et Piégay, 2001) et renseigne sur l'existence d'une relation fonctionnelle entre les observations faites au niveau des différentes localisations de l'espace étudié.

Une variable est dite autocorrélée lorsqu'il est possible de prédire ses valeurs en un point de l'espace (ou du temps) à partir des valeurs connues en d'autres points échantillonnés, dont les valeurs spatiales (ou temporelles) sont aussi connues (Élie et Legendre, 1992 ; Legendre et Legendre, 1998).

La présence d'une autocorrélation spatiale atteste de l'existence de patrons de répartition spatiale dans la corrélation et amène à la définition et la description morphologique de structures spatiales, comme les patches (taches) ou les gradients ainsi qu'à la mesure de la nature et du degré d'interdépendance entre les variables. Sa prise en compte et sa mesure sont donc nécessaires en

modélisation écologique, car les données autocorrélées violent l'hypothèse d'indépendance de la plupart des procédures statistiques standards (Legendre, 1993 ; Diniz-Filho *et al.*, 2009).

L'étude de l'autocorrélation spatiale permet de quantifier la régularité spatiale d'un phénomène (une forme de complexité spatiale) et de déterminer la portée de la dépendance spatiale afin, notamment, de définir un dispositif d'échantillonnage garantissant l'indépendance des données et autorisant ainsi l'utilisation des tests statistiques usuels (Aubry et Piégay, 2001).

Plusieurs techniques statistiques ont été développées en parallèle pour résoudre le problème de l'autocorrélation spatiale (Dale *et al.*, 2002 ; Dale et Fortin, 2002 ; Keitt *et al.*, 2002 ; Lichstein *et al.*, 2002a ; Carl *et al.*, 2008). Cependant, comme le souligne Austin (2002), une compréhension des processus écologiques responsable de l'autocorrélation spatiale dans la distribution des espèces est une condition préalable à la création de modèles adéquats.

1.2.1 - Types d'autocorrélation spatiale

On distingue différents types d'autocorrélation spatiale :

- **Autocorrélation spatiale positive** : L'autocorrélation spatiale est positive lorsque les valeurs mesurées dans des stations voisines se ressemblent davantage qu'elles ne ressemblent aux autres valeurs. En écologie, l'autocorrélation spatiale est souvent positive.

- **Autocorrélation spatiale négative** : L'autocorrélation spatiale est négative lorsque les valeurs mesurées dans des stations voisines sont davantage dissemblables. Autrement dit des lieux proches sont plus différents que des lieux éloignés.

- **absence d'Autocorrélation spatiale** : L'absence d'autocorrélation spatiale indique que la répartition spatiale des observations est aléatoire : aucune relation n'existe entre la proximité des lieux et leur degré de ressemblance.

Notons que l'autocorrélation n'est pas la même pour toutes les classes de distance entre les points échantillon. Dans le cas où on ne trouve pas d'autocorrélation spatiale significative à une échelle spatiale donnée, ceci ne signifie pas qu'elle n'existe pas à une autre échelle. En effet, l'autocorrélation spatiale est dépendante de l'échelle (Legendre, 1993).

1.2.2 - Sources de la structure spatiale

Les structures spatiales peuvent avoir deux origines (Legendre, 1993, Legendre *et al.*, 2002 ; Carl *et al.*, 2008), elles résultent d'une combinaison de processus écologiques exogènes et endogènes (Lichstein *et al.*, 2002a ; Wagner et Fortin, 2005 ; Kissling et Carl, 2008).

Il est généralement admis que les grands patrons spatiaux sont une réponse aux variables environnementales (sources exogènes), alors que les petites structures spatiales sont liées à des interactions biologiques (sources endogènes) (Legendre, 1993) :

– Sources exogènes

Les processus écologiques exogènes agissent plutôt à large échelle, par l'action d'un ou plusieurs paramètres environnementaux (conditions climatiques favorables, présence de ressources) (Durant *et al.*, 2007), l'action de processus physiques étant eux-mêmes spatialement structurés induit des structures déterministes dans la distribution des organismes. C'est ce que Fortin et Dale (2005) nomment "la dépendance spatiale" qui est due à l'hétérogénéité de l'environnement.

– Sources endogènes

Les processus écologiques endogènes se réfèrent à des interactions intraspécifiques (densité dépendance, compétition intra-spécifique, organisation sociale), à la dynamique de la population et aux agrégations dues à la présence des conspécifiques. Ce type de processus influe particulièrement sur la distribution des organismes à petite échelle (Legendre *et al.*, 2002).

Dans ce contexte, Borcard *et al.* (1992), Borcard et Legendre (1994) et Cottenie (2005), ont décomposé la variance due aux composantes environnementales et spatiales des données écologiques. Ainsi, ils ont identifié quatre (04) composantes différentes (Figure 2) : effet pur de l'environnement, effet spatial pur, effet spatial de l'environnement et la fraction de la variation résiduelle.

- Effet pur de l'environnement (E) : il s'agit de la fraction de la variation qui peut être expliquée par les descripteurs de l'environnement indépendamment de toute structure spatiale.
- Effet spatial pur (S) : c'est la fraction de la variation due à la structure spatiale des données des espèces indépendamment des variables environnementales. D'une manière générale, ces tendances peuvent refléter des processus biologiques comme la croissance, la contagion, la reproduction, la prédation ...etc.

- Effet pur de la composante spatiale de l'environnement (ES) : c'est la variation expliquée par l'espace et les variables environnementales. Cette variation commune est une conséquence des relations de l'espèce avec une structure spatiale des conditions environnementales.
- Effet inexpliqué (U) : c'est la fraction qui ne peut s'expliquer par les coordonnées spatiales, les variables temporelles ou les variables d'environnement inclus dans l'analyse.

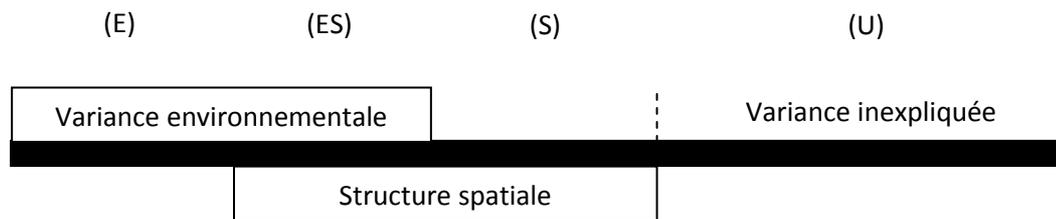


Figure 2 : Fractionnement de la variance des données écologiques
(Borcard *et al.*, 1992 Modifié)

1.3 - Importance de l'étude de la structure spatiale

La structure spatiale ne doit pas être considérée comme une nuisance potentielle pour l'échantillonnage et les tests statistiques, au contraire elle est fonctionnelle et révélatrice des structures spatiales du système étudié. Elle doit être incluse dans la modélisation écologique (Legendre et Fortin, 1989 ; Legendre, 1993 ; Legendre et Legendre, 1998 ; Borcard et Legendre, 2002 ; Diniz-Filho *et al.*, 2003 ; Segurado *et al.*, 2006).

L'étude de la structure spatiale en écologie donne une information supplémentaire par rapport aux statistiques traditionnelles (telles que la moyenne ou l'écart-type) sur la façon dont les différentes valeurs sont disposées géographiquement et permet de décrire la nature et le degré de l'interdépendance spatiale de la structure (Fortin, 1999). En effet, le problème fondamental posé par l'analyse statistique des données réside dans le fait que les procédures statistiques usuelles (corrélation linéaire, régression, analyse de variance, ...etc.) ne tiennent pas compte de l'autocorrélation spatiale des valeurs (Aubry et Piégay, 2001).

Dans les analyses d'inférence statistique classiques, l'un des postulats fondamentaux de l'épreuve d'hypothèse est l'indépendance des observations. L'existence même d'une structure spatiale dans le champ d'échantillonnage implique que cette condition fondamentale n'est pas remplie parce que

tout phénomène écologique localisé en un point quelconque peut exercer une influence sur les autres points proches ou même à quelque distance (Anselin, 1992 ; Élie et Legendre, 1992 ; Legendre, 1993). Cela conduit à la violation de l'hypothèse d'indépendance des erreurs ce qui entraîne une sous estimation des erreurs types et conduit à des conclusions erronées (Cressie, 1991 ; De Solla *et al.*, 1999 ; Keitt *et al.*, 2002 ; Fortin et Payette, 2002 ; Haining, 2004 ; Dormann, 2007 ; Diniz-Filho *et al.*, 2003 ; Bini *et al.*, 2009 ; Dale et Fortin, 2009).

La prise en compte de l'autocorrélation spatiale dans les modèles écologiques permet d'améliorer la sélection de variables et de repérer celles qui sont significatives mais non prises en compte dans les modèles non spatiaux (Keitt *et al.*, 2002). En effet, ces derniers ne tenant pas compte de l'autocorrélation spatiale peuvent donc sélectionner les variables parce qu'elles ont uniquement une autocorrélation similaire à la variable dépendante, et non pas parce qu'elles sont de bons indicateurs dans un sens écologique (Keitt *et al.*, 2002). Ceci justifiera l'utilisation de méthodes différentes lorsque l'intérêt de la recherche réside dans la nature même de la structure spatiale (Élie et Legendre, 1992).

1.4 - Méthodes d'étude de la structure spatiale

L'analyse des données spatiales peut être définie comme l'étude statistique des phénomènes qui se manifestent dans l'espace. Au sens large, l'analyse spatiale engloberait sous ce terme tout type d'analyse de n'importe quel phénomène distribué dans l'espace. Dans une acception plus étroite, l'analyse spatiale correspond à un ensemble de méthodes mathématiques ou informatiques pour l'analyse des distributions d'objets géoréférencés. Elle recouvre un ensemble de théories et de méthodes qui ont pour objet l'étude de la disposition spatiale, la superficie, la distance et les interactions des unités spatiales (Anselin, 1992).

Une différence fondamentale avec l'approche statistique usuelle réside dans le fait que l'information disponible sur la variable ne se résume plus à l'ensemble des valeurs observées de la variable, mais se compose des valeurs observées en des sites particuliers du domaine spatial. En d'autres termes, l'information disponible permet de quantifier les variations observées en fonction des distances séparant les sites de mesures. L'échantillon se définit donc par rapport à des notions de positions spatiales et de valeurs en ces positions, et non plus uniquement en fonction des valeurs de la variable.

Les méthodes d'étude de la structure spatiale visent à traiter les deux grandes particularités des données spatiales : l'autocorrélation spatiale qui se réfère à l'absence d'indépendance entre observations géographiques et l'hétérogénéité spatiale qui est liée à la différenciation dans l'espace des variables et de leur comportement.

Depuis les années 1950, plusieurs méthodes d'analyse spatiale ont été développées et modifiées afin d'améliorer notre capacité à détecter et caractériser les structures spatiales (Fortin *et al.*, 2002). Ces méthodes sont de plus en plus appliquées dans les études empiriques nécessitant l'utilisation de données géoréférencées. A l'heure actuelle, ces techniques apparaissent dans la littérature sous les rubriques de l'écologie du paysage, la statistique spatiale, la géostatistique, ou l'économétrie spatiale (Anselin, 1992 ; Dale *et al.*, 2002 ; Anselin et Rey, 2011).

1.4.1 - Etude de l'hétérogénéité spatiale

La prise en compte de l'espace, des relations spatiales et de l'hétérogénéité a conduit à l'émergence de l'écologie du paysage où de multiples travaux proposent diverses mesures relatives à l'espace (O'Neill *et al.*, 1988 ; Turner et Ruscher, 1988 ; Turner *et al.*, 1989 ; Turner, 1990 ; Kienast, 1993 ; Wiens *et al.*, 1993 ; Chenavier *et al.*, 1997 ; Mennechez et Clergeau, 1997 ; Metzger et Décamps, 1997 ; Turner, 2005). Cette discipline prend en considération les fonctions et les relations entre structures spatiales à l'échelle des systèmes écologiques (Tatoni et Roche, 1994 ; Pickett et Cadenasso, 1995 ; Wiersma *et al.*, 2011).

L'écologie du paysage élargit la portée de l'écologie pour aborder le rôle de l'hétérogénéité spatiale dans les processus écologiques (Blandin et Lamotte, 1988 ; Pickett et Cadenasso, 1995 ; Barbero, 1997). Cela l'amène à s'intéresser aux causes et aux conséquences de l'hétérogénéité de l'espace, à de multiples échelles ; et combiner ainsi l'approche spatiale de la géographie et l'approche fonctionnelle de l'écologie (Décamps et Décamps, 2007).

Dans ce contexte, plusieurs travaux se sont particulièrement intéressés à l'effet de l'hétérogénéité spatiale des paysages (écomplexes) sur les communautés animales (Freytet, 1988 ; Clergeau, 1993 ; Chenavier *et al.*, 1997 ; Dubs et Burel, 1997 ; Mennechez et Clergeau, 1997 ; Paillat et Butet, 1997 ; Petit et Burel, 1997 et Ferrus *et al.*, 2002).

La mesure de l'organisation de l'espace s'appuie sur tout un arsenal d'indices ou de métriques aptes à mieux décrire les morphologies, les patrons et les structures spécifiques (Gustafson, 1998). Les plus simples caractérisent une tache par son aire, son périmètre, sa forme, les plus complexes décrivent la composition du paysage (variété et abondance relative des types de taches), sa configuration (arrangement des taches dans l'espace), la dynamique des mosaïques paysagères (transformations dans le temps des compositions ou des configurations décrites par les indices précédents) (Dunning *et al.*, 1992 ; McGarigal et Marks, 1995 ; Gustafson, 1998). Dans leur ensemble, ces indices rendent compte de divers aspects de l'hétérogénéité des mosaïques paysagères (O'Neill *et al.*, 1988 ; Fortin, 1999 ; Fortin *et al.*, 2003).

L'écologie du paysage a pour ambition de comprendre comment l'organisation de l'espace qui nous entoure interfère avec les processus qui animent la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes. (Barbero, 1997 ; Dubs et Burel, 1997 ; Décamps et Décamps, 2007).

Elle attache une grande importance à la mesure de l'organisation de l'espace. Selon son hypothèse fondatrice, la connaissance de cette organisation permet en effet de prévoir comment les organismes se déplacent, comment les éléments nutritifs sont transférés d'un site à l'autre et comment se propagent les perturbations (Barbero, 1997 ; Petit et Burel, 1997). Cette connaissance permet aussi de préciser à quel point deux structures spatiales diffèrent l'une de l'autre ou à quel point une même structure a pu changer au fil du temps (Décamps et Décamps, 2007).

1.4.2 - Etude de l'autocorrélation spatiale

Un large éventail de méthodes d'évaluation de l'autocorrélation spatiale sont disponibles, nous ne prétendons pas les présenter toutes dans le cadre de ce travail, nous n'exposerons ici que les méthodes les plus couramment utilisées. Toutefois, pour plus de détails nous renvoyons le lecteur aux différents ouvrages et articles de synthèse consacrés à la présentation, la discussion et la comparaison des méthodes d'analyse spatiale (Ripley, 1981 ; Cressie, 1991 ; Dale *et al.*, 2002 ; Cantrell et Cosner, 2003 ; Dale, 2003 ; Haining, 2004 ; Fortin *et al.*, 2002 ; Fortin et Dale, 2005 ; Schabenberger et Gotway, 2005 ; Zaninetti, 2005 ; Andrienko et Andrienko, 2006 ; Dormann *et al.*, 2007 ; Gaetan et Guyon, 2008 ; Illian *et al.*, 2008 ; Fischer et Getis, 2010 ; Anselin et Rey, 2011).

Certaines de ces méthodes ont été spécifiquement conçues pour fournir des tests statistiques strictes, alors que d'autres sont destinées à être descriptives, ou purement exploratoires, permettant d'aboutir à l'élaboration d'hypothèses concernant la relation entre la répartition spatiale et les processus biologiques qui peuvent ensuite être testés par d'autres moyens (Dale *et al.*, 2002 ; Perry *et al.*, 2002).

1.4.2.1 - Méthode des quadrats

La méthode des quadrats est la forme la plus simple et la plus ancienne d'analyse spatiale quantitative (Ripley 1981 ; Zaninetti, 2005). Elle consiste à superposer un carroyage à la zone d'étude puis à dénombrer le nombre d'objets localisés dans les cellules du carroyage. L'objectif est de déterminer le modèle de distribution des points de données (Cressie, 1991 ; Dale *et al.*, 2002 ; Diggle, 2010). Il existe en fait trois (03) types de distribution spatiale (figure 3) :

Distribution régulière : les individus peuvent se distribuer dans l'espace en s'écartant au maximum les uns des autres, ce qui donne une structure régulière.

Distribution aléatoire : il n'y a pas de structure spatiale et la position des individus peut être complètement aléatoire, auquel cas certains auront des proches voisins et d'autres non.

Distribution en agrégats : les individus ont une structure spatiale agrégée dans l'espace.

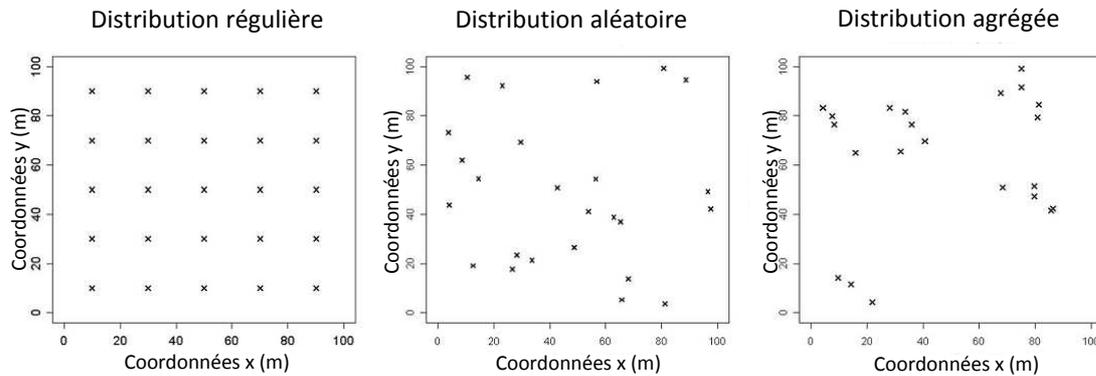


Figure 3 : types de distribution spatiale

Afin de déterminer le type de structure, on peut utiliser l'indice de dispersion de Fisher : On partage l'espace en une série de n quadrats (carrés ou mailles) de taille constante, et on compte le nombre d'individus par quadrat. Soit \bar{X} la moyenne observée du nombre d'individus par quadrat et S^2 sa variance observée, (Dale, 2003 ; Zanninetti, 2005)

L'indice de Fisher est calculé par :

$$I_{dispersion} = \frac{S^2}{\bar{X}}$$

Si $I_{dispersion} > 1$, la structure spatiale est en agrégats,

si $I_{dispersion} = 1$, la structure spatiale est complètement aléatoire,

si $I_{dispersion} < 1$, la structure spatiale est régulière.

1.4.2.2 - Méthode du plus proche voisin

Cette méthode s'appuie sur une propriété du premier ordre du semis, la distance moyenne d'un point quelconque à son voisin le plus proche. Cette distance est confrontée à une distance théorique attendue sous l'hypothèse nulle de distribution aléatoire conforme à un processus ponctuel stationnaire. Ainsi, le calcul de la statistique « R » qui est égale au rapport des distances moyennes

minimales observées aux distances moyennes minimales attendues, permet de dire si les localisations pures observées sont plutôt agrégées, aléatoires ou régulières (Cressie, 1991 ; Ord et Getis, 1995 ; Diggle, 2010)

La méthode du voisin le plus proche partage des caractéristiques communes avec la méthode des quadrats. Toutes les deux utilisent les propriétés du premier ordre du semis de localisations pures, et reposent sur la théorie des processus ponctuels (Fortin et Dale, 2005 ; Zanninetti, 2005).

1.4.2.3 - Fonction K de Ripley

La méthode de Ripley permet d'analyser la structure d'une distribution spatiale d'un semis de points homogènes à différentes échelles. Ripley s'intéresse à la probabilité d'observer un nombre donné de points dans un cercle d'un rayon de recherche « d » autour d'un point quelconque du plan (Fortin et Dale, 2005 ; Zanninetti, 2005 ; Pfeiffer *et al.*, 2008). Ainsi, pour chaque échelle, le test indique si la distribution observée diffère significativement d'une répartition aléatoire (hypothèse nulle), et si elle est significativement agrégative ou régulière à cette échelle (Ord et Getis, 1995 ; Gaetan et Guyon, 2008).

La fonction de K Ripley et ses dérivés forment à l'heure actuelle une famille de méthodes d'analyse spatiale des semis de points qui est amplement utilisée en écologie (Zanninetti, 2005).

1.4.2.4 - Indice de Geary

L'indice de Geary (C) propose de mesurer l'autocorrélation spatiale à l'aide d'un rapport entre la variance des points contiguës et la variance totale (Sokal et Oden, 1978 ; Legendre, 1993 ; Droesbeke *et al.*, 2006). L'indice C de Geary se calcule à l'aide de l'équation suivante :

$$C = \frac{n-1}{2t} * \frac{\sum_i \sum_j d_{ij} (x_i - y_j)^2}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}$$

Avec : x représentant la variable considérée ; x_i et x_j les valeurs des variables ; n le nombre de zones étudiées ; d_{ij} une matrice binaire, signalant les contiguïtés entre les zones i et j par la valeur 1, et la non contiguïté par la valeur 0 ; t le nombre total de contiguïtés (couples de voisins) entre les zones.

La valeur théorique de cet indice est de 1, valeur indiquant l'absence d'autocorrélation spatiale. Les valeurs inférieures à 1 indiquent une autocorrélation spatiale positive alors que celles supérieures à 1 indiquent une autocorrélation négative entre observations (Élie et Legendre, 1992 ; Morency, 2006 ; Pfeiffer *et al.*, 2008).

1.4.2.5 - Indice de Moran

L'indice de Moran (I) propose de mesurer l'autocorrélation spatiale à l'aide d'un rapport entre la covariance des points contiguës et la variance totale (Sokal et Oden, 1978 ; Legendre et Fortin, 1989 ; Fortin, 1999 ; Droesbeke *et al.*, 2006 ; Morency, 2006). L'indice de Moran se calcule à l'aide de l'équation suivante :

$$I = \frac{N \sum_i \sum_j W_{ij} (X_i - \bar{X})(X_j - \bar{X})}{(\sum_i \sum_j W_{ij}) \sum_i (X_i - \bar{X})^2}$$

pour $i \neq j$; où N est le nombre d'observations (nombre de points), X_i la valeur d'une variable donnée au point i, X_j la valeur de la même variable au point j, W_{ij} un poids appliqué à la comparaison entre les deux localisations. Les poids entre paires d'observations peuvent prendre la forme d'une matrice d'adjacence où seules les localisations contiguës ont une valeur unitaire (les autres paires recevant une valeur nulle) (Morency, 2006 ; Pfeiffer *et al.*, 2008).

Le I de Moran prend habituellement des valeurs comprises entre -1 (autocorrélation négative maximale) et +1 (autocorrélation positive maximale) ; dans certains cas, cet indice peut prendre des valeurs supérieures à 1 (Élie et Legendre, 1992 ; Legendre, 1993 ; Ord et Getis, 1995 ; Bourque et Desrochers, 2006).

1.4.2.6 - Analyse centrographique

Employée depuis plus d'un siècle (Lefever, 1926), l'analyse centrographique s'est rapidement renouvelée au cours des dernières années, en raison de son intégration dans les systèmes d'information géographique (SIG). L'objectif principal de l'analyse centrographique est de résumer la structure d'un semis de localisations et d'identifier une ou plusieurs localisations optimales (Lipe et Huntington, 1969 ; Le beau, 1987 ; Zaninetti, 2005).

L'analyse centrographique permet d'obtenir les paramètres de tendance centrale, de dispersion et d'orientation dans l'espace de variables géoréférencées, ce qui nous renseigne de façon très explicite sur plusieurs aspects de la répartition spatiale d'un phénomène : son « centre », son degré de dispersion et sa direction d'étirement. Il s'agit, en quelque sorte, de l'extension à des variables

spatialisées des paramètres de base de la statistique classique. Ainsi ces statistiques peuvent servir à l'exploration préalable des données ponctuelles ou agrégées. (Zaninetti, 2005).

L'analyse centrographique s'organise autour de deux moments principaux. Un indicateur de tendance centrale, destiné à identifier le centre géométrique du semis, et un indicateur de dispersion autour de ce centre (Zaninetti, 2005).

1.4.2.7 - Analyse géostatistique

La géostatistique est communément définie comme l'application de la théorie « des variables régionalisées » à l'étude de données réparties dans l'espace (Journel, 1986). Elle fournit un ensemble de méthodes probabilistes pour analyser et traiter spatialement et temporellement les phénomènes présentant une structuration dans l'espace et/ou le temps (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Rossi *et al.*, 1992 ; Saito *et al.*, 2005).

La géostatistique se base sur la modélisation des covariations spatiales entre paires de lieux et de leurs transformations en fonction de la distance séparant ces lieux. Les questions de prédiction de la mesure en un point non observé et d'interpolation spatiale sont au cœur des méthodes usuelles de krigeage (Cressie, 1991; Gomez-Hernandez et Garcia, 1998 ; Diggle et Ribeiro, 2007).

La géostatistique fournit un ensemble de méthodes statistiques qui décrivent l'autocorrélation spatiale des données de l'échantillon et les modélisent dans différents types de modèles spatiaux. Nous nous intéresserons davantage à ces méthodes dans le chapitre suivant.

1.5 - Méthodes d'Interpolation

Les techniques d'interpolation des données sont des outils très importants pour le traitement des informations ponctuelles. Elles sont surtout utilisées pour reconstituer des surfaces décrites par un semis de points plus ou moins dense (Haining, 2004). Il s'agit, de reconstruire le champ spatial continu d'une variable quantitative à partir des valeurs mesurées ponctuellement. Selon la nature de la variable, selon la dispersion des points connus, selon la configuration de l'espace, selon les hypothèses de départ ou les attendus, ..., plusieurs types d'interpolation peuvent être utilisés (Legendre, 1993 ; Fortin et Dale, 2005).

L'interpolation de surface est très utilisée dans le domaine de l'environnement et est de ce fait, de plus en plus intégrée dans les SIG (Zaninetti, 2005).

Nous citons ici quelques méthodes d'interpolation :

1.5.1 - Inverse de la Distance (IDW)

La méthode de l'inverse de la distance (en anglais *Inverse Distance Weighted*) est une méthode de moyenne pondérée où chaque valeur de la grille à interpoler est calculée comme une moyenne pondérée des observations. Elle se base sur le principe que l'influence relative d'un point d'observation diminue avec la distance qui le sépare de l'endroit où il faut effectuer une estimation de la même variable. Cette influence change de façon linéaire avec la distance.

Les facteurs de pondérations sont calculés proportionnellement à l'inverse de la distance élevée à une puissance (Lloyd, 2001 ; Haining 2004 ; Fortin et Dale, 2005).

1.5.2 - Analyse des Surfaces théoriques

Cette méthode connue sous le nom de « trend surface analysis » permet d'exprimer les variations d'une variable simple, en différents points de l'espace, comme une fonction des coordonnées spatiales des points d'échantillonnage :

$$z = f(x,y)$$

où z représente les valeurs de la variable dépendante prédites par la fonction, alors que x et y représentent les valeurs des coordonnées spatiales des points d'échantillonnage dans un plan cartésien. Il s'agit d'appréhender le phénomène par l'utilisation d'un polynôme dont le degré est laissé à l'estimation du thématicien mais dans la pratique on utilise des degrés de 3 à 5. D'une manière générale on écrit :

$$Z=a+b_1x+b_2y+b_3xy+b_4x^2+b_5y^2+....$$

Un tel modèle permet de faire passer un plan à travers les différentes valeurs de z sur la carte. Les paramètres du modèle sont estimés par la méthode des moindres carrés. Celle-ci vise à minimiser l'erreur entre la valeur prédite et la valeur observée. (Ripley, 1981 ; Legendre, 1993 ; Elie, 1994 ; Lloyd, 2001 ; Fortin et Dale, 2005).

1.5.3 - Les fonctions splines

Les fonctions splines sont des techniques d'interpolation utilisées pour créer des lignes de contour à partir de données denses et régulièrement espacées. L'idée est plutôt d'ajuster une surface sur tout le champ D . Il s'agit d'une famille de fonctions régulières de courbure minimale. Il existe deux catégories de splines : les splines d'interpolation contraintes de passer par les points d'observation et

les splines de lissage qui passent seulement à proximité de ces points. (Ripley, 1981 ; Lloyd, 2001 ; Emery et Thomson, 2004 ; Andrienko et Andrienko, 2006)

1.5.4 - La Tesselation de Voronoï

La Tesselation de Voronoï ou la méthode de Thiessen basé sur des critères de voisinage (partitionnement géométrique) simple consiste à construire des polygones autour d'un certain nombre de points cible. Ces polygones de Thiessen divisent l'espace de façon que chaque polygone soit attribué au point cible qui lui est le plus proche. Les polygones définissent donc les régions qui sont sous la domination d'un point (Ripley, 1981 ; Isaaks et Srivastava, 1989 ; Lloyd, 2001 ; Fortin et Dale, 2005 ; Illian *et al.*, 2008).

Cette méthode est appliquée quand on dispose de données déjà sous forme de grille régulière avec seulement quelques données manquantes.

1.5.5 - Krigeage

Le Krigeage est une interpolation qui estime les valeurs aux points non échantillonnés par une combinaison des données. Les poids des échantillons sont pondérés par une fonction de structure qui est issue des données. On tient ainsi compte des distances, des valeurs et des corrélations. La fonction n'est pas fixée à priori mais suite à l'analyse du variogramme. On considère que la valeur estimée en un point est le produit d'un processus sous-jacent, il fournit une variance d'estimation contrairement aux autres approches. Elle permet d'appréhender la structure spatiale du phénomène étudié. Le Krigeage s'inscrit dans une démarche d'analyse des données géostatistique (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Chauvet, 2008).

Conclusion

La structure spatiale des données écologiques est une caractéristique importante pour comprendre les processus écologiques, elle qui affecte aussi les résultats des tests statistiques et ne pourrait donc être ignorée. Les méthodes d'analyse spatiale sont donc d'une grande utilité pour l'étude en écologie.

Nous avons présenté en revue quelques méthodes (les plus communes) d'analyse spatiale dont l'objectif principal est l'étude de la structure spatiale (autocorrélation et interpolation). La performance de ces méthodes dépend non seulement de leurs caractéristiques, mais aussi d'autres facteurs tels que la nature et la qualité des données (Li et Heap, 2008).

Cependant, aucune méthode ne peut être considérée comme intrinsèquement «meilleure» que les autres, même si certaines ont des propriétés qui les rendent plus adaptées dans certains contextes (Lloyd, 2001). Le choix d'une méthode dépendra de l'objectif de l'étude et des caractéristiques de l'ensemble de données (Kanevski, 2008).

Toutefois, parmi les méthodes citées dans ce chapitre, les techniques géostatistiques (le Krigeage) présentent certains avantages sur les autres méthodes (méthode de l'inverse des distances, splines, le plus proche voisin,...). D'une part, elles fournissent une estimation précise et sans biais de la grandeur recherchée, qui prend en compte non seulement les informations de nature géométrique (nombre et configuration des sites de données), mais également les informations structurales contenues dans le modèle variographique. D'autre part, elles permettent d'apprécier quantitativement la précision de l'estimation, à l'aide d'une variance d'estimation.

Chapitre II : Notions de géostatistique

Introduction

La géostatistique est discutée ici séparément des méthodes d'analyses spatiales décrites dans le chapitre précédent. En effet, nous avons consacré ce chapitre à la présentation et la description des concepts et méthodes de cette discipline pour deux raisons :

- la géostatistique implique différents principes de fonctionnement, ainsi qu'une philosophie différente des méthodes d'analyses spatiales dites déterministes (Lloyd, 2001).
- Jusqu'à présent, les techniques géostatistiques n'ont jamais été utilisées en ornithologie en Algérie, nous avons de ce fait, jugé utile de détailler davantage certaines notions et hypothèses indispensables pour une compréhension et une application judicieuse des méthodes géostatistiques.

La géostatistique est classiquement subdivisée en géostatistique linéaire et multivariable, nous nous limiterons dans le présent chapitre à la géostatistique linéaire dont les techniques ont été utilisées dans le cadre de notre travail. Notons aussi, que nous ne pouvons détailler les fondements mathématiques de la géostatistique dans le cadre de ce chapitre. Pour des développements plus poussés, on pourra se reporter à des ouvrages plus étoffés (Mathéron, 1970, Goovaerts, 1997; Chiles et Delfiner, 1999 ; Chauvet, 2008 ; Issaks et srivastava, 1989).

2.1 - Définition

La géostatistique est une discipline dont l'objectif est l'application des méthodes d'analyse probabiliste à l'étude des phénomènes structurés dans l'espace ou dans le temps (Chilès et Delfiner, 1999 ; Chauvet, 2008). Contrairement à la statistique classique (qui suppose que les variables aléatoires sont indépendantes et identiquement distribuées), elle admet des variables spatialement corrélées.

La géostatistique est basée sur le principe de la dépendance spatiale (Johnston *et al.*, 2003) autrement dit, il y a une forte probabilité que des observations rapprochées dans l'espace se ressemblent plus que des observations éloignées (Chilès et Delfiner, 1999).

A ce titre, elle fournit une panoplie d'outils pour l'étude et la prédiction de la structure spatiale des variables géoréférencées (Krasilnikov *et al.*, 2008). Les deux principaux outils sur lesquels repose cette discipline sont le variogramme, qui décrit la structure spatiale (ou temporelle) contenue dans un jeu de données, et le krigeage, technique d'interpolation permettant de calculer une valeur de prédiction pour chaque point d'un territoire (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Gaetan et Guyon, 2008 ; Kanevski, 2008 ; Hengl, 2009).

2.2 - Aperçu historique

La géostatistique trouve ses origines dans l'industrie minière sud-africaine, lorsqu'il s'agissait d'estimer les réserves d'or récupérables dans des gisements miniers (Webster et Oliver, 2007 ; Diggle, 2010). C'est pour pallier les insuffisances des statistiques « classiques » constatées dans l'étude des gisements très disséminés, que sont élaborées au début des années 50 de nouvelles méthodes d'estimation (Chauvet, 1992 ; Goovaerts, 1997).

Dix ans plus tard, Georges Matheron de l'Ecole des Mines de Fontainebleau en France, contribua activement à l'évolution de la géostatistique et développa les concepts et outils de cette discipline (Matheron, 1970 ; Chauvet, 2008 ; Diggle, 2010). Il a aussi été le premier à utiliser le terme « géostatistique » pour désigner la modélisation statistique des données spatiales (Gratton, 2002).

Les avancées technologiques en informatique et l'utilisation de logiciels de plus en plus performants ainsi que la disponibilité de différents ouvrages traitant des concepts et méthodes de la géostatistique (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Cressie, 1991), ont rendu les outils de cette discipline plus accessibles. De ce fait, plusieurs domaines de la science utilisent aujourd'hui la géostatistique comme outil de travail.

2.3 - Domaines d'application

La géostatistique s'est développée dans les directions les plus variées (Chauvet, 2008). Son champ d'application ne se limite plus au seul domaine minier mais il s'est progressivement étendue ces 30 dernières années pour couvrir des domaines aussi divers que l'industrie pétrolière (Denis *et al.*, 1997 ; Deutsch, 2002), la foresterie (Bouchon, 1979), les sciences du sol (Gascuel-Oudoux *et al.*, 1991 ; Goovaerts, 1991, 1998, 1999 ; Rossi *et al.*, 1995 ; Chikhaoui *et al.*, 2004 ; Liu *et al.*, 2004 ; Benmostefa Lagueche, 2006 ; Sidorova et Krasilnikov, 2008 ; Goovaerts et Vervoort, 2010), l'agronomie (Oliver, 2010 ; Heuvelink et Van Egmond, 2010 ; Schueller, 2010), la climatologie (Cornet *et al.*, 2005 ; Renard et Comby, 2006 ; Szentimrey *et al.*, 2007 ; Lloyd, 2010 ; Foresti *et al.*, 2010), l'hydrologie (Huysmans et Dassargues, 2010), les sciences de l'environnement (Bobbia *et al.*, 2003 ; Deraisme et Bobbia,

2003 ; Baume *et al.*, 2006 ; Bernard-Michel, 2006 ; Russo *et al.*, 2010), la bathymétrie (Bello-Pineda et Hernández-Stefanoni, 2007), l'halieutique (Bacher et Sauriau, 1995) et l'écologie (Liebhold *et al.*, 1993 ; Liebhold et Gurevitch, 2002 ; Perry *et al.*, 2002 ; Cosson *et al.*, 2006 ; Hernández-Stefanoni et Ponce-Hernández, 2006; Bellier *et al.*, 2010).

En ornithologie, les méthodes géostatistiques ont été appliquées pour la prédiction et la cartographie de la distribution spatiale des espèces aviennes (Villard et Maurer, 1996 ; Rempel et Kushneriuk, 2003 ; Bretagnolle *et al.*, 2004 ; Pebesma *et al.*, 2005 ; Lin *et al.*, 2008a, b ; Newson et Noble, 2008 ; Sierdsema et Van Loon, 2008 ; Walker *et al.*, 2008 ; Lieske et Bender, 2009) et pour la modélisation des habitats (Bellier *et al.*, 2010).

Certains travaux se sont intéressés à l'étude de la structure spatiale d'espèces particulières, Amorim *et al.* (2009) se sont intéressés à l'étude de la structure spatiale de trois espèces aviennes marines (le Puffin cendré, la Sterne pierregarin et la Sterne de Dougall). Le travail de Begg et Reid (1997) a porté sur la distribution spatiale du Puffin des Anglais, du guillemot de Troil, du Petit pingouin, du Fulmar boréal et de la Mouette tridactyle. Hengl *et al.* (2009) ont utilisé la géostatistique pour la prédiction de la distribution du Pygargue à queue blanche.

2.4 - Variable régionalisée

La théorie des variables régionalisées est le cadre fondamental sur lequel est basée la géostatistique (Matheron, 1970).

Un phénomène régionalisé désigne tout phénomène naturel qui se déploie dans l'espace, en l'occurrence, l'espace géographique, l'espace euclidien à 1, 2 ou 3 dimensions ; mais il peut s'agir aussi du temps, voire d'espaces plus complexes (Chauvet, 2008).

Nous supposons que ce phénomène se laisse décrire de manière satisfaisante par la donnée d'une (ou éventuellement plusieurs) fonction z définie sur l'espace S , que nous appellerons, d'un terme général, variable régionalisée (V.R.) (Fortin et Dale, 2005 ; Chauvet, 2008).

Du point de vue mathématique, une variable régionalisée est donc simplement une fonction $f(x)$ du point x , mais c'est, en général, une fonction irrégulière (Matheron, 1970). Elle se présente sous deux aspects complémentaires :

- Un aspect aléatoire représentant les irrégularités et les variations imprévisibles d'un point à l'autre.
- Un aspect structuré qui reflète les caractéristiques structurales du phénomène régionalisé.

Généralement, ces fonctions ont un comportement spatial trop complexe pour se laisser décrire à l'aide d'expressions analytiques classiques. L'aspect à la fois aléatoire et structuré d'une variable régionalisée suggère alors de recourir aux modèles probabilistes (Denis *et al.*, 1997). Le propre des méthodes géostatistiques est donc de définir des outils synthétiques qui permettront de résumer les principales caractéristiques de la régionalisation (Chauvet, 2008).

2.5 - Stationnarité

En analyse spatiale, l'hypothèse de stationnarité constitue un concept central (Lloyd, 2001). Elle est nécessaire pour donner un sens aux méthodes appliquées et aux interprétations écologiques de la distribution spatiale des phénomènes étudiés (Cressie, 1991 ; Fortin et Dale, 2005).

La stationnarité se définit comme l'invariance par translation de la loi Spatiale du processus (Sarma, 2009). Dans un contexte spatial, un processus est stationnaire (au sens strict) si ses propriétés sont indépendantes de la localisation absolue et la direction dans l'espace (Haining, 2004 ; Webster et Oliver, 2007). En d'autres termes, les paramètres du processus, telles que la moyenne et la variance, devraient être les mêmes dans toutes les régions de la zone d'étude et dans toutes les directions (Chilès et Delfiner, 1999 ; Chauvet, 2008). Cette hypothèse de stationnarité est équivalente à l'hypothèse de l'indépendance des observations des statistiques paramétriques (Fortin et Dale, 2005).

L'hypothèse de stationnarité est liée à une propriété du modèle ou du processus, et non à une propriété des données (Lloyd, 2001 ; Fortin et Dale, 2005).

Le concept de stationnarité est une abstraction, une simplification issue des statistiques spatiales dont l'observation en écologie est très rare. Un grand nombre d'effets différents peut conduire un processus à être non-stationnaire. L'hypothèse de stationnarité (au sens strict) telle que décrite plus haut est difficilement soutenable et les méthodes d'analyse spatiale qui requièrent cette hypothèse sont difficilement applicables, que ce soit en écologie ou dans d'autres domaines (Fortin et Dale, 2005 ; Le et Zidek, 2006).

La stationnarité au sens strict est une propriété extrêmement forte, en ceci qu'elle concerne la distribution entière de la fonction aléatoire. On se contente généralement en géostatistique linéaire, de définir des hypothèses moins restrictives comme la stationnarité des deux premiers moments (stationnarité d'ordre 2) ou la stationnarité des accroissements (stationnarité intrinsèque) (Lloyd, 2001 ; Le et Zidek, 2006).

L'hypothèse de la stationnarité d'ordre 2, stipule que les deux premiers moments (la moyenne et la variance) de la loi soient stationnaires dans un voisinage immédiat (Fortin et Dale, 2005).

Le processus se reproduit identiquement à lui-même dans toutes les régions de l'espace. Cela signifie qu'en parcourant l'espace, on rencontre différentes réalisations de la même loi (du moins au niveau des deux premiers moments) (Chauvet, 2008).

Dans de nombreux cas, la stationnarité de second ordre se trouve souvent non satisfaite (Le et Zidek, 2006 ; Sarma, 2009). C'est pour cette raison qu'on définit l'hypothèse intrinsèque (Matheron, 1970 ; Lloyd, 2001).

L'hypothèse de stationnarité d'ordre 2 a donc été assouplie à son tour en hypothèse de stationnarité intrinsèque qui stipule que la moyenne et la variance de la variable régionalisée ne dépendent pas de la position des points mais seulement de la distance qui les sépare (Gratton, 2002; Fortin et Dale, 2005 ; Chauvet, 2008).

2.6 - Variogramme

Dans le cadre des méthodes géostatistiques, la prise en compte des caractéristiques spatiales de la variable régionalisée, se fait à l'aide d'une analyse variographique dénommée aussi analyse structurale. Elle permet par le biais du variogramme de quantifier la variabilité spatiale de la variable étudiée à partir des valeurs observées aux différents points de mesure et en fonction de la distance qui les sépare.

Le variogramme est l'outil de base de la géostatistique (Kitanidis, 2003), il décrit la continuité spatiale de la variable régionalisée et permet ainsi de connaître la distance maximale au-delà de laquelle la valeur en un point est indépendante des valeurs des autres points environnants. Il indique aussi l'intensité de la relation spatiale (Fischer et Getis, 2010). Il est indispensable à la mise en œuvre et le choix du modèle d'interpolation à appliquer aux données expérimentales (Lloyd, 2001 ; Manly, 2009).

Le variogramme a pour but de mesurer « la force » de l'autocorrélation spatiale entre les variables aléatoires $Z(x_i)$ par une fonction de la distance h (Chilès et Delfiner, 1999 ; Johnston *et al.*, 2003). A partir des données disponibles, l'estimateur $\gamma(h)$ du variogramme est alors, égal à la moyenne mathématique des écarts quadratiques entre deux mesures expérimentales $[Z(x_1), Z(x_1 + h)]$, localisées en deux points distants de h (Cressie, 1991 ; Lloyd, 2001 ; McKillup et Darby Dyar, 2010) :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2 N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i+h) - Z(x_i)]^2$$

Dans cette équation, le terme $\gamma(h)$ représente la valeur du variogramme pour un écart considéré « h » qui est la distance entre les couples de points mesurés, alors que les termes $Z(x_i)$ et $Z(x_i+h)$ représentent respectivement la valeur étudiée de deux échantillons espacés d'une distance h. La variable $N(h)$ est le nombre de couple de points avec une distance h considérées dans le calcul.

Le variogramme ne dépend pas des valeurs réelles de la variable (données) mais plutôt de sa distribution spatiale et la structure interne de l'espace (Abani, 2008).

Le variogramme est représenté généralement par un graphique (modèle théorique) où la semi-variance $\gamma(h)$ est fonction de l'intervalle d'échantillonnage (h) (figure 4).

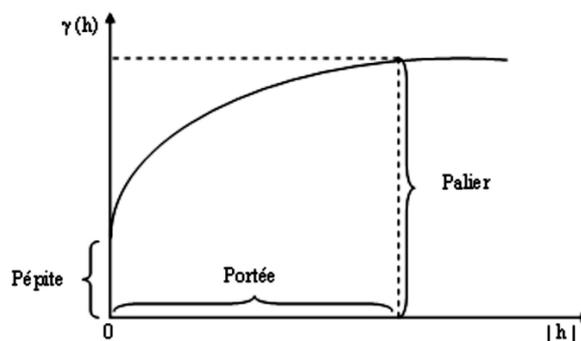


Figure 4 : Variogramme théorique borné

2.6.1 - Propriétés du variogramme

L'examen du graphique du variogramme est indispensable pour appréhender la structure spatiale du phénomène étudié. Le comportement à l'origine est révélateur du degré de continuité spatiale du phénomène (comportement aux très petites échelles) alors que le comportement à l'infini renseigne sur la stationnarité de la fonction aléatoire sous-jacente. Mais d'autres traits du variogramme expérimental peuvent également apparaître, qui sont très importants pour la compréhension de la structure spatiale des données. C'est le cas en particulier de l'anisotropie, qui peut se manifester lorsqu'on travaille dans un espace à plus d'une dimension (Chauvet, 1992 ; Chilès et Delfiner, 1999). Nous passons en revue ci-dessous ces principales caractéristiques :

2.6.1.1 - Comportement à l'origine

Le comportement du variogramme à l'origine, reflète la continuité ou le degré de régularité spatiale de la variable régionalisée. Par ordre de régularité décroissante, on distingue quatre types (figure 5) (Kitanidis, 2003 ; Webster et Oliver, 2007 ; Sarma, 2009) :

- **Allure parabolique** : indique une grande régularité de la variable régionalisée (dérivable en moyenne quadratique) ;
- **Allure linéaire** : Un comportement à l'origine linéaire montre que la variable régionalisée est moins régulière que la précédente (continue en moyenne quadratique mais non dérivable) ;
- **Discontinuité à l'origine (effet de pépite)** : reflète une plus grande irrégularité de la variable régionalisée (non continue en moyenne quadratique). Deux points distincts, mais très proches, présentent encore un écart, de variance au moins égale à l'effet de pépite (Isaaks et Srivastava, 1989).

L'effet pépite dans la plupart des contextes est du soit à une microrégionalisation d'échelle inférieure à l'intervalle d'échantillonnage utilisée, à la présence d'erreurs de mesure ou à l'erreur de positionnement (Chilès et Delfiner, 1999 ; Lloyd, 2001).

En effet, beaucoup de phénomènes naturels ont la propriété de présenter des structures à des échelles très différentes. A une échelle d'observation donnée, seules certaines de ces structures sont révélées, et se traduisent dans le variogramme par sa composante continue, tandis que les structures d'échelle plus petite (ou microstructures) se retrouvent masquées dans la discontinuité observée à l'origine (Fortin et Dale, 2005).

Il est donc souvent difficile de donner une signification à l'effet pépite ou d'en dissocier à priori les causes (Chilès et Delfiner, 1999). Mais, dans un variogramme, plus cet effet est faible et meilleure est la structuration aux échelles très fines.

- **Aspect plat (effet de pépite pur)** : Un effet pépite pur est indicatif d'une absence totale de dépendance spatiale à l'échelle à laquelle la variable d'intérêt a été mesurée (Chilès et Delfiner, 1999). Il est probable qu'il y a une dépendance spatiale à une certaine échelle plus petite que le pas d'échantillonnage (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Lloyd, 2001).

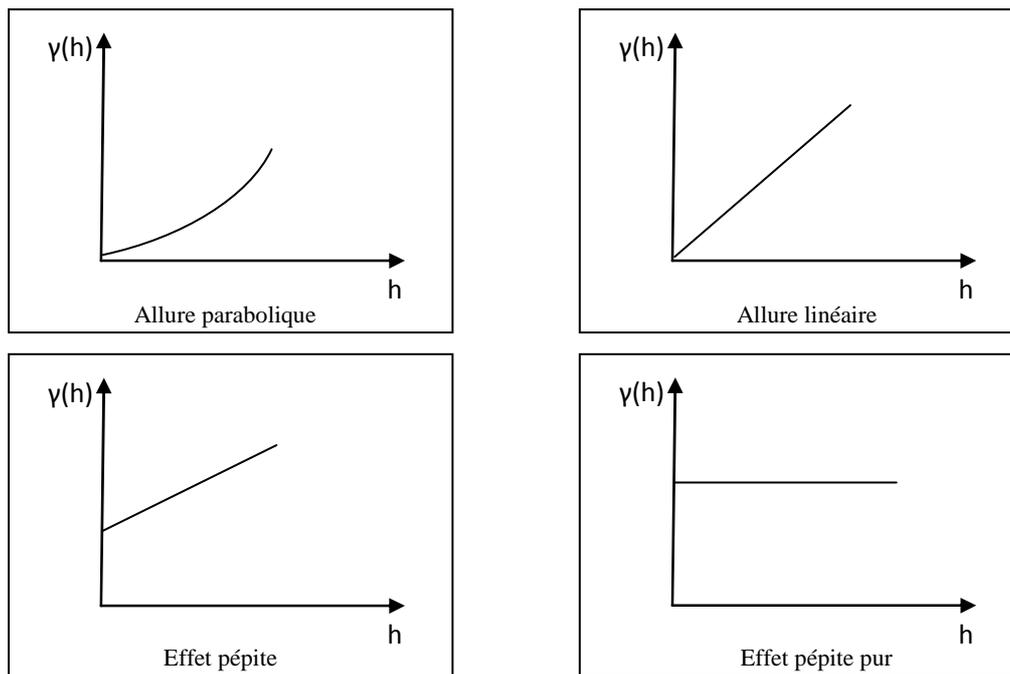


Figure 5 : Comportement du variogramme à l'origine (Lloyd, 2001 modifié)

2.6.1.2 - Comportement à l'infini

- **Variogramme non borné :** Il s'agit d'un variogramme qui ne présente pas une limite aux grandes distances (figure 6). Dans ce cas la variance de la fonction aléatoire n'est pas définie pour un tel variogramme (Lloyd, 2001 ; Kitanidis, 2003). Deux cas ressortent :

- soit le domaine échantillonné est trop petit par rapport à la portée du processus et le variogramme empirique n'atteint pas un palier pourtant existant,

- soit le processus n'est pas stationnaire et, dans ce cas, la moyenne et/ou la variance ne sont pas constantes.

- **Variogramme borné :** Dans ce cas le variogramme se stabilise (figure 6) vers une valeur constante lorsque la distance entre les points devient grande (variance finie) ce qui révèle que la fonction aléatoire sous-jacente est stationnaire d'ordre 2 (Chilès et Delfiner, 1999). Il convient alors d'examiner la portée du variogramme, la distance à partir de laquelle celui-ci se stabilise (autrement dit la distance à partir de laquelle deux échantillons ne sont plus corrélés spatialement), et son palier, soit sa valeur de stabilisation.

- **Palier (ou seuil) :** les valeurs de la variance augmentent en fonction de l'éloignement des points de mesure et atteignent un palier dans les grandes distances (Isaaks et Srivastava,

1989 ; Chilès et Delfiner, 1999). Le palier correspond au plus grand écart en moyenne qui existe entre deux variables aléatoires. Au delà de cette limite, le variogramme se stabilise (Johnston *et al.*, 2003 ; Fortin et Dale, 2005).

- **Portée (sill)** : La portée est le seuil de distance à partir de laquelle la valeur d'un point n'a plus d'influence sur la valeur d'un autre point, ce qui marque la limite de la dépendance spatiale (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Webster et Oliver, 2007). C'est à dire qu'elles ne sont plus liées linéairement (plus aucune corrélation entre les points). Plus la portée est grande, plus les valeurs des mesures auront une influence à grande distance (Deraisme et Bobbia, 2003).

La portée suscite un intérêt très important dans l'analyse de la régularité des variations locales puisque elle renseigne sur l'extension de la zone d'influence d'un point expérimental. D'autre part, elle s'avère très utile pour fixer l'intervalle optimale d'échantillonnage (entre la pépite et le palier), puisque les échantillons prélevés à une distance inférieure à la portée sont spatialement dépendants, au delà, l'influence spatiale d'un point sur ses voisins n'existe plus (Chilès et Delfiner, 1999).

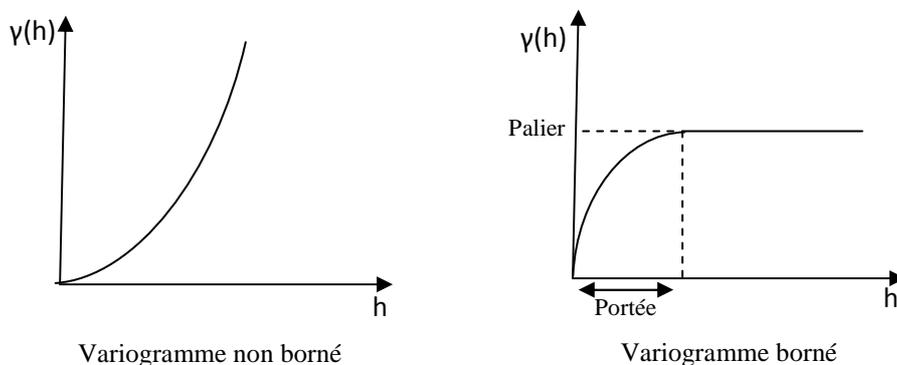


Figure 6 : Comportement du variogramme à l'infini (Lloyd, 2001 modifié)

2.6.1.3 – Isotropie et anisotropie

L'autocorrélation spatiale peut dépendre uniquement de la distance entre deux endroits, dans ce cas on a un phénomène dit isotrope, c'est-à-dire que ses caractéristiques ne change pas en fonction de la direction (Johnston *et al.*, 2003). Cependant, certains phénomènes peuvent se déployer préférentiellement dans certaines directions de l'espace, il s'agit alors de

phénomènes anisotropes (Webster et Oliver, 2007; Sarma, 2009). Deux types d'anisotropie peuvent être distingués :

L'anisotropie géométrique : le variogramme a le même palier dans toutes les directions, mais des portées différentes d'une direction à l'autre (Legendre et Legendre, 1998). Cette forme d'anisotropie peut être prise en compte assez facilement lors de la modélisation du variogramme, et l'attribution des poids pour le Krigeage (Sarma, 2009).

L'anisotropie géométrique, est associée à une déformation linéaire d'un modèle isotropique (Gaetan et Guyon, 2008). Une simple transformation linéaire des coordonnées permet alors de revenir à un cas isotrope (Lloyd, 2001 ; Webster et Oliver, 2007).

L'anisotropie zonale (anisotropie stratifiée) : le variogramme présente des paliers et des portées différents selon les directions le long desquelles il est calculé (Legendre et Legendre, 1998). L'anisotropie zonale s'observe en présence d'une stratification de l'espace (Gaetan et Guyon, 2008).

La modélisation de l'anisotropie zonale est beaucoup plus complexe que l'anisotropie géométrique (Lloyd, 2001). Il n'existe pas de modèle d'ajustement pratique pour traiter ce type d'anisotropie (Fortin et Dale, 2005). Toutefois, dans la pratique, il est rare de trouver une anisotropie zonale pure, elle est généralement associée à une anisotropie géométrique (Isaaks et Srivastava, 1989).

L'anisotropie est un phénomène important à modéliser dans l'analyse spatiale d'un phénomène, sa prise en compte doit conduire à la définition d'un variogramme isotrope (Johnston *et al.*, 2003).

2.6.2 – Ajustement du variogramme

Le variogramme expérimental calculé à partir des données constitue une estimation du variogramme théorique pour un nombre fini de distances seulement. De plus, il ne forme pas nécessairement un variogramme valide (Lloyd, 2001).

On ajuste donc un modèle au variogramme expérimental, celui-ci étant une expression analytique qu'il faut ajuster le mieux possible aux points du variogramme expérimental (Fortin et Dale, 2005).

En pratique, il est plus simple d'utiliser un modèle variographique classique, qui a été démontré valide. Il existe différents modèles d'ajustement parmi lesquels les modèles sphérique, gaussien, exponentiel, circulaire ...etc. (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Hengl, 2009 ;

Sarma, 2009). On choisira celui dont la courbe s'adapte le mieux à celle du variogramme expérimental. Cette modélisation rendra possible l'interpolation par Krigeage (Fortin et Dale, 2005).

2.7 - Krigeage

Le terme « Krigeage » a été introduit à la fin des années 1950 en hommage à Daniel Krige, ingénieur des mines ayant développé le premier cette procédure pour l'estimation des gisements d'or et d'uranium, en Afrique du Sud (Cressie, 1990). La méthode a été ensuite formalisée par G. Matheron à l'École des Mines de Paris. Depuis, plusieurs variantes ont été définies pour s'attaquer aux problèmes plus complexes (Webster et Oliver, 2007 ; Hengl, 2009).

Le krigeage se définit comme étant un estimateur linéaire sans biais offrant une variance minimale des erreurs d'estimation (Chilès et Delfiner, 1999). Il repose sur une technique d'interpolation généralisée des moindres carrés (Lloyd, 2001) qui permet d'estimer les valeurs à des endroits non échantillonnés en tenant compte de la corrélation spatiale entre les points estimés et échantillonnés (Saito *et al.*, 2005). L'idée principale du krigeage est d'utiliser le variogramme pour estimer les poids d'interpolation minimisant la variance d'estimation (Matheron, 1970). Les valeurs les plus proches reçoivent des poids plus élevés parce qu'elles ont plus de chance d'être semblables à la valeur inconnue (Joseph *et al.*, 2007).

Le krigeage n'est autre qu'une régression multiple de variance minimale (Chauvet, 2008). La principale innovation de cette méthode réside dans l'intégration de la structure locale (à différentes échelles spatiales) dans la représentation du phénomène analysé (Bacher et Sauriau, 1995).

Ainsi, via les systèmes d'équations du krigeage, les données ponctuelles peuvent être utilisées pour créer des surfaces où chaque emplacement dans la zone d'étude est représenté par une estimation ponctuelle de la vraie valeur à ce point (Fischer et Getis, 2010). Le Krigeage permet de ce fait, de reconstruire une carte continue de la distribution spatiale de la variable régionalisée à partir d'un certain nombre de mesures ponctuelles.

Dans le cadre de la géostatistique linéaire, il existe trois types de Krigeage qui diffèrent selon la forme postulée pour l'espérance de la variable d'intérêt. Par exemple, lorsqu'il est supposé que l'espérance soit constante et connue, on parle de krigeage simple. S'il est postulé que l'espérance soit constante mais inconnue, il s'agit du krigeage ordinaire. Ces deux types de Krigeage sont utilisés dans le cas d'une variable stationnaire, mais lorsque cette dernière n'est pas stationnaire on aura recours au krigeage universel (Fortin et Dale, 2005 ; Chauvet, 2008).

Par ailleurs, en géostatistique non linéaire, on applique d'autres techniques de krigeage plus complexes, telles que le krigeage indicateur, le krigeage disjonctif et le krigeage lognormal (Chilès et Delfiner, 1999 ; Haining, 2004 ; Webster et Oliver, 2007).

Le principe commun pour toutes les méthodes de krigeage, est de trouver un estimateur de la variable qui soit sans biais (espérance nulle de l'erreur d'estimation), et qui minimise la variance d'erreur d'estimation (Chauvet, 2008 ; Kanevski, 2008). Ainsi, pour prédire une variable Z à une localisation non échantillonnée x_0 , on définit l'estimateur de krigeage comme suit (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Cressie, 1991) :

$$Z^*(x_0) = \sum_{j=1}^n \lambda_j Z(x_j)$$

Où les $Z(x_i)$ sont les variables aux points échantillons x_i et les λ_i les poids associés à chacun des $Z(x_i)$, n est le nombre de voisins échantillonnés dans un voisinage donné de la valeur à estimer.

Le krigeage est une méthode qui est souvent associée à l'acronyme BLUE (best linear unbiased predictor) soit " le meilleur estimateur linéaire sans biais ". Il est «linéaire » parce que ses estimations sont des combinaisons linéaires pondérées des données disponibles, il est " sans biais ", car il essaie d'avoir la moyenne résiduelle ou l'erreur, égal à 0, il est le "meilleur" parce qu'il vise à minimiser la variance de l'erreur (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Lloyd, 2001 ; Chauvet, 2008).

La qualité de l'estimation par Krigeage dépend du nombre et de la disposition spatiale des points de mesure. Elle est d'autant meilleure qu'il y a plus de données expérimentales et lorsque les points sont disposés de manière uniforme (Lloyd, 2001 ; Webster et Oliver, 2007). Compte tenu du nombre énorme de calculs qui doivent être réalisés, les techniques de Krigeage nécessitent de grands échantillons et des niveaux élevés de puissance informatique (Fischer et Getis, 2010).

Conclusion

Généralement, la géostatistique peut être appliquée à n'importe quelle discipline manipulant des données localisées dans l'espace et nécessitant des modèles pour décrire la dépendance spatiale entre ces données.

Dans la plupart de ses applications, les objectifs scientifiques de l'analyse géostatistique s'articulent autour de trois axes principaux : l'étude de la structure spatiale du phénomène étudié par le biais du variogramme (recherche de la distance d'autocorrélation, de la variance

à faible distance), la prédiction et la cartographie du phénomène par la technique du Krigeage et le calcul du variogramme avant la réalisation de tout échantillonnage pour résoudre les problèmes de dépendance des échantillons (l'autocorrélation spatiale).

Le variogramme caractérise la continuité spatiale de la variable régionalisée (portée et palier), et détermine l'importance des variations aléatoires (effet de pépite). Il permet aussi de déterminer l'adéquation de la maille d'échantillonnage.

Le krigeage se présente comme une méthode d'interpolation très intéressante, car elle se distingue des autres méthodes (chapitre I) par ses caractéristiques d'estimation non biaisée et une quantification des erreurs des estimations. Il permet de réaliser une analyse de continuité spatiale du phénomène étudié.

La pratique du krigeage n'est pas envisageable sans ordinateur, suite à la quantité de calcul qu'il requiert et la qualité du support graphique pour une bonne analyse variographique.

Tout l'intérêt de la géostatistique est alors de pouvoir exploiter non seulement les valeurs observées mais également l'information relative à leur position, ce qui permet d'améliorer les estimations dans le contexte spatial. Cette technique donne également des réponses à d'autres questions importantes, comme l'étude de la régularité spatiale d'une variable régionalisée ou de l'anisotropie du phénomène.

Le choix des méthodes géostatistiques dépend de l'objectif de l'étude, du type de données disponibles et des corrélations qui peuvent exister entre les différentes informations ou variables étudiées.

Chapitre III : Les Systèmes d'Information Géographique

Introduction

L'information géographique constitue la base de nombreuses décisions dans différents domaines telle que la gestion et la planification des milieux naturels et la conservation de la biodiversité.

L'analyse de cette information devrait conduire à de meilleures conclusions et des décisions rationnelles. Elle repose sur les systèmes d'informations géographiques (SIG) (Harvey, 2008). Ce sont des systèmes de gestion de bases de données qui se caractérisent par leur capacité à structurer les informations à références spatiales (Pfeiffer *et al.*, 2008).

Le premier système d'information géographique (SIG) a été conçu et développé dans les années 1960 quand les ordinateurs étaient surtout considérés comme des appareils pour le calcul massif (Shekhar et Xiong, 2008). La capacité de l'ordinateur avait considérablement augmenté et les représentations graphiques sont devenues possibles (Bossler, 2002). Le développement réel de ces outils date des années 1980 suite aux progrès réalisés en informatique, notamment la vitesse de calcul et le stockage des données (Li, 2008).

Au cours des deux dernières décennies, les systèmes d'information géographique (SIG) ont pris une place considérable dans différents domaines (Goodchild, 2000 ; Fazal, 2008). Les possibilités d'analyses offertes par ces outils permettent de comprendre, d'inventorier, de gérer et de modéliser les comportements de certains phénomènes aussi bien naturels que socio-économiques (Batty et Xie, 2005 ; Crossland, 2008).

L'utilisation des systèmes d'information géographique (SIG) s'articule autour de la numérisation et l'automatisation de grandes quantités de données spatiales pour une large gamme d'applications, et l'utilisation de ces données dans l'analyse spatiale et modèles numériques (Burrough, 2002; Chen et Knoblock, 2008).

De ce fait, l'usage des SIG est devenu pratiquement incontournable dans tous les domaines, notamment ceux qui relèvent de la gestion des espaces naturels, telles que les aires protégées nécessitant des outils de traitement, d'analyse et de gestion des données relatives à leurs territoires et aux espèces de faune et de flore.

3.1 - Définition

Les systèmes d'information géographique (SIG) sont des outils d'analyse spatiale, permettant la réalisation d'une cartographie vivante, c'est à dire, ils permettent une mise à jour régulière des différentes données.

D'une manière générale, un système d'information est un ensemble de processus de gestion et d'exploitation s'appliquant à des données spatiales afin de produire une information pertinente en vue d'une prise de décision. Cet environnement est conçu afin de permettre la manipulation, l'analyse, la modélisation, la gestion et la représentation de données à référence spatiale en vue de résoudre des problèmes complexes de gestion et de planification (Haining, 2004 ; Fazal, 2008).

Une des caractéristiques fondamentales des S.I.G est la gestion conjointement des données spatialisées issues de sources différentes et dans les formats les plus divers et de les rendre compatibles (Joliveau, 1996 ; Boudreau *et al.*, 2005). Ils fournissent en outre, une interface graphique attrayante pour la communication des paramètres et hypothèses relatives aux données d'entrée des outils d'aide à la décision sélectionnés, ainsi que pour la communication des résultats.

3.2 - Fonctionnalités d'un SIG

Un SIG est souvent défini non pas pour ce qu'il est mais plutôt pour ce qu'il peut faire. Cette définition fonctionnelle nous révèle l'ensemble des fonctionnalités qu'un SIG est censé avoir. Un examen approfondi des capacités du système est une étape critique pour le choix d'un SIG (Fazal, 2008). Toutefois, les principales fonctionnalités communes à tous les systèmes d'informations géographiques sont au nombre de cinq (05) et sont souvent connus sous l'acronyme des « 5A » (Waller et Gotway, 2004 ; Fazal, 2008):

Acquisition : L'acquisition des données est une première étape cruciale pour un SIG. Elle comprend la récupération de l'information existante et l'alimentation du système en données. Le géocodage et le format d'entrée doivent être appropriés. Le système devrait être en mesure d'absorber des données de différents formats, et non seulement dans le format natif du système.

Abstraction : C'est la modélisation du monde réel. Elle consiste à la création d'une représentation abstraite du monde réelle en définissant les objets, leurs attributs et leurs relations dans l'espace et dans le temps. Le Schéma Conceptuel de Données (SCD) est la

pièce maitresse de cette fonctionnalité. Il permet de modéliser la base de données en définissant les objets (classes d'objets), leurs attributs ainsi que leurs relations. Cette étape est nécessaire avant toute numérisation, elle sert de point de départ de la constitution des bases de données géographiques, et de support de dialogue entre les différents intervenants (décideurs, utilisateurs, prestataires).

Archivage : L'archivage correspond au stockage et à l'organisation des données sous forme d'une base de données géoréférencées de la manière la plus efficace et la plus souple possible pour pouvoir retrouver facilement les données et les analyser. Cette fonctionnalité dépend de l'espace disque du système.

Analyse des données : Les capacités d'analyse des systèmes SIG varient de façon remarquable. Il s'agit d'une multitude d'analyse que peut offrir un SIG. Ces analyses peuvent être qualitatives ou quantitatives à partir de données alphanumériques stockées qui peuvent se faire par requête ou par calcul. Des analyses géométriques telles que la position de l'objet, sa forme et les différentes relations existantes peuvent être effectuées. Globalement, l'outil doit répondre aux différentes questions suivantes : Où ? (Localisation, répartition spatiale,...) ; Quoi ? (Inventaire, proximité, voisinage...) ; Comment ? (Relation entre les objets, analyse spatiale...) ; Quand ? (Analyse temporelle) ; Et si ? (Scénario d'évolution, prospective, simulation...).

Affichage : L'affichage correspond à la restitution graphique (cartes, diagrammes) des données à l'écran dans le but de permettre à l'utilisateur d'appréhender les phénomènes spatiaux. Toutefois, la représentation graphique respecte les règles sémiologiques de la cartographie. Cette fonctionnalité reste aussi importante que les autres grâce au pouvoir de communication de la carte.

3.3 - Composantes d'un SIG

Tout système d'information géographique nécessite pour son fonctionnement, la combinaison des composantes suivantes (Harmon et Anderson, 2003 ; Fazal, 2008 ; Harvey, 2008) :

Matériel : c'est l'élément le plus important dans un SIG. Il se compose de l'outil informatique sur lequel le logiciel SIG sera exécuté. Le choix du matériel qu'il s'agisse d'ordinateurs personnels ou de stations de travail porte sur leur performance qui est déterminante sur la nature, la complexité et la durée des traitements. Ces ordinateurs doivent avoir essentiellement un processeur efficace et une mémoire suffisante pour stocker la masse importante d'informations (données).

Logiciels : actuellement il existe une grande variété de logiciels qui offrent aux utilisateurs les outils et les fonctions nécessaires pour saisir, stocker, analyser, réaliser des requêtes et afficher toutes les informations.

Données : Les données géographiques et alphanumériques sont le noyau du SIG. La carte numérique est une forme de saisie de base pour les SIG. Les données doivent correspondre aux besoins des utilisateurs et doivent être mises à jour régulièrement et être organisées avec rigueur. Le SIG intègre les données spatiales dans son système de gestion de base de données.

Méthode : Un SIG fonctionne selon un plan bien conçu, qui englobe les modèles et les pratiques d'exploitation unique pour chaque tâche. Il s'agit de méthodes simples (requêtes) ou complexes (analyse thématique, analyse spatiale...).

Les ressources humaines (utilisateurs) : les utilisateurs de SIG sont les spécialistes qui conçoivent et maintiennent le système, les utilisateurs avancés et les opérateurs qui utilisent le SIG pour planifier, exécuter et exploiter pour tirer des conclusions pour la prise de décision.

Bien qu'il soit très facile d'acquérir les pièces constitutives d'un SIG (le matériel informatique et les logiciels de base), le système fonctionne uniquement lorsque l'expertise nécessaire est disponible, les données sont compilées, les tâches nécessaires sont organisées, et les programmes bien établis pour faire fonctionner les applications. Le fonctionnement d'un système informatique peut être très rapide, mais le temps global nécessaire pour un projet de SIG peut prendre plusieurs mois voire plusieurs années. En effet, L'expertise requise est souvent sous-estimée, la compilation de données est coûteuse et longue, et les problèmes d'organisation peuvent être plus épineux (Fazal, 2008).

3.4 - Modes de représentation des données

Les données spatiales peuvent de ce fait, être représentées selon deux modes (figure 7). Le mode raster qui correspond à une division régulière de l'espace sous forme de cellules rectangulaires ou carrées et le mode vectoriel qui construit un modèle de réalité constitué d'objets dotés de caractéristiques géométriques et thématiques.

- Le mode raster

Le mode raster correspond à une division régulière de l'espace sous forme de cellules rectangulaires ou carrées où l'ensemble des cellules (pixels) et des valeurs associées, constituent une carte thématique (Minvielle et Souiah, 2003). Il est fortement lié à la notion d'image, chacune des cellules (pixel) est référencée en lignes et en colonnes (Fazal, 2008).

Elles contiennent une valeur qui correspond à une grandeur numérique (valeur radiométrique pour les images satellitaires) ou alphanumérique (dans le cas où on lui attribue un code correspondant à un attribut descriptif) (Hoel, 2008).

Le mode raster est bien adapté aux applications qui utilisent des données dérivées des photographies et des images satellites, et de manière plus générale à la représentation des variables continues.

L'inconvénient de ce mode est qu'il nécessite un vaste espace pour stocker les données. Ce mode décrit surtout la distribution spatiale d'un phénomène naturel sans exigence de précision pour la localisation des objets (Fazal, 2008).

- Le mode vecteur

Le mode vectoriel construit un modèle de réalité, constitué d'objets dotés de caractéristiques géométriques et thématiques, établi dans des bases de données (Haining, 2005 ; Hoel, 2008). Avec les données spatiales stockées dans un format vectoriel, il est possible d'effectuer des calculs géométriques, telles que la longueur et la surface, ainsi que pour décrire la proximité. Les vecteurs sont utilisés pour définir, par exemple, l'emplacement d'une espèce, ainsi que des limites administratives ou d'une formation végétale (Pfeiffer *et al.*, 2008). Le mode vectoriel se base sur trois entités de la base géométrique (points, lignes et polygones).

Les SIG à structures vectorielles sont particulièrement adaptés à fournir des informations sur les objets spatiaux (Waller et Gotway, 2004 ; Fazal, 2008) ; leur principale fonction est d'offrir à l'utilisateur une interface graphique permettant la localisation des objets à décrire ou l'identification de ceux répondant aux caractéristiques souhaitées. Le mode vecteur, contrairement au mode raster, est utilisé dans les études qui exigent une précision de la localisation (Collet, 1992). Il présente les avantages suivants :

- Conformité des objets représentés en modèle réel,
- la localisation, les dimensions et les distances avec précision,
- le volume de base de données est fonction de la complexité des arcs et polygones,
- le nombre de traitements géométriques est élevé,
- les documents finaux sont de haute qualité.

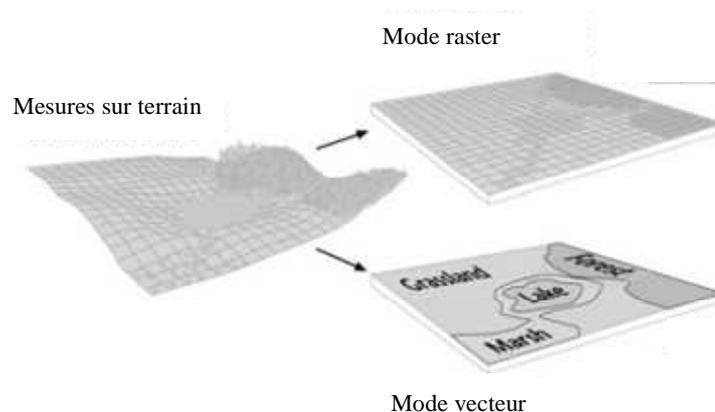


Figure 7 : Mode de représentation des données (Harvey, 2008)

3.5 - SIG et analyse spatiale

L'analyse spatiale est le cœur du SIG, car elle comprend toutes les transformations, les manipulations, et les méthodes qui peuvent être appliquées à des données géographiques pour appuyer les décisions, et à révéler les tendances et les anomalies qui ne sont pas immédiatement décelables (Waller et Gotway, 2004 ; Gatrell et Rowlingson, 2005). Autrement dit, l'analyse spatiale est le processus par lequel nous transformons des données brutes en informations utiles (Haining, 2005).

Les fonctions spatiales présentes dans les premiers SIG se rapportaient principalement à des opérations sur les données numériques à travers l'analyse de superposition et des méthodes de combinaison, reflétant la facilité avec laquelle ce type d'opération peut être mis en œuvre dans ces systèmes (Batty et Xie, 2005).

Toutefois, plusieurs utilisateurs ont souligné la mauvaise performance de l'analyse spatiale plus ou moins attribuable à une capacité limitée d'accéder, d'afficher et d'analyser des données géographiques (Rogerson, 2001 ; Bailey, 2005). Pour palier à ce problème, des efforts considérables ont été fournis pour étendre les systèmes d'information géographique avec des fonctionnalités pour effectuer l'analyse spatiale en général, et l'analyse statistique spatiale en particulier (Haining, 2005; Fazal, 2008 ; Anselin *et al.*, 2010). Ceci s'est traduit par l'élaboration de plusieurs logiciels et modules d'extensions intégrés (Haining, 2004).

Ainsi, la croissance des SIG et l'intégration d'outils d'analyse spatiale plus performants ont ouvert de nouvelles voies d'utilisation de ces systèmes dans les différentes disciplines qui manipulent des données spatiales telles que l'écologie, l'archéologie, les ressources naturelles, l'écologie du paysage et des sciences géodésiques (O'Kelly, 2005).

Malheureusement, la plupart des utilisateurs de SIG se limitent uniquement à la cartographie et à la superposition des diverses couches thématiques réalisées. Il s'agit là de procédures analytiques rudimentaires qui existent dans tous les SIG (Lee et Wong, 2001).

Nous pouvons ainsi regrouper les différentes méthodes d'analyse spatiale que les SIG peuvent effectuer dans les rubriques suivantes :

- **Les requêtes et raisonnement** : Ce sont les plus élémentaires des analyses et des opérations, dans lesquelles le SIG est utilisé pour répondre aux questions simples posées par l'utilisateur. En effet, il n'y a pas de changements qui se produisent dans la base de données, et aucune nouvelle donnée n'est produite.

- **Les mesures** : Ce sont de simples valeurs numériques qui décrivent les aspects des données géographiques. Elles incluent les mesures des propriétés simples des objets, comme la longueur, la surface, ou la forme, et des relations entre des paires d'objets, comme la distance ou la direction.

- **Les transformations** : Il s'agit de méthodes simples d'analyse spatiale qui combine et transforme le jeu de données pour avoir de nouvelles données et éventuellement de nouvelles analyses. Ce sont des transformations arithmétiques ou géométriques simples et des opérations qui convertissent les données raster en vecteur et *vice versa*.

- **Les résumés descriptifs** : Ce type d'analyse permet de résumer l'information d'un ensemble de jeu de données en une seule valeur. C'est l'équivalent spatial de la statistique descriptive couramment utilisée dans l'analyse des données, y compris l'écart moyen et standard (Lee et Wong, 2001).

- **Les techniques d'optimisation** : Ces techniques sont de nature normative, elles sont conçues pour sélectionner l'emplacement idéal pour des objets donnés selon des critères bien définis. Elles sont largement utilisées dans les études de marché, dans l'industrie de la livraison de colis (Fazal, 2008).

- **Le test d'hypothèse** : Le test d'hypothèse est la base de la statistique inférentielle et se trouve au cœur de l'analyse statistique, mais son utilisation avec des données géographiques est beaucoup plus complexe (Fazal, 2008.)

- **L'analyse spatiale proprement dite** : Il est important de distinguer entre le résumé de l'information spatiale et l'analyse spatiale proprement dite. La première est utilisée pour une extraction sélective de certaines informations par le biais de fonctions de base qui restitue les résultats sous forme de tableaux et de cartes. Alors que l'analyse spatiale proprement dite consiste en l'analyse des patrons de distribution, à la recherche de relations possibles entre ces modèles et d'autres attributs ou caractéristiques de la région d'étude et la modélisation de ces relations à des fins de compréhension et de prédiction (Bailey, 2005). On peut citer dans le cadre de ce type d'analyse, l'analyse exploratoire qui permet de dégager la structure spatiale des données et d'identifier les différences et l'interpolation spatiale dans laquelle le chercheur tente de faire une estimation raisonnable de la valeur d'un champ à des endroits où ce dernier n'a pas été effectivement mesuré (Gatrell et Rowlingson, 2005).

3.6 - SIG et Géostatistique

La géostatistique s'est avérée être une source très riche d'idées et de concepts théoriques permettant d'aborder l'analyse des données spatiales (Harvey, 2008). C'est ce qui a incité la communauté SIG à s'engager sérieusement dans les années 1990, à l'intégration des techniques de cette discipline dans les logiciels SIG (Goodchild, 2002).

Certains des avantages potentiels issus de la combinaison des outils SIG et de la géostatistique, sont la possibilité d'une analyse spatiale plus poussée basée sur la matrice de pondération et l'exploration de la structure de covariance spatiale (Gatrell et Rowlingson, 2005). D'autre part, les techniques d'interpolation offertes par cette discipline, sont plus pertinentes et les cartes réalisées sont accompagnées de cartes résiduelles, permettant ainsi l'identification des valeurs aberrantes. Cela est particulièrement vrai dans le cas du krigeage, où l'affichage simultané de la surface interpolée et de ses erreurs de prédiction associée sont d'une valeur considérable pour l'analyse (Burrough, 2002). Ceci a souvent constitué un argument valable pour que le krigeage soit adopté comme méthode de base de l'interpolation dans les SIG, par opposition aux techniques standards déterministes qui produisent des surfaces artificiellement lisses (Bailey, 2005).

Aujourd'hui, il est facile d'importer les résultats d'une interpolation par krigeage dans un SIG et d'afficher les résultats en conjonction avec une carte numérisée topographique, ou de les afficher en 3D sur un modèle numérique de terrain. Une telle présentation permet une interprétation visuelle efficace, et d'affiner davantage l'analyse spatiale (Burrough, 2002)

Bien que les SIG aient inclus dans leurs outils les méthodes d'analyse statistique et spatiale. Ce ne fut pas le cas de la géostatistique qui n'est intégrée que dans certains logiciels SIG seulement (Burrough, 2002 ; Bailey, 2005).

3.7 – Avantages des SIG

Les systèmes d'information géographique permettent de rassembler et analyser des informations beaucoup plus facilement que ce qui est possible avec les techniques traditionnelles de recherche.

Traditionnellement, les données géographiques sont présentées sur des cartes. La carte est à la fois un moyen efficace pour le stockage et la présentation des données géographiques. Cependant, les informations stockées sont traitées et présentées d'une manière particulière, généralement pour un but particulier. La modification de la présentation est rarement facile. Une carte donne une image statique de la géographie qui est presque toujours un compromis entre de nombreux besoins de différents utilisateurs (Fazal, 2008).

Comparée à la cartographie traditionnelle, le SIG a l'avantage inhérent que les cartes présentées sont séparées des données stockées. En conséquence, les données peuvent être présentées et visualisées de différentes manières. Une fois que les données sont stockées dans un ordinateur, on peut faire toutes les analyses et transformations possibles. En effet, nous pouvons réaliser de nombreux produits utiles à partir d'une source unique de données (Fazal, 2008).

Un autre avantage des SIG, c'est leur capacité à gérer des données spatiales. Les données spatiales sont sensibles aux échelles et à la façon dont ils sont mesurés (échelles de mesure). En effet, La capacité à gérer des objets géographiques à différentes échelles a fait des SIG des outils très précieux pour de nombreuses applications dans différents domaines (Lee et Wong, 2001).

Le SIG offre toutes les fonctionnalités pour gérer une base de données et réaliser une bonne cartographie. Les points forts sont les requêtes sur les données ou la sélection d'objets répondant à des critères précis. L'affichage du résultat de la requête pouvant se faire à tout moment sous forme graphique et/ou sous forme de tableau.

Le produit final n'est pas figé. L'information numérique est manipulable de façon continue pour peu que les différents traitements aient un sens et fassent progresser l'analyse. On gère des couches d'informations, rigoureusement conçues et hiérarchisées. Les croisements et requêtes peuvent déboucher sur des analyses pertinentes et plus fécondes (Minvielle et Souiah, 2003).

Les coûts de production des cartes sont très bas. Une fois la digitalisation effectuée et les objets renseignés dans des classes précises, l'analyse et la production cartographique sont plus rapides et moins coûteuses.

Le SIG présente la possibilité de réunir, dans un même système, l'information (qui, auparavant, était dispersée) ayant trait au même territoire. Ce besoin de réunir l'information facilite le partenariat entre les organismes opérant sur le même territoire (Minvielle et Souiah, 2003).

3.8 - Applications

Si l'outil SIG permet de gérer et de traiter l'information liée aux objets géographiquement localisés, ses applications sont immenses car les fonctionnalités qu'il met à la disposition de l'utilisateur sont multiples (acquisition et gestion des données, l'interrogation, le traitement et la représentation graphique).

Il est évident que cet instrument n'intéresse pas uniquement les géographes, bien qu'ils soient les mieux placés pour juger de son efficacité et évaluer son caractère largement opératoire dans la discipline (Minvielle et Souiah, 2003). En raison même de leur polyvalence, les SIG trouvent application dans de nombreux domaines y compris l'urbanisme, l'environnement et la gestion des réseaux (techniques et de transport) (Fazal, 2008 ; Pfeiffer *et al.*, 2008).

L'utilisation des Systèmes d'Information Géographique s'est développée de manière importante en écologie, non seulement comme un outil de présentation et de cartographie des données, mais surtout comme un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires. En effet, les SIG sont utilisés pour la cartographie et la gestion des espèces menacées, dans les aménagements forestiers ainsi que pour la gestion et la prévention des incendies de forêts (Bruns, 2008).

Conclusion

La technologie SIG fournit ainsi le cadre de base pour le traitement de grandes masses de données spatiales. Les SIG sont actuellement munis d'une batterie d'outils et de méthodes pour l'analyse, la modélisation et la conception de scénarios. Ils constituent des éléments incontournables pour les planificateurs et gestionnaires afin d'appuyer leur prise de décision.

Le grand attrait du SIG découle de sa capacité à intégrer de grandes quantités d'informations sur l'environnement et de fournir un répertoire d'outils analytiques puissants pour explorer et

analyser ces données. En effet, il accepte de travailler avec de nombreuses données d'origines diverses (carte numérisée, imagerie satellitaire, données GPS) et de structures variées (vecteur ou raster). Il permet donc de réunir sous un même format les différentes formes et types de données (quantitative et qualitative) à références spatiales. La capacité des SIG de séparer les informations en couches, puis les combiner avec d'autres couches d'information est la raison pour laquelle les SIG détiennent un grand potentiel comme outils décisionnels.

L'intégration des méthodes géostatistiques dans les SIG présente un intérêt inestimable dans l'analyse et la modélisation des processus spatiaux. L'utilisation combinée de ces deux outils est primordiale pour différents chercheurs notamment, les écologistes qui ont besoin de comprendre les relations spatiales qui existent dans les données de distribution des espèces (faune et flore) et la structure spatiale des divers processus naturels.

Beaucoup de SIG sont maintenant disponibles et, grâce à une demande accrue et une utilisation répandue, ils sont devenus de plus en plus conviviaux, avec une plus grande fonctionnalité et une plus grande capacité pour stocker et manipuler différents types de données spatiales.

La finalité d'un SIG n'est pas de créer des cartes mais bien d'aider et d'accompagner un processus de prise de décision.

Chapitre IV : Cadre d'étude

4.1 - Esquisse géographique

Le Parc National de Gouraya (36° 46' Nord et 05° 06' Est) d'une superficie de 2080 ha (Figure 8), est situé à 230 Km à l'Est d'Alger sur les chaînes littorales kabyles (chaînes calcaires) de l'Atlas tellien. Le relief du parc se décompose en deux zones bien distinctes : l'une à la partie Est-Sud-est, caractérisée par des pentes supérieures à 25 % et un point culminant marqué par le fort Gouraya (672 m), l'autre à la partie Nord-Nord-Ouest (Djebel Oufarnou) présentant de faibles pentes de 3 à 12,5 %. Ce massif calcaire culmine à 454 m. Au versant Nord le Cap Carbon forme une sorte de presque île aux pentes abruptes (225 m d'altitude). Le versant Nord du parc donne sur la mer Méditerranée.

Le réseau hydrographique est composé d'oueds temporaires alimentés essentiellement pendant la période pluvieuse. Le djebel Gouraya, massif rocheux aux pentes très raides, est dépourvu de cours d'eau, car la formation de talweg est très peu développée à cause de la forte résistance à l'érosion. La partie Nord-Ouest du parc, moins rigide, est parcourue par de nombreux oueds. Les principaux affluents sont, Ighzer-Ouahrik qui coule entre Djebel Gouraya et Djebel Oufarnou et Ighzer n'Sahel, situé dans la partie Nord-Ouest du parc, qui sépare Djebel Oufarnou d'Ighzer Izza.

Les terres privées sont de loin la catégorie la plus importante au parc, elles représentent environ 1350 ha, soit les 2/3 de la superficie totale de l'aire protégée.

4.2 - Contexte biogéographique

Du point de vue biogéographique, le Parc National de Gouraya appartient au sous – secteur de la Petite Kabylie, du secteur kabyle et numidien, du Domaine Maghrebin méditerranéen (appelé aussi Domaine méditerranéen Nord Africain) (Quézel et Santa, 1962).

4.3 - Aperçu climatique

Les données climatiques disponibles (période de 1974 à 2004) sont celles de la station de l'aéroport « Abane Remdane » de Béjaia (36° 43' N, 05° 04'E, 1,75 m d'altitude) situé à une dizaine de kilomètres du parc national de Gouraya (tableau I).

Tableau I : données climatiques de la station météorologique de Béjaia (1974-2004).

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moy
P (mm)	110,	83,	79,	70,	41,	12,	8,6	11,2	43,9	69	106,	127,4	764
M (°C)	16,3	16,	18,	19,	21,	25,	29,	29,7	27,8	24,	20,4	17,6	22,3
m (°C)	7,3	7,8	8,8	10,	13,	17,	19,	20,7	18,9	15,	11,4	8,6	13,3
(M+m)	11,8	12,	13,	14,	17,	21,	24,	25,2	23,4	20,	15,9	13,1	17,8

(Source : ONM Béjaia)

Les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 764 mm. Les mois de janvier et de décembre sont les plus pluvieux avec respectivement, 110,1 mm et 127,4 mm. Les minima sont enregistrés aux mois de juillet (8,6 mm) et d'août (11,2 mm).

La température moyenne annuelle est de 17,84°C. Les mois les plus froids sont janvier (11,8°C) et février (12,2 °C) alors que les mois de juillet et août sont les plus chauds avec respectivement 24,7°C et 25,2°C. Les valeurs moyennes de l'humidité fluctuent autour de 75 % et attestent de l'influence marine.

La région de Béjaia reçoit dans la majorité du temps des vents modérés qui soufflent du Nord-est vers le Sud-ouest. Des vents assez forts soufflent durant certaines journées entre janvier et avril. Le sirocco, vent chaud et sec, se manifeste en moyenne pendant 20 à 27 jours par an, notamment au cours du mois de juillet et d'août et quelque fois même durant le printemps (entre avril et juin).

Le climat de la région d'étude présente est caractérisé par une période sèche et chaude relativement longue (de mai à septembre) et une période pluvieuse s'étendant d'octobre à avril (figure 9). Avec un quotient pluviométrique (Q_2) de 117 la région de Béjaia se situe dans l'étage bioclimatique subhumide à hivers chaud (figure 10).

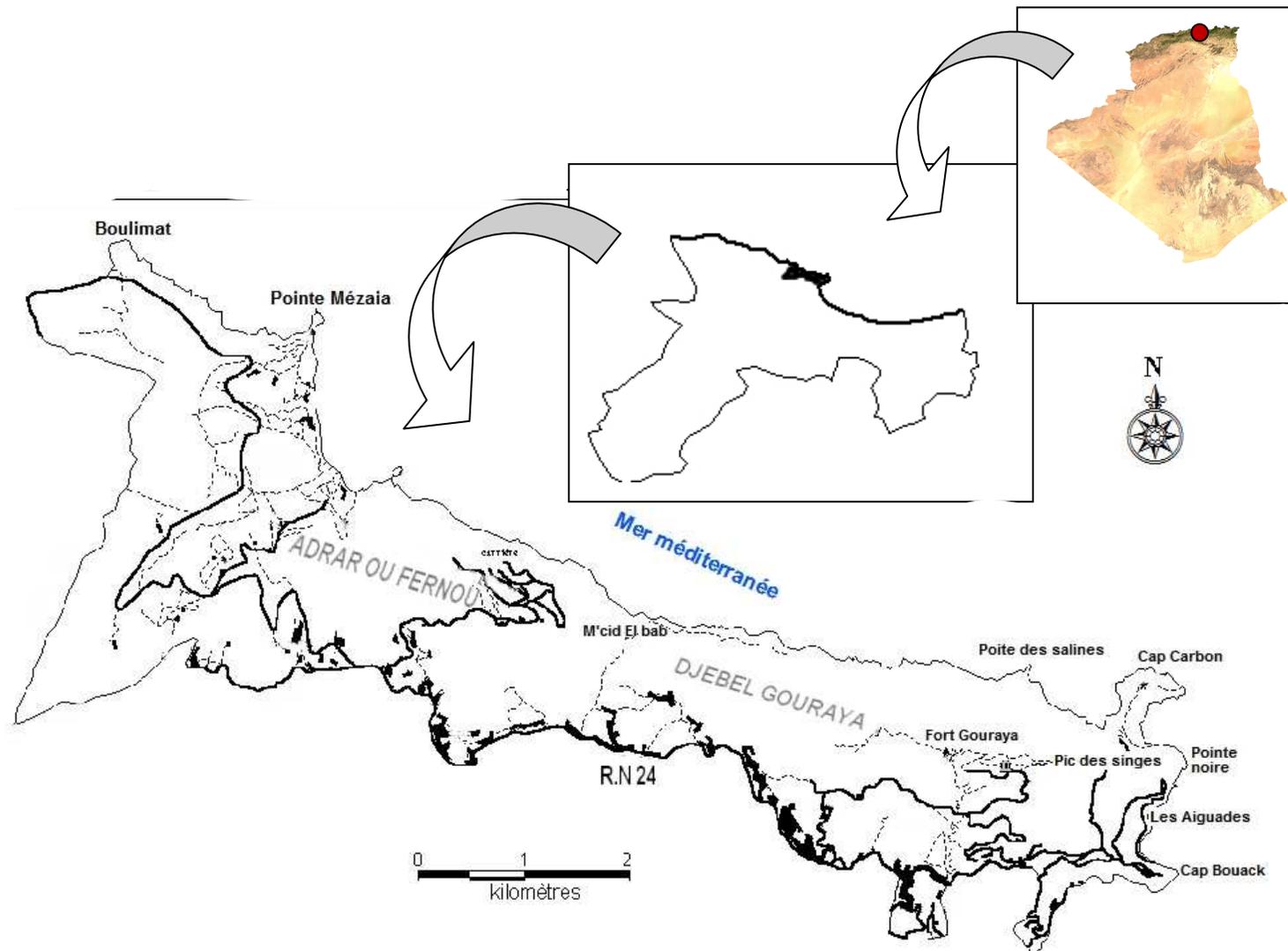


Figure 8 : Situation du parc National de Gouraya

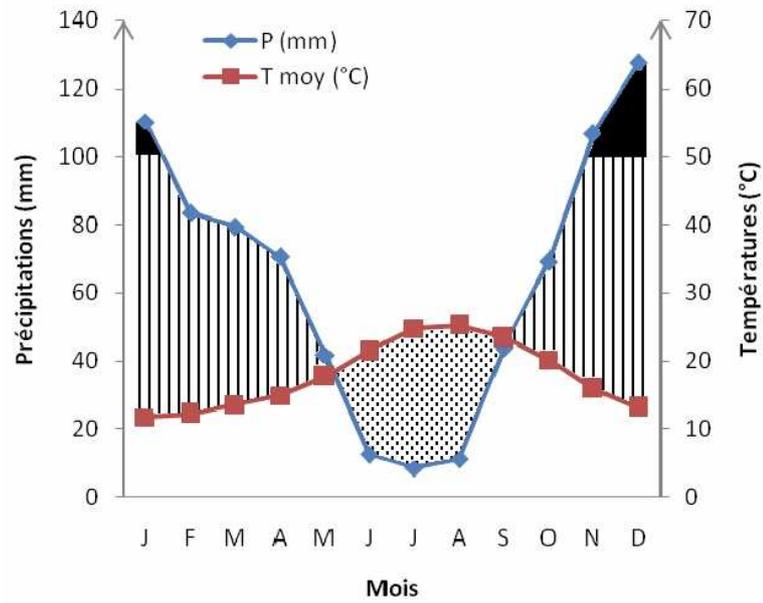


Figure 9 : Diagramme ombrothermique de la station de Béjaia (1974 – 2004).

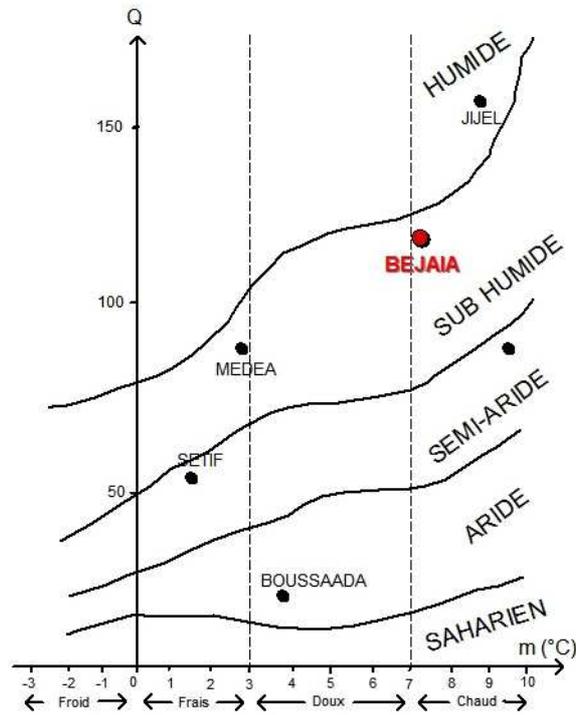


Figure 10 : Situation de Béjaia sur le climagramme d'Emberger.

4.4 - Habitats naturels

Une typologie des habitats naturels a été réalisée au niveau du parc national de Gouraya en se basant sur la physionomie de la végétation (Moussouni, 2008). Cette étude a permis l'identification et la cartographie de neuf (09) types d'habitats (figure 11). Ces derniers sont essentiellement des matorrals (haut, moyen, bas, arboré, dégradé), des habitats forestiers, habitat rupestre, les ripisylves et les falaises.

4.4.1 -Habitat forestier

Ce type d'habitat correspond à une formation forestière au sens strict avec la présence de trois strates (arborescentes, arbustives et herbacées). Il est caractérisé par des formations de Pin d'Alep, d'Eucalyptus, du Cyprès vert, du Chêne liège et de l'Olivier. Les forêts de Pin d'Alep, plus dominantes présentent des hauteurs variant de 16 à 20 m.

Cet habitat occupe une superficie de 170,88 ha soit 8,22% de la surface totale du parc. Il est présent sous forme de taches de dimensions variables dispersées tout au long de la zone d'étude avec toutefois des proportions plus élevées dans la partie Est.

Le sous bois d'une hauteur de 2 à 4 mètres est généralement composé de *Phillyrea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Olea europaea*, *Quercus coccifera*, *Cistus monspeliensis*, *Calycotome spinosa*, *Bupleurum fruticosum*, *Myrtus communis*, *Ceratonia siliqua* et *Viburnum tinus*. La strate herbacée est représentée par l'*Ampelodesmos mauritanicus*, *Rubus ulmifolius*, *Smilax aspera*, *Clematis flammula*, *linum usitatissimum*, *Fumana thymifolia*, *Lobularia maritima* et *Blackstonia perfoliata*.

Des bouquets d'Eucalyptus parfois en mélange avec le Cyprès vert et quelques pieds de Pin d'Alep sont localisés au niveau du plateau des ruines, du bois sacré et souvent à la périphérie du parc à proximité des habitations. Un îlot de Chêne liège est localisé à Ighil Izza dans la partie Nord de cette colline, les individus présentent des hauteurs de 2 à 11 m.

4.4.2 - Matorral arboré

Situé à proximité du village Oussama et à l'Est du parc, le matorral arboré s'étend sur une superficie de 104,63 ha soit 5,03% de la surface total du parc. Les pentes sont de l'ordre de 13%. La moyenne de recouvrement général pour cet habitat est de 90%.

Cet habitat est caractérisé par la présence d'une strate arborescente très claire représentée par des pieds isolés de Pin d'Alep et/ou d'Eucalyptus. La strate arbustive est représentée par *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea angustifolia*, *Genista tricuspidata*, *Bupleurum fruticosum*, *Quercus coccifera*, *Calycotome spinosa*, *Olea europaea* et *Ceratonia siliqua*. La strate herbacée est représentée par *Hordeum murinum*, *Sinapis arvensis*, *Chrysanthemum fontanesii*, *Inula viscosa*, *Teucrium fruticans*.

4.4.3 - Matorral haut

Le matorral haut se concentre sur la partie orientale du parc au niveau de la région des Aiguades et du Cap Carbon. Il occupe une superficie réduite de 75,25 ha soit 3,62% de la surface du parc. Cet habitat se trouve généralement sur des terres à moyenne pente (35%). Le recouvrement de la végétation est supérieur à 80%.

Le matorral haut est caractérisé par une strate arbustive relativement haute (4 m) composée essentiellement de *Phillyrea angustifolia* avec un recouvrement de 30 %, *Olea europaea* (41%), et *Quercus coccifera* (20%), *Ceratonia siliqua* (14%) et *Juniperus phoenicea* (2%). Quelques pieds de Pin d'Alep de faible hauteur sont présents dans cet habitat. La strate herbacée est généralement représentée par *Acanthus mollis*, *Arisarum vilgare*, *Inula viscosa*. Quelques affleurements rocheux viennent parfois modifier la structure générale de cet habitat.

4.4.4 - Matorral moyen

Occupant une superficie de 216,41 ha soit 10,40% de la surface totale du parc, ce matorral se trouve dispersé sous forme de taches sur le versant Est de Ighil izza, le versant Nord du Djebel Gouraya et au niveau de la zone Est du parc. Il est caractérisé par des pentes de 36% et un recouvrement général de la végétation de l'ordre de 87%.

Cet habitat composé essentiellement de végétation arbustive qui présente des hauteurs allant de 2 à 3 m. Les espèces les plus répandues sont : *Phillyrea angustifolia* dont le recouvrement dépasse les 30%, suivi par *Olea europaea* (26%), *Quercus coccifera* (20%), *Pistacia lentiscus* (17%) et *Calycotome spinosa* (15%). L'Euphorbe arborescente (*Euphorbia dendroïdes*) est aussi présente avec des recouvrements plus ou moins importants (23%) dans certaines stations. La strate herbacée est composée de *Bupleurum plantagineum*, *Acanthus mollis*, *Allium roseum*, *Lobularia maritima*, *Blackstonia perfoliata*.

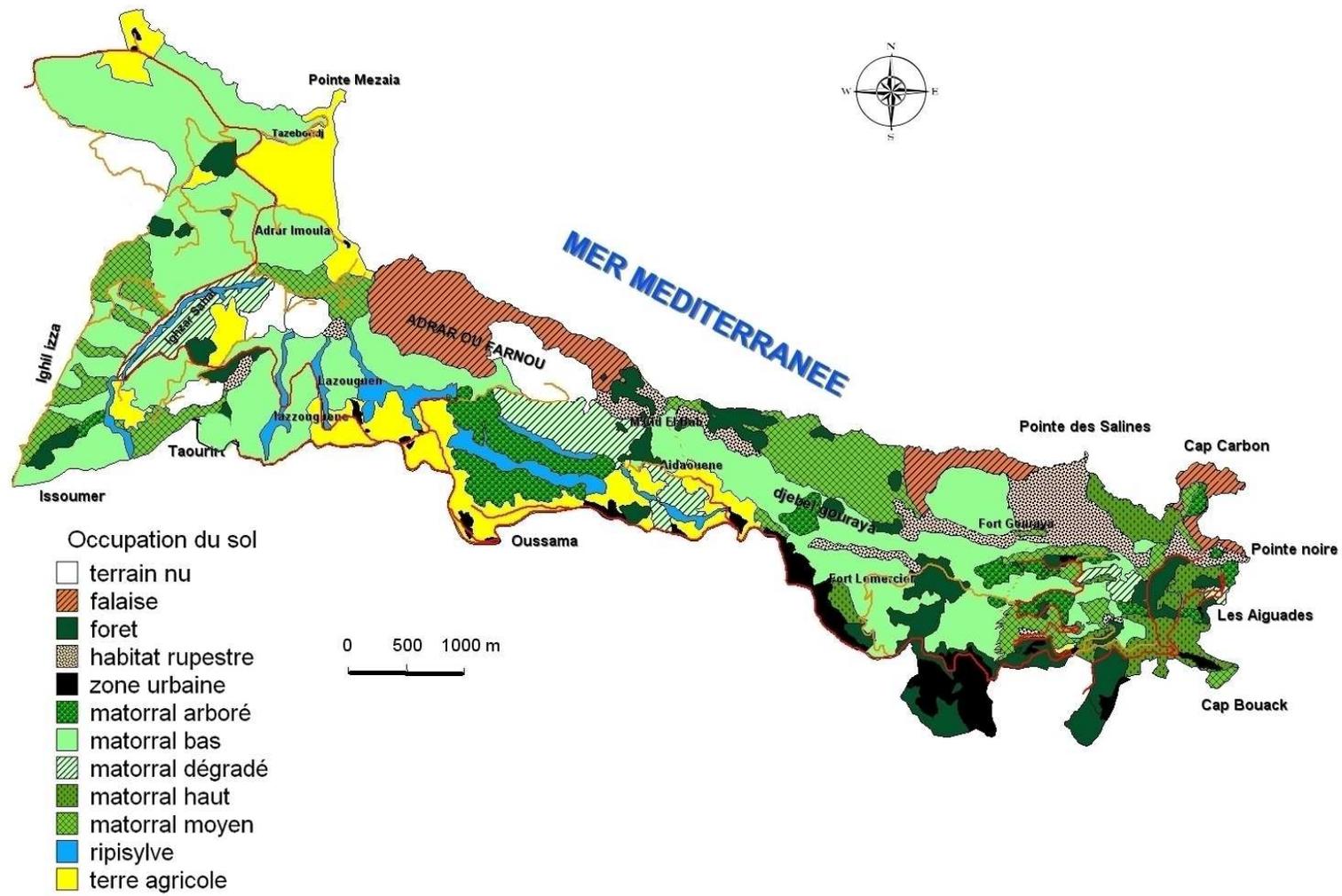


Figure 11 : Carte des habitats naturels du parc National de Gouraya (Moussouni, 2008)

4.4.5 - Matorral bas

Le matorral bas réparti sous forme de grandes taches continues se localise principalement dans les régions centrale et occidentale du parc avec des proportions moindres dans la région orientale. Il s'étend sur une superficie de 702,50ha soit 33,77% de la surface totale de la zone d'étude. On le retrouve généralement sur des pentes assez faibles (24%). Il présente une formation végétale assez dense avec un recouvrement général de 80%.

Cet habitat est caractérisé par la dominance de *Cistus monspeliensis*, *Cistus salvifolius*, *Ampelodesmos mauritanicus*, *Phillyrea angustifolia*, *Bupleurum fruticosum*, *Myrtus communis*, *Erica multiflora* et *Lavandula stoechas*. La hauteur de cette strate varie de 1 à 2 m. La strate herbacée est composée de *Prasium majus*, *Phagnalon saxatile*, *Globularia alypum*, *Teucrium fruticans*, *Linum usitatissimum*.

Notons aussi la présence de rejets de Pin d'Alep, il s'agit en fait de station anciennement incendiées. Quelques affleurements rocheux viennent rompre la monotonie de cet habitat.

4.4.6 - Matorral dégradé

Cet habitat sous forme de taches de surface importantes localisées dans les parties occidentales et orientales du parc, occupe une superficie considérable (105,42 ha soit 5,07%). La pente varie de 25 à 40%.

L'existence d'un tel habitat n'est autre que le résultat des différentes pressions que subit le patrimoine naturel au niveau du parc. Il est dominé par *Ampelodesmos mauritanicus* avec un recouvrement de plus de 50%. Quelques espèces sont présentes : *Euphorbia dendroïdes*, *Bupleurum fruticosum* et *Artemisia absinthium*. Dans certaines stations nous rencontrons *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea angustifolia*, *Myrtus communis*, *Quercus coccifera* et *Cistus monspeliensis*.

Cet habitat comme son nom l'indique, est caractérisé par une forte dégradation suite aux incendies répétés et à la pression anthropique. De ce fait, son état de conservation est médiocre.

4.4.7 - Falaises

Situées dans la partie Nord du parc (Cap Carbon, Djebel Gouraya, Djebel Oufernou) à proximité directe de la mer, ce type d'habitat est déterminé par la présence de côtes abruptes et élevées verticales ou peu inclinées (85 – 95% d'inclinaison). L'exposition générale est Nord à Nord-est. Il s'étend sur une superficie de 153,62 ha soit 7,39% de la surface totale du parc.

Il s'agit de falaises maritimes caractérisées par un couvert végétal bas ne dépassant guère 1 à 1,5 m. Ces falaises sont constituées d'une végétation particulière à savoir l'*Euphorbia dendroïdes*, *Chamaerops humilis*, *Capparis spinosa*, *Bupleurum plantagineum*, *Sedum sediforme*. Dans certains endroits de cet habitat, nous rencontrons le lentisque (*Pistacia lentiscus*) et la filaire (*Phillyrea angustifolia*) qui présentent des hauteurs de l'ordre de 2 m. Le recouvrement général de la végétation est de 60%. L'affleurement rocheux est très marquant, il peut aller jusqu'à 30% du recouvrement général.

4.4.8 - Habitat rupestre

L'habitat rupestre se localise dans la partie Nord du parc ; il occupe une superficie de 101,01 ha soit 5,53 % de la surface totale. Le relief est très tourmenté, le degré de pente est partout supérieur à 40 %. Ce type d'habitat se caractérise par les affleurements rocheux très apparents qui occupent une grande partie du sol (30 à 60%) se sont des calcaires durs très résistants à l'érosion. La végétation est basse et dépasse rarement un mètre de hauteur. Le recouvrement général de la végétation est en moyenne égal à 60% et il est conditionné par le taux de pierres.

Les espèces caractéristiques de cet habitat sont particulièrement l'*Euphorbia dendroïdes* avec un recouvrement de 30% et le *Chamaerops humilis* avec un recouvrement de 17%.

Dans quelques rares endroits, on peut retrouver l'Olivier (*Olea europaea*) et la filaire (*Phillyrea angustifolia*) avec des recouvrements importants de l'ordre de 20 %. La strate herbacée est représentée par *Sedum sediforme*, *Capparis spinosa* et *Asparagus albus*.

4.4.9 - Ripisylve

Les ripisylves se concentrent dans la partie Ouest du parc. Elles occupent 3,31% (68,80 ha) de la surface totale du parc. La strate arborescente est représentée par *Populus alba* dont la hauteur avoisine les 25 m avec un recouvrement de 40%. Le frêne (*Fraxinus angustifolia*) est aussi présent avec des hauteurs de l'ordre de 14 m et un recouvrement dépassant les 20%. Dans certaines stations, nous avons noté la présence de quelques pieds de Pin d'Alep et d'Eucalyptus.

La strate arbustive est composée essentiellement de *Pistacia lentiscus*, *Olea europaea* et *Calycotome spinosa*. Les espèces grimpantes sont présentes avec des recouvrements assez élevés, il s'agit de *Rubus ulmifolius* (23%), *Rosa sempervirens* (19%), *Hedera helix* (11%), *Smilax aspera* (17%) et *Clematis flammula* (15%).

4.5 - Pressions anthropiques

La proximité du parc national de Gouraya à la ville de Béjaïa, la présence d'un réseau routier assez dense et les différents sites paysagers et historiques qu'il renferme, font de lui un lieu d'attraction très fréquenté. Ceci engendre une pression anthropique non négligeable. En effet, le territoire du parc subit depuis plusieurs années, diverses perturbations et agressions qui ont eu un impact négatif sur le milieu et son intégrité écologique (Aknine, 2001). Les différents acteurs de ces perturbations sont :

4.5.1 - Population locale

La population qui vit à l'intérieur et à la périphérie immédiate du parc est répartis sur 11 villages concentrés dans la partie centrale et occidentale du parc. Cette population exerce souvent un impact négatif (coupes de bois, pacage, incendies,...etc.) sur le patrimoine naturel du parc. Son mode de vie est de type suburbain en exerçant des activités administratives, commerciales et artisanales (Anonyme, 2006).

Les habitations ont connu une extension considérable particulièrement au centre et au sud du parc ; les constructions traditionnelles ont tendance à disparaître en laissant la place aux nouvelles constructions plus au moins anarchiques (Aknine, 2001).

La population riveraine pratique une agriculture de montagne particulièrement l'arboriculture avec des moyens traditionnels, elle est considérée comme une activité secondaire. Cette arboriculture constituée essentiellement d'oliviers, caroubiers, figuiers, vignes et de frêne et

d'orme comme arbres fourragers. Dans l'ensemble, la population pratique le maraîchage, l'apiculture et l'élevage.

4.5.2 - Tourisme

La pression touristique est assez importante au niveau du parc notamment durant la saison estivale et les Week-ends. Cette masse touristique provoque des altérations du milieu particulièrement dans les stations ayant une vocation touristique et récréative ainsi que celles localisées sur les voies qui relient ces dernières. Elle est plus marquée au niveau du fort Gouraya (84.26% des visiteurs du parc), du Cap Carbon (74.50%) et des Aiguades (69.69%) suite à leurs caractéristiques paysagères attractives (figure 12) (Lemdani et Soltani, 2005).

4.5.3 - Incendies

Les incendies constituent le facteur le plus redoutable qui provoque la perte du patrimoine naturel. Le parc national de Gouraya connaît depuis plusieurs années des incendies répétés qui ont eu comme conséquence la destruction du tapis végétal et la réduction de sa biodiversité. Les pertes annuelles sont en moyenne de 76,46 ha/an (3,67%) mais qui peuvent souvent dépasser ce taux (Anonyme, 2006).

4.5.4 - Décharge et carrières

Parmi les contraintes majeures ayant une influence directe sur la gestion de l'espace protégé, trois (03) carrières d'agrégats, et une décharge d'une superficie de 04 ha environ situées principalement dans la partie occidentale du parc. Ces activités exercent un impact négatif sur les écosystèmes naturels (faune et flore), les ressources en eau, et la santé publique. La décharge non contrôlée, est en contact directe avec le combustible végétal ce qui a souvent déclenché les incendies notamment en période estivale.

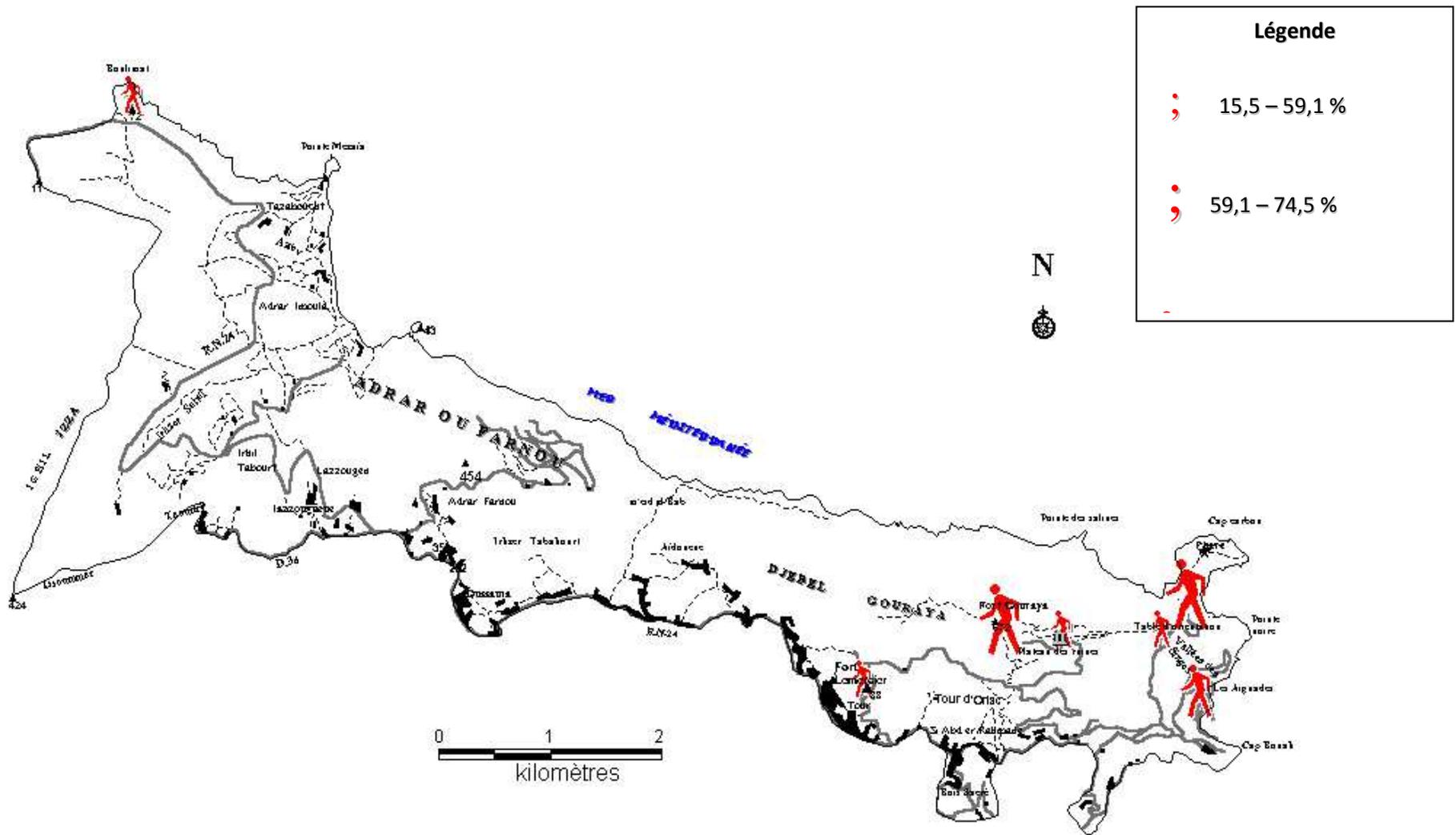


Figure 12 : Taux de fréquentation des sites touristiques dans le parc national de Gouraya (Lemdani et Soltani, 2005)

Chapitre V : Méthodologie

5.1 - Echantillonnage

Toute stratégie d'échantillonnage doit être pensée et conçue avec soin pour fournir un aperçu significatif sur les processus écologiques. Il est donc impératif de s'assurer que la résolution spatiale et temporelle du plan d'échantillonnage est capable de capturer le processus à étudier, et que les analyses statistiques sont appropriées pour le type de données (Dungan *et al.*, 2002).

L'utilisation optimale de tout échantillonnage dépend de l'objectif de l'étude, des échelles d'observation, de contraintes variées, et les méthodes de traitement des données (Frontier, 1983). En analyse spatiale, l'efficacité de l'échantillonnage dépend d'un compromis entre divers éléments qui ont une incidence sur l'identification des patrons de distribution. Il s'agit de l'échelle d'observation, de la taille de l'échantillon, de la forme et la taille (grain) de l'unité d'échantillonnage et du pas d'échantillonnage (Fortin *et al.*, 1989 ; Qi et Wu, 1996 ; Fortin, 1999 ; Dungan *et al.*, 2002 ; Fortin et Dale, 2005).

Nous avons retenu pour la présente étude l'échantillonnage systématique. Ce dernier est le mieux adapté pour l'organisation de la collecte des informations (Cartan, 1978 ; Manly, 2009) et peut augmenter, de ce fait, la commodité du travail de terrain (Frontier, 1983). Il fournit des unités de travail qui assurent une couverture homogène du territoire échantillonné et une meilleure répartition des observations (Franklin, 2009).

D'autre part, l'échantillonnage systématique est recommandé pour les méthodes géostatistiques car il optimise l'étude des structures spatiales en fournissant des estimateurs plus précis (Bacher et Sauriau, 1995 ; Haining, 2004). Il est aussi préconisé pour les études portant sur la prédiction des modèles de distributions des espèces en fonction des facteurs d'habitat (Hirzel et Guisan, 2002 ; Franklin, 2009).

Par ailleurs, ce type d'échantillonnage assure le plus haut niveau de fidélité de la représentation géographique et cartographique (Harvey, 2008). Il se prête remarquablement bien à une transcription ultérieure dans n'importe quel autre système de repérage et de découpage de l'espace géographique (Cartan, 1978) et s'apprête mieux à l'intégration de l'information collectée dans une base de données cartographique (Blondel, 1975).

5.1.1 - Taille (Grain) et forme de la maille

En écologie spatiale, le choix de la taille de l'unité d'échantillonnage (grain d'échantillonnage) et du pas de l'échantillonnage est une décision importante pour les écologues.

La taille de la maille d'échantillonnage (grain) se réfère à la résolution spatiale minimale à laquelle l'information est mesurée (Fortin et Dale, 2005 ; Franklin, 2009). Elle dépend du taxon étudié, de la superficie et de la diversité du territoire à cartographier (Cartan, 1978 ; Guisan, 2003) et le temps alloué à l'observation (Frontier, 1983).

En ornithologie, la taille de la maille d'échantillonnage est fixée par la méthode de collecte des données (Blondel, 1995) et est fonction des caractères de l'avifaune (Blondel, 1975). En effet, la station (point relevé) comporte une série de cercles concentriques, autant qu'il ya d'espèces, le rayon de chacun d'eux étant égal au rayon de détection de l'espèce (la portée de sa manifestation vocale). C'est donc l'espèce dotée du plus fort rayon de détection qui détermine l'extension du point relevé.

Les mailles de forme régulière (carrée ou rectangulaire) sont les plus recommandées car elles sont plus pratiques sur terrain (Guisan, 2003 ; Webster et Oliver, 2007).

Une fois le grain et la forme de l'unité d'échantillonnage définis, il existe encore d'importantes décisions sur l'organisation spatiale de l'échantillonnage à faire (unités contiguës ou espacées). En effet, le choix du pas d'échantillonnage est crucial lors de l'utilisation du plan d'échantillonnage systématique (Fortin *et al.*, 1989). L'utilisation d'unités d'échantillonnage contiguës permet une description plus fine de la structure spatiale, car il n'existe pas de données manquantes en raison de l'espace non échantillonné (Dungan *et al.*, 2002 ; Fortin et Dale, 2005). Ceci nous permet de couvrir l'ensemble du territoire étudié et d'avoir des cartes représentatives notamment pour la répartition des abondances des espèces.

Pour répondre aux objectifs de notre travail, à savoir la cartographie des abondances des espèces et l'interpolation par krigeage, nous avons effectué un échantillonnage systématique sur la base d'une grille à maille carrée de 250 x 250 m. Il s'agit aussi de mailles contiguës avec un pas d'échantillonnage de 250 m. La taille de la maille a été dictée par le rayon de détection des espèces aviennes qui varie de 100 et 200 m selon les auteurs (Blondel, 1975 ; Timmers, 1987 ; Bibby *et al.*, 2000). Notre maille de 250 x 250 m correspond à un rayon de détection de 125 m.

Le territoire du parc fut ainsi couvert par un réseau de 347 mailles où le centre de chacune correspond à un point relevé (figure 13). Toutefois, vu l'inaccessibilité de certaines mailles, nous n'avons pu effectuer que 233 relevés (soit 233 mailles visitées) entre 1999 et 2001.

5.2 - Acquisition des données

L'ensemble des mailles visitées (233) a fait l'objet de relevés d'avifaune accompagnés d'une description de la structure de la végétation. Nous nous sommes aussi intéressés à l'effet de l'anthropisation où nous avons noté les différents indices de l'impact anthropique. Les caractéristiques topographiques stationnelles (l'altitude, l'exposition et la pente) sont notées aussi. Toutes les données et observations de terrains ont été enregistrées sur une fiche de terrain. Un exemple de cette fiche est présenté en annexe 1.

Les coordonnées géographiques (UTM/WGS84) de chaque relevé ont été déterminées en utilisant un système de positionnement global (GPS) de type « Garmin II plus ».

5.2.1 - Relevés ornithologiques (dénombrements)

La méthode utilisée pour le dénombrement avien est celle des indices ponctuels d'abondance (I.P.A). Elle a été décrite par Blondel *et al.* (1970) puis standardisée par IBCC (1977). Cette méthode présente l'avantage d'être souple étant donné qu'elle ne nécessite aucune préparation préalable du terrain pour faciliter l'accès, ceci lui confère le précieux avantage d'être utilisable dans les milieux morcelés et/ou accidentés (Blondel *et al.*, 1970). Elle est de ce fait, la méthode la plus utilisée pour le dénombrement des oiseaux (Blondel, 1969a ; Blondel *et al.*, 1981 ; Bibby *et al.*, 2000 ; Rosenstock *et al.*, 2002).

Deux points d'écoute d'une durée de 15 mn chacun ont été réalisés durant les saisons de reproduction de 1999, 2000 et 2001, le premier au début de la période de reproduction (mars – avril) pour détecter les nicheurs précoces, le second entre mai et juin (au même endroit) pour détecter les nicheurs tardifs.

Durant cette période l'observateur immobile note tous les contacts qu'il a avec les oiseaux compris, théoriquement, dans un cercle fictif dont il occupe le centre et dont le rayon est égal à la portée acoustique de l'oiseau le plus éloigné soit 125 m dans notre cas (figure 13). Les contacts avec les oiseaux sont notés selon la cotation suivante :

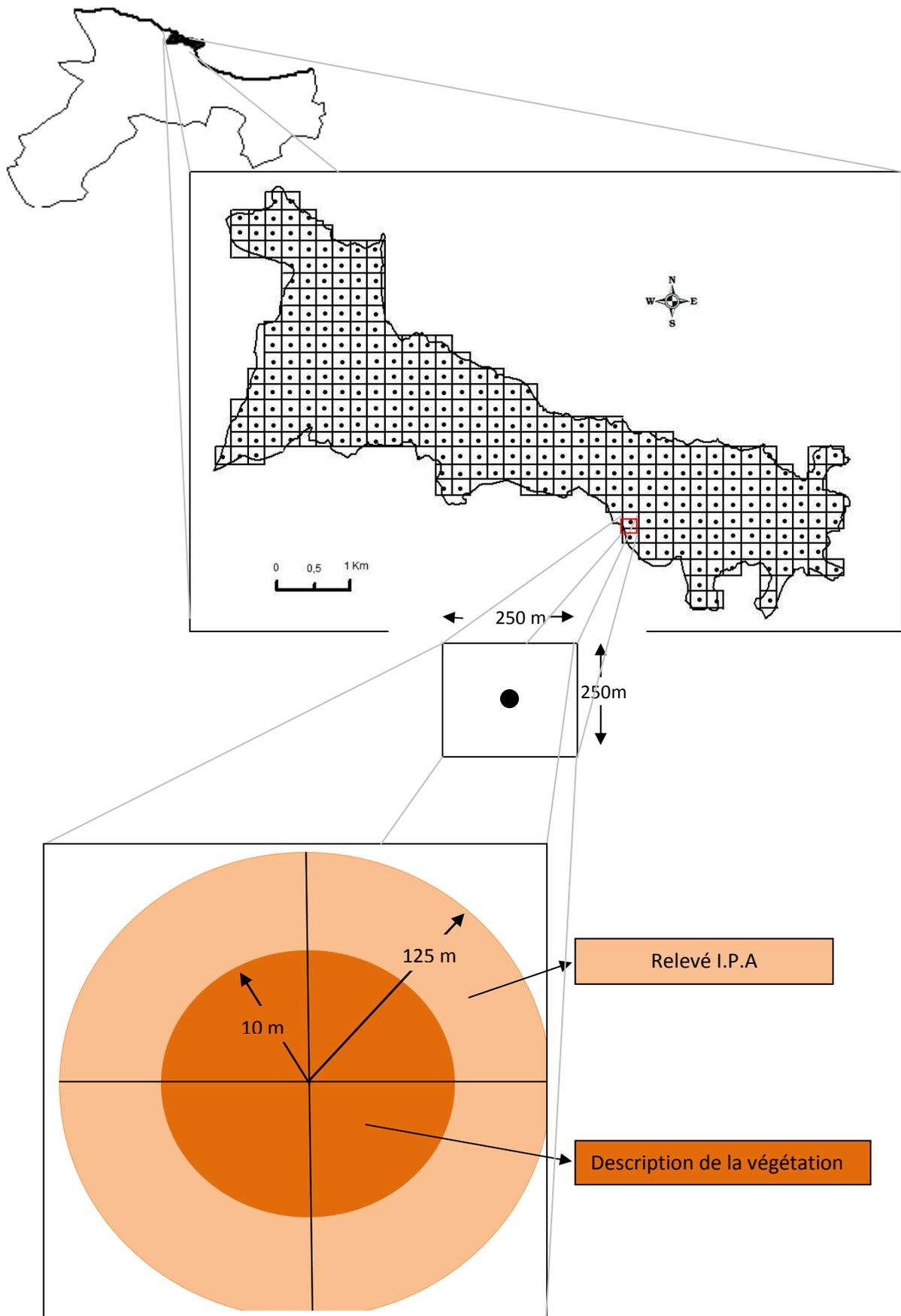


Figure 13 : Plan d'échantillonnage

« 1 » pour un mâle chanteur, un couple ou un nid occupé, une scène de nourrissage ou un transport de matériaux.

« 0,5 » pour un cri, ou l'observation d'un individu posé ou en vol.

L'échantillonnage doit se faire très tôt dans la matinée (7 relevés en moyenne) et dans de bonnes conditions météorologiques (beau temps, pas de fortes pluies pas de vent fort) pendant la durée des points d'écoute.

5.2.2 - Relevé mésologique (description de la station)

L'étude des relations avifaune –habitat implique la recherche des caractéristiques de l'habitat qui sont étroitement liées aux variations d'abondance et de distribution des espèces. Ces caractéristiques doivent être mesurées sur les mêmes stations et au même moment où le relevé avien a été effectué (Bradbury *et al.*, 2005).

Néanmoins, le problème auquel se trouve confronté le chercheur est le choix des descripteurs à échantillonner (Frontier, 1983). Ce choix dépend des espèces étudiées, du temps disponible pour la réalisation de l'étude et la précision des résultats recherchés (Bibby *et al.*, 2000). Il faut donc choisir les descripteurs qui ont une importance biologique potentielle pour les oiseaux et qui se mesurent aisément sur terrain (Bibby *et al.*, 1997 ; Young et Hutto, 2002).

Sur le plan écologique, la végétation constitue le meilleur integrateur des variables écologiques du milieu (Blondel *et al.*, 1973). Les oiseaux étant surtout sensibles à la structure et la composition de la végétation (Blondel *et al.*, 1970 ; Bibby *et al.*, 2000 ; Young et Hutto, 2002 ; Bradbury *et al.*, 2005), c'est la description de cette dernière que nous retiendrons essentiellement de même que d'autres descripteurs qui semblent influencer la répartition et l'abondance des oiseaux.

5.2.2.1 - Description de la végétation

Il est nécessaire que chaque station d'écoute fasse l'objet d'une description minutieuse et objective du milieu et en particulier de la végétation (Blondel *et al.*, 1970).

Pour la mesure des caractéristiques de la végétation, la placette circulaire est largement utilisée en ornithologie (Bibby *et al.*, 1997). Toutefois, sa dimensions varie selon les auteurs, elle est de 0,032 ha (rayon de 10 m) pour Bourque et Desrochers (2006) ; de 0,04 ha (rayon de 11, 32 m) pour Block *et al.* (1987) et Rodewald et Abrams (2002) et de 0,05 ha (12,62 m de rayon) pour Bibby *et al.* (1997). Parfois, elle est nettement plus importante et présente une surface de 0,14 ha (rayon de 20 m) (Block *et al.*, 1994).

Nous avons retenu pour notre étude, une placette circulaire de 0,032 ha soit un rayon de 10 m (figure 13). Elle est considérée assez représentative pour la description des habitats des oiseaux (James, 1971 ; Young et Hutto, 2002).

Dans chaque cercle, nous avons effectué un relevé de la végétation où la liste des espèces végétales présentes a été établie en attribuant à chaque espèce sa hauteur et son recouvrement. Nous avons noté en parallèle le recouvrement général de la végétation.

Le recouvrement exprime le rapport entre la surface recouverte par les individus d'une espèce donnée ou de l'ensemble des espèces (projection horizontale de leur couronne végétative vivante) et la surface totale du relevé ou de l'élément analysé (Godron *et al.*, 1968).

5.2.2.2- Données d'anthropisation

Les modes et les moyens d'intervention de l'homme sont nombreux, et ne peuvent souvent être notés qu'à la suite d'une enquête. Mais pour caractériser l'occupation de la station, il est utile, et nécessaire de noter le résultat de l'influence de l'homme, résultat qui peut être observé sans enquête spéciale, lors de l'exécution du relevé (Godron *et al.*, 1968)

A cet effet, nous avons collecté sur l'ensemble de la maille échantillonnée, les informations indicatrices de toute perturbation anthropique réelle et/ou potentielle.

Indice d'urbanisation : Cet indice a été quantifié selon une cotation basée sur une estimation visuelle de la densité des habitations dans chaque maille échantillonnée. Cette cotation varie de 0 à 3 où chaque valeur correspond à une densité d'habitation particulière : « 0 » absence d'habitation ; « 1 » densité d'habitation faible (quelques habitations éparses). ; « 2 » densité d'habitation moyenne (quelques habitations regroupées). ; « 3 » forte densité d'habitation (nombre important d'habitations regroupées).

Indice de fréquentation humaine : La présence humaine a aussi été évaluée subjectivement en fonction de l'intensité de fréquentation de chaque maille où une valeur de « 0 » indique l'absence totale de fréquentation humaine ; « 1 » présence faible ; « 2 » présence moyenne ; « 3 » forte présence humaine.

Autres indice : Pour une analyse plus fine de la perturbation anthropique, nous avons noté la présence (1) ou l'absence (0) d'autres éléments indicateurs d'une perturbation anthropique en l'occurrence les infrastructures routières (routes, pistes, sentiers), les carrières et la décharge.

5.3 - Cartographie (SIG)

Les cartes topographiques 1/25000 de la région de Béjaia sous format papier ont été numérisées (scannées) et transformées ainsi en format raster. Elles ont été ensuite géoréférencées. Cette opération consiste à faire entrer des coordonnées géographiques dans un système de projection défini. Dans notre cas le système UTM zone 31S.

Après avoir introduit les cartes dans le système (SIG) nous avons procédé à la digitalisation qui consiste à la représentation des différentes informations géographiques sur image raster par des objets vectoriels. Durant cette phase nous avons dressé les limites de notre parc et constitué ainsi la carte qui servira de support pour l'élaboration des différentes cartes des abondances des espèces aviennes.

Pour la saisie des données, nous avons d'abord intégré les coordonnées de tous les points d'échantillonnage dans notre système, ce qui a permis de les représenter sur la carte de base. Les attributs descriptifs de chaque point ont été ensuite introduits dans la base de données. Il s'agit des données d'abondances des espèces et des données relatives aux descripteurs du milieu.

De ce fait, les données recueillies sont structurées d'une manière organisée en base de données géoréférencées.

5.4 - Matériel utilisé

- Cartes topographiques

Nous avons utilisé les cartes topographiques au 1/25000, type 1998 de la région de Bejaia, Béjaia bis et Djebba (UTM 31S/Clarke 1880).

- Matériel de terrain

Durant nos investigations sur terrain, nous étions munis d'une paire de jumelles (8 x 40), d'un altimètre, d'une boussole et d'un GPS Garmin II plus.

- Matériel informatique

Pour la numérisation et le traitement cartographique (analyse spatiale et géostatistique) sous les différents logiciels, nous avons utilisé le matériel informatique suivant :

- Un micro-ordinateur de marque Toshiba avec un processeur Intel(R) Core (TM) i3 CPU avec la configuration suivante :
 - Une mémoire vive (RAM) de 4.00 Go
 - Une capacité de stockage de 300 GO
 - Une vitesse d'horloge de 2540 Mhz
 - Une carte graphique Intel (R) HD Graphics.

- Un scanner de format A4 pour scanner les différentes cartes topographiques utilisées.

5.5 - Logiciels utilisés

En raison de la complexité des calculs requis, la pratique de la statistique spatiale et de la géostatistique est inconcevable sans outil informatique (logiciel) (Pfeiffer *et al.*, 2008 ; Fischer et Getis, 2010). A cet effet, il existe actuellement une multitude de logiciels de plus en plus performants et offrant une large gamme de méthodes d'analyses statistiques spatiales voire même d'analyses géostatistiques (Zaninetti, 2005). Chacun d'eux se distingue par ses capacités d'adaptation à la demande des différents utilisateurs (Lloyd, 2001).

L'ensemble de ces logiciels présentent des fonctionnalités similaires et les différences tiennent compte des fonctions et des capacités de traitement des uns et des autres.

Notre choix s'est porté sur trois logiciels de cartographie et d'analyse spatiale à savoir, MapInfo professional 8.0 ; ArcGis 9.1 et Crimestat 3.3.

MapInfo Professional v. 8.0

MapInfo Professional est un logiciel SIG bureautique très largement répandu. Il est conçu pour fonctionner dans un environnement Windows. Intégrant toutes les fonctionnalités standards d'un logiciel SIG, Mapinfo propose un outil cartographique puissant et convivial. Il fait partie des outils cartographiques les plus puissants et les plus intuitifs en environnement bureautique (Fazal, 2008). Ces fonctionnalités essentielles de gestion des données géographiques, d'analyses multicritères et de cartographie sont simples et efficaces.

Ce logiciel a été utilisé pour la cartographie des abondances des espèces aviennes. En effet, il permet la lecture de nombreux formats de données géographiques (shapefile, Excel, Access...), les analyses thématiques (ajout de champs, modification de structures, mise à jour, croisement avec des fichiers externes) sont faciles à mettre en œuvre, la gestion des tables est

très simple. C'est le logiciel que nous maîtrisons le mieux suite à la souplesse des applications de ses fonctionnalités.

ArcGis 9.1

ArcGIS est un système polyvalent de logiciels SIG développé par ESRI (*Environmental Systems Research Institute*). Par ses diverses fonctionnalités, il fournit un solide ensemble d'outils pour décrire, analyser et modéliser les processus spatiaux étudiés. Les interactions et les relations entre les composantes du système peuvent être explorées et visualisées en utilisant les puissants outils d'analyse et de visualisation (Maguire, 2008).

Le choix de ce logiciel a été motivé par l'existence des extensions d'analyses spatiales particulièrement le « Geostatistical analyst » qui permet l'analyse géostatistique. L'intégration de cet outil d'analyse géostatistique permet d'effectuer une analyse exploratoire des données spatiales, d'étudier la structure spatiale des données et de réaliser les interpolations (Johnston *et al.*, 2003).

Crimestat 3.3

Crimestat est un outil incontournable et très complet pour la statistique spatiale exploratoire. Il est étroitement lié aux logiciels SIG (MapInfo, ArcGis). Il utilise des fichiers de données au format Dbase (Zaninetti, 2005).

CrimeStat n'est pas un SIG. Il ne permet pas l'affichage ou la création des cartes, par contre il reconnaît les fichiers géoréférencés des SIG (Smith et Bruce, 2008). Il permet de calculer l'ensemble des statistiques spatiales descriptives notamment les mesures de centralité (centre moyen) et dispersion (écart type de la distance, ellipse de dispersion) qui synthétisent la distribution spatiale des données. Les résultats peuvent être exportés sous format graphique dans les SIG (ArcGis, MapInfo) (Levine, 2008).

Nous avons utilisé ce logiciel pour l'analyse centrographique de nos données.

Chapitre VI : Traitement des données

6.1 - Composition et structure de l'avifaune

6.1.1 - Fréquence et constance

La fréquence d'occurrence d'une espèce est l'estimation de la probabilité de contacter cette dernière dans un milieu donnée. Elle est exprimée par le rapport entre le nombre de relevés où l'espèce est contactée sur le nombre total de relevé, rapporté à 100.

Selon la valeur de leurs fréquences d'occurrences, nous avons regroupé les espèces aviennes en cinq (05) classes de constances (Muller, 1985):

- espèce accidentelle $FO_i < 25\%$;
- espèce accessoire $25 \leq FO_i < 50\%$;
- espèce régulière $50 \leq FO_i < 75\%$;
- espèce constante $75 \leq FO_i < 100\%$;
- espèce omniprésente $FO_i = 100\%$.

6.1.2 - Richesse

La richesse totale (S) est le nombre total d'espèces contactées au moins une fois, dans l'ensemble des relevés réalisés. Elle donne la même importance à toutes les espèces quel que soit leur fréquence (Blondel, 1975).

La richesse totale augmente avec l'effort d'échantillonnage. A cet effet, la comparaison de la richesse de plusieurs biotopes, n'est valable que si l'effort de l'échantillonnage dans les différents biotopes est le même.

Il est alors plus intéressant d'utiliser la richesse moyenne (s) qui est le nombre moyen d'espèces contactées à chaque relevé (Blondel, 1975). Ce paramètre s'apprête à des comparaisons entre différents milieux (quelque soit l'effort d'échantillonnage). Il donne à chaque espèce un poids proportionnel à sa probabilité d'apparition (fréquence) dans l'ensemble des relevés.

La richesse moyenne ne peut que se préciser en fonction de l'effort d'échantillonnage alors que la richesse totale ne peut qu'augmenter (Blondel, 1975, 1995).

6.1.3 - Diversité

La diversité peut être calculée par différents indices se différenciant selon la caractéristique structurale de la communauté prise en considération à savoir la richesse, la régularité ou les deux ensemble (Alatalo, 1981 ; Beisel *et al.*, 2003). Nous avons retenu pour le présent travail, l'indice de Shannon–Weaver (Tramer, 1969 ; Tothmérész, 1995) :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

« p_i » représente la proportion de l'espèce « i » dans un peuplement et « S » le nombre total d'espèces (la richesse totale de ce peuplement). L'indice de Shannon–Weaver est le plus indépendant de la taille de l'échantillonnage (Blondel, 1975).

La diversité « H' » prend sa valeur maximale ($H'_{\max} = \log_2 S$), lorsque l'équirépartition des espèces dans le peuplement est atteinte, phénomène qui ne se réalise jamais du fait de la présence systématique d'espèces rares dans un peuplement. Il prend sa valeur minimale lorsque toutes les espèces sauf une, sont représentées par un seul individu. Entre ces deux extrêmes, H' varie en fonction de la richesse du peuplement et de la distribution d'abondance des espèces de ce peuplement.

Cet indice intègre trois paramètres de la structure d'un peuplement : le nombre d'espèces composant ce peuplement, la densité du peuplement, ainsi que la densité de chaque espèce (Blondel *et al.*, 1973). Plus la richesse est élevée, et la distribution d'abondance équilibrée, plus la diversité est grande. Les fortes valeurs de H' traduisent généralement un degré élevé de complexité et de maturité d'un peuplement et, par là même, la complexité des facteurs mis en jeu dans l'environnement.

6.2 - Analyse centrographique

La centrographie est une méthode d'analyse de semis de points qui utilise essentiellement les propriétés et les dimensions géométriques de l'espace géographique (coordonnées géographiques, distance, forme...). C'est un bon outil d'intégration et de combinaison des cartes géographiques et des statistiques. L'introduction d'une composante spatiale permet de caractériser la distribution (la localisation, la dispersion et la forme) des points (Morency, 2006).

On utilise principalement trois indicateurs représentatifs : le barycentre, équivalent spatial de la moyenne, la distance standard, équivalent spatial de l'écart type et l'ellipse de déviation standard, équivalent de l'asymétrie (Lee et Wong, 2001 ; Zaninetti, 2005 ; Levine, 2008).

Nous avons eu recours à l'analyse centrographique afin de mieux cerner la distribution spatiale des espèces aviennes (distribution des abondances). A cet effet, nous avons utilisé trois indices qui résument les propriétés générales de cette distribution : le centre de gravité qui donne la position centrale des localisations observées, l'écart type qui traduit la distribution des points autour du centre de gravité et l'ellipse de déviation qui résume la forme de cette distribution et indique la présence d'une éventuelle anisotropie.

6.2.1 - Barycentre ou centre moyen (*mean center*)

Lorsqu'on dispose d'un ensemble de point géoréférencés dans l'espace, il est courant de calculer un centre moyen (moyenne spatiale) pour décrire cette distribution. Les coordonnées (x, y) de ce point seront la moyenne des coordonnées des différents points constituant ce nuage. Toutefois, en présence d'une troisième dimension (Z), il est possible de calculer le centre moyen pondéré (barycentre) qui n'est autre que le centre de gravité du nuage de points (Zaninetti, 2005 ; Morency, 2006) :

$$x_{cg} = \frac{\sum_{i=1}^n w_i x_i}{\sum_{i=1}^n w_i}, y_{cg} = \frac{\sum_{i=1}^n w_i y_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

où w est l'intensité (poids) observée aux différents points.

6.2.2 - L'écart type (*standard deviation*)

Cette statistique mesure l'écart type de la distance de chaque point par rapport au centre moyen. C'est donc l'équivalent, en deux dimensions, de l'écart type classique d'une distribution. (Morency, 2006). Ce paramètre mesure donc la variabilité moyenne autour du centre moyen (Lee et Wong, 2001 ; Zaninetti, 2005). Il se calcul par la formule suivante :

$$s_{xy} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (d_{icm})^2}{n-2}}$$

où d_{icm} est la distance entre chaque point (i) et le centre moyen.

6.2.3 - L'ellipse de dispersion (EDS ; *Standard Deviational Ellipse*)

La dispersion d'un nuage de points peut toutefois présenter certaines tendances spatiales (anisotropie). L'ellipse de dispersion (EDS : *Standard Deviational Ellipse*) permet de tenir compte de cette anisotropie. Selon cette mesure, les écarts-types dans les deux directions (x, y) sont orthogonaux et définissent une ellipse. Ce qui permet d'identifier les axes de dispersion maximale et minimale (Raine, 1978 ; Zaninetti, 2005). Environ 68 % des observations se retrouvent à l'intérieur de l'EDS (Morency, 2006). Deux écarts-types sont calculés, un dans l'axe x, l'autre dans l'axe y :

$$s_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n ((x_i - \bar{x})\cos\theta - (y_i - \bar{y})\sin\theta)^2}{n-2}},$$
$$s_y = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n ((x_i - \bar{x})\sin\theta - (y_i - \bar{y})\cos\theta)^2}{n-2}}$$

La longueur de chaque axe de l'ellipse correspond à deux fois l'écart-type dans la direction correspondante.

La superficie des ellipses nous renseigne sur la variabilité de la distribution spatiale des différents points autour du barycentre. Ce dernier se situe à l'intersection des axes majeur et mineur de l'ellipse. Donc, plus la superficie des ellipses est élevée, plus il y a une expansion du phénomène étudié ; au contraire, une ellipse de petite taille et resserrée autour du point moyen témoigne d'une forte concentration du phénomène (Lee et Wong, 2001).

Le degré d'aplatissement de l'ellipse et les angles entre les axes et l'horizontale nous renseignent sur la direction privilégiée dans l'organisation spatiale du phénomène (Zaninetti, 2005).

6.3 - Analyse géostatistique

Rappelons que les deux objectifs principaux de toute analyse géostatistique sont l'étude de la structure spatiale du phénomène régionalisé par le biais du variogramme et l'interpolation par Krigeage pour dresser des cartes de prédiction de ce phénomène sur l'ensemble du territoire étudié. L'analyse géostatistique a été effectuée sous le module de « Geostatistical analyst » dans ArcGis 9.1, en suivant les étapes suivantes :

6.3.1 - Analyse variographique

L'analyse variographique ou analyse structurale permet d'identifier les tendances générales du comportement spatial de la variable, le degré d'agrégation spatiale des observations, ainsi que les éventuelles anomalies (Webster et Oliver, 2007). C'est la phase essentielle de toute étude géostatistique, elle est fondamentale pour le choix du modèle d'interpolation à appliquer aux données expérimentales (Johnston *et al.*, 2003 ; Chauvet, 2008).

Différents outils sont utilisés lors de cette étape d'analyse. Chacun d'eux apporte une information particulière sur la structure spatiale de la variable étudiée :

6.3.1.1 - Calcul de la nuée variographique

La nuée variographique (ou nuage variographique) représente pour toute paire de points de données $z(x_i)$ et $z(x_i+h)$ de la variable étudiée, le nuage de corrélation entre l'écart quadratique $[z(x_i + h) - z(x_i)]^2$ et la distance h entre les deux points (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Johnston *et al.*, 2003). Autrement dit, il représente pour chacune des paires de mesure, la semivariance (variabilité entre les deux mesures) en fonction de la distance qui les sépare.

Le nuage variographique constitue le premier outil qui permet de mettre en évidence les valeurs anormales et les hétérogénéités d'échantillonnage et éventuellement les tendances spatiales de la variable. Il apporte une information brute, qui n'a fait l'objet d'aucune intervention de l'utilisateur : c'est une image entièrement objective de l'information disponible (Chauvet, 1992).

6.3.1.2 - Variogramme expérimental

Cette étape consiste à calculer, pour chaque classe de distances, la moyenne des écarts quadratiques correspondants. Pour chaque classe, on obtient donc une valeur unique, l'écart quadratique moyen, et le nuage de corrélation initial sera résumé par une fonction définie pour un petit nombre de valeurs de distances. Cet ensemble de valeurs numériques est appelé variogramme expérimental (Chauvet, 2008).

Le variogramme expérimental est calculé directement à partir des données observées aux points de mesure, il quantifie le comportement spatial du phénomène étudié et fournit une description de sa variabilité spatiale. Pour une petite distance de séparation ($x - x'$) la variabilité spatiale est en moyenne faible. Ensuite cette variabilité tend à augmenter avec la distance de séparation.

6.3.1.3 - Variogrammes directionnels

En calculant le variogramme dans différentes directions de l'espace, on cherchera à voir s'il se différencie ou non selon ces directions. S'il est identique quelle que soit la direction considérée, on est dans le cas isotrope et le variogramme peut être calculé simultanément dans toutes les directions. Dans le cas contraire, on est en présence d'une anisotropie dont il convient d'identifier les directions principales (directions de continuité maximale et minimale) (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Chilès et Delfiner, 1999). On peut s'aider par le variogramme surfacique, qui est la représentation en deux dimensions du variogramme (Lloyd, 2001). Si cette surface se présente sous forme elliptique, alors on est en présence d'une anisotropie. Cette dernière doit être prise en considération lors de l'interpolation par Krigeage (Johnston *et al.*, 2003 ; Sarma, 2009).

Bien que considérablement plus synthétique que la nuée variographique, et bien que permettant une bonne interprétation structurale des données, le variogramme expérimental n'est pas utilisable en tant que tel : il doit être exprimé par une équation, qui permette en particulier de lui attribuer une valeur pour toute valeur de la variable « distance ». L'ultime phase de l'analyse variographique consiste donc à ajuster « au mieux » sur le variogramme expérimental une courbe d'expression théorique connue. Cette fonction est appelée variogramme modélisé (Chauvet, 1992).

6.3.1.4 - Ajustement du variogramme

Le variogramme expérimental (calculé) ne peut pas être employé directement pour l'interpolation par Krigeage. Il est nécessaire de lui ajuster un modèle de variogramme empirique (Johnston *et al.*, 2003).

Le choix du modèle est l'étape la plus cruciale et la plus critique dans l'application des méthodes géostatistiques (Gratton, 2002 ; Fortin et Dale, 2005).

Il existe une multitude de modèles parmi lesquels nous citons le modèle sphérique, le modèle exponentiel, le modèle gaussien, le modèle cubique ; le modèle logarithmique et le modèle circulaire (Chilès et Delfiner, 1999 ; Webster et Oliver, 2007).

L'usage est de se limiter à un jeu assez restreint de modèles de base pour exprimer le variogramme modélisé (Chauvet, 1992). Nous avons ajusté chacun des variogrammes expérimentaux calculés à quatre (04) modèles de bases (Isaaks et Srivastava, 1989) les plus couramment utilisés (Lloyd, 2001). Il s'agit des modèles sphérique, circulaire, gaussien et

exponentiel qui sont disponibles sous ArcGis 9.1 (*geostatistical analyst*). Le choix du modèle à retenir pour le krigeage se fera par la validation croisée.

6.3.2 - Validation croisée

Une fois les modèles de variogrammes choisis, nous avons testé la performance des modèles de variogrammes par validation croisée, son rôle principal est de fournir des critères statistiques de sélection entre plusieurs modèles possibles et de vérifier l'adéquation du modèle sélectionné avec les données expérimentales.

La validation croisée utilisée est de type «*leave-one-out* ». Cette technique consiste à enlever temporairement une à une les observations des points pour ensuite les prévoir à partir des autres données. Cette opération est répétée pour tous les points (Chilès et Delfiner, 1999 ; Gaetan et Guyon, 2008). Des erreurs de validation croisée sont ensuite obtenues en soustrayant les valeurs prédites aux valeurs observées (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Cressie, 1991). A partir de ces erreurs certains indices sont calculés :

La moyenne de l'erreur qui doit tendre vers « 0 », permet de vérifier si le krigeage est effectivement non biaisé (bien ciblé). En effet, plus la moyenne tend vers zéro et plus les erreurs sont faibles, donc l'estimateur bien ciblé.

La variance de l'erreur et la moyenne de l'erreur réduite doivent être très faibles (proches de 0), ce qui traduit la robustesse et la bonne précision de l'estimateur.

La variance de l'erreur réduite qui doit se rapprocher de « 1 », correspond au rapport entre les variances expérimentales et théorique du krigeage. Elle permet de vérifier que les erreurs de krigeage sont cohérentes avec la variance calculée. Lorsque cette statistique tend vers 1, alors les types d'erreurs correspondent bien. L'erreur estimée correspond alors à l'erreur observée. Cependant, si la variance de l'erreur réduite est inférieure à 1, l'erreur estimée est supérieure à l'erreur observée. C'est-à-dire que l'estimateur surestime l'erreur. Dans le cas contraire, on la sous-estime.

6.3.3 - Krigeage ordinaire

La méthode d'interpolation spatiale retenue pour cette étude est le krigeage ordinaire. Ce dernier est moins contraignant en termes d'hypothèse de départ (Lloyd, 2001). En effet, il ne nécessite pas la connaissance de l'espérance de la variable régionalisée. Elle est considérée inconnue mais constante dans le voisinage du Krigeage (Kanevski, 2008). D'autre part, le krigeage ordinaire ne requière pas une hypothèse de stationnarité d'ordre deux, il se

développe sous l'hypothèse de stationnarité intrinsèque. A cet effet, il est la forme de krigeage la plus utilisée (Chilès et Delfiner, 1999).

Le recours au Krigeage ordinaire fait intervenir la notion de voisinage : la valeur en un point donné est estimée à l'aide des points de mesure d'une fenêtre d'interpolation dont les dimensions sont définies par l'opérateur.

Le choix du voisinage permet de trier parmi les points échantillons. En effet, certains points peuvent être situés si loin du point à estimer qu'ils ne sont plus corrélés avec lui. Prendre en compte ces points dans l'estimation peut alors l'influencer négativement. Limiter le nombre de voisins à prendre en compte permet aussi d'avoir une meilleure vitesse d'exécution des calculs. Le voisinage est dit unique si tous les sites de mesure interviennent dans l'estimation en un point. Il est dit glissant s'il se réduit à une portion du domaine d'étude. Selon les auteurs, un minimum de 10 à 15 points est recommandé (Isaaks et Srivastava, 1989 ; Fortin et Dale, 2005).

Nous avons effectué un Krigeage à voisinage glissant, ce qui veut dire que seuls les points les plus proches (12 points dans notre cas) sont retenus pour l'interpolation. Ainsi, le calcul sera nettement plus rapide.

L'interpolation par Krigeage nous permet de produire des cartes de prédiction des variables étudiées. Dans notre cas nous avons élaboré les cartes de prédiction des abondances des espèces aviennes retenues et des cartes de prédiction de la diversité avienne et de certains descripteurs du milieu.

L'avantage des méthodes géostatistiques est d'associer aux cartes de krigeage une indication sur la précision de cette estimation grâce aux cartes de variance de l'erreur de krigeage (plus simplement appelée variance de krigeage) (Chilès et Delfiner, 1999)

Les cartes de variance de krigeage permettent de quantifier l'incertitude associée à chaque carte en plus de l'analyse de validation croisée. Ces cartes sont construites sur la base de la variance de l'erreur calculée à partir de la méthode probabiliste d'interpolation du krigeage. Les résultats exprimés en terme de racine carré de la variance, soit l'écart-type de krigeage, caractérisent la variabilité ou dispersion possible de l'erreur d'interpolation dans l'unité même de la variable cartographiée (Deraisme et Bobbia, 2003 ; Haining, 2004).

Plus cette dispersion, c'est-à-dire la variance de krigeage, est faible plus la valeur interpolée est en moyenne près de la réalité et donc plus la carte est précise. Ainsi les fortes valeurs de la variance de krigeage permettent de localiser les zones sous-échantillonnées sur la carte

interpolée (Bobbia *et al.*, 2003 ; Fortin et Dale, 2005). Ainsi, nous avons associé à toutes les cartes de prédiction par krigeage élaborées, des cartes de variance du krigeage.

6.4 -Traitements statistiques

6.4.1 - Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales cherche à représenter graphiquement les relations entre individus par l'évaluation de leurs ressemblances, ainsi que les relations entre variables par l'évaluation de leurs liaisons. Elles sont représentées dans un nouvel espace caractérisé par un nombre moindre de dimensions orthogonales (axes principaux), et donc indépendantes les unes des autres (Jackson, 1994).

De part la nature des données que l'ACP peut traiter, cette méthodes peut être utilisée de façons différentes selon les objectifs de l'étude (Jolliffe, 2002 ; Saporta et Niang, 2003) :

- Soit pour la représentation des données initiales à l'aide de nuages de points dans un espace géométrique. L'objectif est alors de trouver des sous-espaces qui représentent au mieux le nuage initial ;
- soit pour la recherche d'un ensemble réduit de variables non-corrélées (composantes) par combinaisons linéaires des variables initiales résumant avec précision les données.

C'est cette dernière approche que nous avons utilisée dans la présente étude. En effet, pour éviter tout problème de multi-colinéarité et un nombre élevé de variables à expliquer pour l'analyse par régression, nous avons tout d'abord utilisé une analyse en composantes principales qui permet de simplifier notre jeu de données environnementales. Nous avons pour cela, effectué trois analyse en composantes principales :

- Une ACP structure : relative aux paramètres de la structure de la végétation, où les données de hauteurs de végétation ont été regroupées en cinq (05) classes de hauteurs (strates) avant d'être introduite dans l'analyse (cl1 : $H \leq 0,5$ m ; cl2 : $0,5m < H \leq 1$ m ; cl3 : $1m < H \leq 3m$; cl4 : $3m < H \leq 10m$; cl4 : $H \square 10m$).
- Une ACP composition floristique : relative à la composition floristique où chaque espèce végétale a été notée selon son recouvrement qui traduit son abondance relative.
- Une ACP anthropisation : relative aux différents indices d'anthropisation notés lors de nos relevés.

6.4.2 - Régression pas à pas (*Stepwise*)

Les méthodes de régressions multiples sont utilisées pour préciser les relations entre un ensemble de variables indépendantes (explicatives) et une variable dépendante (à expliquer) (Guisan, 2003).

Il est nécessaire, à partir d'un ensemble de variables explicatives, de choisir une procédure de régression maximisant l'explication de la variable dépendante avec le plus faible nombre de variables indépendantes. Pour ce faire, nous avons retenu dans le présent travail, la régression pas à pas progressive (*stepwise*).

La méthode *Stepwise* introduit les variables dans le modèle une à une. A la première étape, la variable indépendante la plus corrélée à la variable dépendante est incluse dans l'équation. Ensuite, à chaque étape (ou introduction de variable), la variable indépendante qui n'est pas dans l'équation et qui a la plus petite valeur de probabilité de F est introduite, si cette probabilité est suffisamment petite ($p < 0,05$ par défaut). Les variables déjà présentes dans l'équation de régression sont retirées si leur probabilité de F devient suffisamment élevée ($p > 0,10$ par défaut). Le processus s'arrête lorsqu'il n'y a plus de variable qui correspond aux critères d'introduction ou de retrait des variables.

La régression pas à pas (*Stepwise*) est largement utilisée pour identifier un nombre limité de variables explicatives dans les modèles de régression, en particulier dans des situations comportant un grand nombre de variables explicatives potentielles. Cette technique indique les variables ayant un effet statistiquement significatif tout en ajustant simultanément cet effet à celui des autres variables introduites, ce qui est très précieux dans des situations où les différentes variables explicatives testées sont suspectées d'être corrélées entre elles (Legendre et Legendre, 1998).

Le modèle retenu lors de la régression avec une procédure « stepwise » ne contient que les variables explicatives les plus significatives, par conséquent, celles qui expliquent le mieux les variations de la variable dépendante (l'abondance des espèces dans notre cas).

L'utilisation des méthodes de régression implique le choix des variables indépendantes explicatives (environnement physique). Il existe cependant, une grande quantité de sources de données possibles et le choix des bonnes variables n'est pas toujours aisé (Franklin, 2009). On préférera notamment les prédictors ayant un effet physiologique ou écologique direct sur l'espèce modélisée, plutôt que des prédictors ayant un effet indirect, car agissant par le biais d'autres facteurs (Austin, 2002 ; Guisan, 2003).

Les variables dépendantes à prédire sont les abondances des espèces aviennes, et les variables indépendantes (explicatives) sont les composantes retenues lors de l'ACP, il s'agit des composantes relatives à la structure de la végétation, à la composition de cette dernière et aux facteurs d'anthropisation.

Nous avons réalisé deux modèles prédictifs par régression pas à pas progressive, le premier est effectué sur les données brutes c'est-à-dire sans prise en compte de la composante spatiale (autocorrélation spatiale). Une deuxième régression a été effectuée sur les résidus du Krigeage c'est-à-dire sur la part de la variance qui n'est pas expliquée par l'autocorrélation spatiale.

Les traitements statistiques (ACP et régression) ont été réalisés sous S-plus 2000.

6.5 - Espèces retenues

Dans toute étude écologique, le choix de la taille de l'échantillon est l'une des décisions les plus importantes auxquelles sont confrontés les écologistes. Ce choix est guidé par les exigences minimales requises pour les analyses statistiques réalisées (Frontier, 1983 ; Fortin *et al.*, 1989 ; Legendre et Fortin, 1989 ; Fortin, 1999).

De ce fait, il est recommandé d'utiliser des échantillons d'une taille minimale de 10 pour l'application de la régression (Hengl, 2009). Brotons *et al.* (2004a), pour l'application de la régression à l'étude de l'avifaune ont retenu les espèces dont la fréquence est supérieure ou égal à 15%.

Par ailleurs, en géostatistique, un minimum de 20 à 30 sites d'échantillonnage est recommandé pour détecter l'autocorrélation spatiale (Legendre et Fortin, 1989 ; Lloyd, 2001 ; Fortin et Dale, 2005). Toutefois, certains auteurs (Webster et Oliver, 2007 ; Abani, 2008 ; Sarma, 2009) signalent que pour avoir des interpolations plus précises, il est recommandé d'avoir au minimum 40 observations.

Partant de toutes ces considérations, nous avons jugé plus judicieux de ne retenir que certaines espèces pour l'analyse par régression et l'interpolation par Krigeage. A cet effet, nous avons exclue de ces deux analyses les espèces dont la fréquence est inférieure à 14% (Annexe 2). Autrement dit, toutes les espèces dont la fréquence absolue est inférieure à 34. Nous jugeons ainsi, qu'un nombre d'observation minimal de 34 est suffisant pour la fiabilité de l'analyse de régression ainsi que pour la détection de l'autocorrélation spatiale et l'application du Krigeage.

Chapitre VII : Résultats et interprétations

L'échantillonnage réalisé sur la base d'une grille à maille carrée (250 x 250 m), nous a permis d'effectuer 233 relevés ornithologiques couvrant 70% du territoire du parc. Nous avons contacté au total 69 espèces aviennes (annexe 2) dont 47 espèces par la méthode des IPA et 22 espèces observées en dehors des points d'écoute. Ces dernières sont pour la plupart, des espèces non concernées par cette méthode car leurs territoires débordent forcément des limites des stations d'IPA.

Dans le but de donner un aperçu sur les caractéristiques (taxonomiques, trophiques, phénologiques et biogéographiques) de l'avifaune évoluant dans notre milieu d'étude, nous traiteront d'abord la liste globale des espèces aviennes contactées (69 espèces). Cependant, pour les fréquences et constances des espèces nous nous limiterons seulement aux espèces contactées par la méthode des IPA (47 espèces).

Par ailleurs, nous rappelons que dans un souci de fiabilité des résultats, nous n'avons retenus pour la régression et les traitements géostatistiques que les espèces dont la fréquence d'occurrence est supérieure à 14%.

7.1 - Caractéristiques du peuplement avien

7.1.1 - Diversité taxonomique

Le peuplement d'oiseaux contacté est composé de 25 familles et 48 genres (Tableau II). Les passereaux sont essentiellement représentés par les *Sylviidae* (12 espèces), les *Turdidae* (7 espèces) ces deux familles représentent 30% des espèces recensées. Elles sont suivies par les *Fringillidae* et les *Columbidae* qui renferment chacune 5 espèces. La prédominance des sylviidés est liée d'une part à l'importance du groupe dans le monde (près de 340 espèces) mais également au caractère méditerranéen de la région qui constitue le milieu de prédilection de ces espèces (Blondel, 1969b). Les rapaces diurnes sont représentés par la famille des *Accipitridae* qui englobe 8 espèces réparties en 6 genres.

Tableaux II : Diversité taxonomique des espèces aviennes contactées

Famille	Nombre de genre	Nombre d'espèce	Famille	Nombre de genre	Nombre d'espèce
<i>Accipitridae</i>	6	8	<i>Meropidae</i>	1	1
<i>Alaudidae</i>	1	1	<i>Motacillidae</i>	1	1
<i>Apodidae</i>	1	2	<i>Muscicapidae</i>	2	2
<i>Certhiidae</i>	1	1	<i>Paridae</i>	1	3
<i>Cisticolidae</i>	1	1	<i>Phasianidae</i>	1	1
<i>Columbidae</i>	2	5	<i>Picidae</i>	2	2
<i>Corvidae</i>	1	1	<i>Ploceidae</i>	1	1
<i>Emberizidae</i>	2	3	<i>Pycnonotidae</i>	1	1
<i>Falconidae</i>	1	2	<i>Sylviidae</i>	5	12
<i>Fringillidae</i>	5	5	<i>Troglodytidae</i>	1	1
<i>Hirundinidae</i>	2	3	<i>Turdidae</i>	5	7
<i>Laniidae</i>	2	3	<i>Upupidae</i>	1	1
<i>Laridae</i>	1	1	-	-	-

7.1.2 - Diversité phénologique

L'analyse du statut phénologique (figure 14) montre que les espèces rencontrées sont pour la plupart des sédentaires (65%), les migrateurs estivants (nicheurs) représentent 35% des espèces.

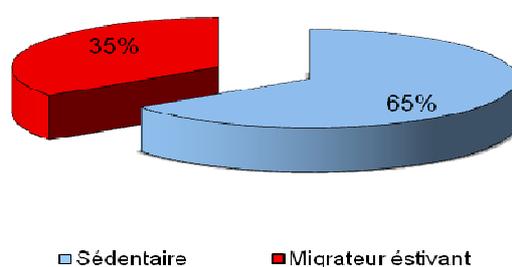


Figure 14 : Distribution des espèces contactées en fonction de leur statut phénologique

7.1.4 - Diversité biogéographique

L'évaluation de la diversité biogéographique des espèces portera sur l'analyse de leur origine biogéographique sur la base des types fauniques (Voous, 1960). Toutefois, pour une meilleure interprétation de l'origine biogéographique ces types fauniques seront regroupés en 5 catégories fauniques (Blondel, 1978) (Tableau III, Figure 15) :

Catégorie méditerranéenne qui regroupe la faune méditerranéenne au sens large, originaire des régions chaudes et semi-aride de plaines et de moyennes montagnes de l'Europe méditerranéenne et de l'Asie du Sud-ouest. Cette catégorie regroupe les types fauniques

méditerranéen, turkestano-méditerranéen, paléoxérique, paléo-xéromontagnard, indo-africain et éthiopien.

Catégorie Holarctique et/ou ancien monde qui est représenté par une faune très largement distribuée dans l'ensemble de la région holarctique et/ou de l'ancien monde (type faunique holarctique, vieux monde et cosmopolite).

Catégorie Paléarctique et paléo-montagnard qui regroupe la faune boréale ou montagnard "froide". Il s'agit ici des types fauniques paléarctique et paléomontagnard.

Catégorie Européenne qui est représentée par la faune d'Europe tempérée (type faunique européen).

Catégorie Européo-turkestanéenne qui renferme la faune des régions tempérée d'Europe et d'Asie du sud-ouest (type faunique européen-turkestanéen).

Tableau III : Catégories et types fauniques des espèces d'oiseaux contactées

Catégorie faunique			Type faunique	
Catégorie	Nombre d'espèce	%	Type	Nombre d'espèce
Méditerranéen	29	43	M	13
			TM	6
			PXM	2
			IA	5
			ETH	3
Holarctique et ancien monde	10	14	H	6
			AM	3
			C	1
Paléarctique et Paléomontagnard	11	16	P	11
Européen	10	14	E	10
Européo-Turkestanien	9	13	ET	9

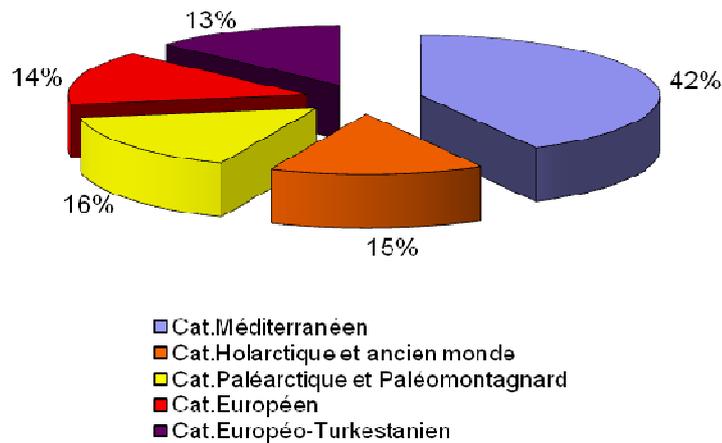


Figure 15 : Spectre biogéographique des espèces aviennes contactées

L'analyse biogéographique de notre liste avienne montre que nous sommes en présence d'une avifaune méditerranéenne dominante avec 29 espèces (43% du total) originaire des régions arides et semi-arides des plaines et de moyenne montagne, suivie de loin par les éléments paléarctiques (16%), européen (14%) et Holarctique et ancien monde (14%). La catégorie européen – turkestanien est représentée avec une proportion de 13%.

7.1.3 - Diversité trophique

La distribution des espèces en fonction de leurs catégories trophiques (figure 16) montre que les espèces à régime insectivore sont les plus répandues dans le parc, soit une proportion de l'ordre de 49%. Les granivores représentent 20%, ils sont suivis par les polyphages (15 %). La catégorie des carnivores (rapaces diurnes) représente 13% du total des espèces.

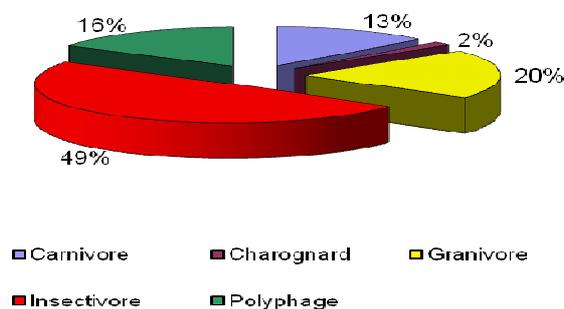


Figure 16 : Distribution des espèces contactées en fonction de leurs catégories trophiques.

7.1.5 - Composition et structure du peuplement avien

Les fréquences des 47 espèces contactées par la méthode des IPA, ainsi que leurs IPA moyens et leur IPA max sont présentés dans le tableau IV.

Les espèces les plus fréquentes (FO > 50%) sont respectivement par ordre d'importance décroissant, la Fauvette mélanocéphale (98,28%), le Troglodyte mignon (76,39%), le Rossignol philomèle (69,10%), la Mésange bleue (60,52%), le Verdier d'Europe (58,80%), le Serin cini (54,08%) et la Fauvette à tête noire (52,79%).

Quatre (04) espèces ont des fréquences supérieures à 25%, il s'agit du Merle noir (44,64%), du Pinson des arbres (35,19%), de la Fauvette grisette (33,05%) et du Bulbul des jardins (26,18%).

La Bergeronnette printanière, le Bruant zizi, le Moineau espagnol et la Pie grièche à tête rousse n'ont été contacté qu'une seule fois durant nos recensements par IPA.

7.1.6 - Constance des espèces

Le tableau V présente les constances des espèces aviennes contactées par la méthode des IPA. Nous remarquons que les espèces omniprésentes sont totalement absentes. Les espèces accidentelles sont les plus dominantes avec 76,6%.

Tableau V : Constances des espèces aviennes

constance	Nombre espèces	%
Omniprésente	0	0
constante	2	4,25
régulière	5	10,64
accessoire	4	8,51
accidentelle	36	76,60

Les données relatives à l'avifaune étudiée témoignent de la richesse du milieu en termes de nourriture et d'habitat. En effet, la présence d'espèces sédentaires et migratrices atteste de l'importance de l'offre du milieu qui autorise la cohabitation des espèces de ces deux catégories phénologiques.

Tableau IV : Fréquences et IPA des espèces aviennes contactées

espèce	Fréquence absolue	Fréquence d'occurrence	IPA moyen	IPA max
Fauvette mélanocéphale	229	98,28	2,45	6,5
Troglodytes mignon	178	76,39	1,32	4
Rossignol philomèle	161	69,10	1,22	4
Mésange bleue	141	60,52	0,86	4
Verdier d'Europe	137	58,80	0,85	4
Serin cini	126	54,08	0,82	5
Fauvette à tête noire	123	52,79	0,85	4
Merle noir	104	44,64	0,57	3
Pinson des arbres	82	35,19	0,44	3
Fauvette grisette	77	33,05	0,36	3
Bulbul des jardins	61	26,18	0,34	3
Hypolaïs polyglotte	49	21,03	0,19	2
Gobemouche gris	45	19,31	0,19	2
Bruant fou	42	18,03	0,18	2
Fauvette passerinette	40	17,17	0,16	2
Mésange charbonnière	38	16,31	0,19	2
Rougegorge familier	36	15,45	0,23	3
Hypolaïs pâle	34	14,59	0,17	2,5
Bruant proyer	22	9,44	0,14	3
Fauvette pitchou	20	8,58	0,07	2
Merle bleu	20	8,58	0,12	3
Fauvette orphée	19	8,15	0,08	3
Grive draine	17	7,30	0,06	1
Cochevis huppé	14	6,01	0,06	2
Pigeon ramier	14	6,01	0,06	1
Chardonneret élégant	11	4,72	0,05	2
Pouillot Bonelli	10	4,29	0,05	2
Rouge queue de Moussier	10	4,29	0,03	1
Cisticole des joncs	9	3,86	0,03	1
Grimpereau des jardins	8	3,43	0,03	1,5
Gobemouche noir	7	3,00	0,03	2
Linotte mélodieuse	7	3,00	0,03	2
Pouillot véloce	7	3,00	0,02	1
Rouge queue à front blanc	7	3,00	0,02	1
Torcol fourmilier	5	2,15	0,02	1,5
Tourterelle maillée	4	1,72	0,02	1
Mésange noire	3	1,29	0,01	1
Pie grièche grise	3	1,29	0,01	1
Bouscarle de cetti	2	0,86	0,01	1
Fauvette à lunettes	2	0,86	0,01	1
Pic épeiche	2	0,86	0,01	1
Roitelet triple bandeau	2	0,86	0,01	1
Tourterelle des bois	2	0,86	0,01	1
Bergeronnette printanière	1	0,43	0,00	1
Bruant zizi	1	0,43	0,01	2
Moineau espagnol	1	0,43	0,01	2
Pie grièche à tête rousse	1	0,43	0,00	0,5

Les espèces recensées sont pour la plupart des espèces confinées aux formations buissonnantes (maquis et garrigues), formations caractéristiques des régions méditerranéennes. Les espèces forestières au sens strict sont peu représentées. Ceci s'explique par la nature dégradée de la végétation suite aux incendies répétés que connaît la région.

7.2 - Caractéristiques du milieu

Les données relatives aux caractéristiques stationnelles, nous permettent de dresser un diagnostic du territoire du parc (Annexe 3).

Les stations échantillonnées se trouvent à différentes altitudes allant de 5 m jusqu'au point culminant de Gouraya (672 m). Le recouvrement général de la végétation varie de 5% à 100% pour certaines stations avec une moyenne de 75%. En effet, il ya une hétérogénéité marqué pour la distribution du recouvrement dans le territoire étudié et ce suite aux différentes perturbations que subit ce dernier, notamment les incendies répétés. Le parc est un milieu très accidenté caractérisé par des pentes importantes où nous enregistrons que plus de 80% des stations ont des pentes supérieures à 25%.

Les expositions dominantes dans le parc (figure 17) sont les expositions Nord (26,61%), Nord Est (22,75%) et Sud Est (15,88%).

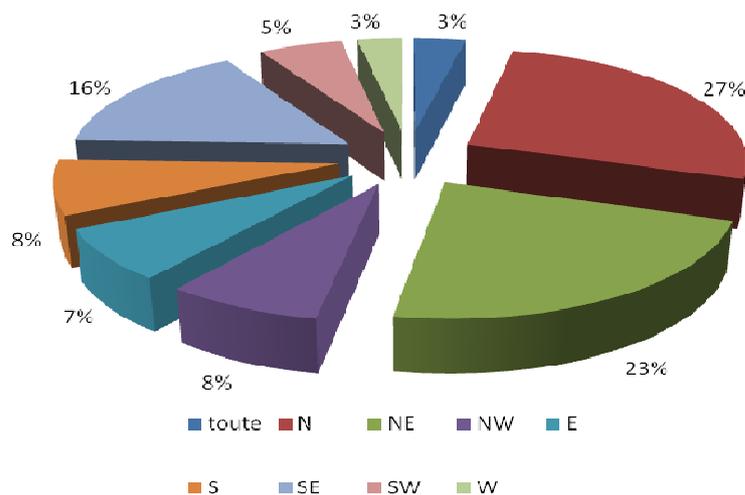


Figure 17 : Distribution des expositions dans la zone échantillonnée

Les modalités des descripteurs de l'anthropisation (tableau VI) attestent que nous sommes en présence d'un milieu fortement anthropisé où nous enregistrons que 75% des stations visitées présentaient des routes et/ou des pistes. La présence de lignes électriques est enregistrée dans seulement 20% des stations.

Les habitations sont concentrées dans 20% du territoire étudié. Les terres agricoles se limitent aussi à de faibles superficies, elles ne sont présentes que dans 20% du territoire. Néanmoins, la fréquentation humaine semble importante dans le parc, elle est notée dans 70% du territoire du parc. Les traces d'incendies ont été enregistrées dans la moitié des stations étudiées, ceci traduit l'ampleur de ce phénomène dans le parc.

L'état de dégradation et l'accessibilité estimés subjectivement font ressortir que plus de 70% des stations échantillonnées du parc sont accessibles ce qui augmente leur vulnérabilité vue l'importance de la fréquentation humaine. En effet, nous avons enregistré que plus de 60% des stations visitées connaissent une certaine dégradation.

Tableau VI : Modalité des descripteurs d'anthropisation

Descripteur	modalités	Nombre de relevés	Fréquence
Route	0	56	24,03
	1	129	55,36
	2	43	18,45
	3	5	2,15
Fil électrique	0	185	79,40
	1	48	20,60
Habitation	0	188	80,69
	1	35	15,02
	2	8	3,43
	3	2	0,86
Fréquentation humaine	0	69	29,61
	1	113	48,50
	2	38	16,31
	3	13	5,58
Dégradation	0	89	38,20
	1	95	40,77
	2	39	16,74
	3	10	4,29
Incendies	0	110	47,21
	1	86	36,91
	2	35	15,02
	3	2	0,86
Accessibilité	0	67	28,76
	1	65	27,90
	2	56	24,03
	3	45	19,31
Agricole	0	200	85,84
	1	33	14,16

7.3 - Analyse en composantes principales

Nous rappelons d'abord, que nous avons effectué séparément des ACP pour les données relatives aux descripteurs de la structure de la végétation, de la composition floristique et des descripteurs de l'anthropisation.

Ces ACP visent à produire des variables synthétiques (composantes) qui sont indépendantes les unes des autres. Les composantes retenues lors de ces analyses seront utilisées comme variables explicatives dans les modèles de régression. De ce fait, nous éliminerons le problème de la colinéarité puisque les axes factoriels sont orthogonaux.

7.3.1 - ACP structure de la végétation

L'analyse en composantes principales des descripteurs de la structure de la végétation permet de dégager trois (3) composantes principales expliquant plus de 74% de la variance totale des données ; les contributions respectives de ces facteurs étant de 30,46%, 23,6% et 20,3% (tableau VII).

Le premier axe factoriel oppose les faibles hauteurs de végétation aux hauteurs élevées. La classe 2 ($0,5\text{m} \leq H \leq 1\text{m}$) présente la corrélation (négative) la plus élevée avec cet axe ($r = -0,639$). Le second axe isole la troisième classe de hauteur ($1\text{m} \leq H \leq 3\text{m}$) qui présente aussi la plus forte corrélation avec cet axe ($r = -0,61$). Le troisième axe oppose les faibles hauteurs de végétation ($r = 0,740$) aux hauteurs élevées ($r = -0,504$).

Nous pouvons ainsi, déduire que la composante 1 (axe 1) traduit une structure végétale caractérisée par une diversité des strates hautes et absence de strates basses. La composante 2 identifie une structure de végétation caractérisée par deux strates hautes et une strate basse, donc la structure est plus diversifiée. Quant à la troisième composante, elle oppose les classes extrêmes de la hauteur végétale. La structure est moins diversifiée, une seule strate est dominante.

Tableau VII : Résultats de l'ACP structure de la végétation

strates	STR1	STR2	STR3
Cl 1 ($H \leq 0,5$ m)	-0.216	0.474	0.740
Cl 2 ($0,5m \leq H \leq 1$ m)	-0.639	-0.054	-0.391
Cl 3 ($1m \leq H \leq 3m$)	0.472	-0.610	0.211
Cl 4 ($3m \leq H \leq 10m$)	0.457	0.453	
Cl 5 ($H \leq 10m$)	0.336	0.443	-0.504
Proportion de variance	0.3096391	0.2332057	0.2036964
Variance cumulé	0.3096391	0.5428448	0.7465412

7.3.2 - ACP Composition floristique

L'analyse en composantes principales des descripteurs de la composition floristique a dégagé quatre composantes expliquant 59% de la variance totale des données (tableau VIII).

La composante 1 avec une proportion de variance de 30,5% présente la plus forte corrélation avec le diss (*Ampelodesmos mauritanicus*) ($r = 0,93$). La deuxième composante avec une proportion de 11,13% représente une diversité floristique caractérisée par la présence de la filaire ($r = 0,47$) ; du ciste de Montpellier ($r = 0,44$) et du chêne kermès ($r = 0,43$). Cet axe oppose ces espèces au pin d'Alep qui présente une corrélation négative avec ce dernier ($r = -0,41$). La composante 3 avec une proportion de 10,8% est fortement représentée par le pin d'Alep ($r = 0,827$).

Le quatrième axe (composante) présente une proportion de variance de 07,4%, il oppose le chêne kermès qui est le plus corrélé à cet axe ($r = -0,693$) aux autres espèces. La bruyère présente une forte corrélation avec cet axe ($r = 0,471$).

Tableau VIII : Résultats de l'ACP composition floristique

Esp.végét.	FLOR1	FLOR2	FLOR3	FLOR4
Bruyère arborescente	0,123	0,270		0,471
Chêne kermès		0,430	0,292	- 0, 693
Ciste de Montpellier	0,140	0,437	0,384	0,111
Diss	0,934	- 0,156		- 0,186
Myrte ommun	0,137	0,228		0,290
Filaire		0,475		0,159
Pin d'Alep		- 0,412	0,827	0,190
Proportion de variance	0,3108	0,1069	0,1043	0,0699
Variance cumulé	0,3108	0,4178	0,5221	0,5921

7.3.3 - ACP anthropisation

L'analyse des résultats de l'ACP relative à l'anthropisation nous permet de retenir trois (03) composantes principales expliquant plus de 70% de la variance totale des données (tableau IX).

Le premier axe (41,2%) est négativement corrélé avec tous les descripteurs anthropiques, il exprime ainsi l'absence de tout impact anthropique.

Le deuxième axe avec une proportion de variance de 21 %, est fortement corrélé (corrélation négative) avec l'indice de fréquentation humaine. Il s'agit des stations les moins fréquentées mais plus au moins dégradées.

Le troisième axe avec une proportion de variance expliquée de 11,7% oppose complètement les stations incendiées des autres. En effet, l'indice de traces d'incendies et le plus corrélé avec cet axe ($r = 0,92$). Il s'agit ici des stations incendiées.

Tableau IX : Résultats de l'ACP anthropisation

Descripteurs	ANTH1	ANTH 2	ANTH 3
Route	- 0,161	- 0,549	
ligne électrique	- 0,106		- 0,136
Habitation		- 0,284	- 0,192
Fréquentation Humaine	- 0,266	- 0,698	- 0,174
Dégradation	- 0,508	0,199	
Incendies	- 0,244	- 0,126	0,927
Accessibilité	- 0,757	0,249	- 0,224
Parcelle agricole		- 0,102	
Proportion de variance	0,4123	0,2104	0,1167
Variance cumulé	0,4123	0,6227	0,7395

7.4 - Relation avifaune-habitat

Les composantes retenus des trois ACP réalisées précédemment sont : les trois composantes de la structure végétale (STR1, STR2, STR3), les quatre composantes de la composition floristique (FLOR1, FLOR2, FLOR3, FLOR4) et les trois composantes relatives à l'anthropisation (ANTH1, ANTH2, ANTH3).

Ces dix composantes constituent les variables explicatives, la variable expliquée est l'abondance de l'avifaune mesurée par les indices ponctuels d'abondances de la méthode des IPA. Les données d'abondances ne suivant pas une distribution normale, leur transformation en $\log(x+1)$ s'est avérée nécessaire.

Nous avons aussi effectué une régression pour la diversité avienne et la richesse avienne en intégrant les dix composantes retenus comme variables explicatives.

Les premiers modèles de régression ont été obtenus sur les données sans élimination de l'autocorrélation spatiale. Les résultats sont présentés dans le tableau X.

L'examen de ce tableau fait ressortir que les composantes de la structure de la végétation contribuent d'une manière significative à très hautement significative dans les modèles de 11 espèces aviennes sur les 18 retenues.

La première composante de la structure de la végétation (STR1) contribue d'une manière significative ($\alpha < 0,05$) dans les modèles du Verdier d'Europe, de la Mésange bleue, du Bulbul des jardins, de la Fauvette à tête noire, de l'Hypolaïs pâle et du Rougegorge familier. Son effet est très hautement significatif ($\alpha < 0,001$) dans le modèle du Pinson des arbres. Cette composante exerce par contre un effet négatif ($\alpha < 0,05$) sur le Bruant fou.

Le Serin cini, le Rossignol philomèle, la Fauvette mélanocéphale, le Merle noir, le Gobemouche gris, la Fauvette passerinette et la Fauvette grisette ne semblent pas influencés par les composantes de la structure de la végétation.

La composante STR2 agit négativement sur l'abondance de l'Hypolaïs polyglotte ($\alpha < 0,05$) et la Mésange charbonnière ($\alpha < 0,001$).

La composante STR3 contribue positivement ($\alpha < 0,05$) dans les modèles du Troglodyte mignon et du Bruant fou, et négativement ($\alpha < 0,05$) dans le modèle du Bulbul des jardins. Concernant la diversité et la richesse avienne, ces deux paramètres sont positivement influencés ($\alpha < 0,05$) par la première composante (STR1) et négativement ($\alpha < 0,05$) par la deuxième composante (STR2) de la structure de la végétation.

La composition floristique du milieu semble elle aussi, avoir un effet sur l'abondance des espèces aviennes retenues. Ses quatre (04) composantes contribuent significativement ($\alpha < 0,05$) dans les modèles de 10 espèces.

La composante floristique FLOR1 a un effet négatif très hautement significatif ($\alpha < 0,001$) sur le Rossignol philomèle et significatif ($\alpha < 0,05$) sur la Mésange bleue, le Bruant fou et la Fauvette à tête noire. Toutefois, cette composante contribue positivement ($\alpha < 0,05$) dans le modèle du Rougegorge familier.

La deuxième composante floristique (FLOR2) contribue négativement ($\alpha < 0,05$) dans les modèles du Rossignol philomèle, de la Mésange bleue, du Pinson des arbres et de la Fauvette à tête noire. Par contre elle semble avoir un effet positif sur l'abondance du Verdier d'Europe ($\alpha < 0,05$).

La Fauvette mélanocéphale et la Mésange charbonnière sont positivement ($\alpha < 0,05$) influencées par la troisième composante floristique (FLOR3) alors que les modèles de régression de la Fauvette à tête noire et du Bruant fou montrent que cette composante influe négativement ($\alpha < 0,05$) sur les abondances de ces deux espèces.

La quatrième composante floristique (FLOR4) exerce un effet négatif significatif ($\alpha < 0,05$) sur les abondances du Rossignol philomèle, de la Fauvette mélanocéphale et du Gobemouche gris. Son effet est très hautement significatif ($\alpha < 0,001$) sur la Mésange bleue. Cette composante contribue positivement ($\alpha < 0,05$) dans le modèle de régression du Pinson des arbres.

La diversité et la richesse avienne ne paraissent pas influencées par la composition floristique du milieu.

Les composantes de l'anthropisation sont présentes dans tous les modèles de régression à l'exception de celui de l'Hypolaïs pâle.

L'influence de la première composante (ANTH1) est très hautement significative ($\alpha < 0,001$) dans les modèles du Verdier d'Europe, du Rossignol philomèle, de la Fauvette mélanocéphale, du Gobemouche gris, de la Fauvette grisette, de la diversité avienne et de la richesse avienne. Cette composante contribue aussi significativement ($\alpha < 0,05$) dans les modèles du Serin cini, de la Mésange charbonnière, du Pinson des arbres, de la Fauvette à tête noire, de la Fauvette passerinette et de l'Hypolaïs polyglotte. Par contre elle a un effet négatif ($\alpha < 0,05$) sur le Rougegorge familier.

La deuxième composante d'anthropisation (ANTH2) influe négativement ($\alpha < 0,05$) sur les abondances du Bulbul des jardins et du Gobemouche gris.

Tableau X : Résultats de la régression multiple (avant élimination de l'effet spatial)

espèce (Log(x+1))	constante	STR1	STR2	STR3	FLOR1	FLOR2	FLOR3	FLOR4	ANTH1	ANTH2	ANTH3	R ²
Serin cini	0.4766							-0.0052 ^{NS}	0.1070*			0.06204
Verdier d'Europe	0.5017	0.0015*				0.0051*			0.1784***		0.0903 ^{NS}	0.2195
Rossignol philomèle	0.6727	0.0009 ^{NS}		0.0031 ^{NS}	-0.0054***	-0.0053*		-0.0053*	0.1484***			0.2403
Fauvette Mélanocéphale	1.1732						0.0041*	-0.0060*	0.0811** *	0.0524 ^{NS}		0.1029
Mésange bleue	0.5196	0.0011*	0.0024 ^{NS}		-0.0050*	-0.0048*		-0.0120***			-0.0792 ^{NS}	0.1278
Bulbul des jardins	0.2125	0.0009*		-0.0024*					0.0381 ^{NS}	-0.0712*		0.07231
Troglodyte mignon	0.7392	-0.0014 ^{NS}		0.0040*		-0.0044 ^{NS}						0.04732
Merle noir	0.3532				-0.0022 ^{NS}				-0.0502 ^{NS}			0.02099
Bruant fou	0.1191	-0.0009*		0.0023*	-0.0023*		-0.0027*					0.1386
Mésange Charbonnière	0.1251	-0.0007 ^{NS}	-0.0028***			0.0023 ^{NS}	0.0040*		0.0377*			0.1235
Pinson des arbres	0.2726	0.0019***			0.0020 ^{NS}	-0.0044*		0.0053*	0.0557*			0.13
Fauvette à tête noire	0.4869	0.0018*			-0.0026 ^{NS}	-0.0060*	-0.0038 *		0.0939 *		-0.139*	0.1388
Hypolaïs pâle	0.1044	0.0008*					-0.0021 ^{NS}					0.02534
Gobemouche gris	0.1287				-0.0013 ^{NS}			-0.0036*	0.0654***	-0.0725**	-0.0639*	0.1363
Fauvette passerinette	0.1107								0.0387*			0.02292
Fauvette grise	0.2328							-0.0036 ^{NS}	0.1077***		0.088*	0.1282
Hypolaïs polyglotte	0.1332		-0.0010*	0.0013 ^{NS}					0.0478*			0.06627
Rougegorge familier	0.1352	0.0009*			0.0018*		0.0025 ^{NS}		-0.0597*			0.09893
Diversité avienne	2.7430	0.0018 *	-0.0025*						0.2335***			0.1918
Richesse avienne	8.3004	0.0094*	-0.0165*						1.3620***			0.214

NS : non significatif * : significatif ($\alpha < 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha < 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha < 0,001$)

La Fauvette grisette est positivement ($\alpha < 0,05$) influencée par la troisième composante de l'anthropisation (ANTH3). Cette composante agit négativement ($\alpha < 0,05$) sur le Gobemouche gris et la Fauvette à tête noire.

Notons que le Merle noir ne semble influencé par aucune des composantes retenues. Dans le modèle de cette espèce nous retrouvons les premières composantes floristiques (FLOR1) et anthropique (ANTH1) mais la relation est non significative.

Les résultats des régressions effectuées sur les résidus de krigeage des composantes des trois ACP diffèrent beaucoup des résultats de la régression précédente. Les coefficients de détermination sont plus faibles et les contributions des composantes sont totalement différentes (Tableau XI).

Concernant la structure de la végétation, la composante STR1 n'intervient significativement dans aucun modèle. La deuxième composante quant à elle a un effet positif significatif ($\alpha < 0,05$) sur l'abondance du Rougegorge familier. L'effet de cette composante est négatif sur l'abondance du Troglodyte mignon ($\alpha < 0,05$), de l'Hypolaïs pâle ($\alpha < 0,05$) et de la Mésange charbonnière ($\alpha < 0,001$).

La troisième composante (STR3) contribue positivement ($\alpha < 0,05$) dans les modèles de la Fauvette à tête noire et de la Richesse avienne.

L'influence de la composition floristique du milieu se montre toujours importante pour les espèces aviennes. Ces quatre composantes se retrouvent dans différents modèles.

La première composante (FLOR1) influe négativement ($\alpha < 0,05$) sur l'abondance de la Fauvette mélanocéphale, du Bulbul des jardins, du Bruant fou et du Rougegorge familier. Cependant, cette composante paraît favorable ($\alpha < 0,05$) pour la Mésange charbonnière et l'Hypolaïs pâle. Ces deux espèces sont aussi positivement influencées ($\alpha < 0,05$) par la deuxième composante floristique (FLOR2). Le Rougegorge familier est négativement influencé ($\alpha < 0,05$) par cette deuxième composante.

La troisième composante (FLOR3) contribue positivement dans les modèles du Troglodyte mignon ($\alpha < 0,05$), de la Mésange charbonnière ($\alpha < 0,01$), de l'Hypolaïs pâle ($\alpha < 0,05$), de la Fauvette passerinette ($\alpha < 0,05$) et de la diversité avienne ($\alpha < 0,05$). Néanmoins, elle influe négativement ($\alpha < 0,05$) sur l'abondance du Rougegorge familier.

La composante floristique FLOR4 influe négativement ($\alpha < 0,05$) sur les abondances de la Mésange bleue, de la Fauvette à tête noire et sur la richesse avienne.

Pour ce qui est des composantes de l'anthropisation, ces dernières n'interviennent que dans cinq (05) modèles seulement. La première composante (ANTH1) n'intervient significativement dans aucun modèle. La deuxième composante (ANTH2) semble avoir un effet négatif ($\alpha < 0,05$) sur le Bulbul des jardins, l'Hypolaïs polyglotte et la richesse avienne. La Mésange charbonnière est positivement ($\alpha < 0,05$) influencée par cette composante.

La troisième composante (ANTH3) influe positivement ($\alpha < 0,05$) sur l'abondance de l'Hypolaïs pâle.

Tableau XI : Résultats de la régression multiple sur les résidus du Krigeage

espèce (Log(x+1))	Constante	STR1	STR2	STR3	FLOR1	FLOR2	FLOR3	FLOR4	ANTH1	ANTH2	ANTH3	R ²
Serin cini	0.4756				-0.0029 ^{NS}							0.008909
Verdier d'Europe	0.5016	0.0010 ^{NS}										0.01004
Rossignol philomèle	0.6713						0.0051 ^{NS}	-0.0065 ^{NS}				0.02612
Fauvette Mélanocéphale	1.1718				-0.0041*							0.0288
Mésange bleue	0.0027							-0.0040*				0.05397
Bulbul des jardins	0.0008			-0.0008 ^{NS}	-0.0013*					-0.0331*		0.09763
Troglodyte mignon	0.7373		-0.0032*	0.0025 ^{NS}	0.0038 ^{NS}		0.0062*					0.034
Merle noir	0.3518	0.0011 ^{NS}	-0.0018NS									0.02882
Bruant fou	0.1169			0.0017 ^{NS}	-0.0025*			-0.0031 ^{NS}				0.02961
Mésange Charbonnière	0.0018		-0.0017***		0.0018*	0.0015*	0.0022**	0.0015 ^{NS}		0.0255*	0.0237 ^{NS}	0.1192
Pinson des arbres	0.2720			0.0026 ^{NS}					-0.0572 ^{NS}			0.02775
Fauvette à tête noire	0.4840			0.0039*				-0.0073*				0.0345
Hypolaïs pâle	0.1070		-0.0018*		0.0032*	0.0041*	0.0041*				0.1149**	0.07338
Gobemouche gris	0.1280							-0.0035 ^{NS}				0.01477
Fauvette passerinette	0.1099		-0.0011 ^{NS}				0.0040*					0.03935
Fauvette grisette	0.2330				-0.0025 ^{NS}			-0.0038 ^{NS}		-0.0515 ^{NS}	0.0835 ^{NS}	0.03875
Hypolaïs polyglotte	0.1335									-0.0499*		0.01997
Rougegorge familier	0.1341		0.0024*		-0.0044*	-0.0062**	-0.0043*					0.05545
Diversité avienne	2.7403			0.0044 ^{NS}			0.0075*	-0.0084 ^{NS}		-0.0920 ^{NS}		0.04899
Richesse avienne	8.2841			0.0264*			0.0356 ^{NS}	-0.0522*		-0.6185*		0.05409

NS : non significatif * : significatif ($\alpha < 0,05$) ** : hautement significatif ($\alpha < 0,01$) *** : très hautement significatif ($\alpha < 0,001$)

7.5 - Cartographie et analyse spatiale

Les cartes d'abondances ont été réalisées pour toutes les espèces recensées par la méthode des IPA (47 espèces). Toutefois, pour des raisons pratiques nous ne présenterons et interpréterons ici que les cartes des espèces dont les fréquences absolues sont supérieures ou égales à 10. Les cartes des autres espèces sont présentées en annexe 4.

Pour la présentation des cartes, nous avons retenu le mode de représentation ponctuel (Cartan, 1978 ; Waller et Gotway, 2004) où les abondances des espèces seront représentées par des points. Cependant, dans le souci d'avoir des cartes lisibles et facilement interprétables, nous avons regroupé les indices d'abondances en classes. Chaque point sur la carte sera représenté par un point dont la taille correspond à sa grandeur.

L'ensemble des cartes (figures 18 à 43) révèlent à première vue l'absence d'échantillonnage dans certaines localités au centre du territoire du parc. Rappelons le, que ceci est dû au fait que ces zones sont pour la plupart, des propriétés privées dont l'accès nous a été interdit. Par ailleurs, pour les stations non échantillonnées dans la partie nord du parc, l'inaccessibilité est due à la configuration du relief trop accidenté (falaises) qui constituait la contrainte majeure.

Les cartes d'abondances élaborées nous permettent d'élucider la distribution spatiale des abondances des espèces sur le territoire du parc.

La répartition de la Fauvette mélanocéphale (figure 18) s'étend sur tout le territoire du parc avec souvent des abondances élevées à l'Est.

Le Troglodyte mignon moins présent que la Fauvette mélanocéphale, présente les fortes abondances dans la zone Est du parc et une partie au centre alors qu'à l'Ouest, bien qu'il soit présent dans la majorité des stations, ses abondances sont plus faibles (figure 19).

Le Rossignol philomèle classé troisième du point de vue fréquence totale, présente une répartition plus concentrée au niveau des zones Est et Ouest (figure 20). Il est totalement absent des stations localisées à l'extrême Ouest et certaines stations du centre. Ses plus fortes abondances se localisent dans la zone Est.

L'examen de la carte des abondances de la Mésange bleue (figure 21) laisse apparaître une répartition plus ou moins régulière avec des abondances souvent moyennes.

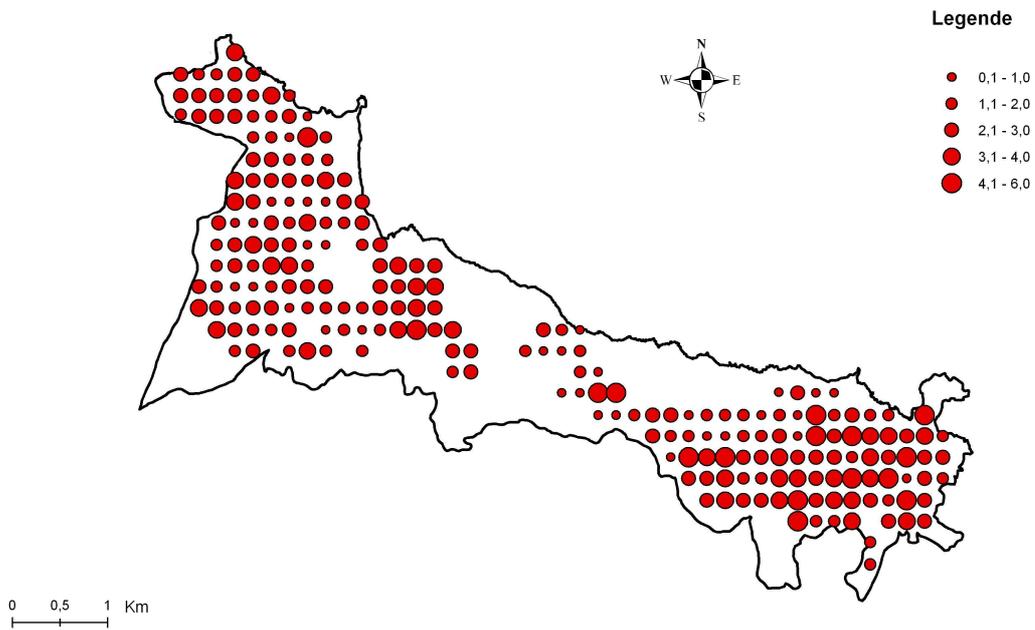


Figure 18 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette mélanocéphale

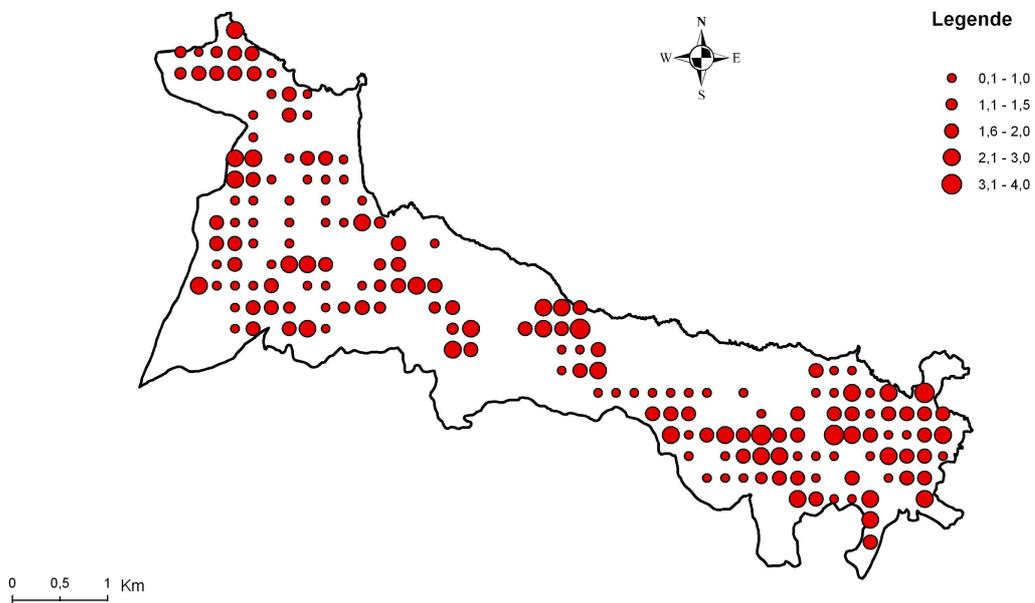


Figure 19 : Répartition des abondances relatives du Troglodyte mignon

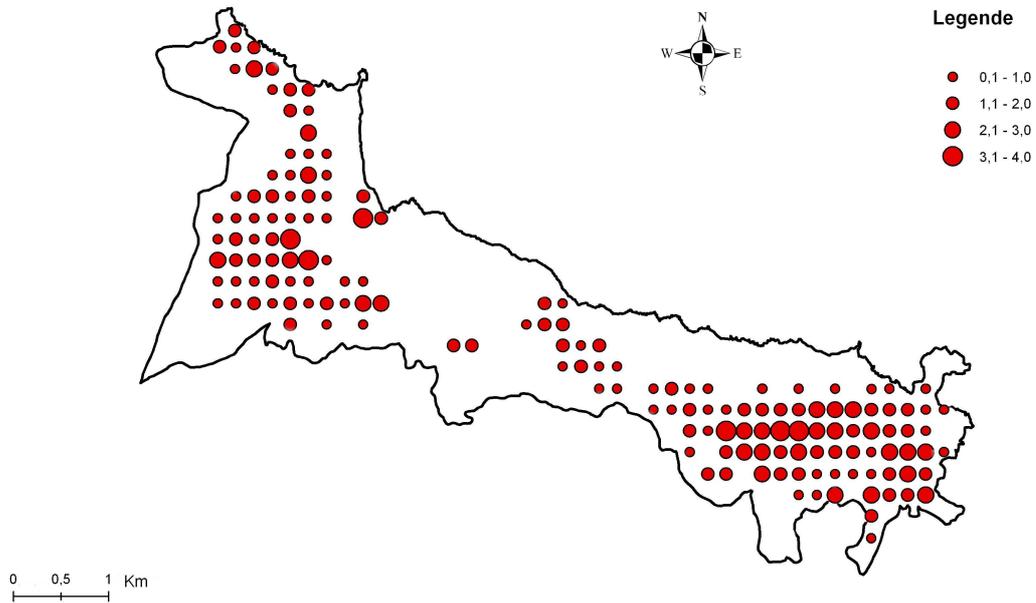


Figure 20 : Répartition des abondances relatives du Rossignole Philomèle

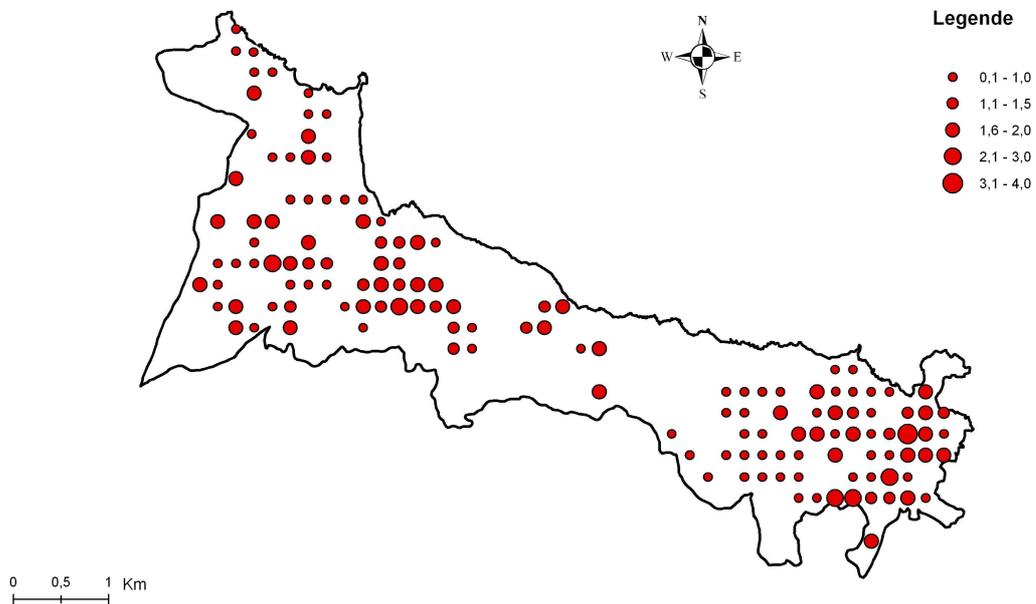


Figure 21 : Répartition des abondances relatives de la Mésange bleue

La carte des abondances du Verdier d'Europe (figure 22) montre deux grandes tâches, l'une dans le côté Est et l'autre à l'Ouest du parc avec des abondances moyennes à élevées.

Le Serin cini, quoi que présent sur l'ensemble du territoire du parc, présente une concentration de fortes abondances à l'extrême Est du parc (figure 23).

La répartition de la Fauvette à tête noire montre trois tâches de concentration des abondances élevées à l'Est, au Centre et à l'Ouest (figure 24).

La répartition du Merle noir ne semble pas exprimer une tendance particulière (figure 25), on le retrouve sur tout le territoire du parc et avec des abondances variées.

Le Pinson des arbres quant à lui est plus présent dans la zone Ouest du parc avec des abondances moyennes à élevées (figure 26). On le retrouve aussi dans le centre avec quelques abondances assez importantes. Il est aussi abondant à l'Est du parc.

La Fauvette grisette présente dans l'ensemble des abondances moyennes (figure 27). On la retrouve dans les parties orientale et occidentale du parc. Les valeurs des IPA sont élevées dans certaines stations.

La carte de répartition du Bulbul des jardins montre que ce dernier est présent le long d'une bande Est – Sud-est puis sa répartition prend une forme plus ou moins dispersée au niveau du centre et à l'Ouest (figure 28).

L'Hypolaïs polyglotte se rencontre aussi bien dans la zone Est que la zone Ouest, il se trouve seulement dans quatre (04) stations au niveau du centre (figure 29).

Le Gobemouche gris est présent d'une manière dispersée à l'Ouest alors qu'il a tendance à se concentrer avec des abondances plus élevées à l'Est du parc (figure 30).

La carte de répartition du Bruant fou montre que cette espèce est plus répandue dans la partie orientale où on enregistre les IPA les plus élevés (figure 31). Il est aussi présent à l'extrémité de la partie Nord-Ouest avec des abondances moyennes.

La Fauvette passerinette est présente aussi bien à l'Est qu'à l'Ouest du parc. Elle est totalement absente du centre. Au niveau de la région Ouest, elle se rencontre dans les stations situées à l'extrémité (figure 32).

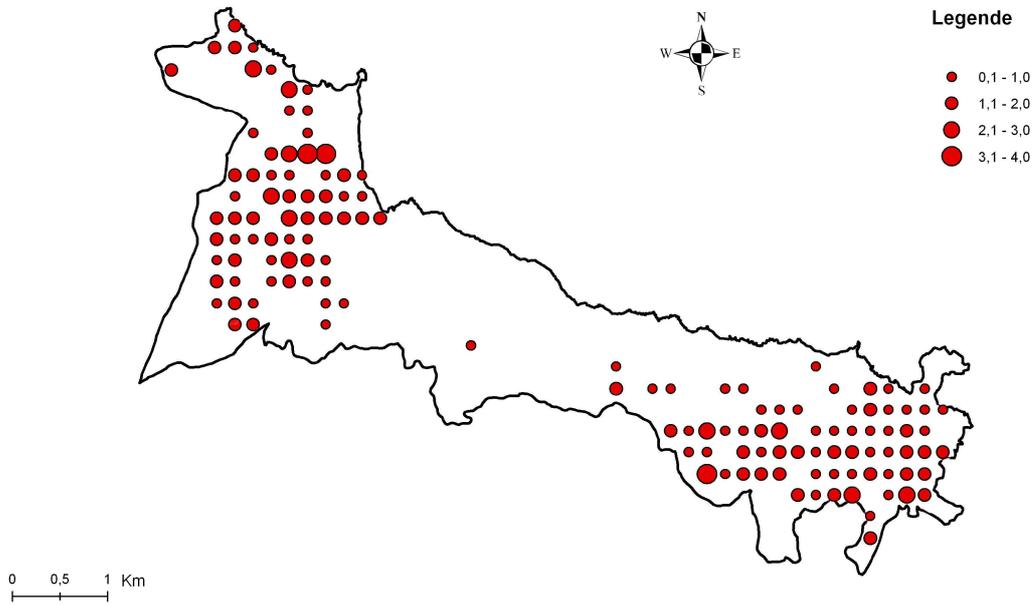


Figure 22 : Répartition des abondances relatives du Verdier d'Europe

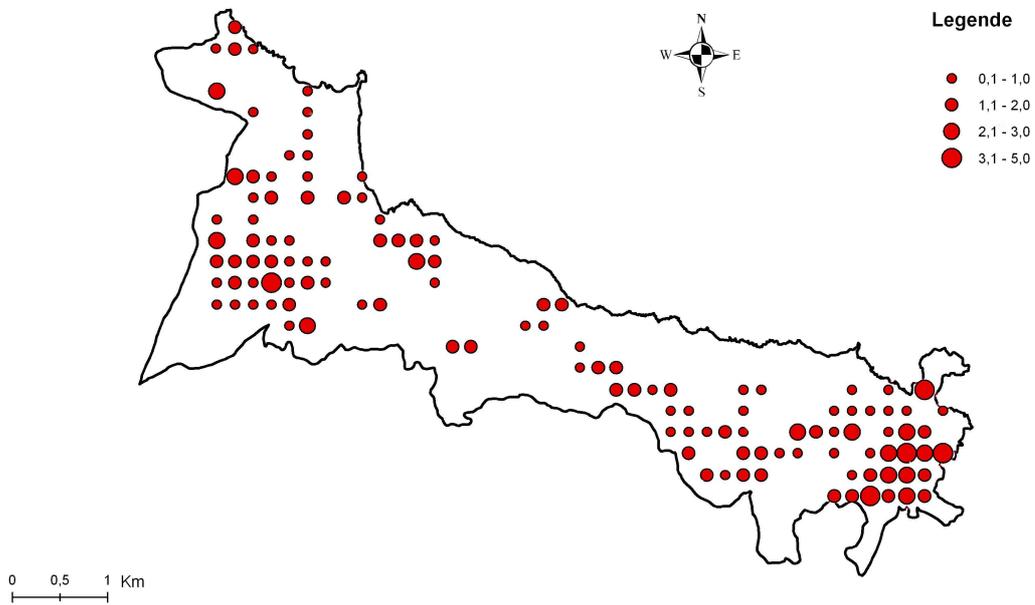


Figure 23 : Répartition des abondances relatives du Serin cini

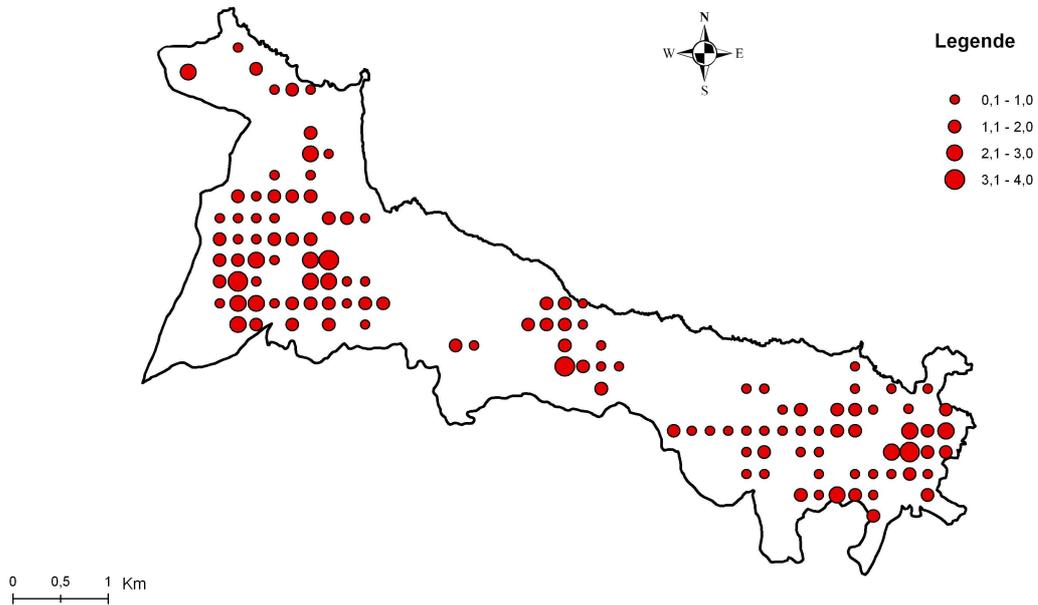


Figure 24 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette à tête noire

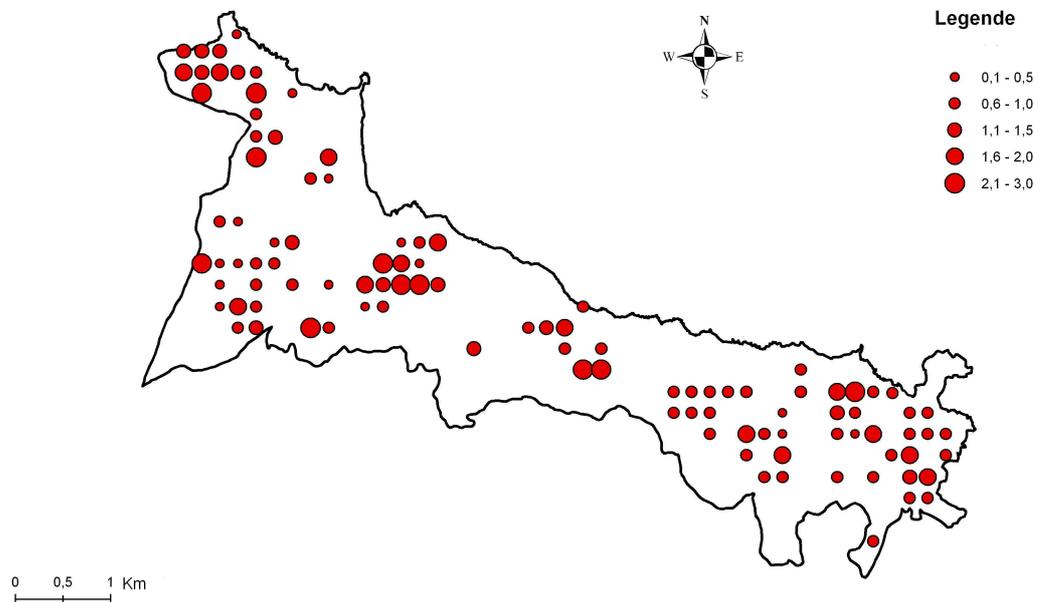


Figure 25 : Répartition des abondances relatives du Merle noir

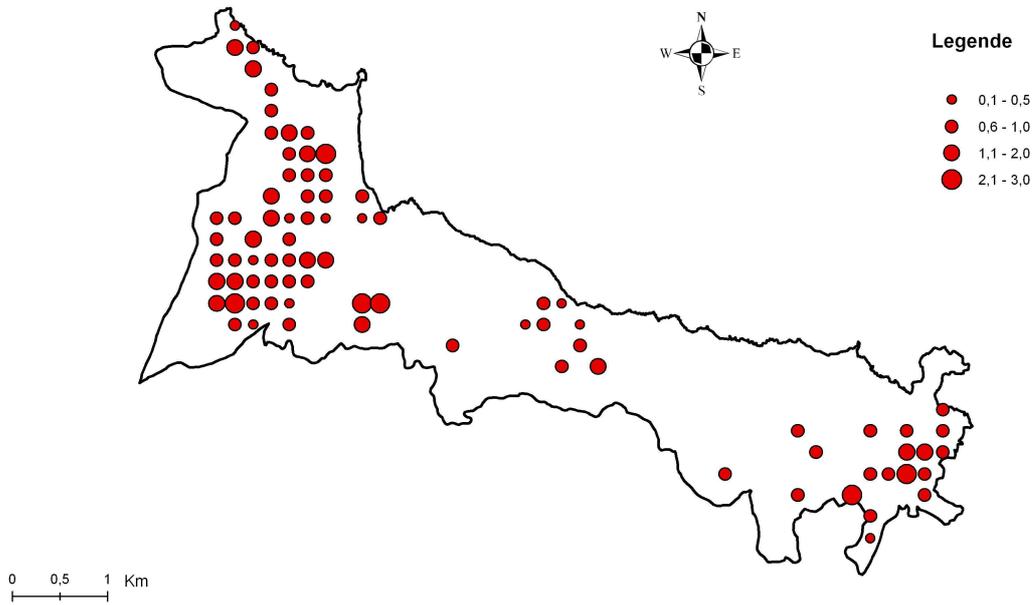


Figure 26 : Répartition des abondances relatives du Pinson des arbres

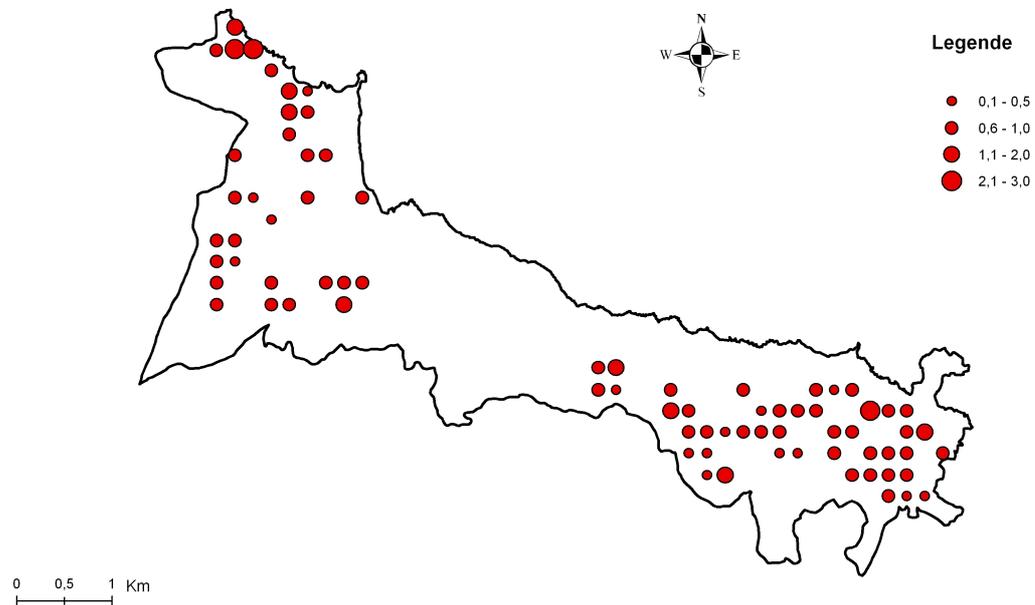


Figure 27 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette grisette

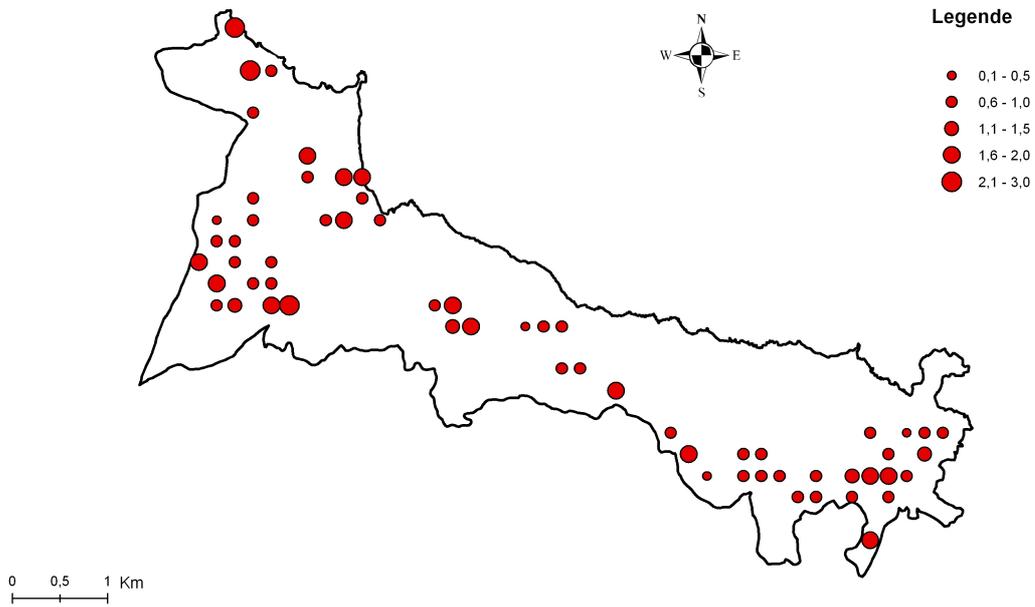


Figure 28 : Répartition des abondances relatives du Bulbul des jardins

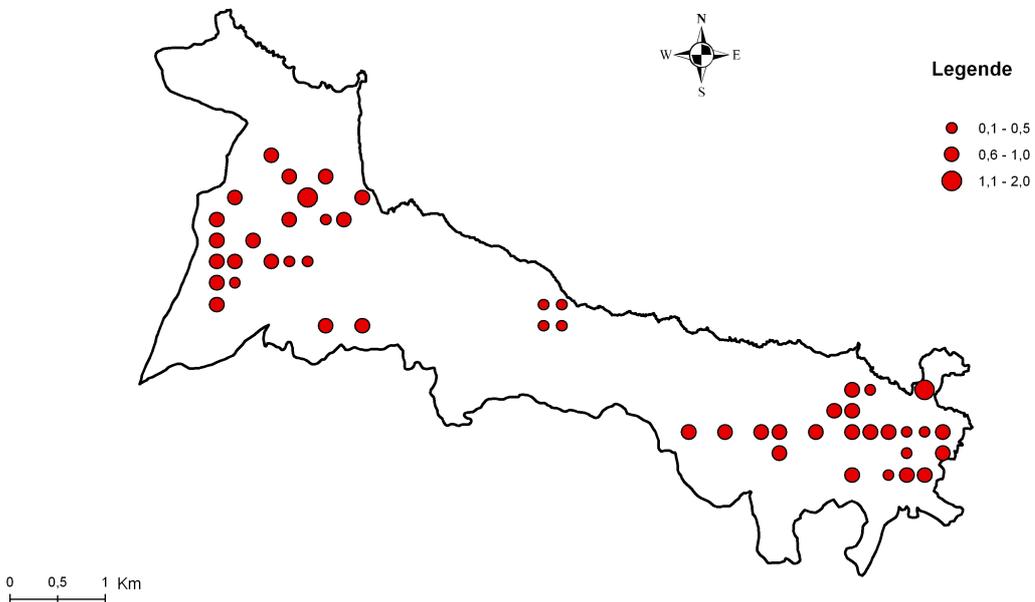


Figure 29 : Répartition des abondances relatives de l'Hypolaïs polyglotte

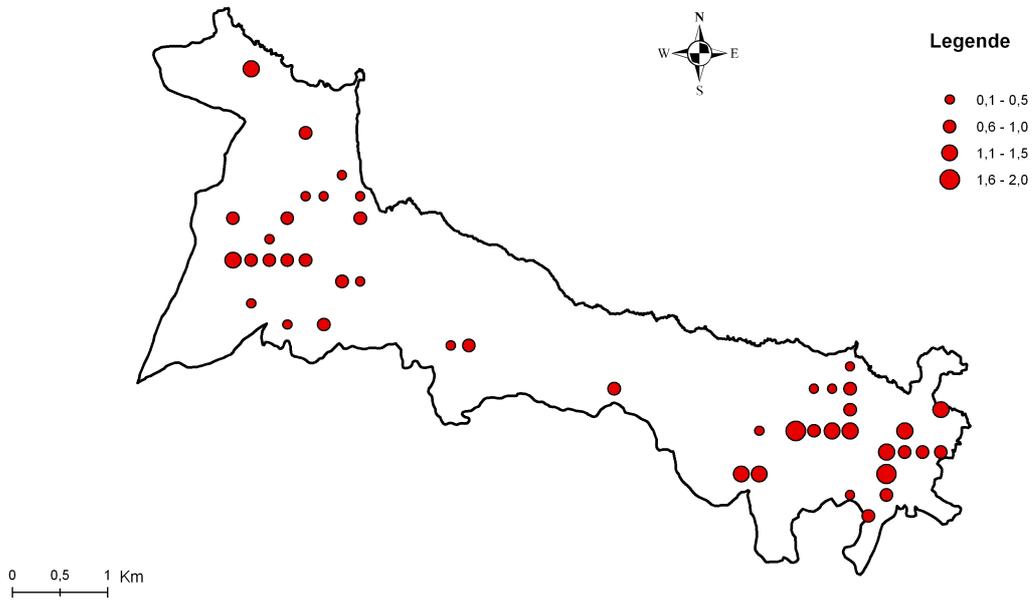


Figure 30 : Répartition des abondances relatives du Gobemouche gris

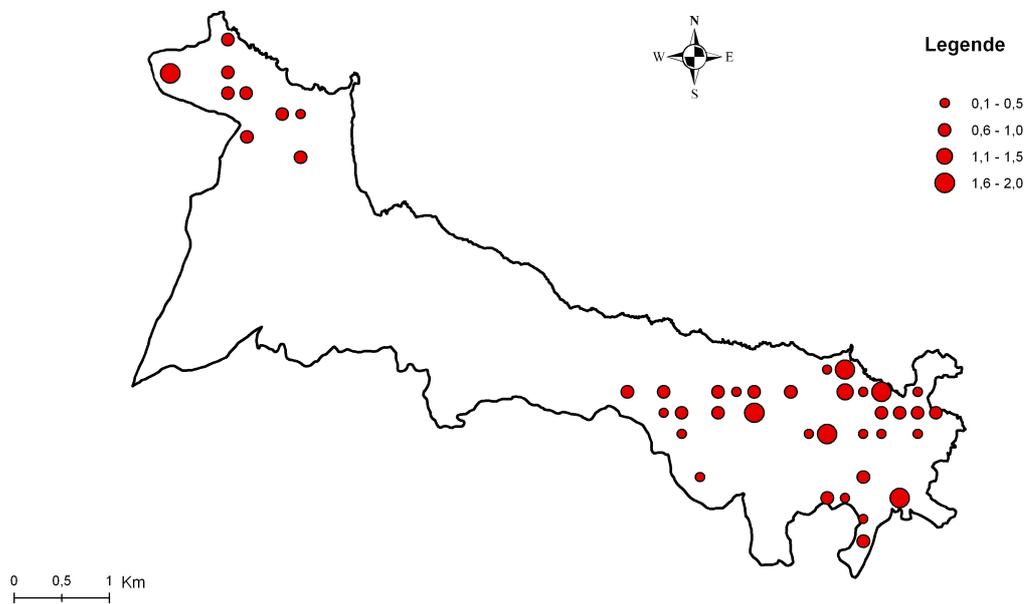


Figure 31 : Répartition des abondances relatives du Bruant fou

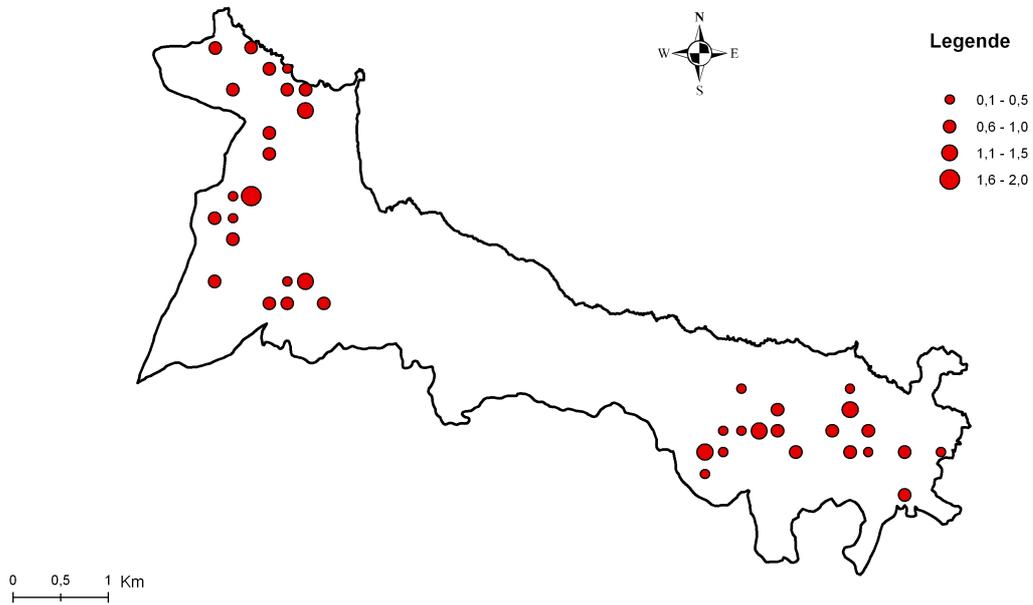


Figure 32 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette passerinette

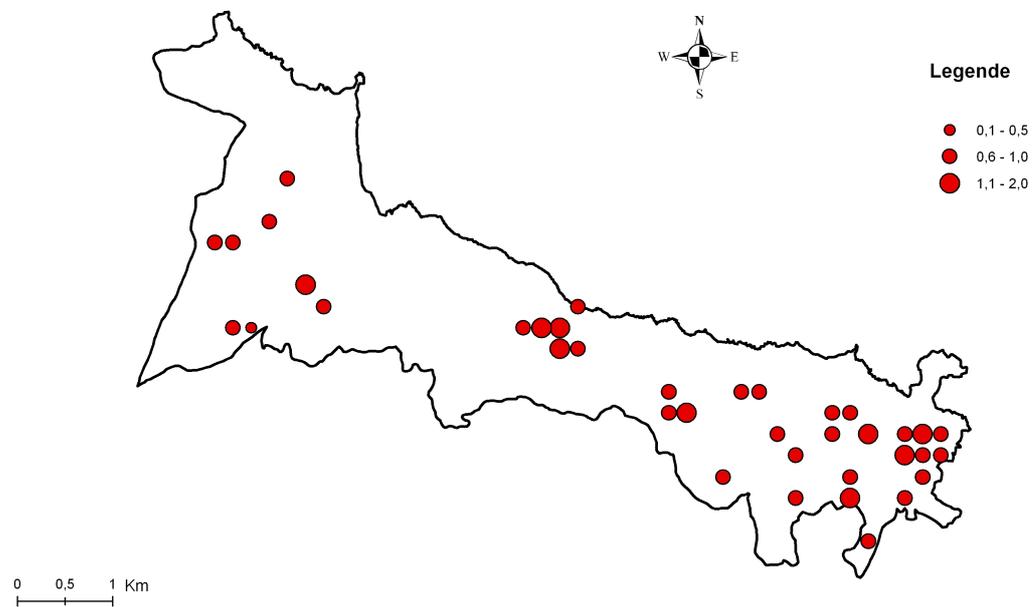


Figure 33 : Répartition des abondances relatives de la Mésange charbonnière

La Mésange charbonnière présente des abondances régulières sur l'ensemble de la zone échantillonnée. Elle se rencontre davantage dans la partie orientale du parc (figure 33).

Le Rougegorge familier quant à lui, semble confiné à la partie Ouest du parc. Sa présence dans cette zone est expliquée par la présence des cours d'eau. Nous l'avons rencontré seulement deux fois ailleurs : une fois dans une station au centre et une autre fois dans une station à l'Est du parc (figure 34).

La carte de répartition de l'Hypolaïs pâle montre que cette espèce présente des abondances moyennes dans les stations orientales et occidentales. Il est absent ailleurs (figure 35).

Concernant le Bruant proyer et le Cochevis huppé, les cartes (figures 36, 37) montrent clairement que ces deux espèces sont particulièrement localisées dans la partie occidentale du parc malgré que le Bruant proyer a été contacté dans quelques stations à l'Est du parc. A l'opposé de ces deux espèces, la Rubiette de Moussier est strictement localisée dans la partie orientale du parc (figure 38).

Le Merle bleu et la Fauvette orphée semblent plus concentrés dans la partie orientale où nous enregistrons de fortes abondances. Toutefois, ces deux espèces sont présentes dans quelques autres stations au niveau de la partie Ouest du parc (figures 39,40).

Le Pigeon ramier, la Grive draine, la Fauvette pitchou, le Pouillot de Bonelli et le Chardonneret élégant sont présent dans différentes stations aussi bien à l'Est, au centre qu'à l'Ouest, leurs abondances varient d'une station à l'autre (figure 41 à 45).

7.6 - Analyse centrographique

L'examen des cartes (figures 46 à 73) et du tableau XII nous donne une vision plus approfondie de la répartition spatiale des abondances des espèces aviennes. Les données centrographiques nous permettent de caractériser cette distribution (localisation, dispersion et forme).

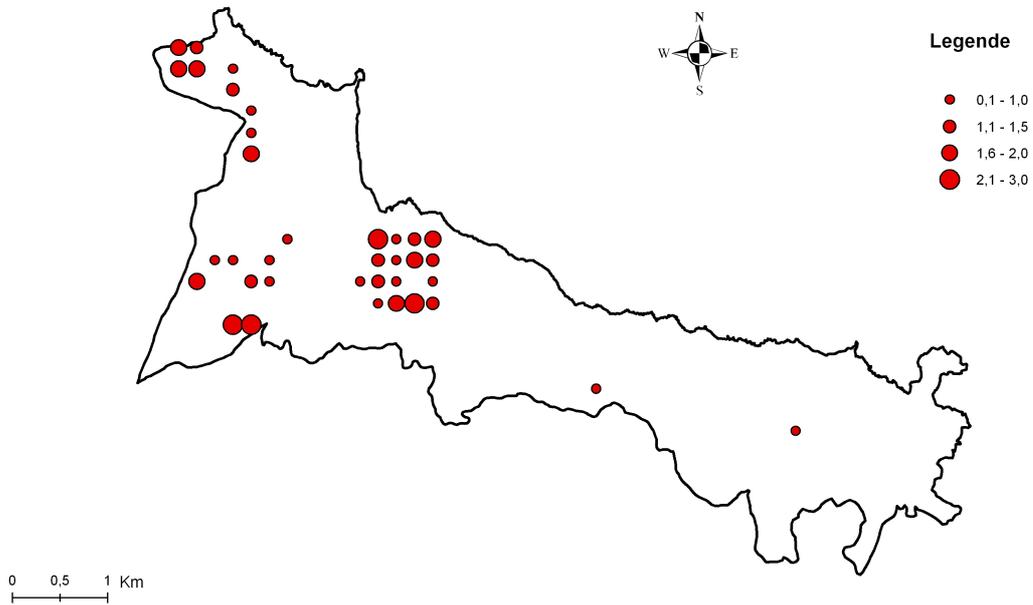


Figure 34 : Répartition des abondances relatives du Rougegorge familier

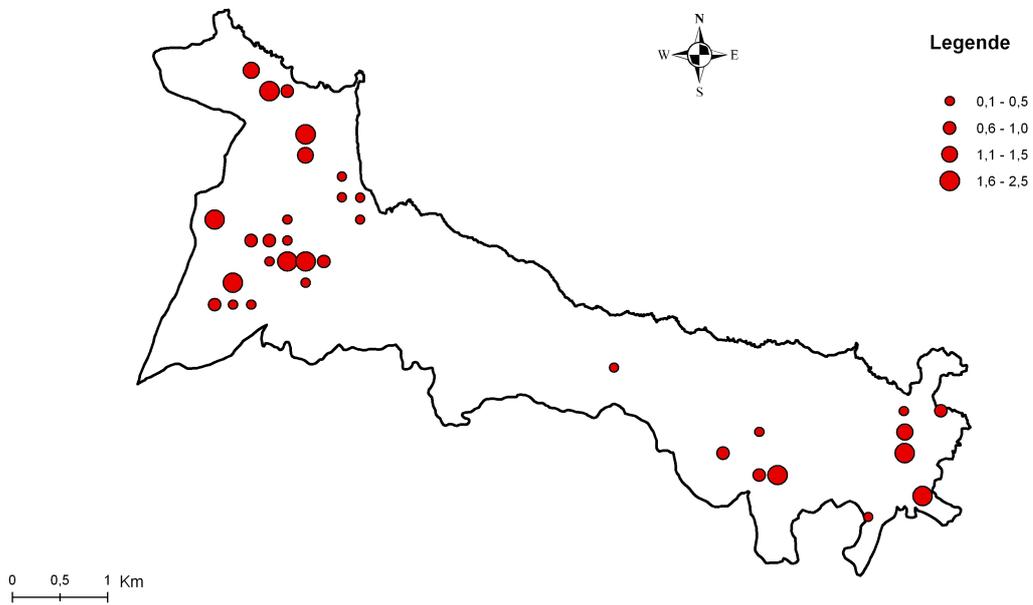


Figure 35 : Répartition des abondances relatives du l'Hypolaïs pâle

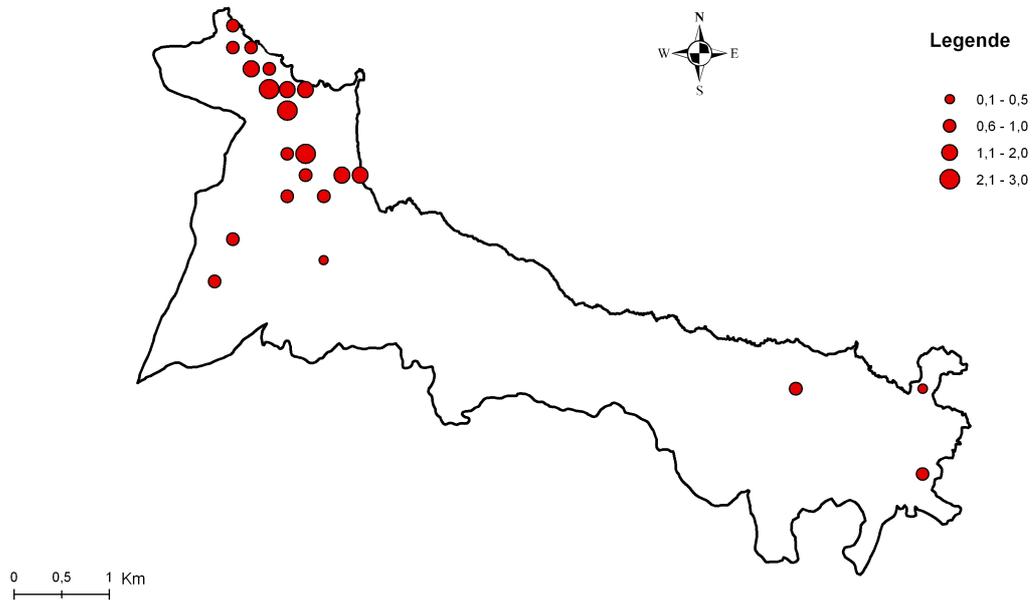


Figure 36 : Répartition des abondances relatives du Bruant proyer

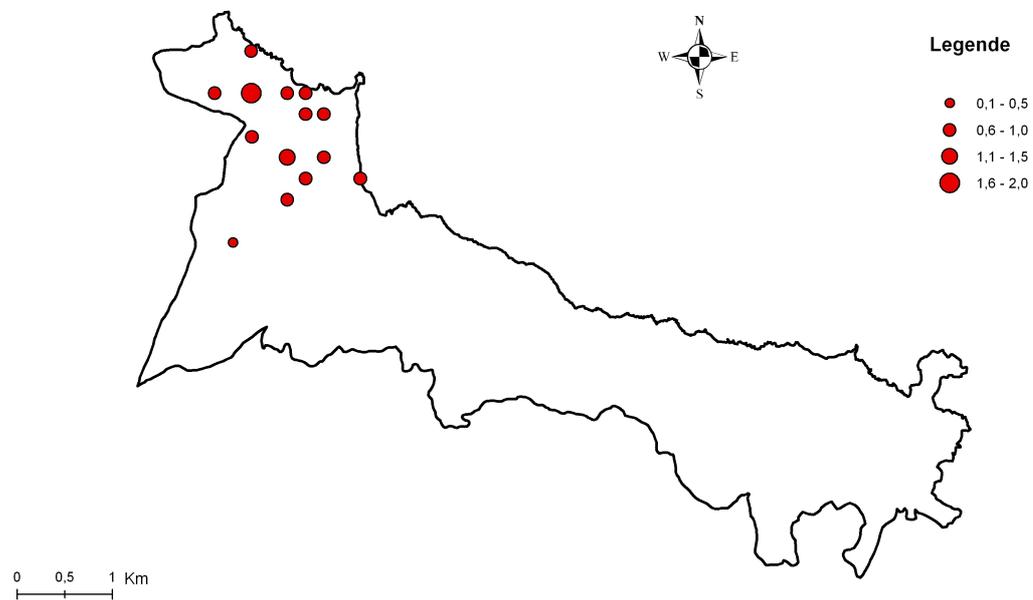


Figure 37 : Répartition des abondances relatives du Cochevis huppé

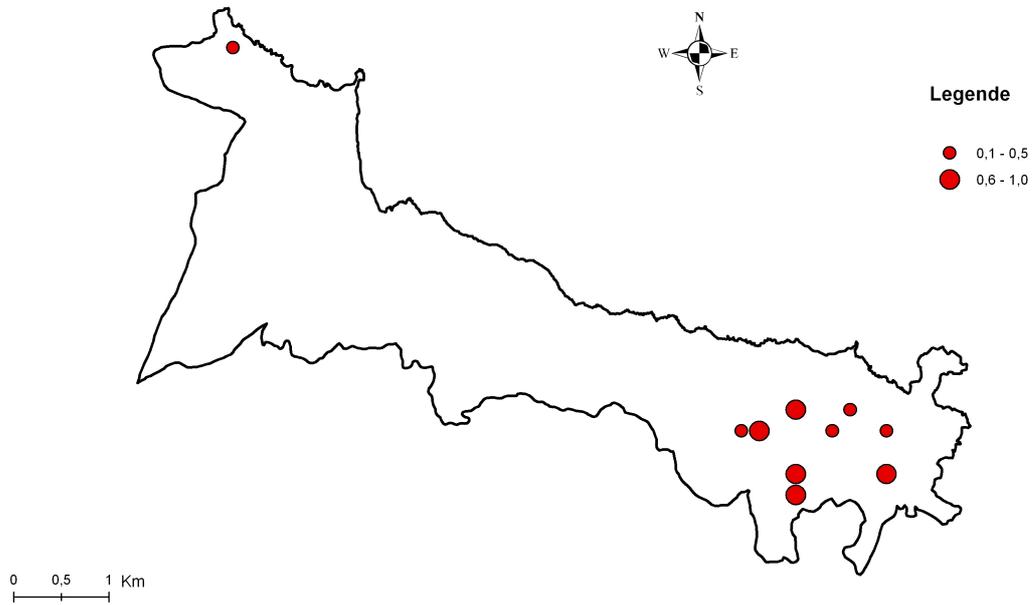


Figure 38 : Répartition des abondances relatives de la Rubiète de Moussier

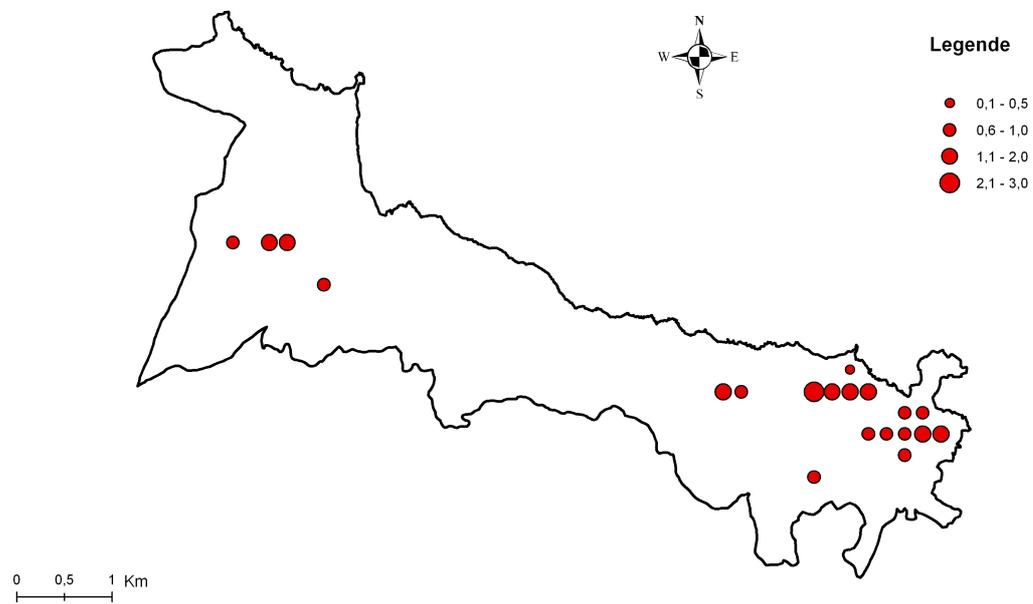


Figure 39 : Répartition des abondances relatives du Merle bleu

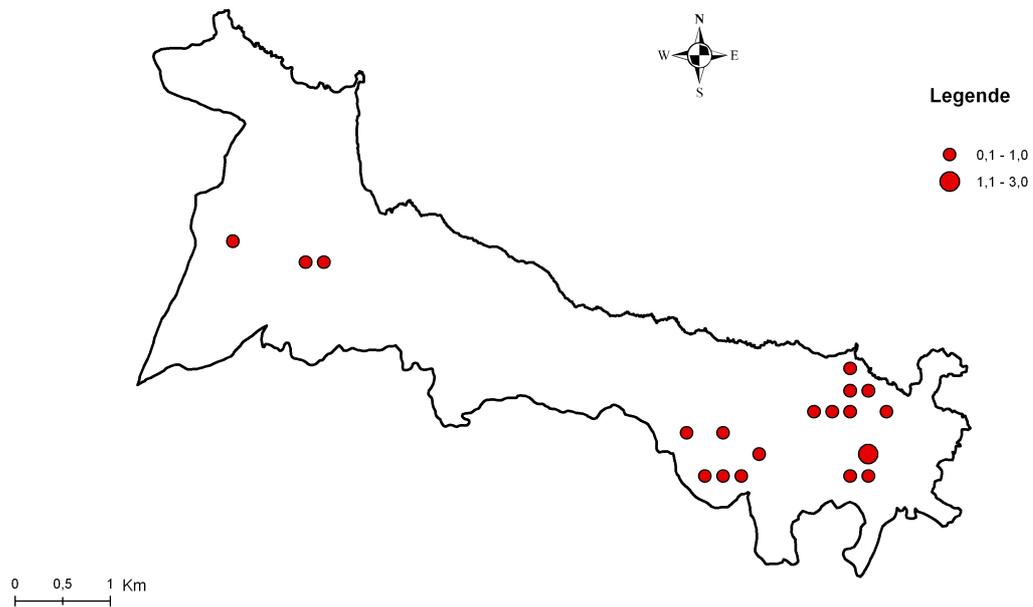


Figure 40 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette orphée

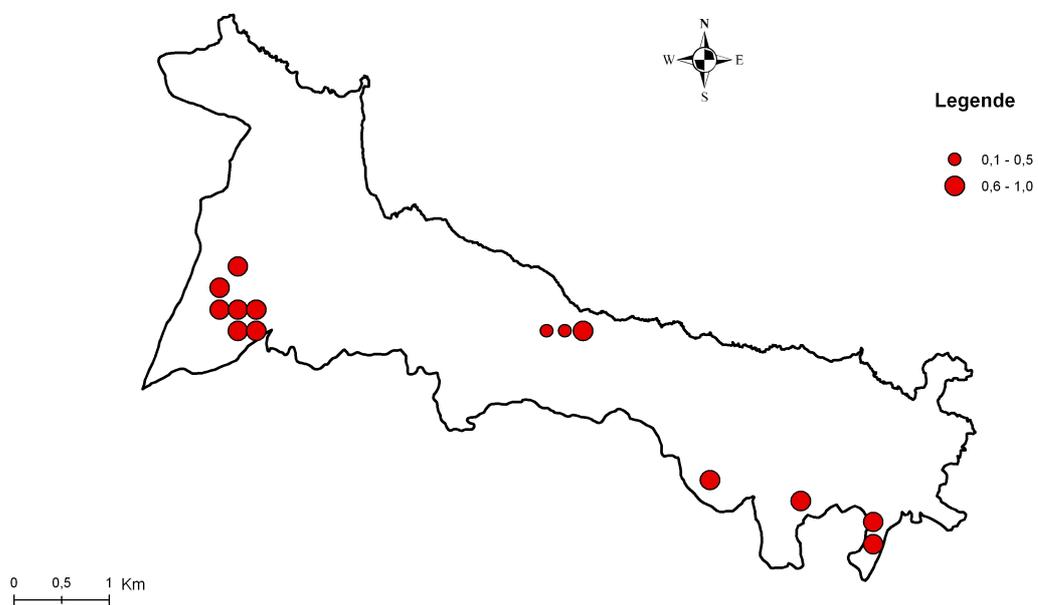


Figure 41 : Répartition des abondances relatives du Pigeon ramier

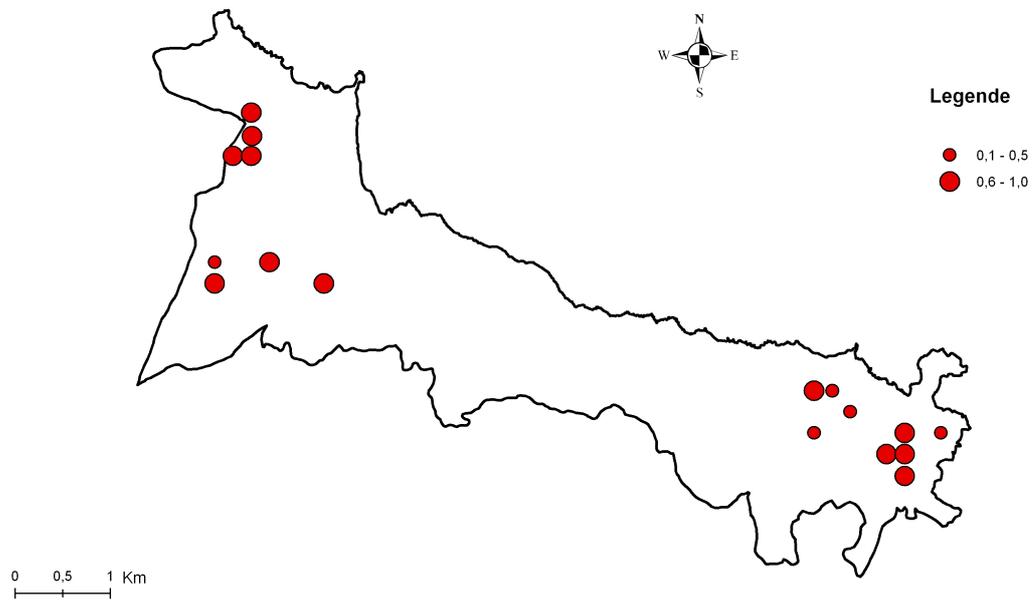


Figure 42 : Répartition des abondances relatives de la Grive draine

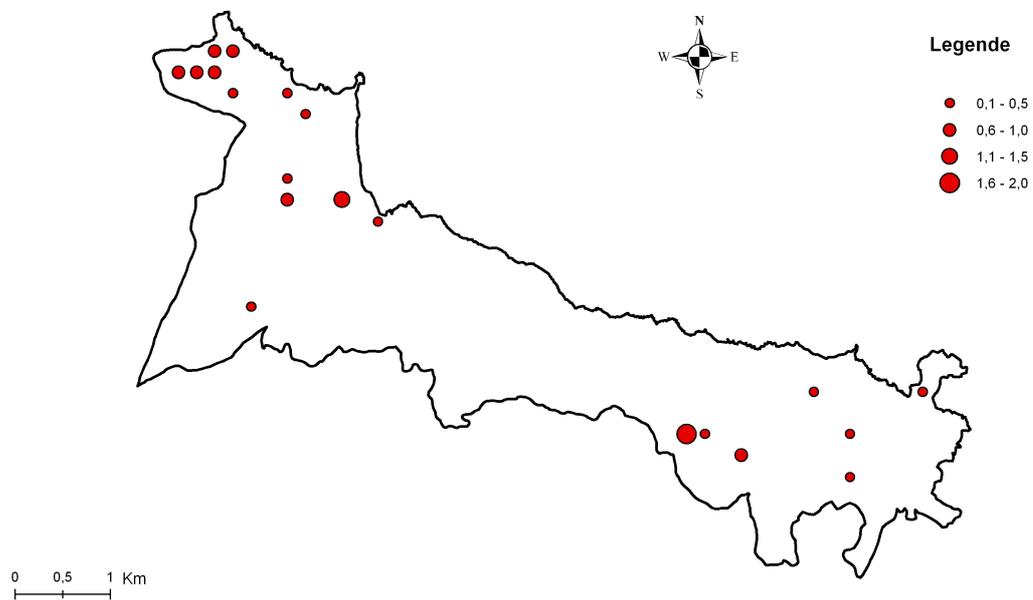


Figure 43 : Répartition des abondances relatives de la Fauvette pitchou

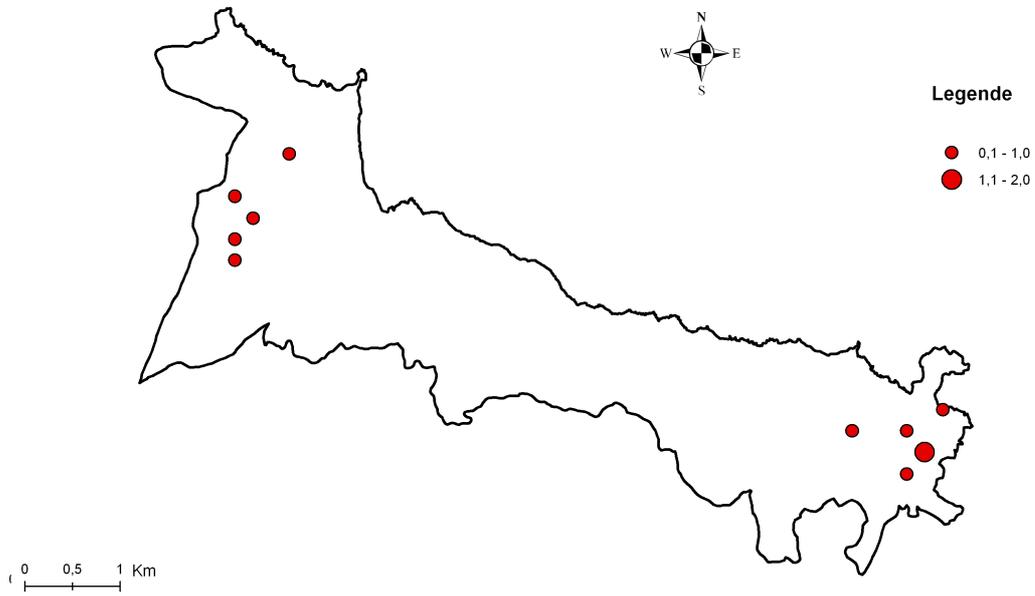


Figure 44 : Répartition des abondances relatives du Pouillot de Bonelli

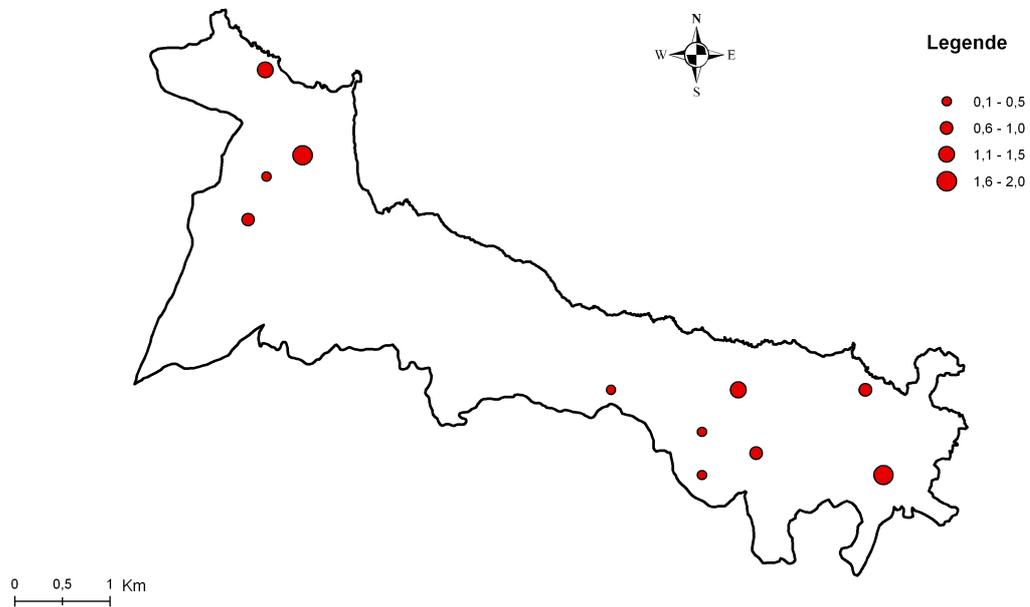


Figure 45 : Répartition des abondances relatives du Chardonneret élégant

Tableau XII : caractéristiques centrographiques des distributions des espèces aviennes, de la diversité et de la richesse aviennes.

Espèce	centre de gravité		Ecart type (km)	Ellipse de dispersion			
				Grand axe (km)	Petit axe (km)	Ratio	Surface (km ²)
Bruant fou	5.039494	36.476995	2,760	7,72	1,17	6,58	7,11
Bruant proyer	5.003595	36.497395	1,318	3,53	1,19	2,96	3,32
Bulbul des jardins	5.019199	36.481357	2,658	7,24	2,02	3,59	11,49
Chardonneret élégant	5.028597	36.481030	2,979	8,34	1,19	7,04	7,77
Cochevis huppé	5.000537	36.498027	0,576	1,43	0,77	1,86	0,87
Fauvette grisette	5.025213	36.482257	2,890	7,96	1,84	4,33	11,52
Fauvette orphée	5.047391	36.470046	1,723	4,75	1,08	4,42	4,02
Fauvette passerinette	5.020427	36.482407	2,812	7,73	1,86	4,17	11,3
Fauvette pitchou	5.015675	36.486537	2,796	7,83	1,14	6,85	7,02
Fauvette à tête noire	5.020878	36.479034	2,505	6,92	1,55	4,47	8,4
Gobemouche gris	5.036016	36.474408	2,617	7,26	1,43	5,06	8,18
Grive draine	5.024655	36.480575	3,234	9,03	1,47	6,14	10,43
Hypolaïs pâle	5.016125	36.483100	2,763	7,59	1,88	4,04	11,2
Hypolaïs polyglotte	5.027707	36.478330	2,758	7,69	1,28	6,01	7,75
Fauvette mélanocéphale	5.028658	36.477871	2,615	7,23	1,55	4,66	8,82
Merle bleu	5.042725	36.474447	2,181	6,15	0,51	12,07	2,46
Merle noir	5.020715	36.481818	2,541	6,99	1,67	4,19	9,16
Mésange bleue	5.029004	36.476979	2,523	6,99	1,43	4,89	7,89
Mésange charbonnière	5.039820	36.472307	2,067	5,77	0,97	5,93	4,4
Pigeon ramier	5.017259	36.474584	2,690	7,54	1,03	7,30	6,11
Pinson des arbres	5.015355	36.482010	2,509	6,85	1,85	3,70	9,95
Pouillot de Bonelli	5.035972	36.475862	3,250	9,15	0,92	9,93	6,62
Rossignol philomèle	5.031357	36.476210	2,523	6,99	1,43	4,88	7,87
Rougegorge familier	5.003384	36.487359	1,325	3,28	1,81	1,81	4,67
Rouge-queue de Moussier	5.048321	36.468268	1,649	4,55	1,05	4,35	3,74
Serin cini	5.031976	36.475715	2,705	7,52	1,43	5,24	8,47
Troglodytes mignon	5.028265	36.478031	2,542	7,00	1,63	4,29	9
Verdier d'Europe	5.021412	36.481259	2,751	7,61	1,63	4,66	9,76

La surface de l'ellipse renseigne sur la variabilité de la dispersion des points autour du barycentre, plus cette variabilité est grande et plus la surface est grande. C'est le cas de la Fauvette grisette (figure 46), du Bulbul des jardins (figure 47), de la Fauvette passerinette (figure 48), de l'Hypolaïs pâle (figure 49) et de la Grive draine (figure 50). Le rapport entre le grand axe et le petit axe (le ratio) est plus important chez la Grive draine qui présente aussi l'écart type le plus élevé. En effet, les points d'abondance de cette espèce sont éloignés du centre de gravité de leur distribution.

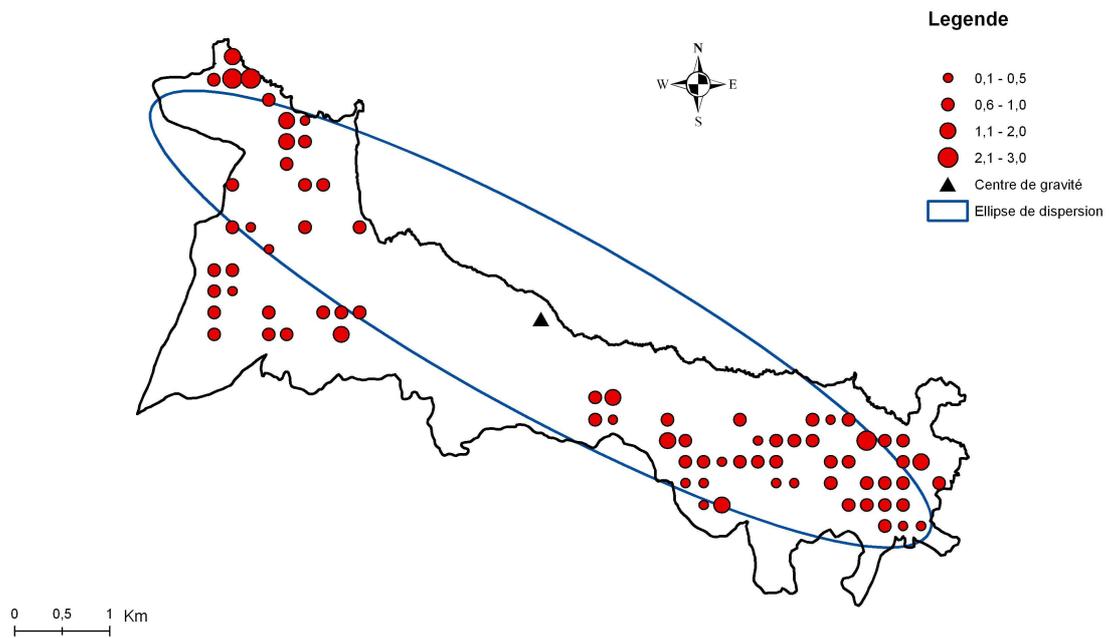


Figure 46 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette grisette

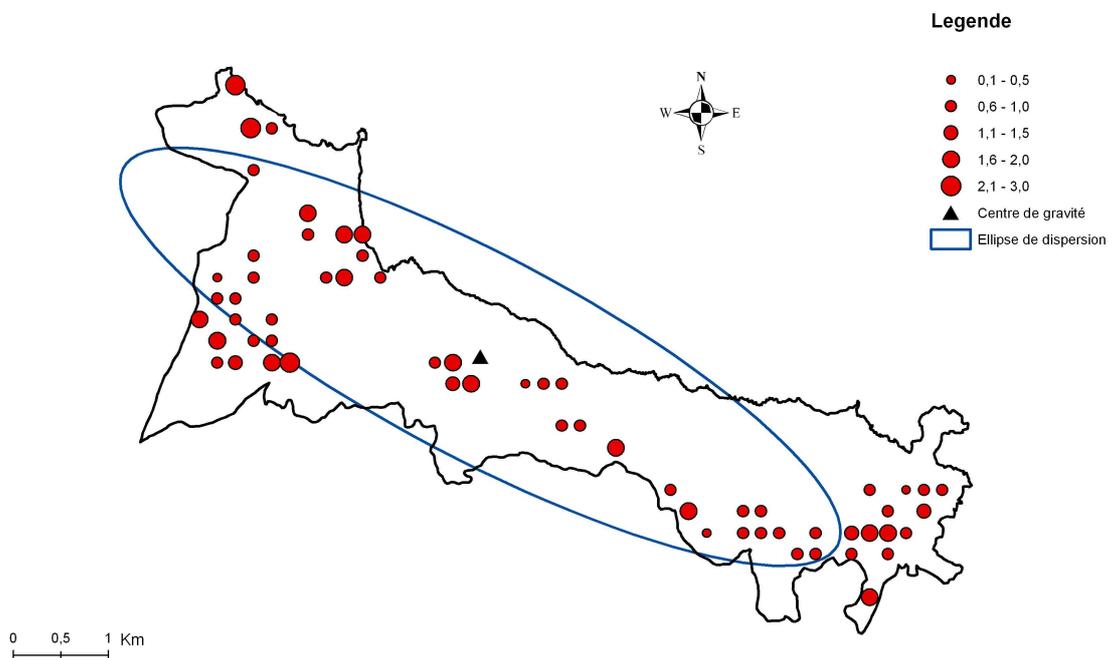


Figure 47 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Bulbul des jardins

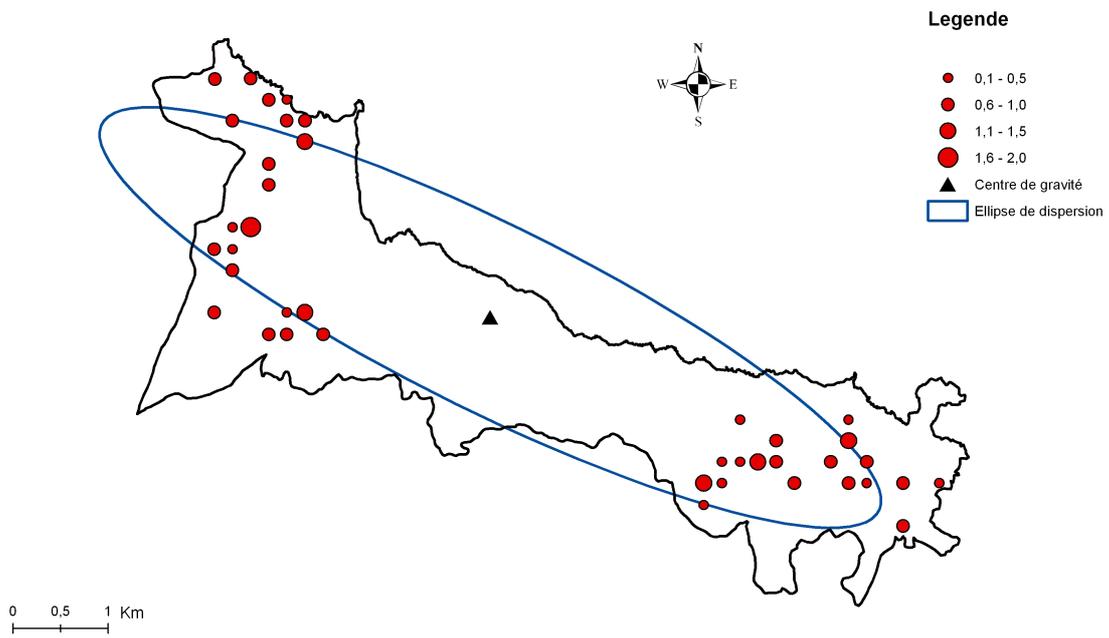


Figure 48 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette passerinette

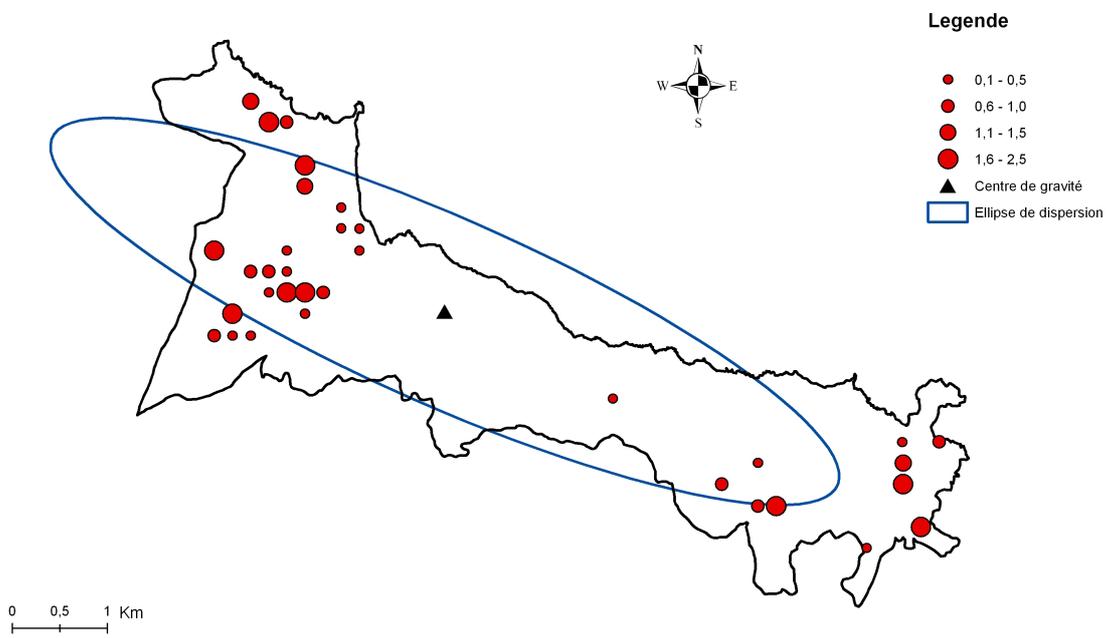


Figure 49 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de l'Hypolaïs pâle

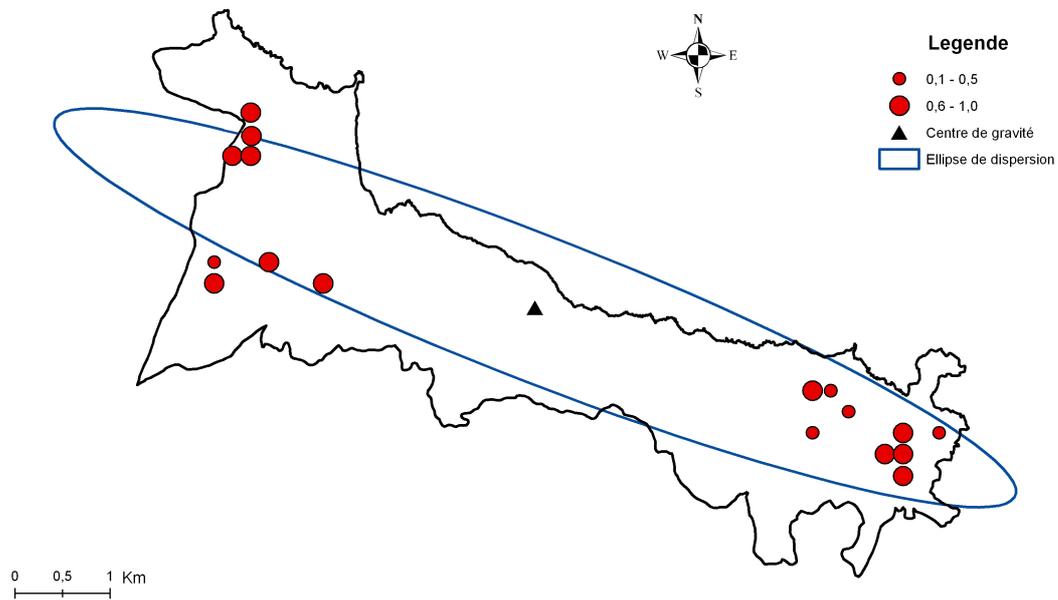


Figure 50 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Grive draine

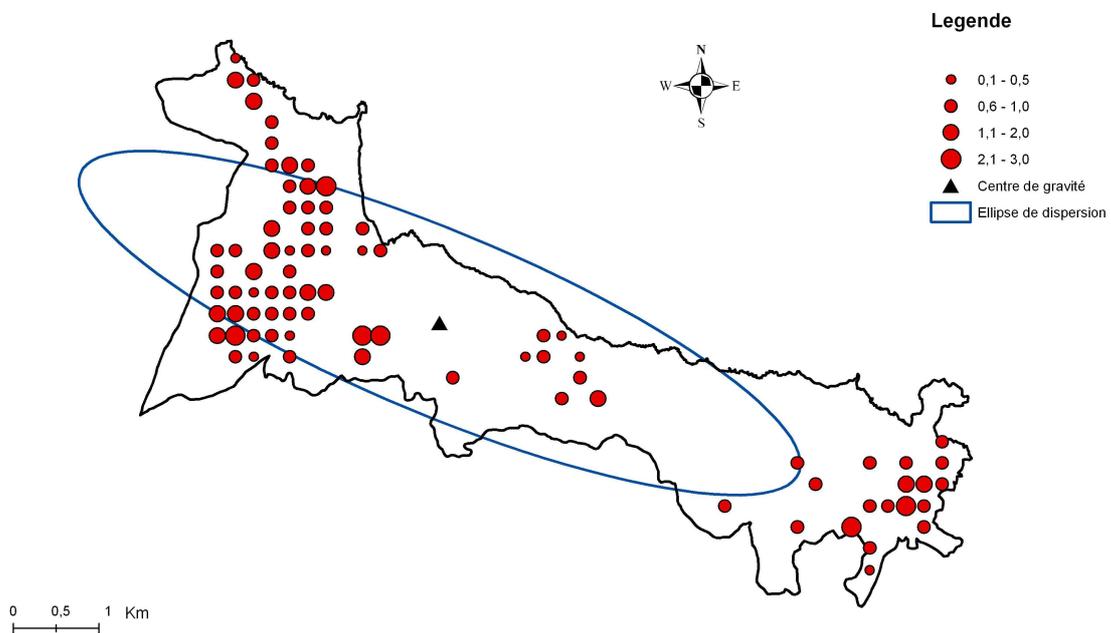


Figure 51 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Pinson des arbres

Notons aussi que lorsque le ratio (grand axe/ petit axe) est grand cela signifie que l'ellipse est allongée indiquant la présence d'une anisotropie dans la dispersion des espèces aviennes. L'anisotropie pourrait être due à un facteur du milieu qui se distribue selon certaines directions ou tout simplement à la forme de la zone d'étude qui est plus ou moins allongée du Sud-est au Nord-ouest.

Les centres de gravité des distributions de la Fauvette grisette et de la Grive draine se localisent au centre de la zone d'étude. Ceux du Bulbul des jardins, de la Fauvette passerinette et de l'Hypolaïs pâle sont plus décalés vers l'Ouest du parc.

Le Pinson des arbres (figure 51), le Verdier d'Europe (figure 52), le Merle noir (figure 53) et le Troglodyte mignon (figure 54) présentent des distributions légèrement plus concentrées que les espèces précédentes. Les surfaces de leurs ellipses, les ratios et les écarts types sont moins importants. Cependant, la distribution du Pinson des arbres est la plus concentrée avec le ratio le plus faible.

Le centre de gravité de la distribution du Troglodyte mignon se trouve au milieu du territoire du parc alors que ceux du Merle noir et du Verdier sont décalés vers l'Ouest du parc. Pour ce qui est du Pinson des arbres, son centre de gravité se situe à l'Ouest où nous enregistrons le maximum de contact avec cette espèce.

Les ellipses de dispersion de la Fauvette mélanocéphale (figure 55), du Serin cini (figure 56), de la Fauvette à tête noire (figure 57) et du Gobemouche gris (figure 58) présentent des surfaces plus réduites que chez les espèces précédentes. Le rapport grand axe/petit axe est faible chez les Fauvettes mélanocéphale et à tête noire ce qui explique la forte concentration des points d'abondance autour du centre de gravité alors que pour le Serin cini et le Gobemouche gris, les points sont plus dispersés autour du centre de gravité.

Les centres de gravités de la distribution des abondances de la Fauvettes mélanocéphale et du Serin cini se localisent presque au milieu du parc alors que celui de la Fauvette à tête noire est plus décalé vers l'Ouest. Pour le Gobemouche gris, le centre de gravité de sa distribution est plus à l'Est là où nous avons enregistré les plus importantes abondances de cette espèce.

Concernant la Mésange bleue et le Rossignol philomèle, bien que plus abondantes, ces espèces présentent des ellipses de dispersion (figures 59, 60) similaires à celle du Chardonneret élégant (figure 61), de l'Hypolaïs polyglotte (figure 62), du Bruant fou (figure 63) et de la Fauvette pitchou (figure 64).

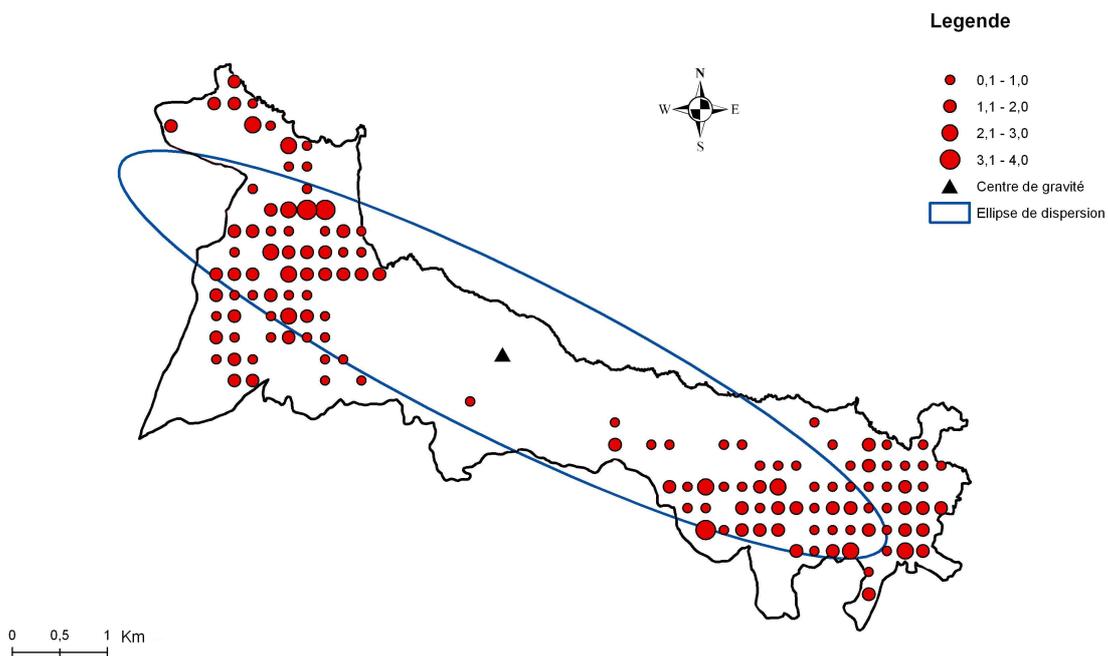


Figure 52 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Verdier d'Europe

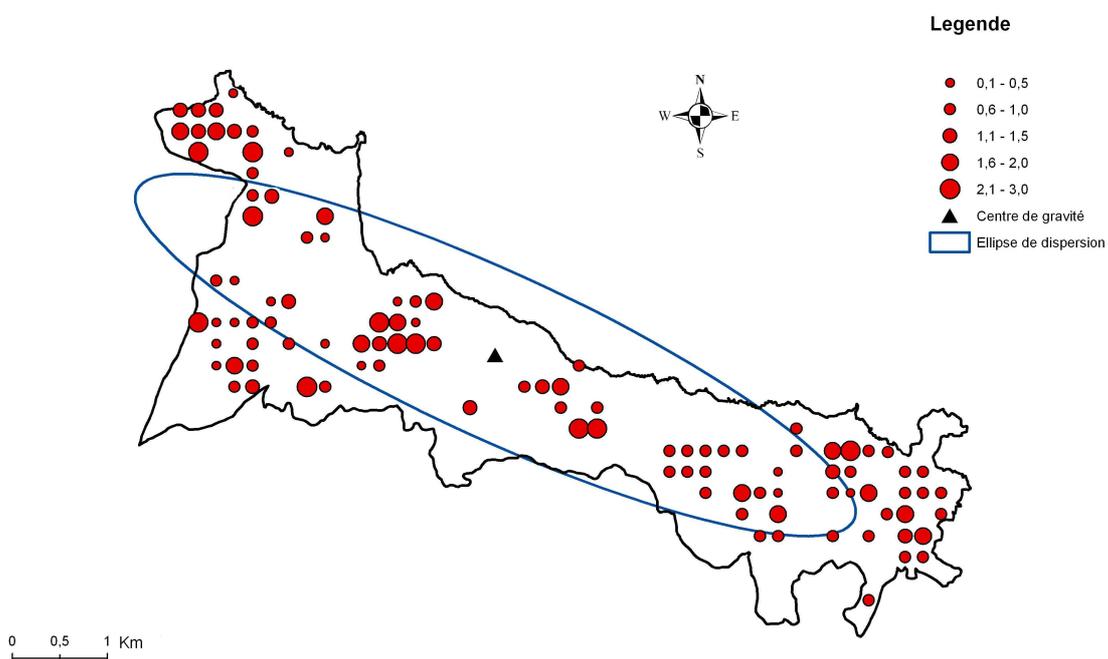


Figure 53 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Merle noir

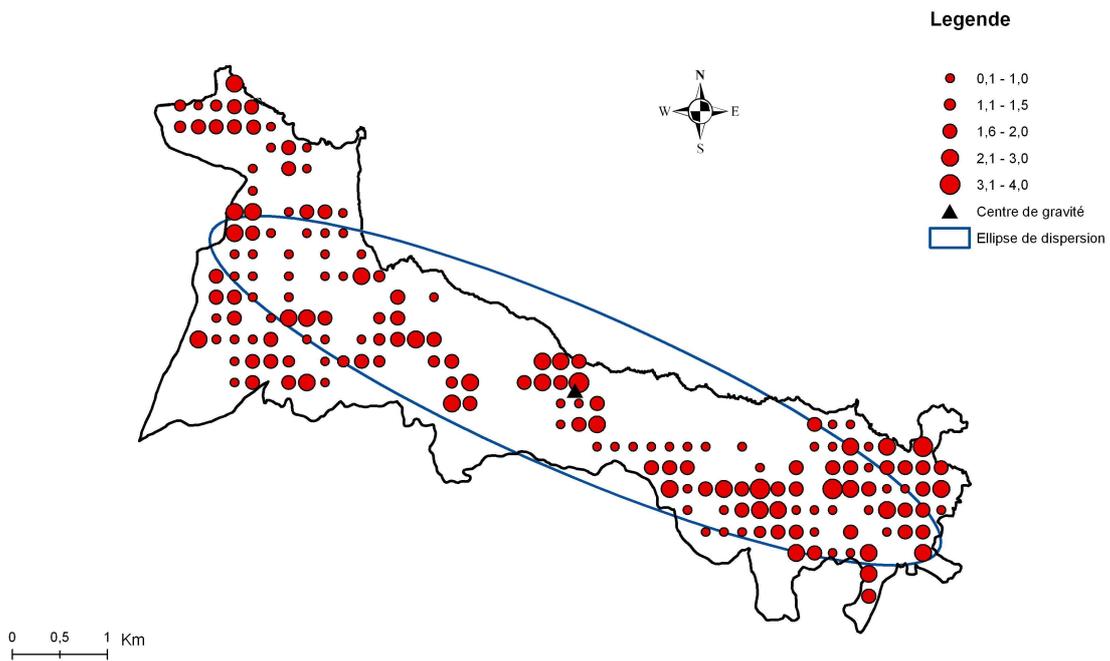


Figure 54 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Troglodyte mignon

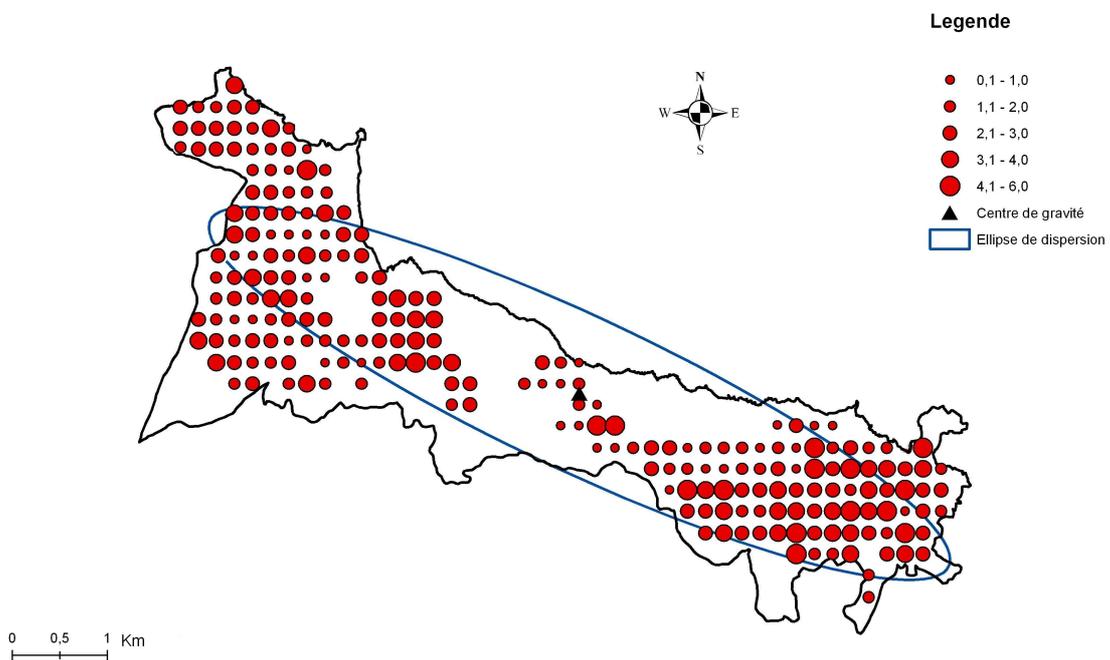


Figure 55 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette mélanocéphale

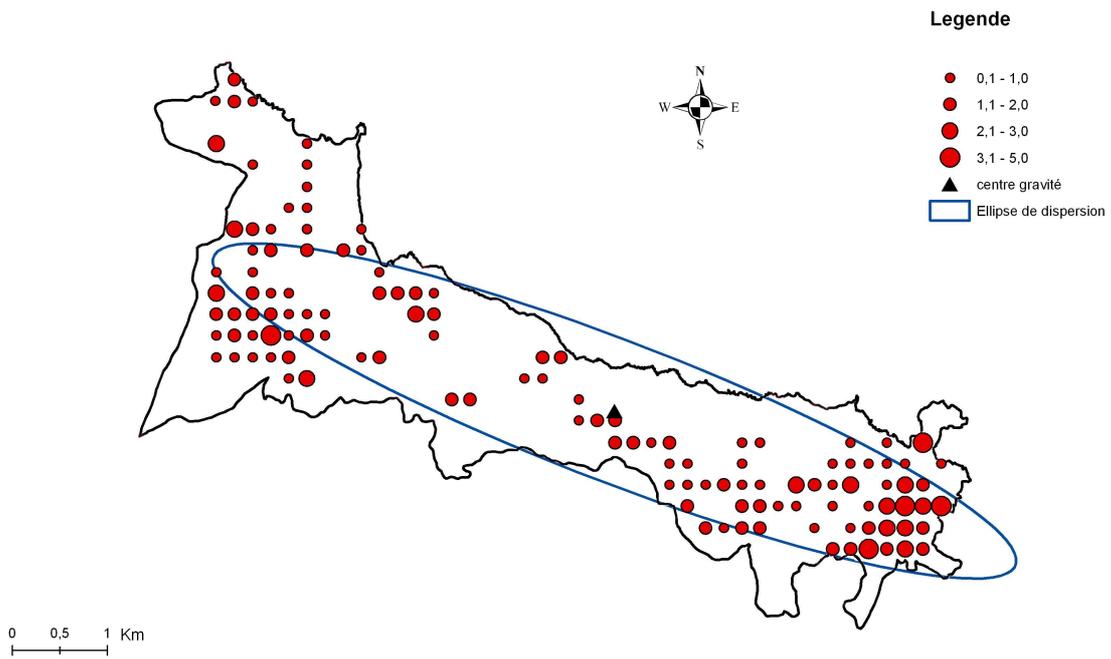


Figure 56 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Serin cini

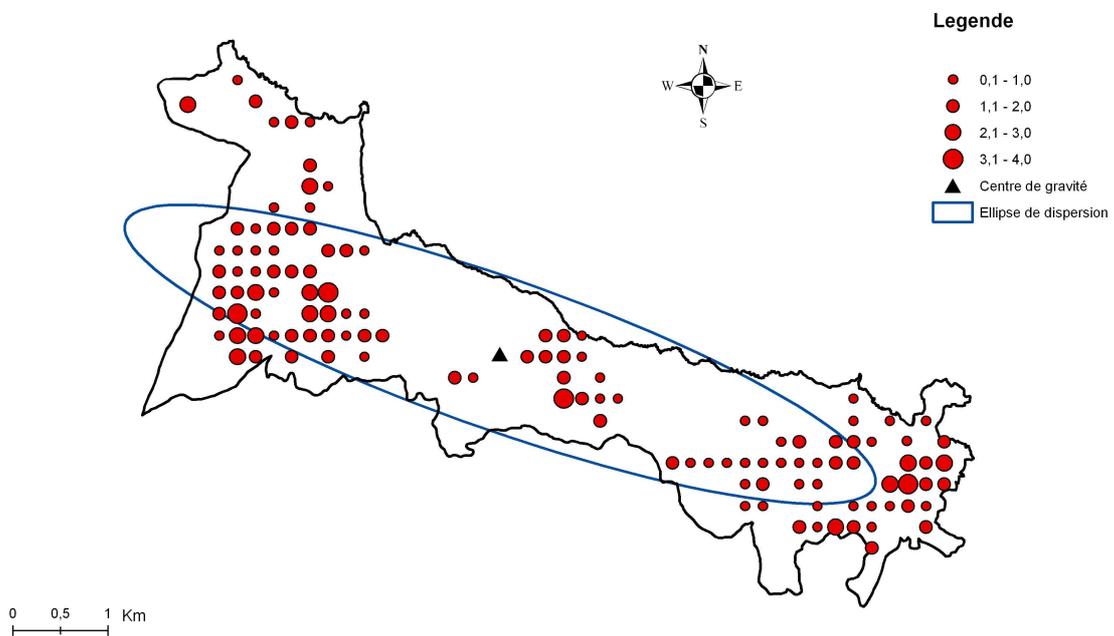


Figure 57 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette à tête noire

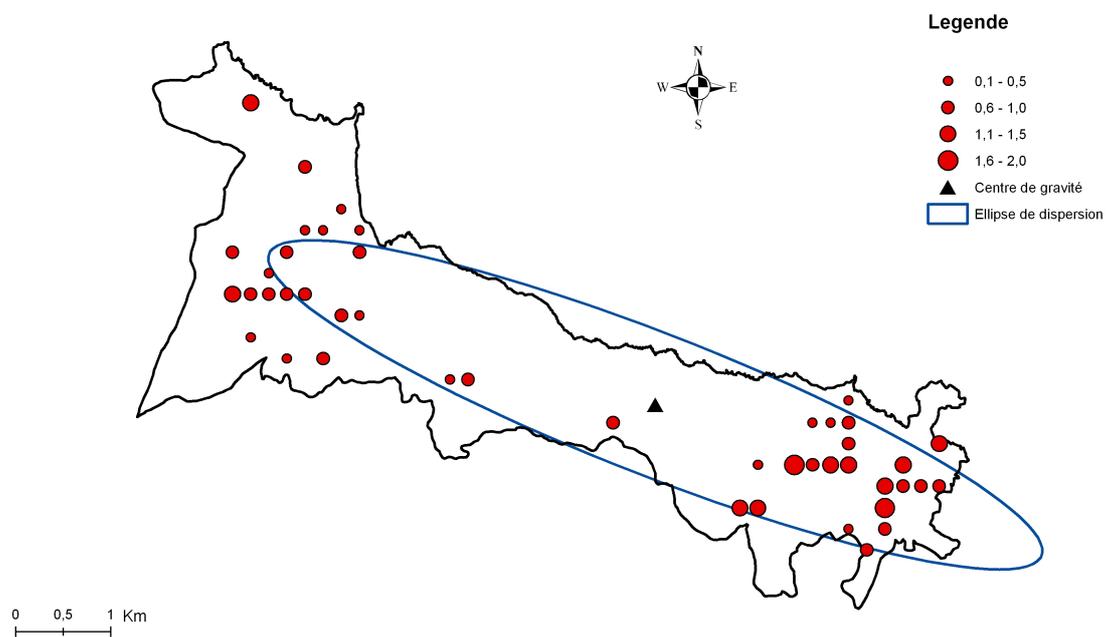


Figure 58 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Gobemouche gris

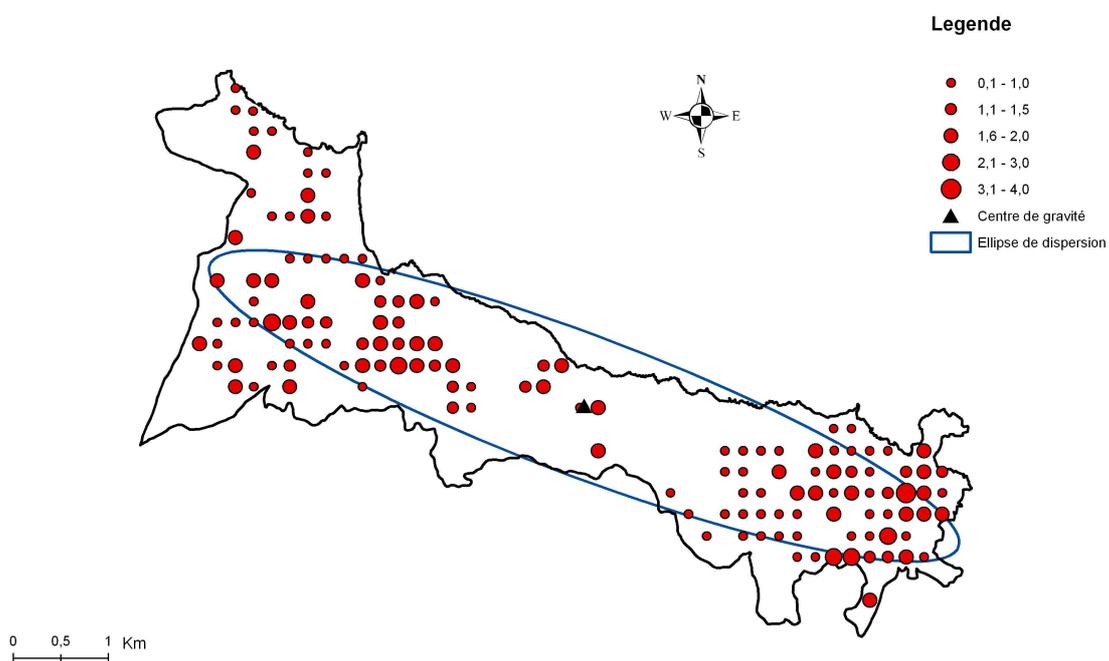


Figure 59 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Mésange bleue

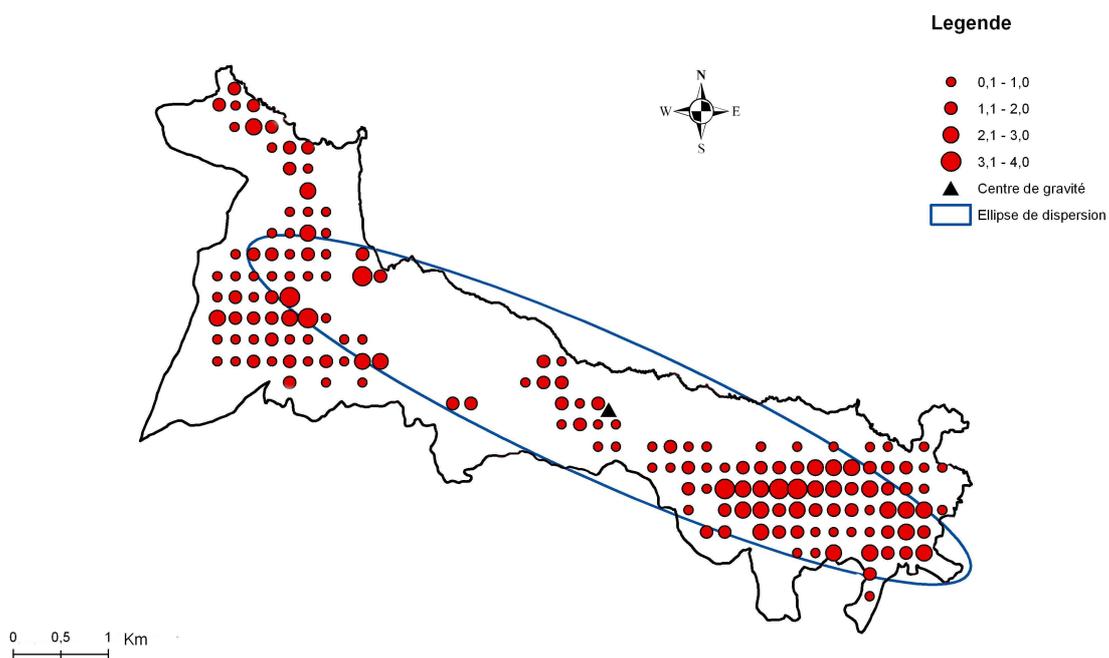


Figure 60 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Rossignol Philomèle

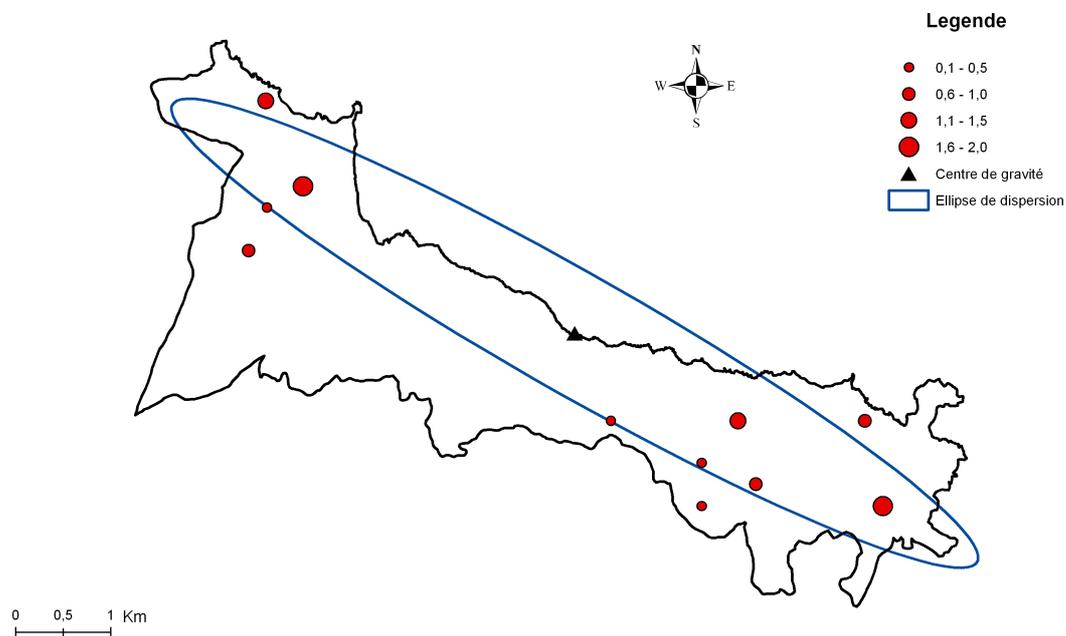


Figure 61 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Chardonneret élégant

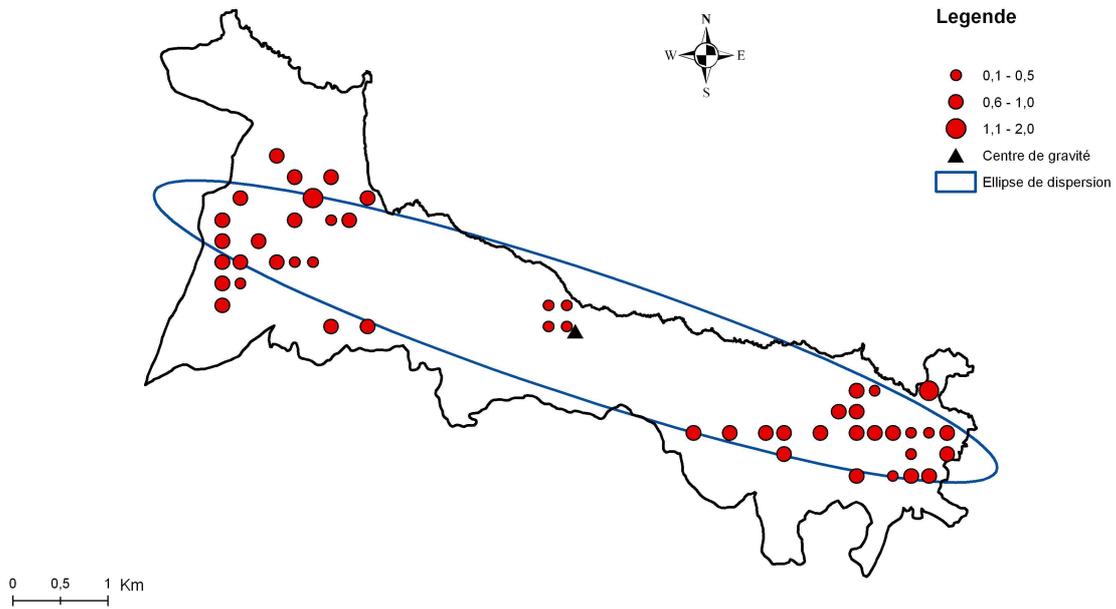


Figure 62 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de l’Hypolaïs polyglotte

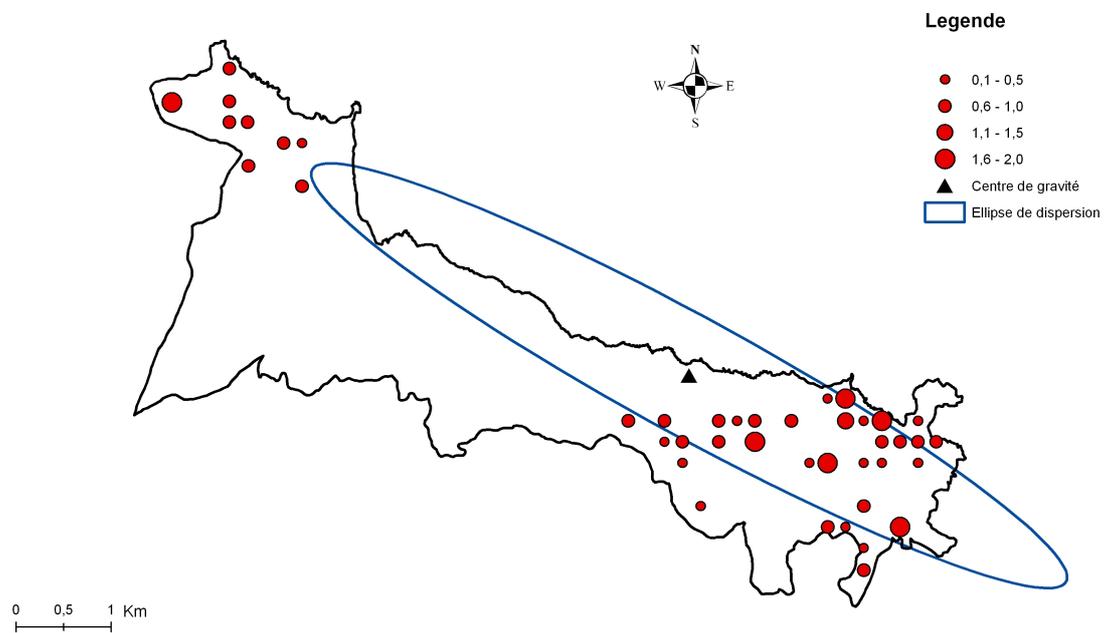


Figure 63 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Bruant fou

Les surfaces importantes des ellipses de dispersion du Chardonneret élégant et du Bruant fou sont dues à l'étirement des ellipses suite à la localisation des points d'abondances aux extrémités du parc. Ceci est confirmé par les ratios qui sont respectivement de 7,04 et 6,58. Les écarts type sont aussi élevés, respectivement 2,979 et 2,760.

Les centres de gravité des distributions de ces espèces sont presque au milieu de la zone d'étude, sauf pour le Bruant fou dont le centre de gravité est localisé à l'Est du parc où la majorité des contacts ont été notés. Le centre de gravité de la Fauvette pitchou se localise à l'Ouest.

Les ellipses de dispersion du Pouillot de Bonelli (figure 65) et du Pigeon ramier (figure 66) présentent des dimensions importantes suite à la grande dispersion des points d'abondance. Les ratios sont très importants traduisant l'étirement des ellipses. Les centres de gravité de ces deux espèces sont localisés au Sud pour le Pigeon ramier et au Nord Est pour le Pouillot de Bonelli.

Le Rougegorge familier est plus confiné à la zone Ouest du parc, son ellipse de dispersion (figure 67) est de faible surface. Le ratio est très faible indiquant que la forme de dispersion est presque circulaire autour du centre de gravité. Aucune tendance n'est donc observée et l'écart type est faible.

La Mésange charbonnière (figure 68) bien que son ellipse de dispersion soit de faible surface, elle présente une répartition plus au moins étalée sur la zone d'étude d'où un ratio élevé (5,93). Le centre de gravité se localise dans la partie Est du parc. Notons aussi que l'écart type est assez élevé suite aux abondances localisées plus loin du centre de gravité soit à l'extrême Ouest du parc.

La Fauvette orphée (figure 69) présente une distribution similaire à la Mésange charbonnière mais avec des abondances plus faibles. La surface de l'ellipse est moins importante, le ratio est lui aussi plus faible. Le centre de gravité est localisé dans la zone Est du parc.

L'ellipse de dispersion du Merle bleu (figure 70) est très étirée attestant d'une concentration des points d'abondances. En effet, sa surface est faible (2,46 Km²) et le ratio est très important (12,07). Le centre de gravité de la distribution de cette espèce est localisé au Nord Est du parc au niveau des zones rocheuses et falaises.

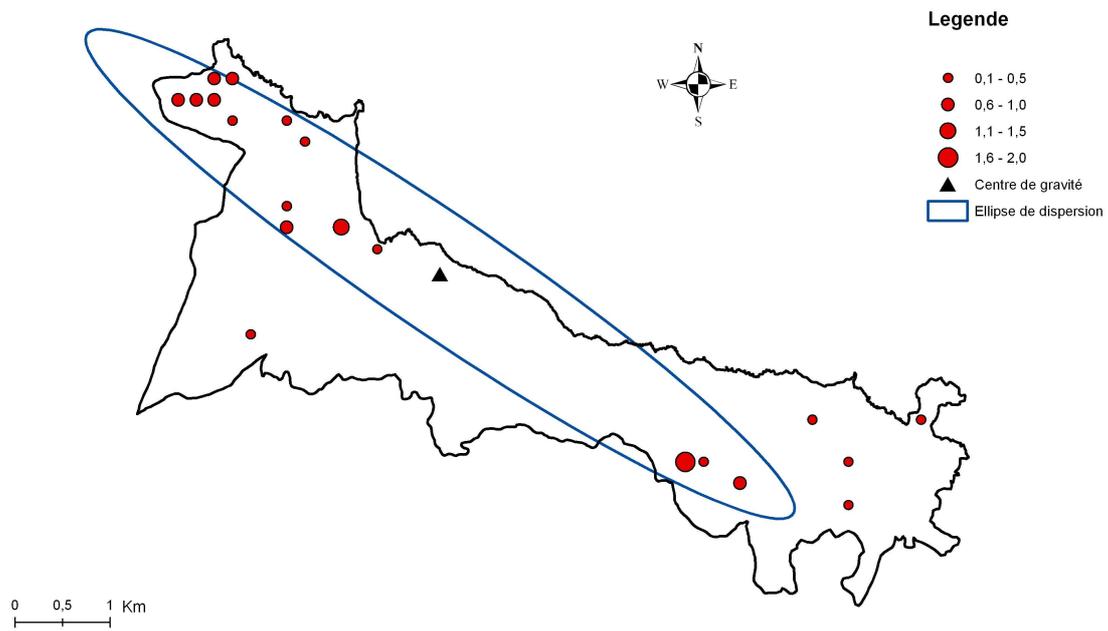


Figure 64 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette pitchou

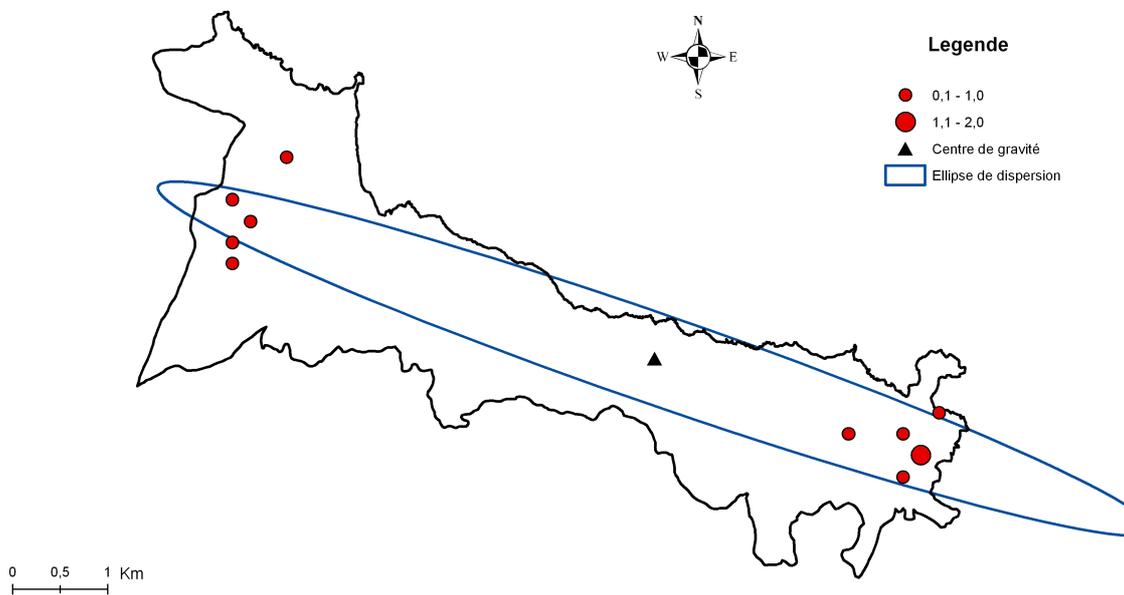


Figure 65 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Pouillot de Bonelli

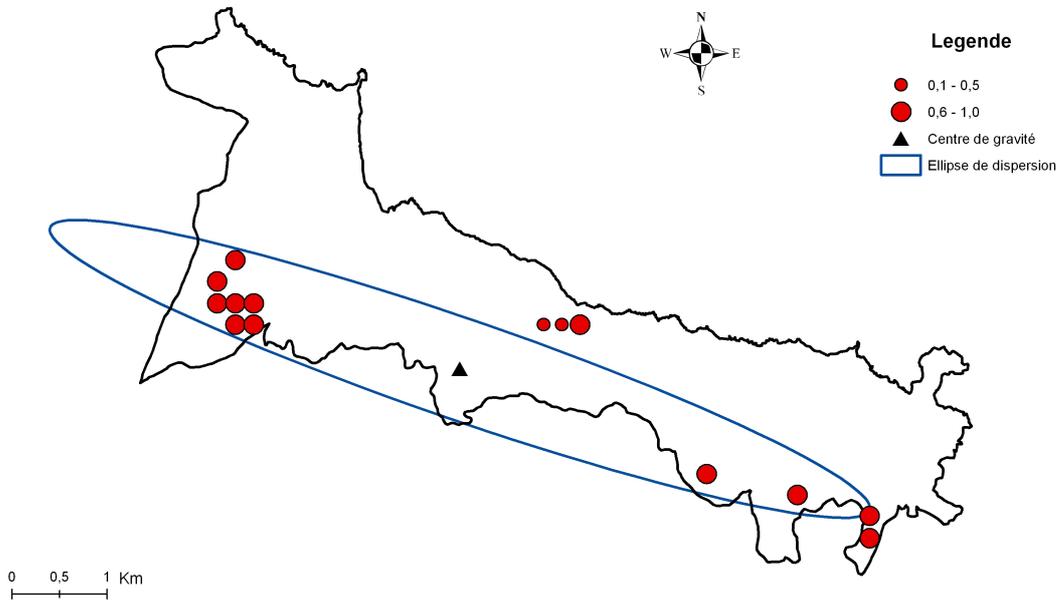


Figure 66 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Pigeon ramier

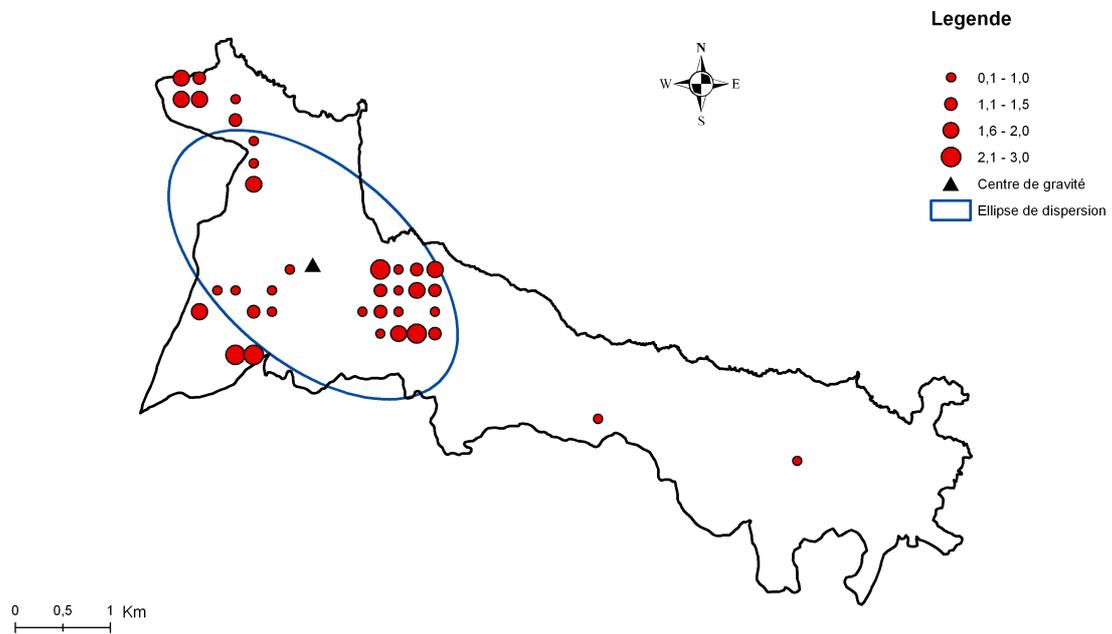


Figure 67 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Rougegorge familier

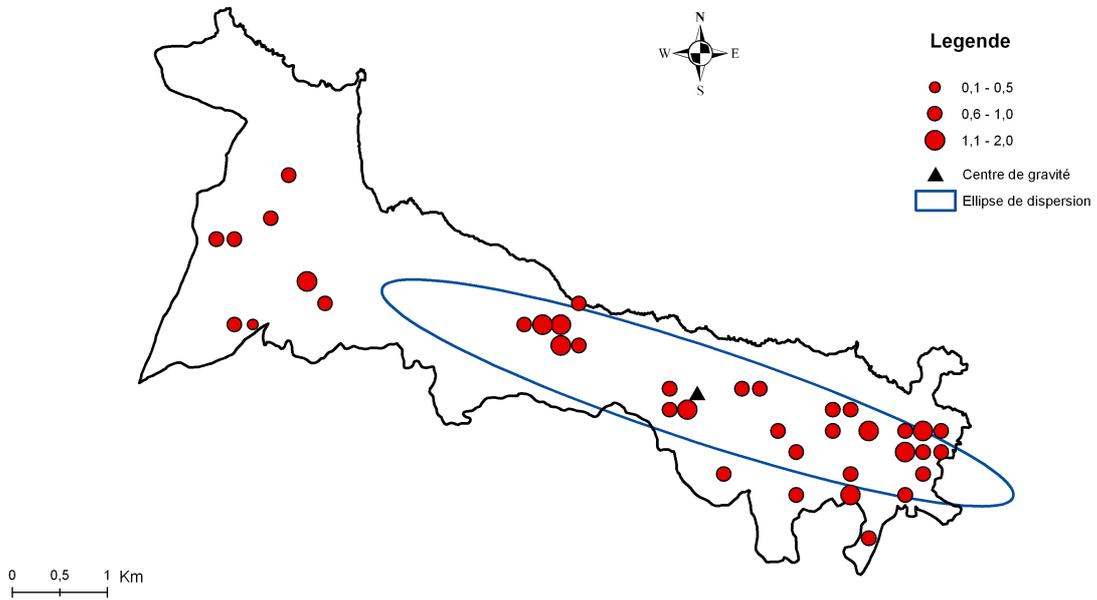


Figure 68 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Mésange charbonnière

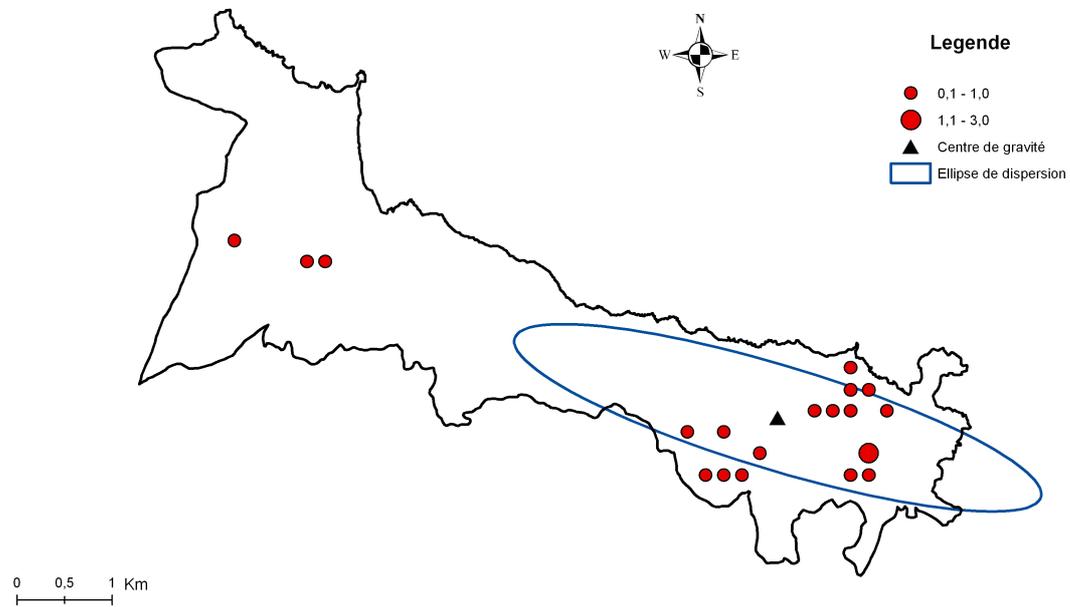


Figure 69 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Fauvette orphée

Les trois espèces restantes en l'occurrence le Bruant proyer (figure 71), le Cochevis huppé (figure 72) et le Rougequeue de Moussier (figure 73) présentent des distributions très localisées qui se traduisent par des ellipses de faibles surfaces.

L'ellipse de dispersion du Bruant proyer présente une surface de 3,32 km² avec un ratio faible (2,96), l'écart type est faible (1,318). Ceci traduit une répartition localisée et concentrée autour du centre de gravité qui se localise au Nord Ouest du parc.

Le Cochevis huppé présente l'ellipse de dispersion la plus réduite (0,87 km²) par rapport aux autres espèces. Le ratio est faible (1,86) ainsi que l'écart type. Le centre de gravité est localisé au Nord Ouest du parc.

Ces deux dernières espèces (Bruant fou et Cochevis huppé) se localisent à l'extrême Nord-Ouest du parc suite à la nature du milieu qui se caractérise par des formations basses et des terres agricoles. Ce sont les habitats favorables pour ces deux espèces.

Le Rougequeue de Moussier se localise à l'Est du parc. L'ellipse de dispersion des abondances de cette espèce présente une surface relativement faible (3,74 km²) mais le ratio est assez élevé (4,35) ceci est dû à l'étirement de l'ellipse suite à l'observation de cette espèce à l'extrémité Nord-Ouest du parc. Toutefois, le centre de gravité de cette distribution se localise à l'Est. L'écart type est aussi faible (1,649) attestant que la majorité des points se concentrent autour du centre de gravité.

7.7 - Analyse géostatistique

L'analyse géostatistique a été effectuée pour détecter la structure spatiale de la répartition des espèces aviennes et de réaliser des cartes d'interpolation par krigeage. Cependant, nous avons étudié en parallèle la structure spatiale des dix (10) composantes des ACP (structure végétale, composition floristique et anthropisation) retenues précédemment ainsi que certains paramètres tel que l'altitude, la pente et la diversité végétale que nous avons calculé par la formule de Shannon.

L'étude de la structure spatiale de ces paramètres nous sera d'une grande utilité pour expliquer la répartition et la structure spatiale des abondances des espèces aviennes retenues.

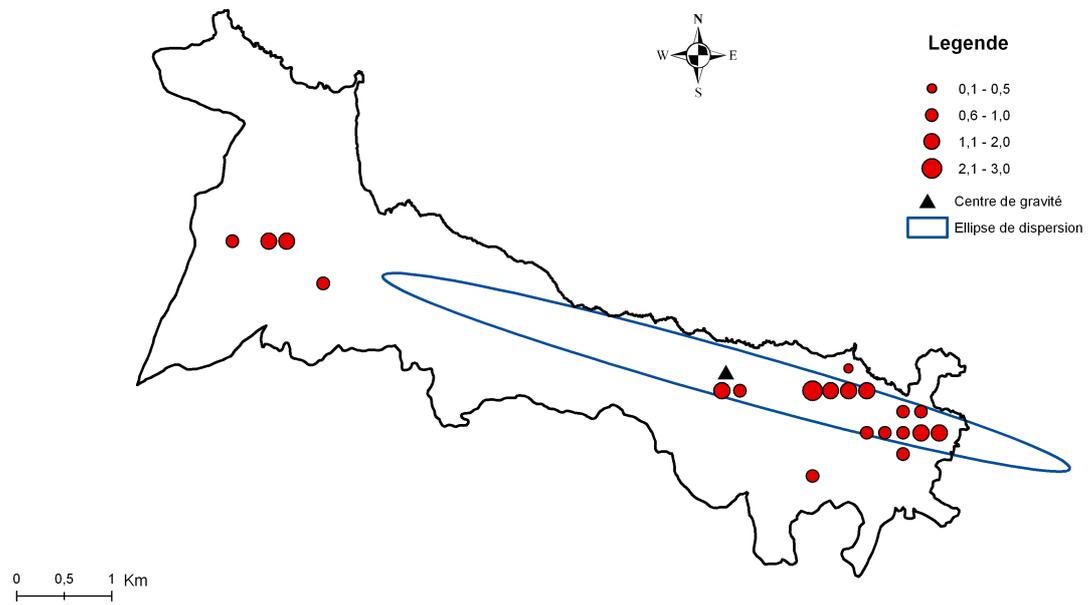


Figure 70 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Merle bleu

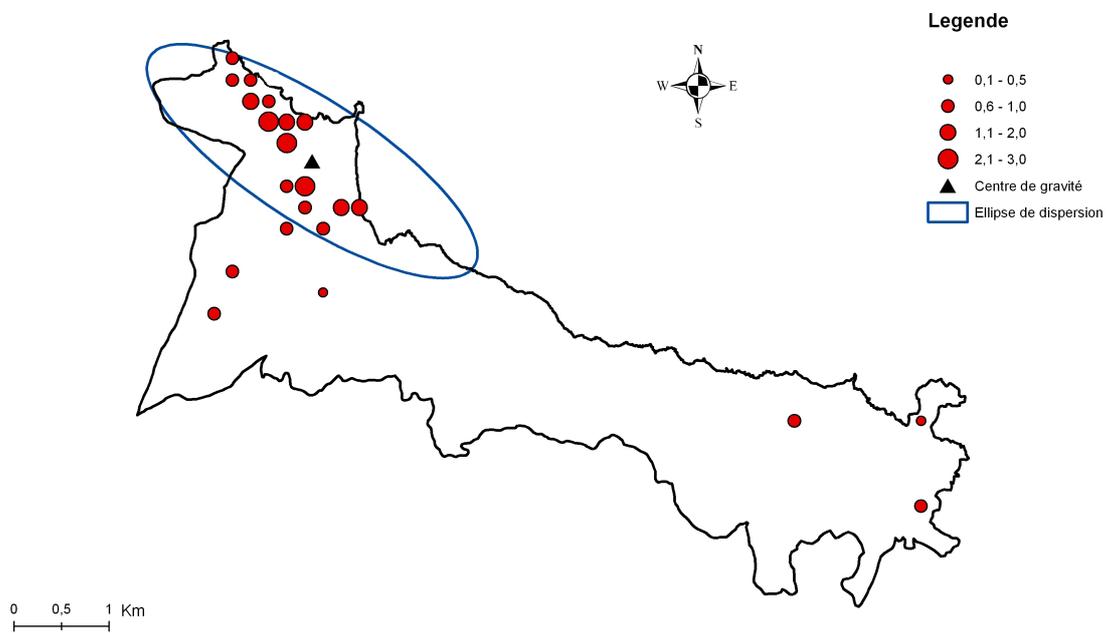


Figure 71 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Bruant proyer

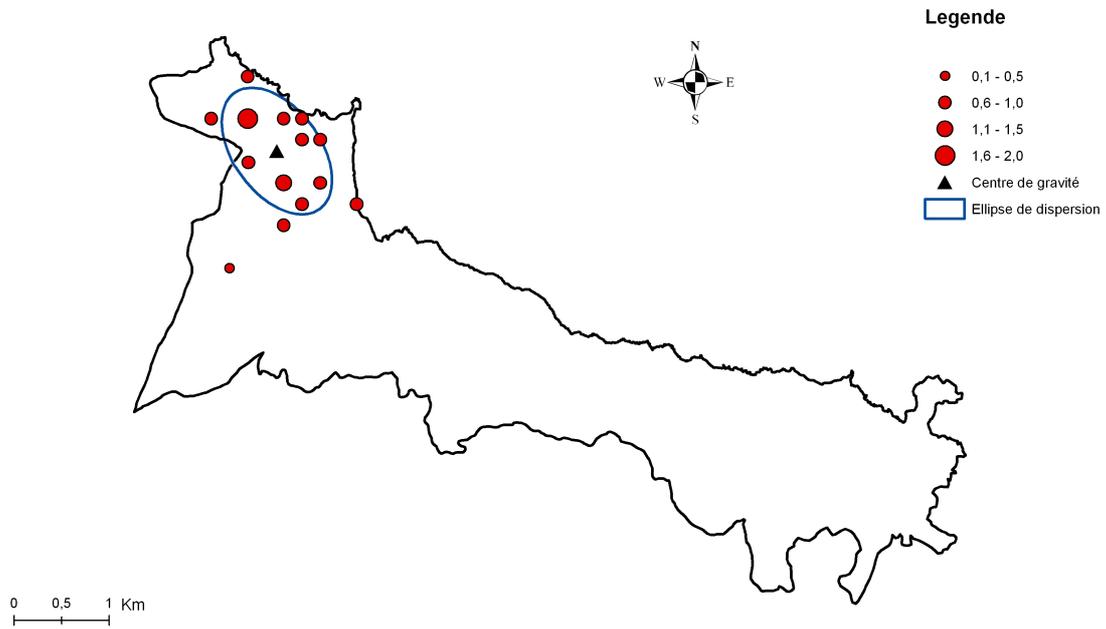


Figure 72 : Caractéristiques centrographiques de la répartition du Cochevis huppé

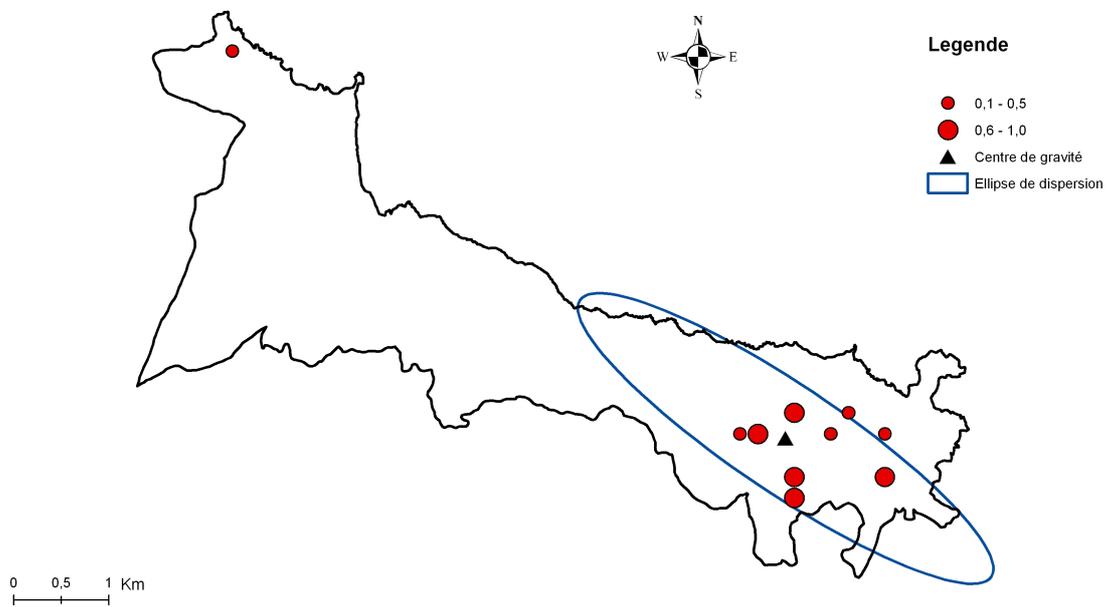


Figure 73 : Caractéristiques centrographiques de la répartition de la Rubiette de Moussier

7.7.1 – Analyse variographique

Les variogrammes des espèces aviennes (figure 74 a, b, c) ainsi que les paramètres retenus (figure 75 a, b) montrent qu'il s'agit de variogrammes bornés c'est-à-dire présentant un palier à l'infini. Ceci révèle en terme géostatistique que la variable abondance des espèces est stationnaire d'ordre 2. A cet effet, l'hypothèse de stationnarité émise est vérifiée et l'interpolation par krigeage est ainsi permise.

Rappelons qu'un phénomène est stationnaire d'ordre 2 lorsque les deux premiers moments (la moyenne et la variance) de la loi spatiale sont stationnaires dans un voisinage immédiat (Cressie, 1991 ; Webster et Oliver, 2007).

Les caractéristiques des variogrammes sont résumées dans le tableau XIII.

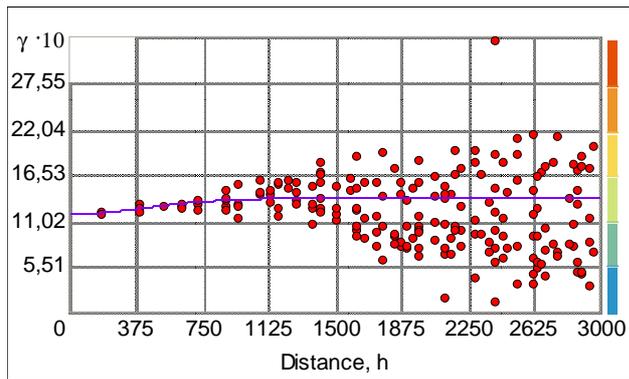
Tous les variogrammes présentent un effet de pépité. Ce dernier est dû à une microstructure des phénomènes étudiés qui n'est pas perceptible par le pas d'échantillonnage de notre étude (maille de 250 x 250 m) et/ou à certaines erreurs de mesures.

L'effet pépité diffère entre les espèces et les paramètres retenus. La pépité la plus élevée est enregistrée chez la Fauvette mélanocéphale alors que la plus faible est chez le Rouge gorge. Les composantes des ACP présentent des effets pépites nettement plus importants.

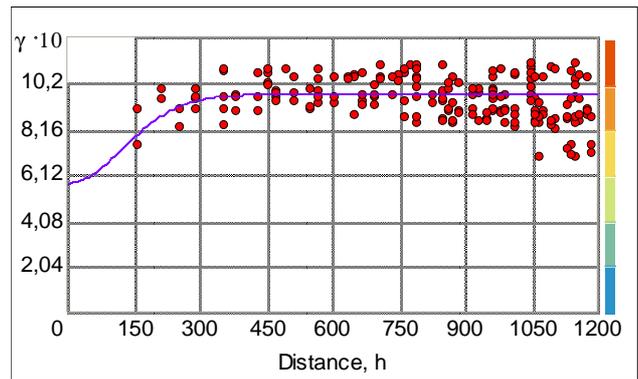
L'examen des variogrammes dans différentes directions a décelé la présence d'une anisotropie pour l'ensemble des espèces et des paramètres étudiés à l'exception des deuxièmes composantes de la structure de la végétation (STR2) et de la composition floristique (FLOR2) ainsi que la diversité végétale, l'altitude et la pente. Cette anisotropie sera prise en compte automatiquement lors de l'interpolation par krigeage.

L'anisotropie est de direction Nord-Nord-Est pour la Mésange bleue et le Merle noir, Nord – Est pour l'Hypolaïs pâle, Est- Nord-est pour le Verdier d'Europe, le Pinson des arbres et le Gobemouche gris.

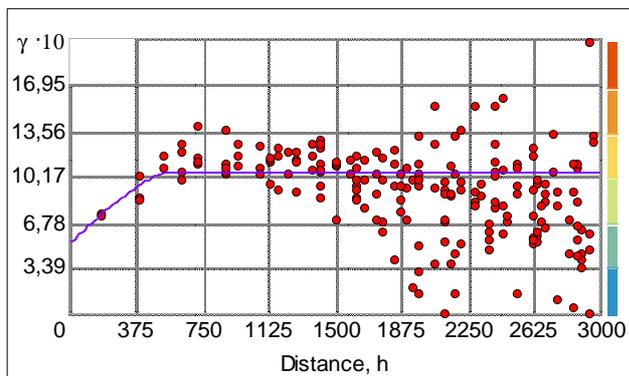
Le Troglodyte mignon est structuré spatialement selon une direction Est- Sud Est alors que le Rougegorge familier suit une direction Ouest- Sud Ouest.



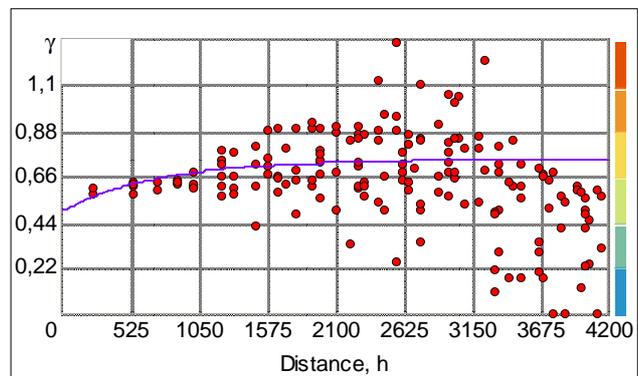
Fauvette mélanocéphale



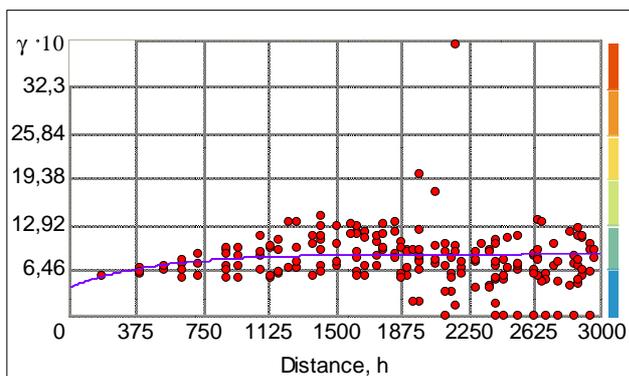
Troglodyte mignon



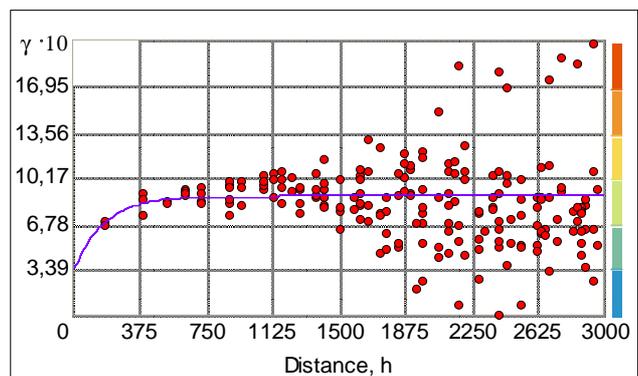
Rossignol philomèle



Mésange bleue

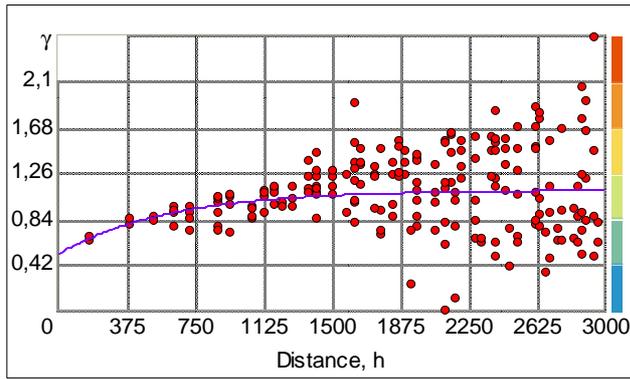


Verdier d'Europe

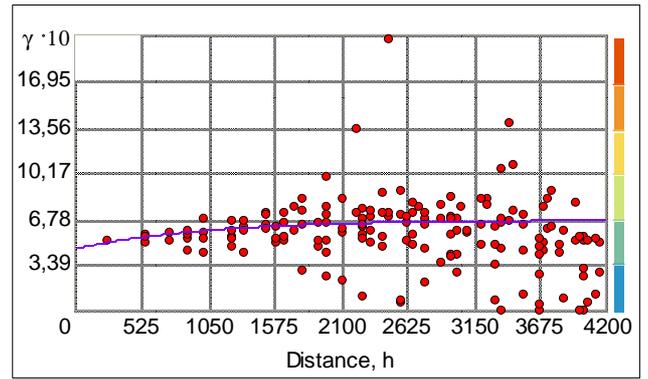


Serin cini

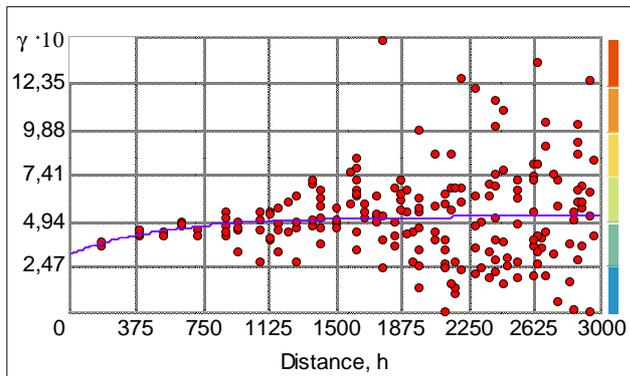
Figure 74a : Variogrammes des espèces aviennes retenues



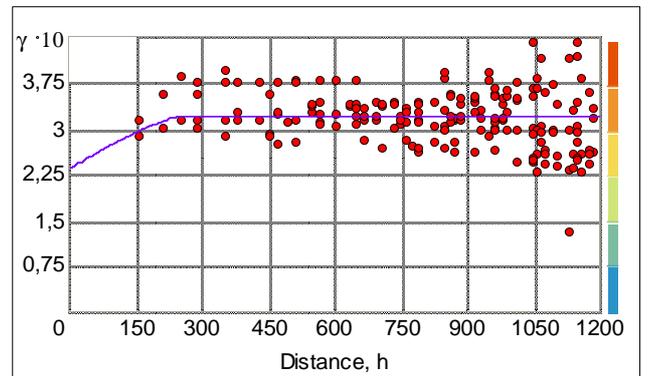
Fauvette à tête noire



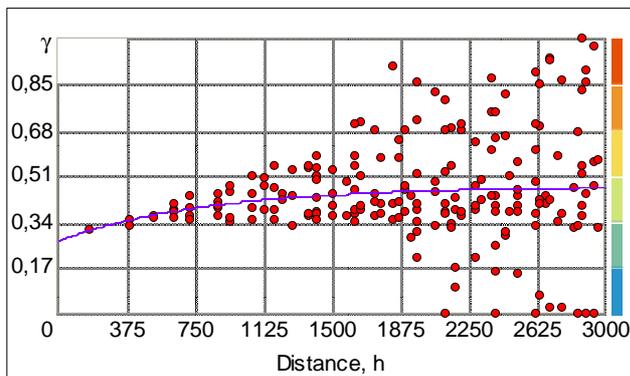
Merle noir



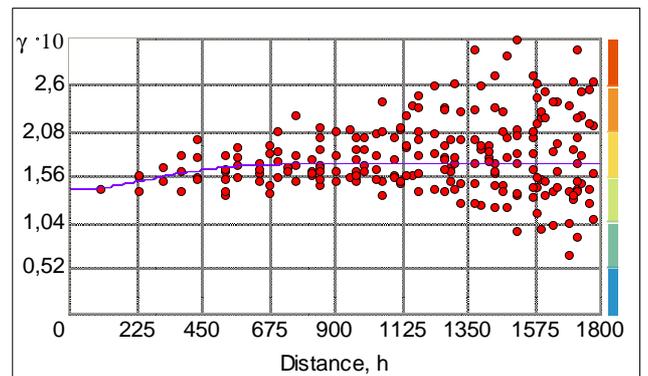
Pinson des arbres



Fauvette grisette

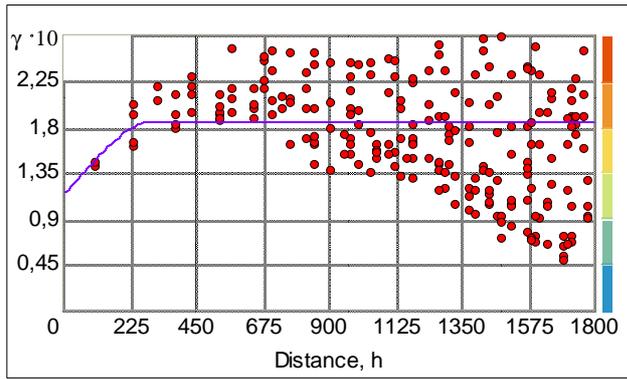


Bulbul des jardins

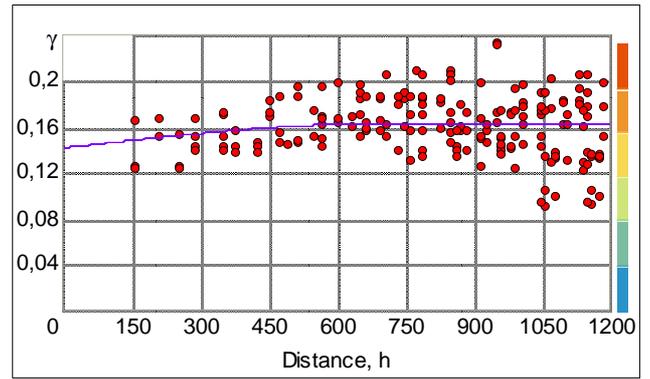


Hypolaïs polyglotte

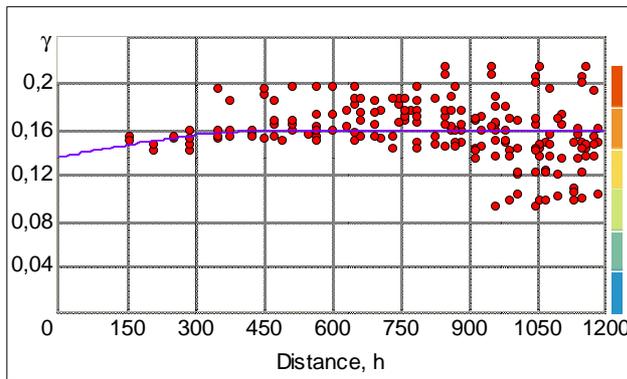
Figure 74b : Variogrammes des espèces aviennes retenues



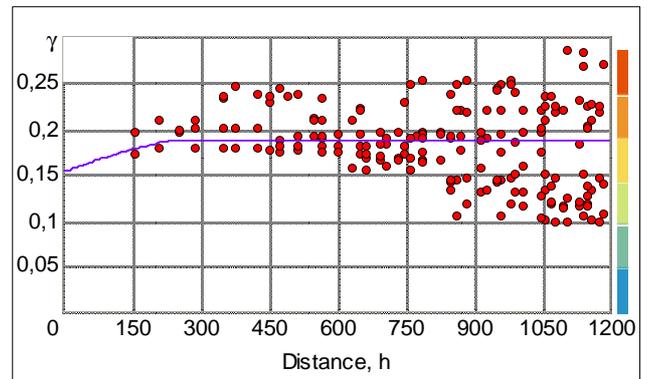
Gobemouche gris



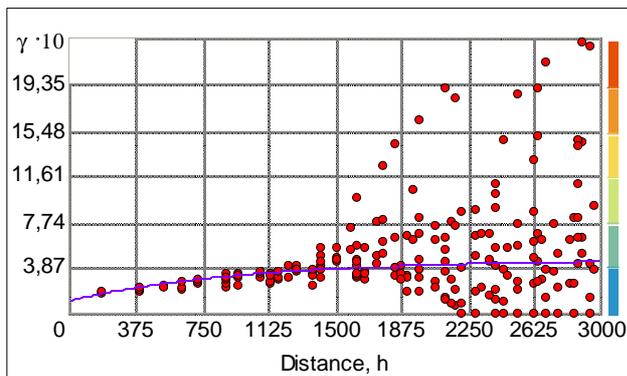
Bruant fou



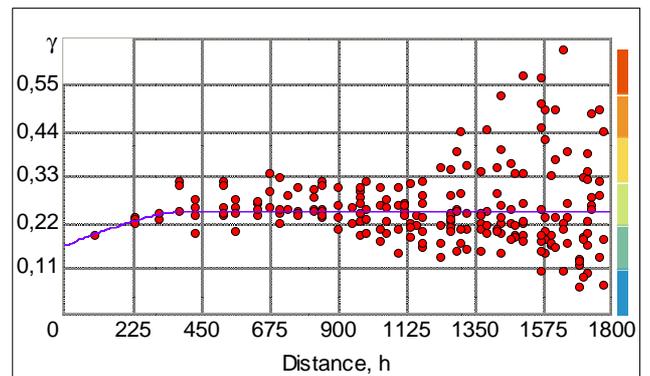
Fauvette passerinette



Mésange charbonnière

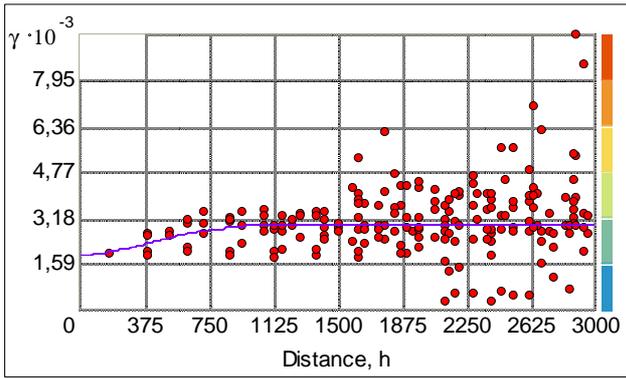


Rouge gorge

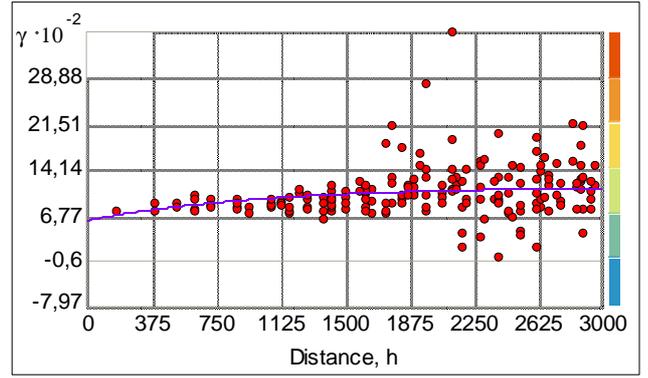


Hypolaïs pâle

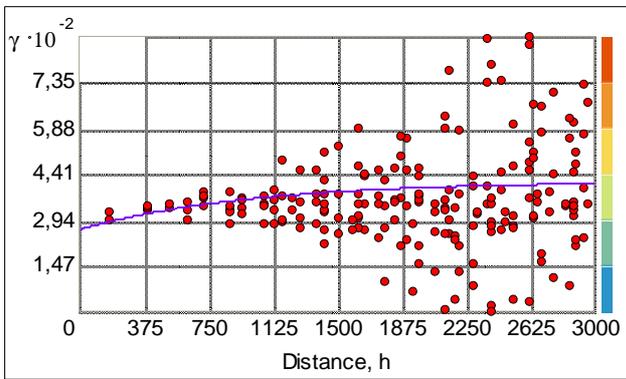
Figure 74c : Variogrammes des espèces aviennes retenues



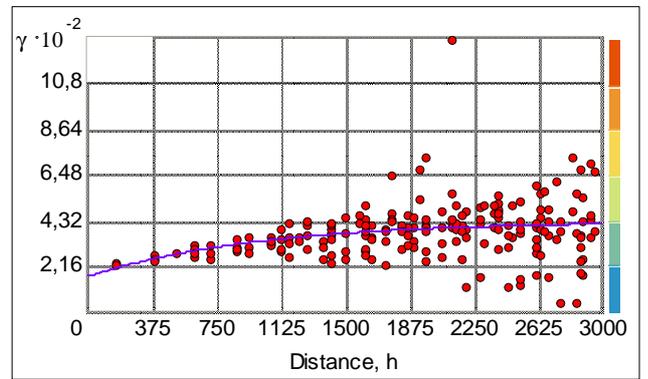
STR1



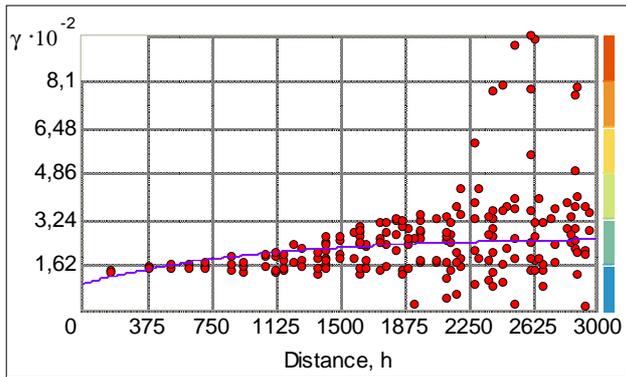
STR2



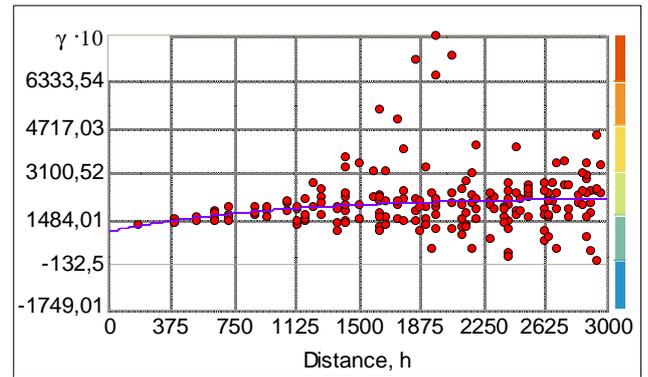
STR3



FLOR1

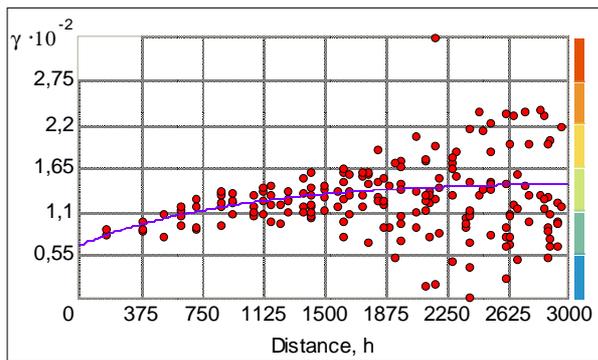


FLOR2

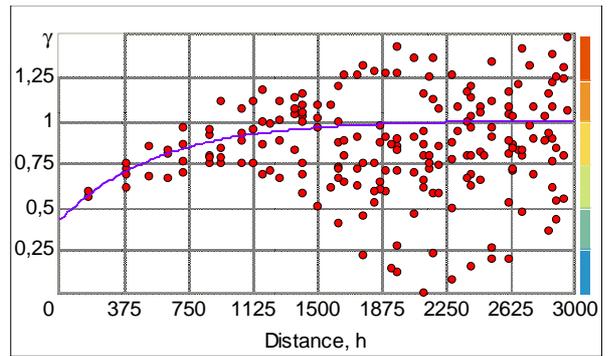


FLOR3

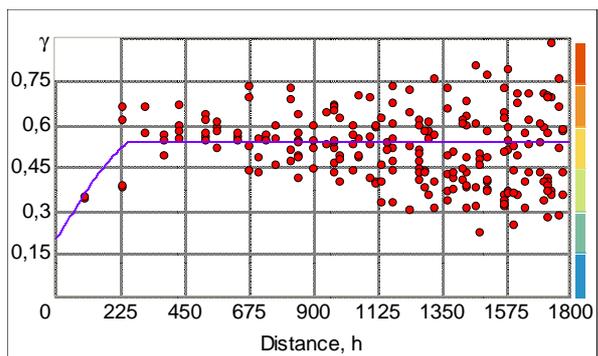
Figure 75a : Variogrammes des paramètres retenus



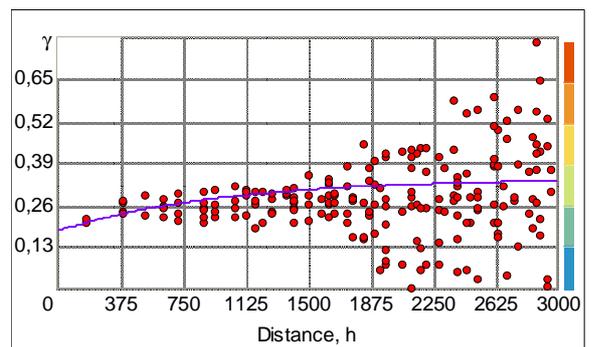
FLOR4



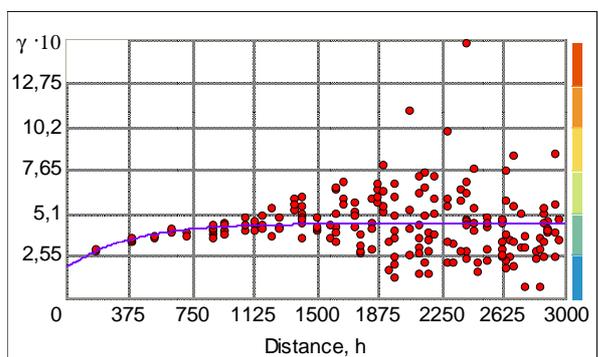
ANTH1



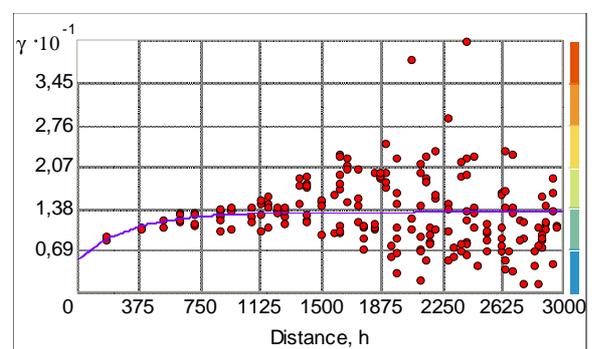
ANTH2



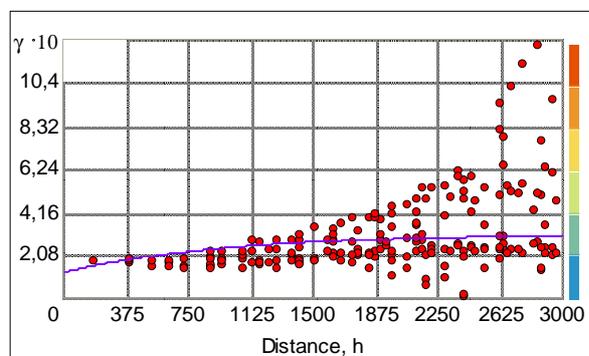
ANTH3



Diversité avienne



Richesse avienne



Diversité végétale

Figure 75b : Variogrammes des paramètres retenus

Tableau XIII : Caractéristiques des variogrammes (espèces et paramètres)

	Espèces	Grande portée (m)	Petite portée (m)	Direction	Pépite
Espèces aviennes	Fauvette mélanocéphale	2963,32	1171,66	355,0	1,1843
	Troglodyte mignon	563,968	260,835	94,0	0,67118
	Rossignol philomèle	787,966	455,431	271,3	0,518
	Mésange bleue	4148,64	1903,29	20,6	0,4979
	Verdier d'Europe	2963,32	963,214	86,4	0,31039
	Serin cini	2963,32	663,085	328,6	0,65823
	Fauvette à tête noire	2963,32	1434,18	318,5	0,5067
	Merle noir	4148,64	1861,89	22,1	0,41426
	Pinson des arbres	2963,32	1281,56	65,6	0,30974
	Fauvette grisette	1185,33	260,835	327,8	0,28822
	Bulbul des jardins	2963,32	1491,75	283,1	0,23369
	Hypolaïs polyglotte	2963,32	455,431	304,4	0,14317
	Gobemouche gris	414,619	273,258	88,2	0,1203
	Bruant fou	1161,79	285,434	319,8	0,13631
	Fauvette passerinette	1185,33	404,646	305,9	0,14287
	Mésange charbonnière	1184,23	260,835	297,4	0,17033
Rouge gorge	2963,32	2670,75	266,3	0,10591	
Hypolaïs pâle	1777,99	273,258	64,8	0,17968	
paramètres	STR1	2963,32	802,508	274,0	1738,3
	STR3	2963,32	1856,66	348,5	243,6
	VGT1	2963,32	2046,53	264,8	146,61
	VGT3	2963,32	1984,11	343,9	94,456
	VGT4	2963,32	1521,11	29,3	53,988
	ANTH1	2963,32	1391,00	33,3	0,41878
	ANTH2	548,348	273,258	271,8	0,2238
	ANTH3	1777,99	701,859	49,5	0,14056
	Diversité avienne	2878,35	1360,82	311,6	0,25639
	Richesse avienne	2963,32	995,279	322,9	6,907

Pour le Bulbul des jardins et le Rossignol philomèle, l'anisotropie est de direction Ouest – Nord-Ouest. Elle est Nord-ouest pour l'Hypolaïs polyglotte, la Fauvette passerinette et la Mésange charbonnière et Nord– Nord-ouest pour la Fauvette à tête noire, le Serin cini, le Bruant fou et pratiquement de direction Nord pour les Fauvettes mélanocéphale et grisette.

Les composantes des ACP montrent aussi des structures spatiales selon des directions privilégiées. La composante FLOR1 suit une direction Ouest-Sud-ouest, alors qu'elle est Ouest- Nord-ouest pour les composantes FLOR4, STR1 et ANTH2.

Pour les composantes STR3 et FLOR3, l'anisotropie est selon la direction Nord- Nord-ouest, alors qu'elle est Nord – Nord-est pour la composante ANTH1 et Nord-est pour la troisième composante de l'anthropisation (ANTH3).

Concernant la diversité et la richesse avienne, elles présentent une anisotropie de direction Nord-ouest. La diversité végétale montre par contre, une anisotropie selon la direction Nord-est.

La présence des anisotropies dans la structure spatiale signifie que les portées (distance à partir de laquelle les données ne sont plus autocorrélées) diffèrent selon les directions. Par convention deux directions sont retenues lors de l'étude du variogramme : la grande portée et la petite portée.

Les abondances de la Mésange bleue et du Merle noir sont autocorrélées à des distances de 4148,64 m (grande portée). Les petites portées de ces deux espèces sont proches respectivement de 1903,29 m et 1861,89 m.

La Fauvette mélanocéphale, le Verdier d'Europe, le Serin cini, la Fauvette à tête noire, le Pinson des arbres, le Bulbul des jardins, l'Hypolaïs polyglotte et le Rougegorge familier présentent des grandes portées identiques de 2963,32 m.

Notons que la structure de la végétation et la composition floristique et la première composante de l'anthropisation (ANTH1) présentent la même structure spatiale, autrement dit, elles ne sont plus corrélées spatialement au-delà de cette distance (2963,32 m).

Le Troglodyte mignon, le Rossignol philomèle et le Gobemouche gris sont autocorrélés sur de faibles distances. Leurs grandes portées sont respectivement de 563,968 ; 787,966 et 414,619 m. Leurs petites portées sont très faibles par rapport aux autres espèces.

Les Fauvettes grisette et passerinette et la Mésange charbonnière ne sont plus autocorrélées au-delà de 1185,33 m pour les deux premières espèces et 1184,23 m pour la troisième alors que leurs petites portées sont de 260,835 m pour la Fauvette grisette et la Mésange charbonnière et de 404,646 m pour la Fauvette passerinette. La grande portée de l'Hypolaïs pâle est légèrement plus faible (1777,99 m) alors que sa petite portée est de 273,258 m.

Les portées de la diversité aviennes sont de 2878,35 m (grande portée) et 1360,82 m (petite portée). La richesse avienne et la diversité avienne présentent des grandes portées similaires (2963,32 m) alors que leurs petites portées sont différentes respectivement de 995,279 m et 2604,44 m.

7.7.2 - Validation croisée

Pour pouvoir effectuer l'interpolation par krigeage, le variogramme expérimental calculé à partir des données doit être ajusté (modélisé) à des modèles théoriques. A cet effet, nous avons ajusté les variogrammes calculés pour les abondances des espèces et les différents paramètres retenus à quatre modèles théoriques à savoir le modèle Gaussien, Sphérique, Circulaire et Exponentiel. Le choix de l'un de ces modèles se fait par validation croisée. Les résultats de cette analyse (validation croisée) sont présentés dans l'annexe 5.

L'examen des statistiques calculées notamment la moyenne et la variance de l'erreur réduite constitue le critère de base du choix des modèles. Globalement ces deux paramètres attestent d'une bonne précision des estimateurs qui sont aussi peu biaisés.

Bien que les différences soient minimales entre les différents modèles de krigeage, nous avons retenus les modèles présentées dans le tableau XIV. Ces modèles seront utilisés pour la réalisation des cartes de krigeage. Nous signalons que pour les composantes des ACP, nous n'avons pas réalisé de cartes de krigeage. En effet, ces composantes ont subi une analyse géostatistique dans l'objectif d'identifier leur structure spatiale pour pouvoir l'utiliser dans les régressions que nous avons déjà traitées.

Le modèle exponentiel a été retenu pour huit (08) espèces et douze (12) paramètres, le circulaire pour six (06) espèces et un(01) paramètre, le gaussien pour trois (03) espèces et un (01) paramètre alors que le modèle sphérique n'a donné de bons résultats que pour une espèce (Fauvette passerinette) et un seul paramètre (altitude).

Tableau XIV: Résultats de la validation croisée (modèles retenus)

Espèces	Modèle de krigeage	Moyenne de l'erreur	variance de l'erreur	Moyenne de l'erreur réduite	variance de l'erreur réduite
Fauvette mélanocéphale	Gaussien	1,127	1,133	-0,004117	0,9922
Troglodyte mignon	Gaussien	0,9685	0,9736	-0,02112	0,9943
Rosignol philomèle	Circulaire	0,8549	0,9096	0,01589	0,9381
Mésange bleue	Exponentiel	0,7753	0,7745	0,0002174	0,9998
Verdier d'Europe	Exponentiel	0,7653	0,78	-0,005688	0,9841
Serin cini	Exponentiel	0,853	0,8813	-0,01061	0,9678
Fauvette à tête noire	Exponentiel	0,8267	0,8604	-0,002634	0,9633
Merle noir	Exponentiel	0,7378	0,728	0,002893	1,016
Pinson des arbres	Exponentiel	0,6222	0,64	-0,004179	0,978
Fauvette grise	Circulaire	0,5876	0,5918	-0,002632	0,9942
Bulbul des jardins	Exponentiel	0,6193	0,5837	-0,002186	1,048
Hypolaïs polyglotte	Gaussien	0,3851	0,4015	-0,004165	0,963
Gobemouche gris	Circulaire	0,4217	0,4395	-0,009473	0,9618
Bruant fou	Circulaire	0,4152	0,404	-0,01222	1,022
Fauvette passerinette	Sphérique	0,3815	0,4039	0,01426	0,9464
Mésange charbonnière	Circulaire	0,443	0,4559	0,001715	0,9732
Rouge gorge	Exponentiel	0,4725	0,4271	0,00408	1,102
Hypolaïs pâle	Circulaire	0,4824	0,4895	-0,007591	0,9866
Altitude	Sphérique	50,83	67,84	0,001765	0,7655
Pente	Exponentiel	8,405	8,962	-0,009377	0,9266
STR1	Gaussien	46,01	46,79	-0,004155	0,9854
STR2	Exponentiel	28,31	27,42	-0,008561	1,035
STR3	Exponentiel	18,4	17,81	-0,001563	1,035
FLOR1	Exponentiel	15,7	15,23	-0,005799	1,022
FLOR2	Exponentiel	12,48	11,6	-0,007567	1,081
FLOR3	Exponentiel	11,87	11,71	0,005975	1,018
FLOR4	Exponentiel	9,337	9,455	-0,004147	0,9927
ANTH1	Exponentiel	0,7604	0,8002	0,001962	0,9552
ANTH2	Circulaire	0,6934	0,726	0,002007	0,9591
ANTH3	Exponentiel	0,489	0,4782	-0,01087	1,025
Diversité avienne	Exponentiel	0,5951	0,5615	-0,00613	1,017
Richesse avienne	Exponentiel	3,009	3,106	-0,003286	0,957
Diversité végétale	Exponentiel	0,4801	0,4174	-0,004959	1,109

7.7.3 - Interpolation par krigeage

Les modèles de variogrammes retenus par validation croisée nous ont permis d'effectuer les interpolations par krigeage (krigeage ordinaire à voisinage glissant) et de dresser des cartes pour les abondances des espèces aviennes, de la diversité et de la richesse avienne, de la diversité végétale, de l'altitude et de la pente.

Les cartes de prédiction sont restituées en mode raster (figure 76 à 98). Elles donnent une image complète de la répartition spatiale des phénomènes étudiés sur l'ensemble du territoire du parc. Dans l'opération du krigeage les valeurs des variables à interpoler sont automatiquement réparties en classes.

La carte de prédiction de la Fauvette mélanocéphale (figure 76) montre que cette espèce est omniprésente. Ses fortes abondances se localisent à l'Est et à l'Ouest du parc.

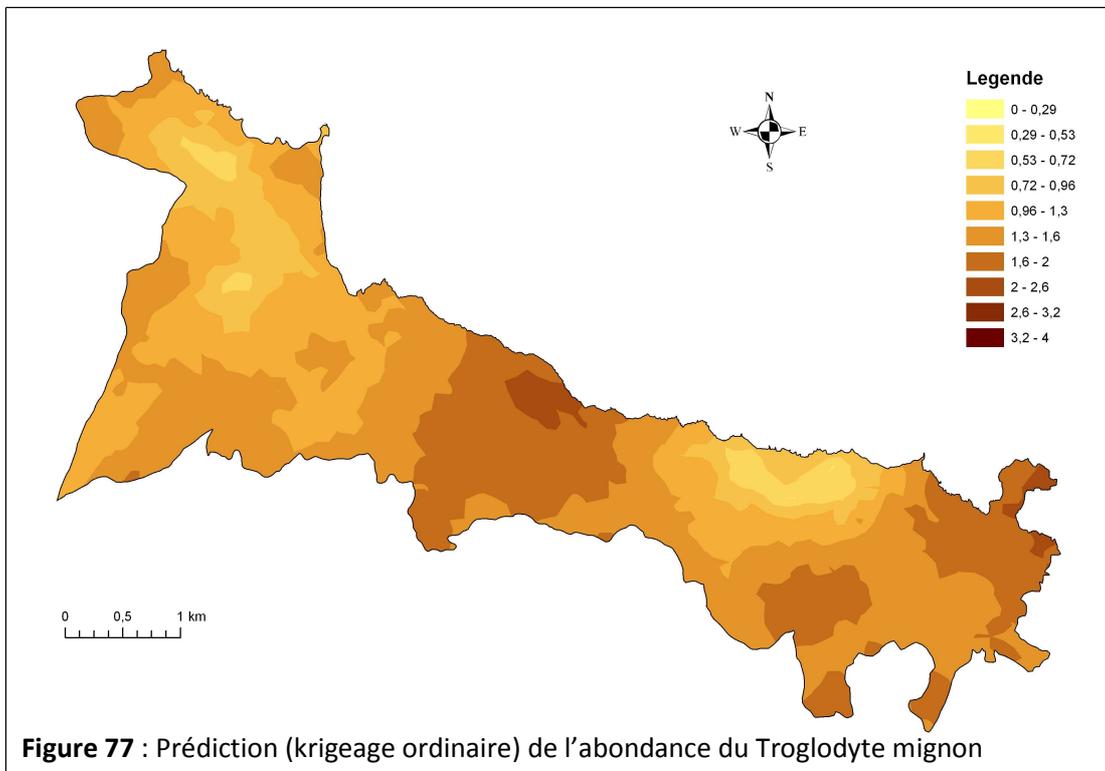
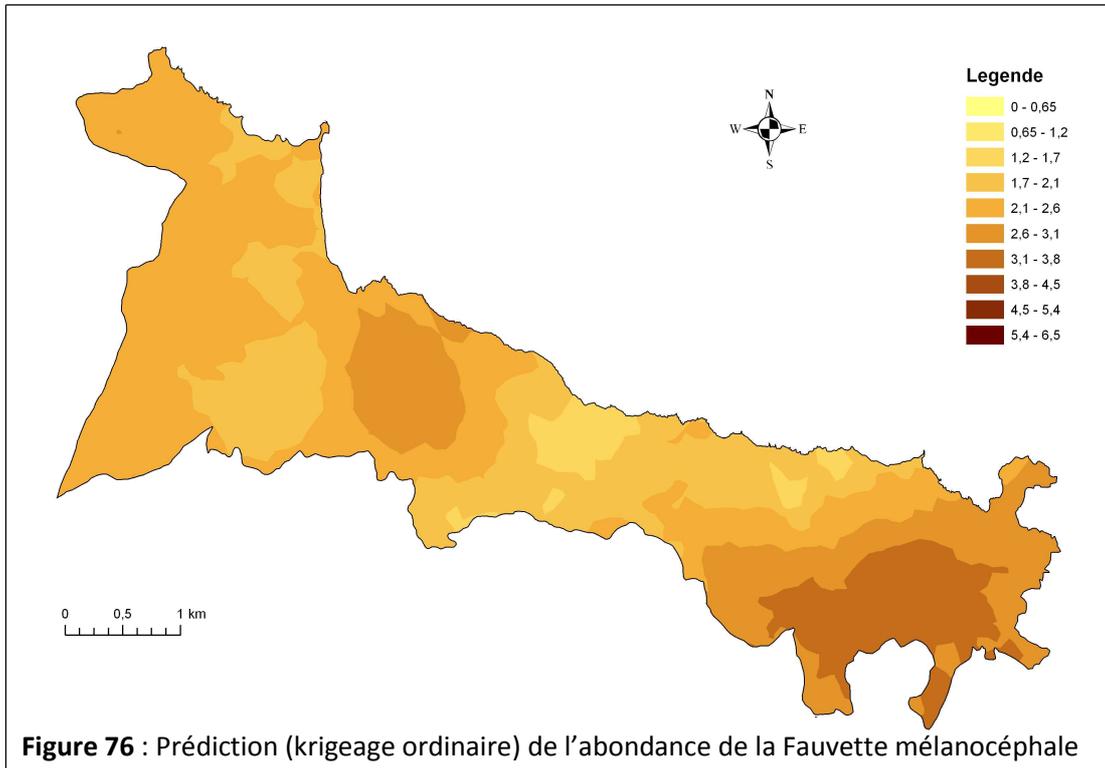
Le Troglodyte mignon tout comme la Fauvette mélanocéphale, est présent partout. Toutefois, la carte (figure 77) montre une variabilité des abondances plus accentuée. Les fortes abondances se localisent au Nord-est et au centre du parc.

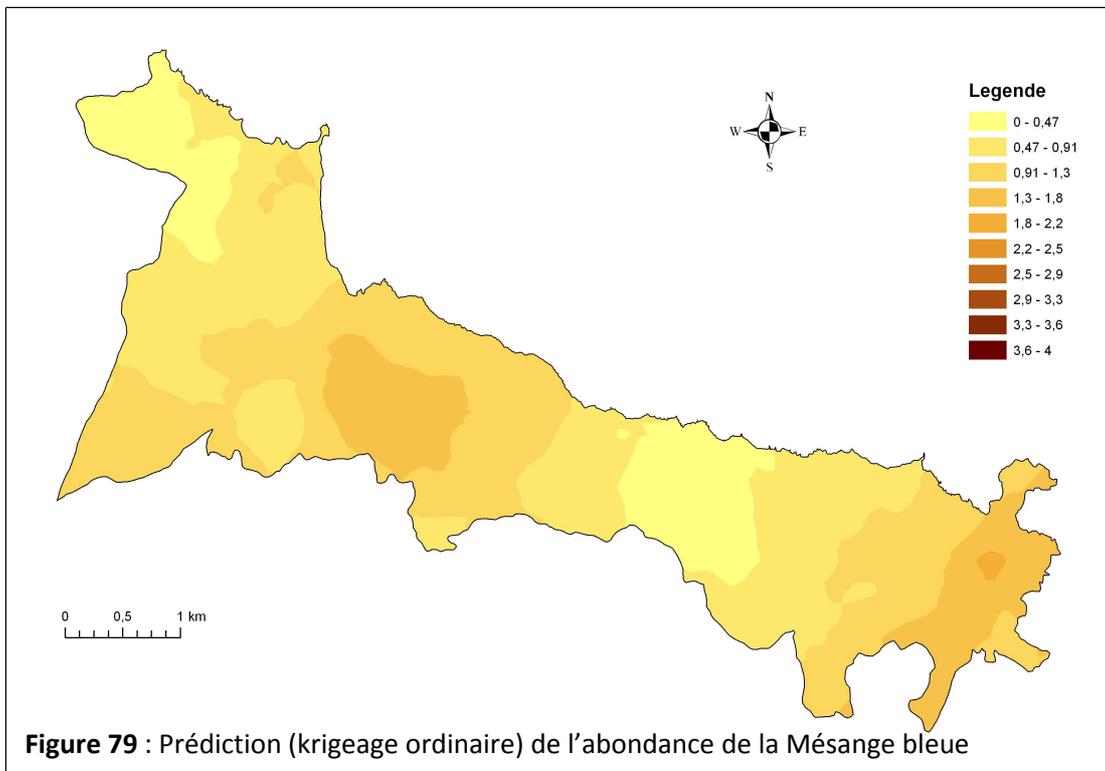
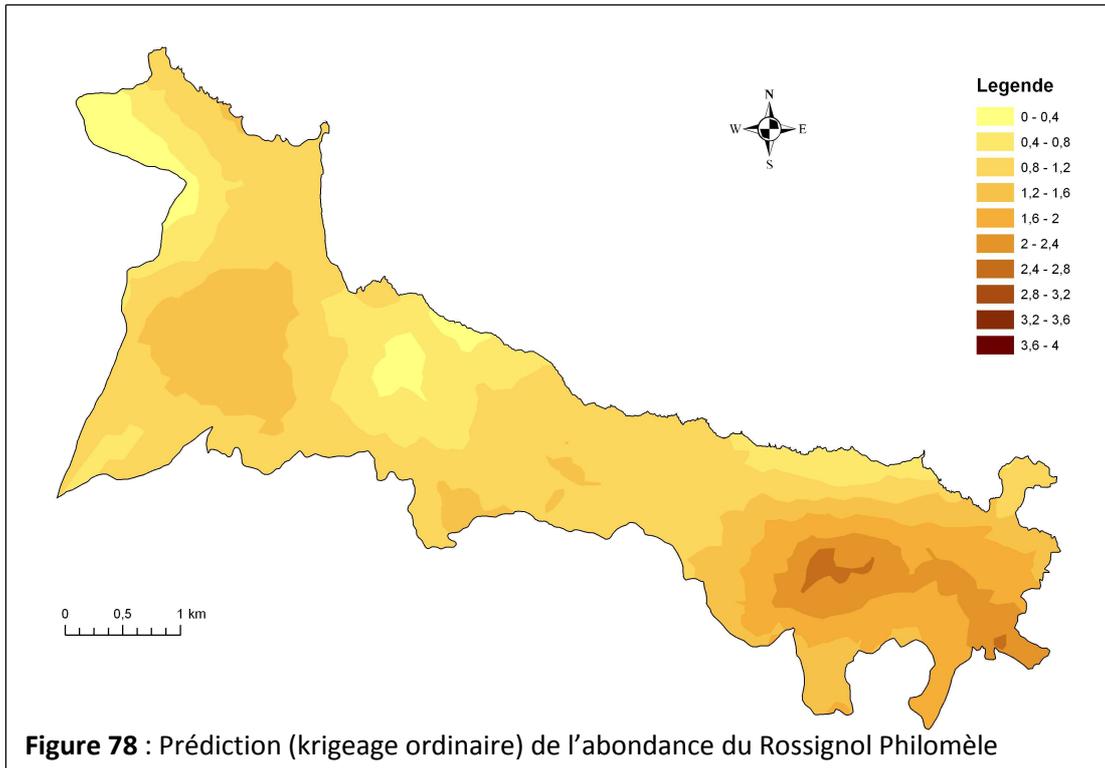
Le Rossignol philomèle bien que présent sur l'ensemble du territoire, est présent avec des abondances largement moins importantes que les deux espèces précédentes (figure 78). Seules deux tâches de fortes abondances sont enregistrées à l'Est du parc.

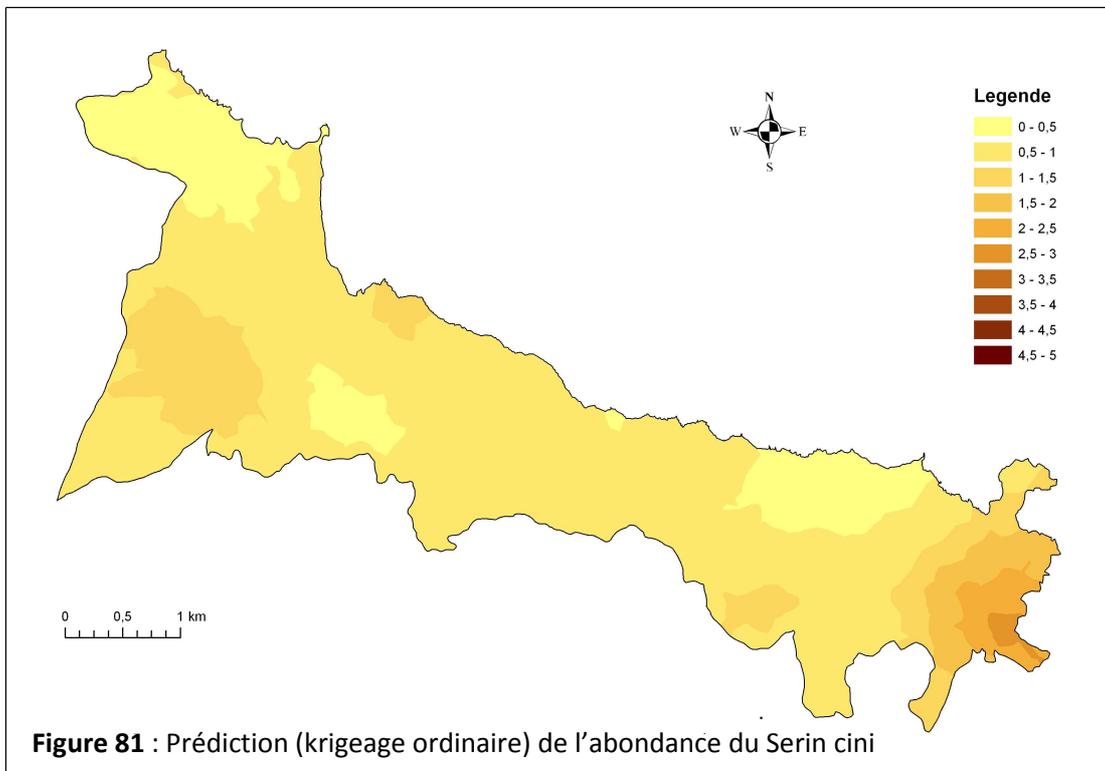
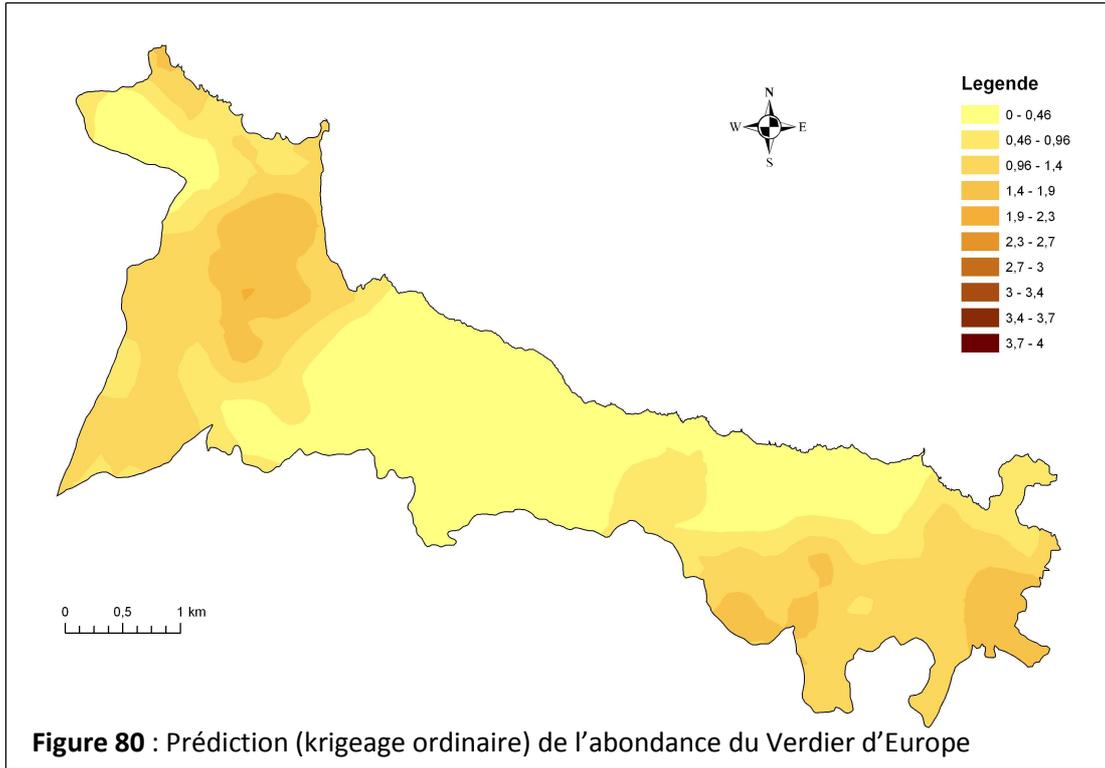
La carte de répartition de la Mésange bleue (figure 79) montre que cette espèce est présente avec des IPA ne dépassant pas 2,5. Elle est quasiment absente dans certaines parties du parc (centre et extrême Nord-Ouest).

Le Verdier d'Europe occupe deux entités bien distinctes, l'une dans la partie orientale du parc et l'autre à la partie occidentale (figure 80). Il est presque absent du centre. Les valeurs les plus élevées de ses abondances sont de l'ordre de 2 à 2,5.

Le Serin cini occupe une grande partie du territoire du parc mais avec des abondances relativement faibles de l'ordre de 0,5 à 1 (figure 81). Les fortes abondances se localisent à l'Est du parc.







La carte de la Fauvette à tête noire (figure 82) montre que les abondances de cette espèce sont relativement élevées particulièrement au centre et à l'Ouest du parc. Nous distinguons sur la carte quatre noyaux de fortes abondances.

Le Merle noir avec des abondances faible à moyennes (0,5 à 1) est bien répandu sur tout le territoire du parc (figure 83). Il est cependant absent dans quelques endroits au Nord-est.

Le Pinson des arbres semble plus présent dans la partie occidentale où ses abondances sont importantes (figure 84). Néanmoins, on le trouve dans l'extrême Est avec des abondances assez élevées.

La carte de prédiction de la Fauvette grisette (figure 85) montre que cette espèce est présente sur une grande étendue de la partie orientale du parc avec un noyau de fortes abondances. Dans la partie orientale les abondances sont moyennes. Des fortes abondances sont aussi enregistrées à l'extrême Nord-Ouest du parc.

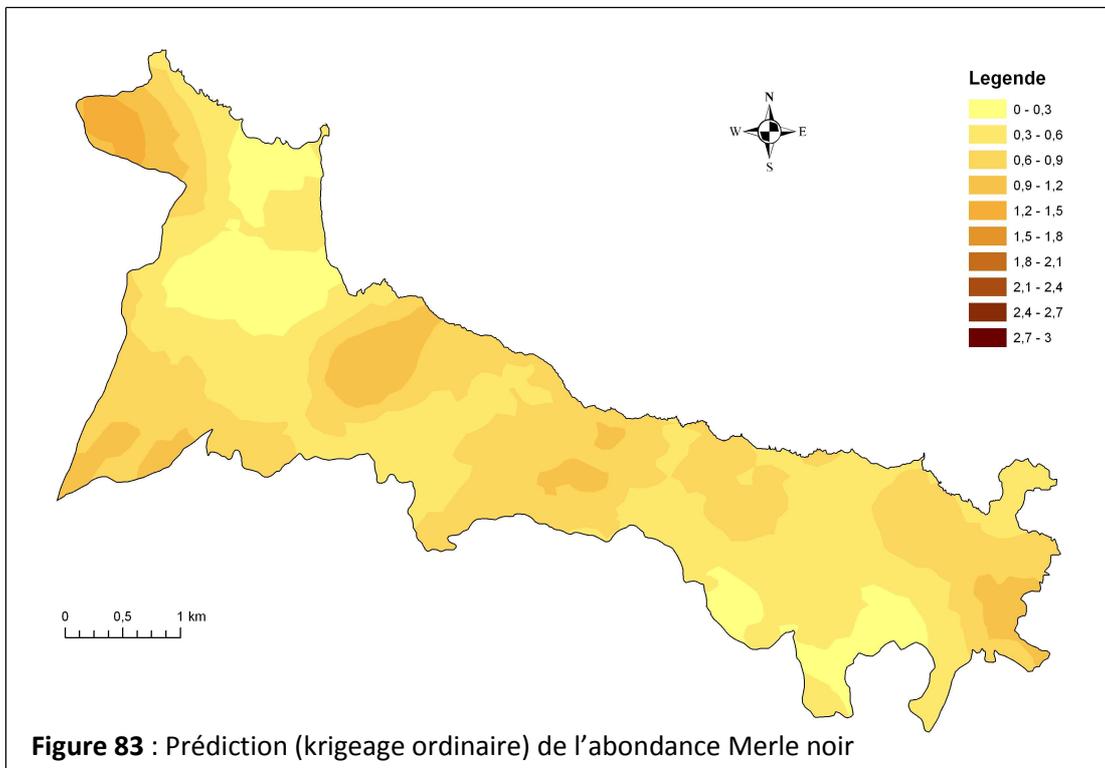
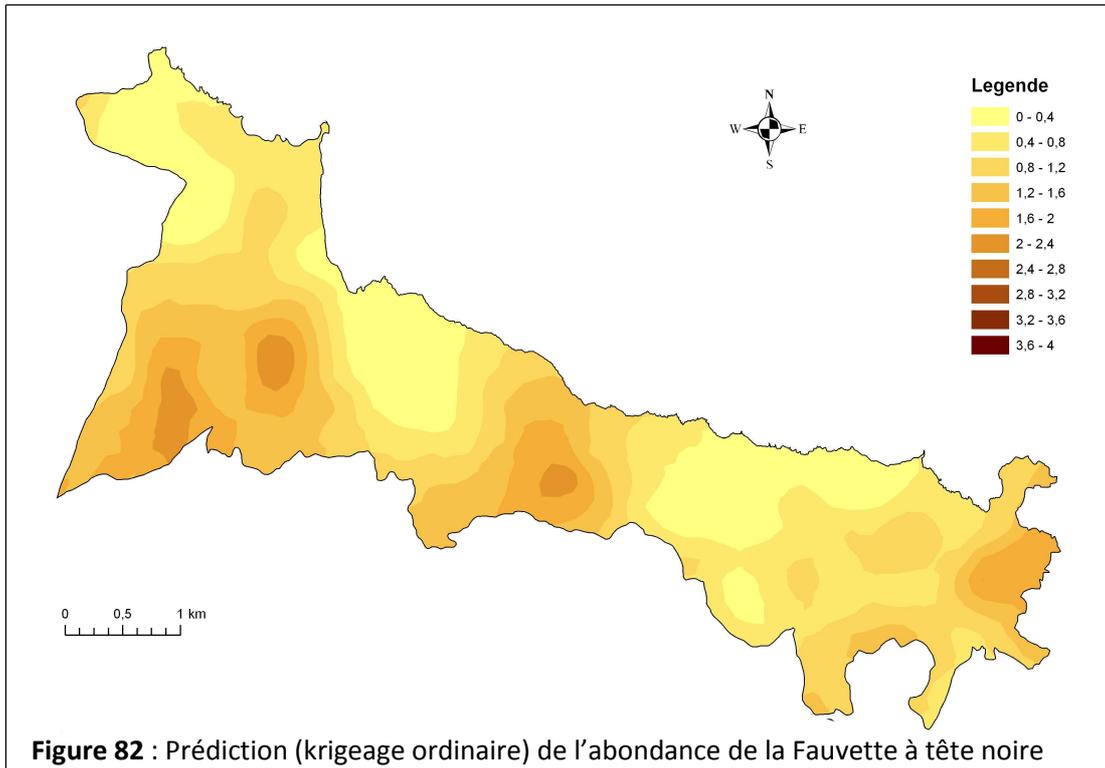
La carte de répartition du Bulbul des jardins (figure 86) montre que cette espèce occupe une bande allant du Sud - Est jusqu'au centre du parc. On note aussi trois grandes tâches au niveau de la partie occidentale. Les valeurs d'abondances les plus élevées pour cette espèce, sont de l'ordre de 1.

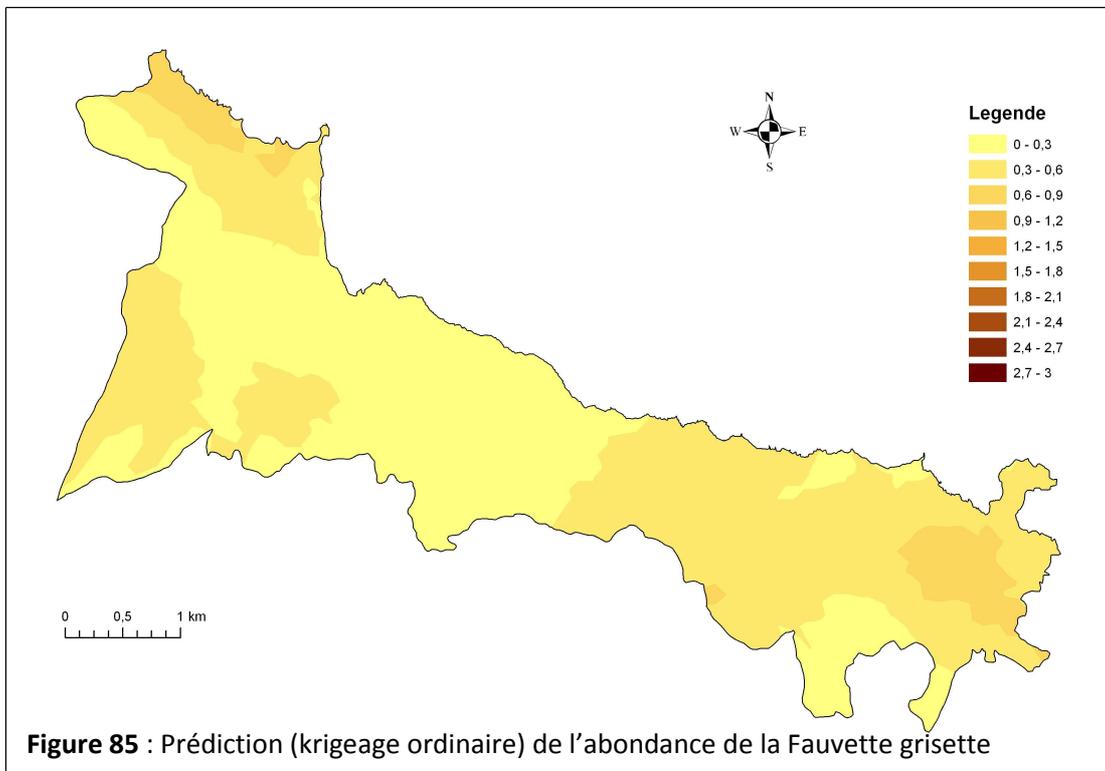
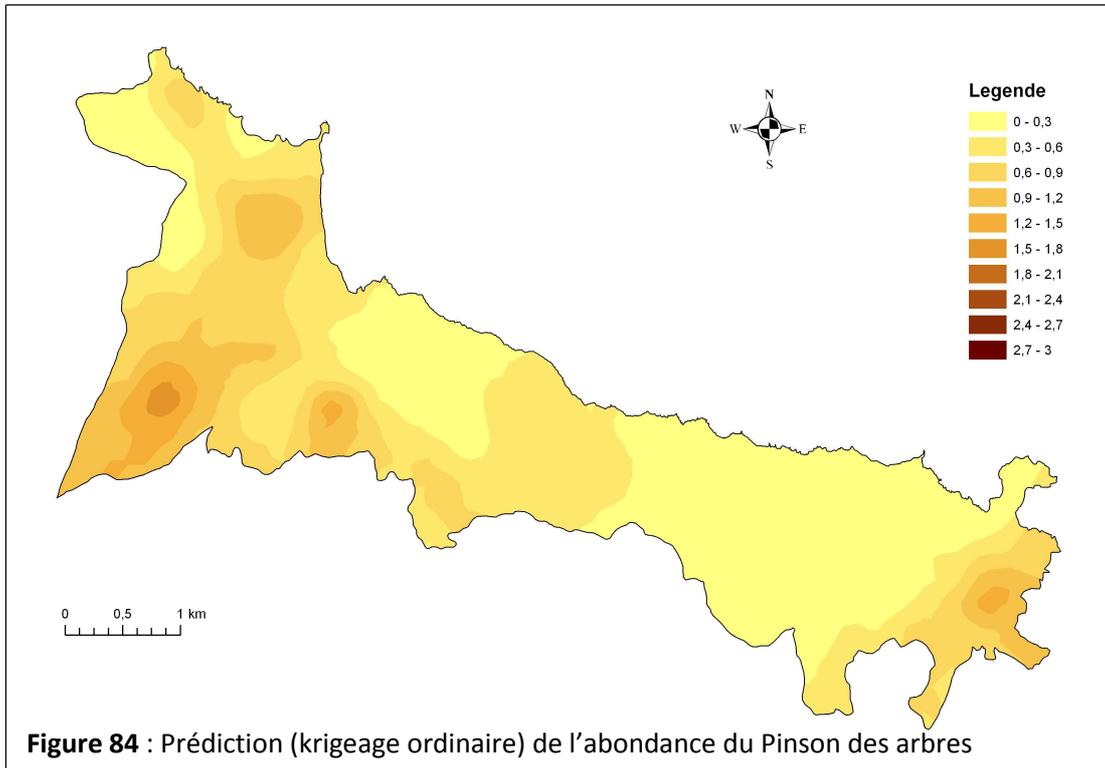
L'Hypolaïs polyglotte semble localisé dans deux endroits distincts : Au Nord -Est et au Sud - Ouest. Il est absent ailleurs (figure 87).

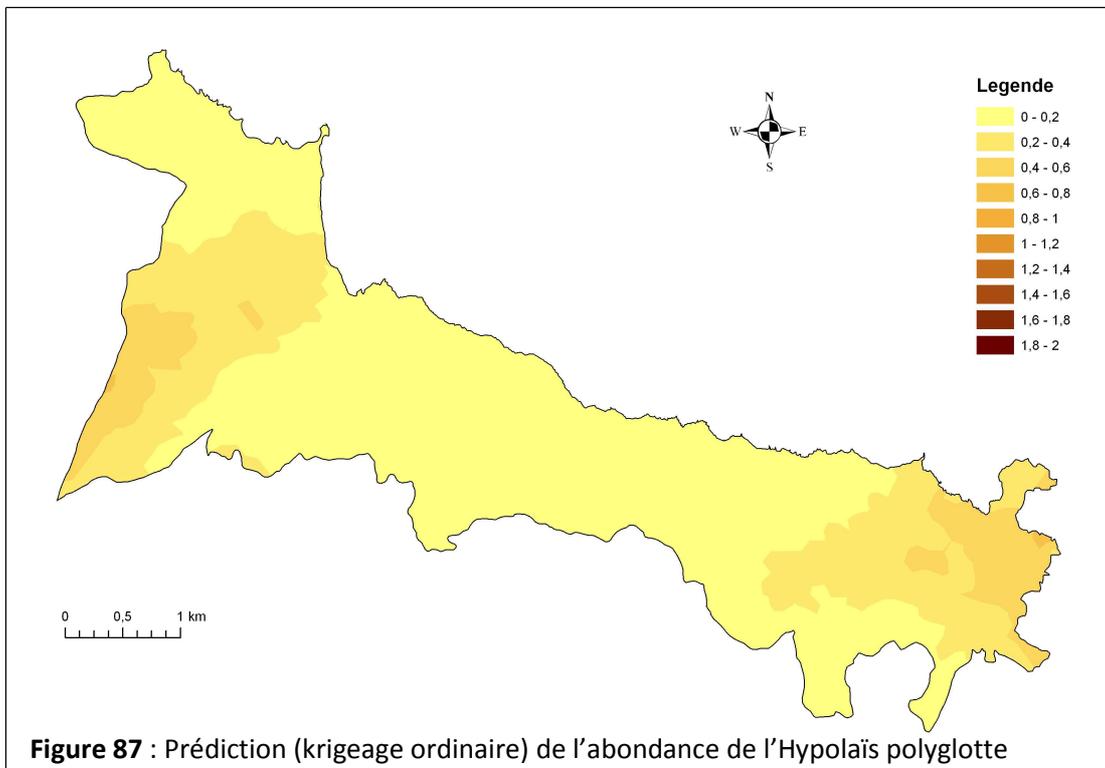
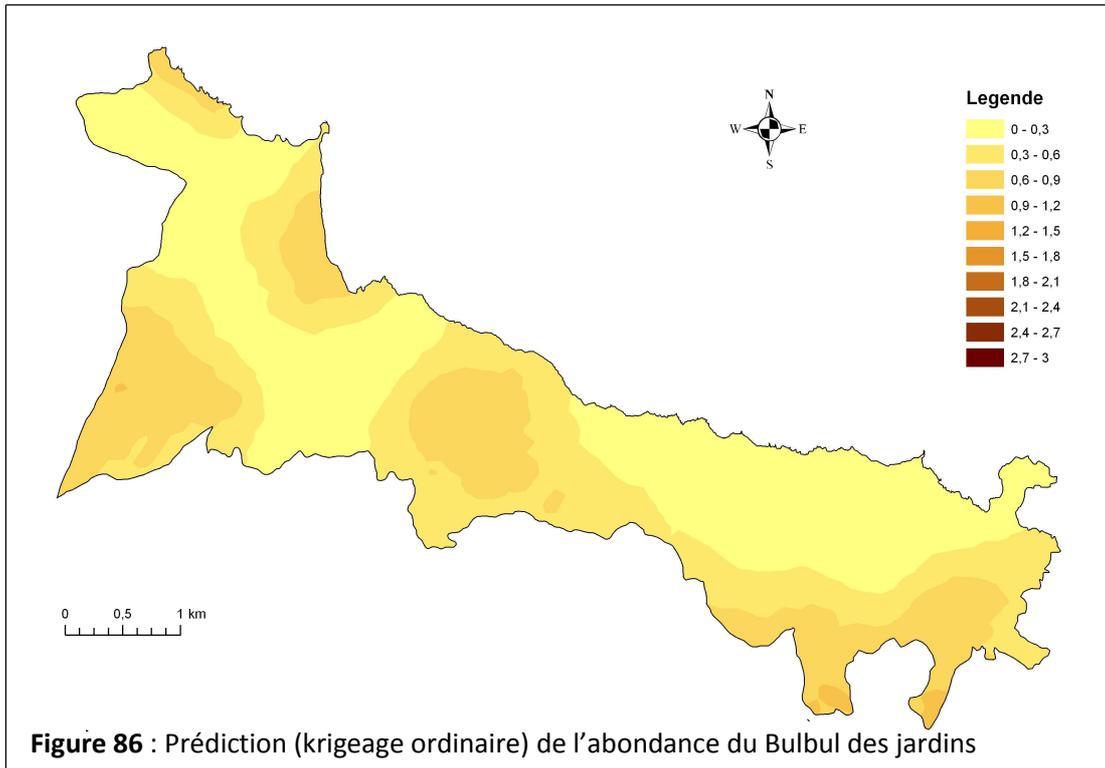
Le Gobemouche gris présente le même pattern de distribution que l'espèce précédente (figure 88). Il se trouve au niveau de la partie orientale et à l'Ouest du parc où nous enregistrons une grande tâche de faibles abondances (0,2 à 0,5).

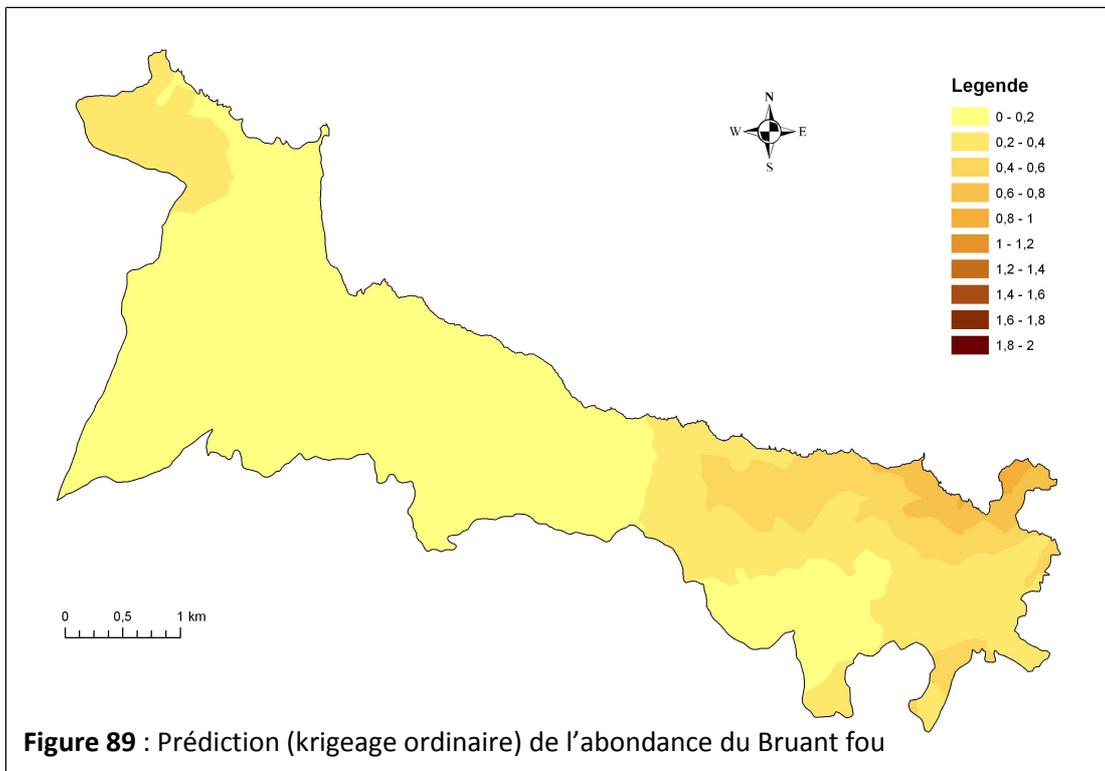
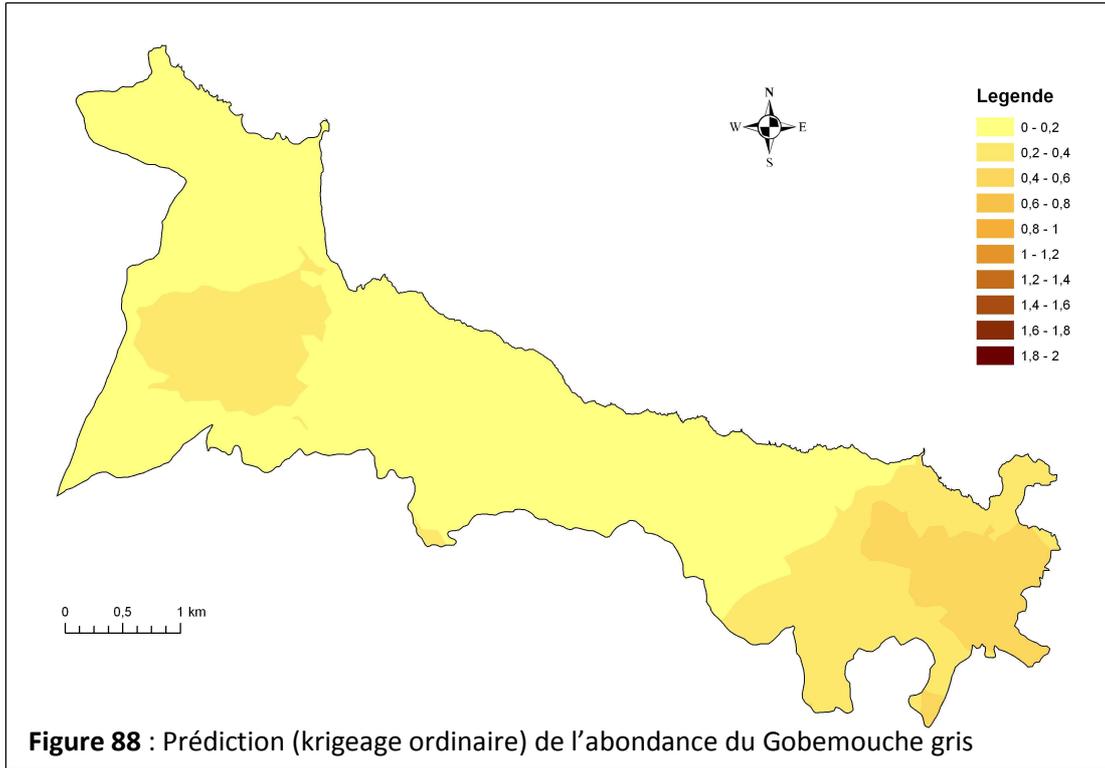
La carte de prédiction du Bruant fou (figure 89) montre que cette espèce est plus abondante au Nord-est. Le Bruant fou est aussi présent à l'extrême Nord-ouest mais avec de très faibles abondances.

La carte de krigeage de la Fauvette passerinette (figure 90) révèle quatre (04) grandes étendues de faibles abondances dont l'une localisée à l'Est et les trois (03) autres à l'Ouest du parc.









La Mésange charbonnière présente une grande variabilité de distribution de ses abondances sur les parties centrale et orientale du parc (figure 91). Les noyaux de fortes abondances sont représentés par des IPA de l'ordre de 1. Cette espèce est aussi présente au Sud-ouest du parc avec des abondances plus faibles.

La carte de prédiction de la répartition du Rouge gorge (figure 92) montre clairement que cette espèce se concentre au niveau de la partie occidentale du parc avec trois localités bien identifiées. Les fortes abondances sont de l'ordre de 1,5. Cette espèce semble absente sur le reste du territoire du parc.

L'Hypolaïs pâle occupe une bonne partie de la zone occidentale du parc avec des abondances moyennes à élevées (figure 93). On le retrouve aussi à l'Est et au Sud-est mais avec de faibles abondances.

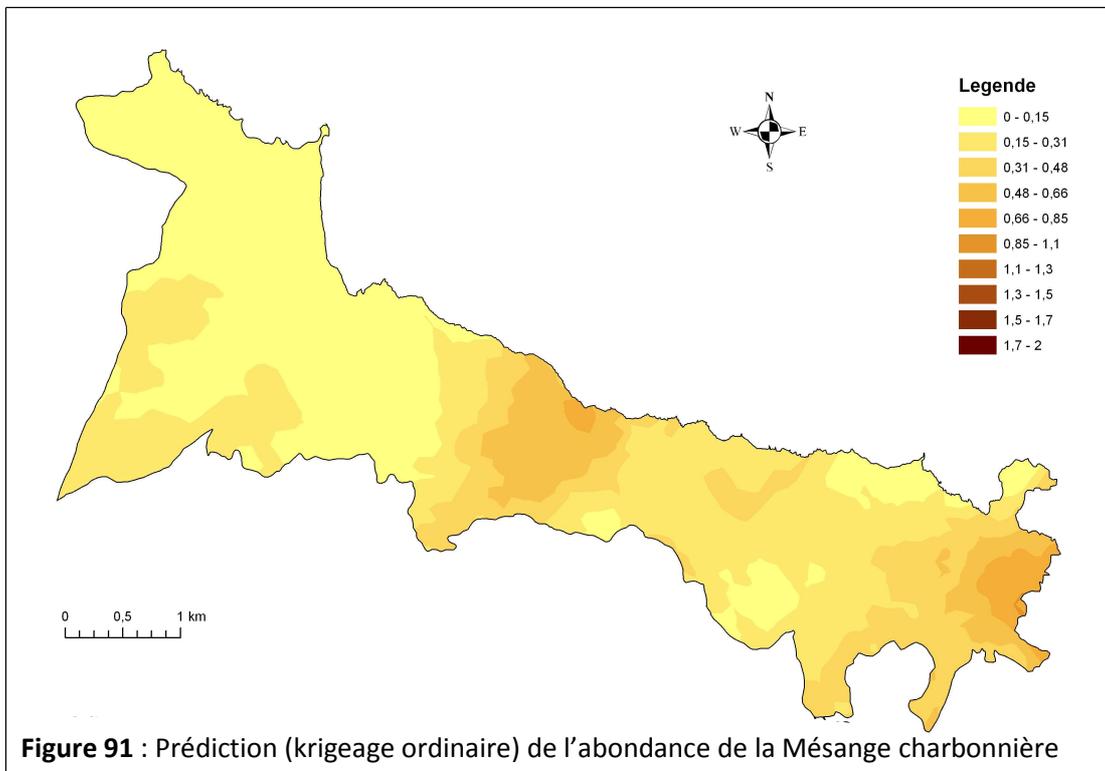
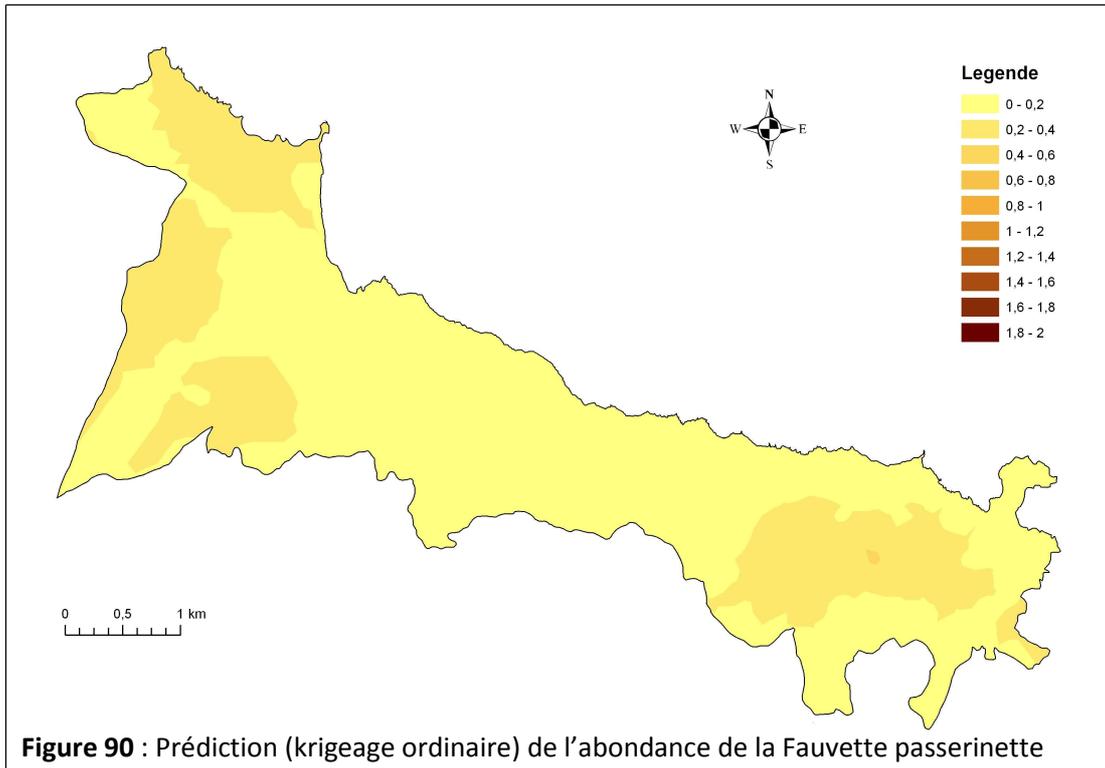
Les cartes de prédiction de la diversité et de la richesse avienne (figures 94, 95) montrent que ces deux paramètres présentent des valeurs assez élevées dans les zones Est et Ouest du parc. La structure et la composition de la végétation sont sans aucun doute les principaux facteurs conditionnant cette répartition. En effet, la carte de la diversité végétale (figure 96) présente aussi des valeurs élevées dans les zones Est et Ouest du parc. Nous notons aussi un noyau de fortes valeurs de la diversité végétale au Nord du parc.

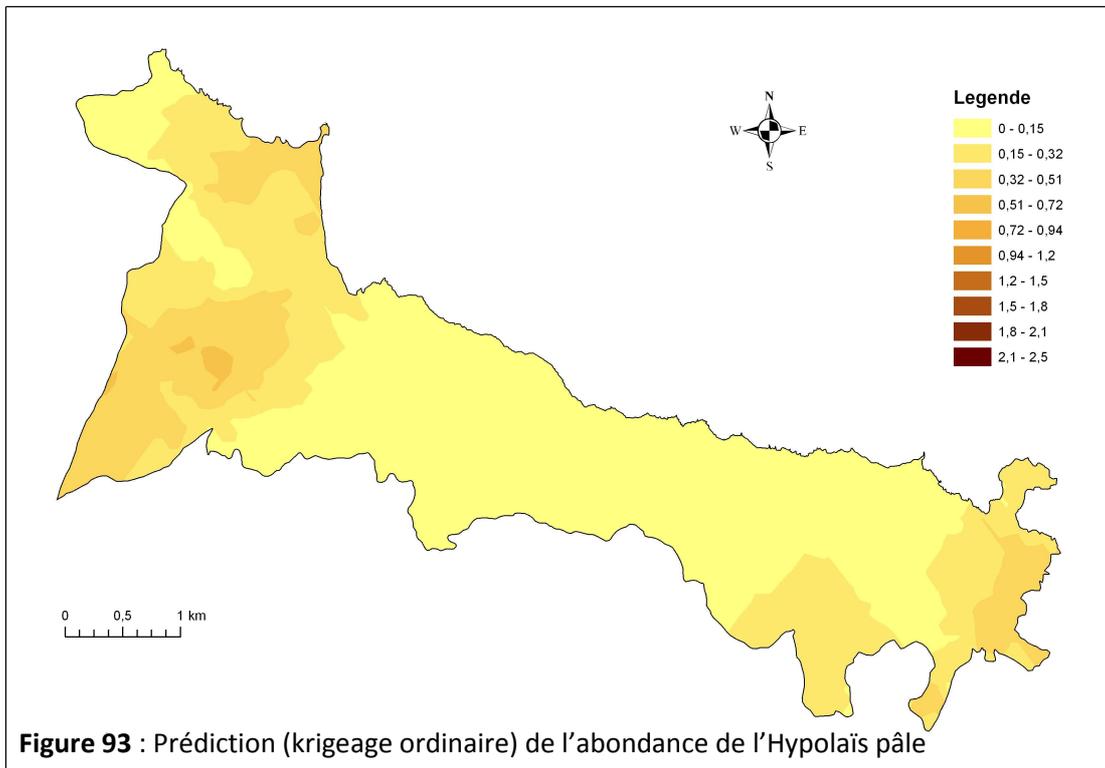
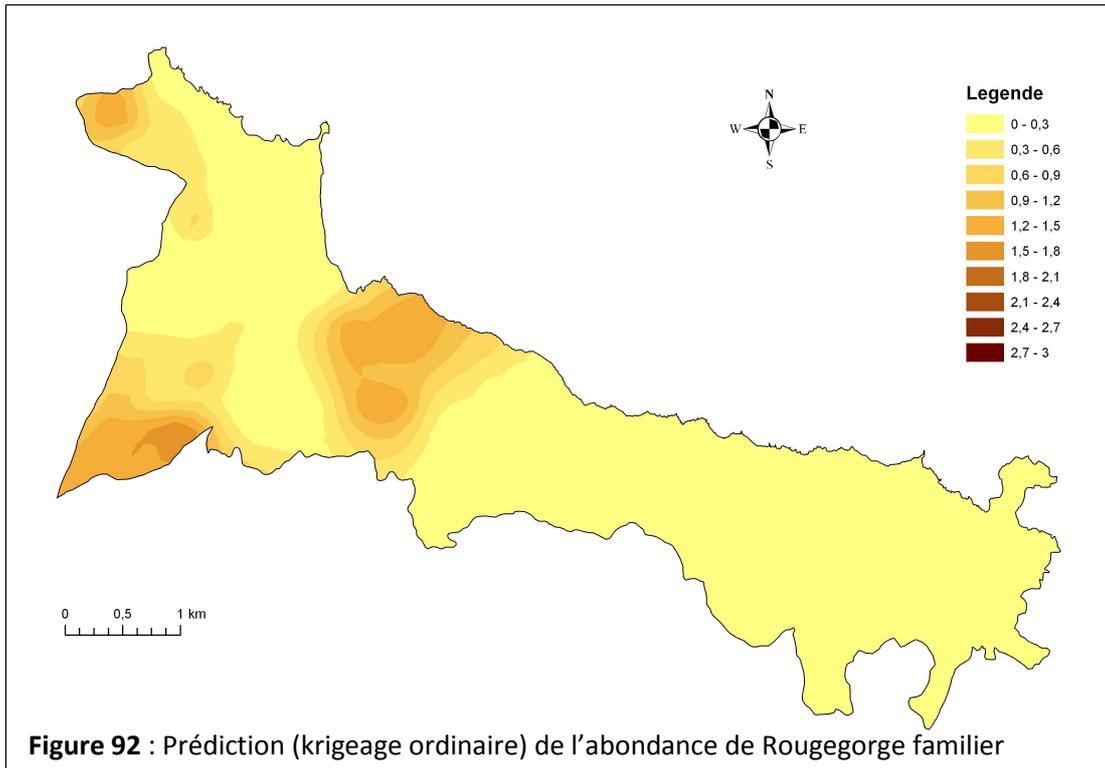
L'interpolation des altitudes (figure 97) nous donne une idée approximative sur le relief du parc où les fortes altitudes se localisent à l'Est correspondant au Djebel Gouraya. Nous trouvons aussi plus à l'Ouest des altitudes assez élevées correspondant au Djebel Oufernou.

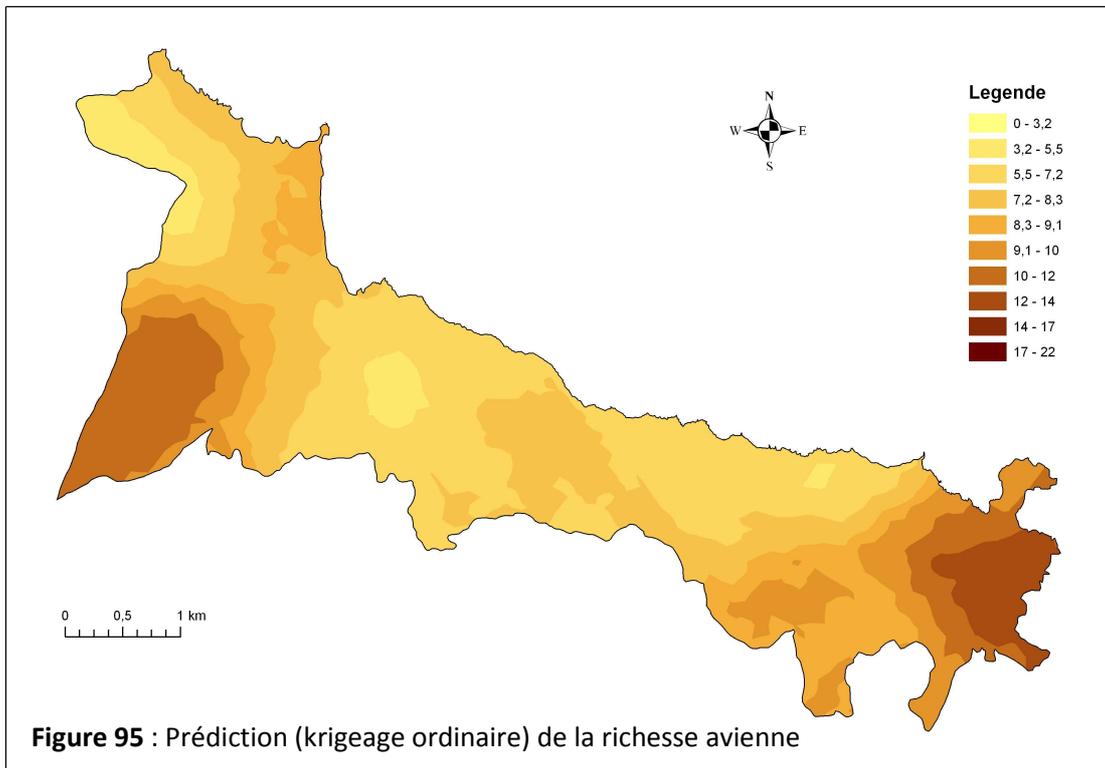
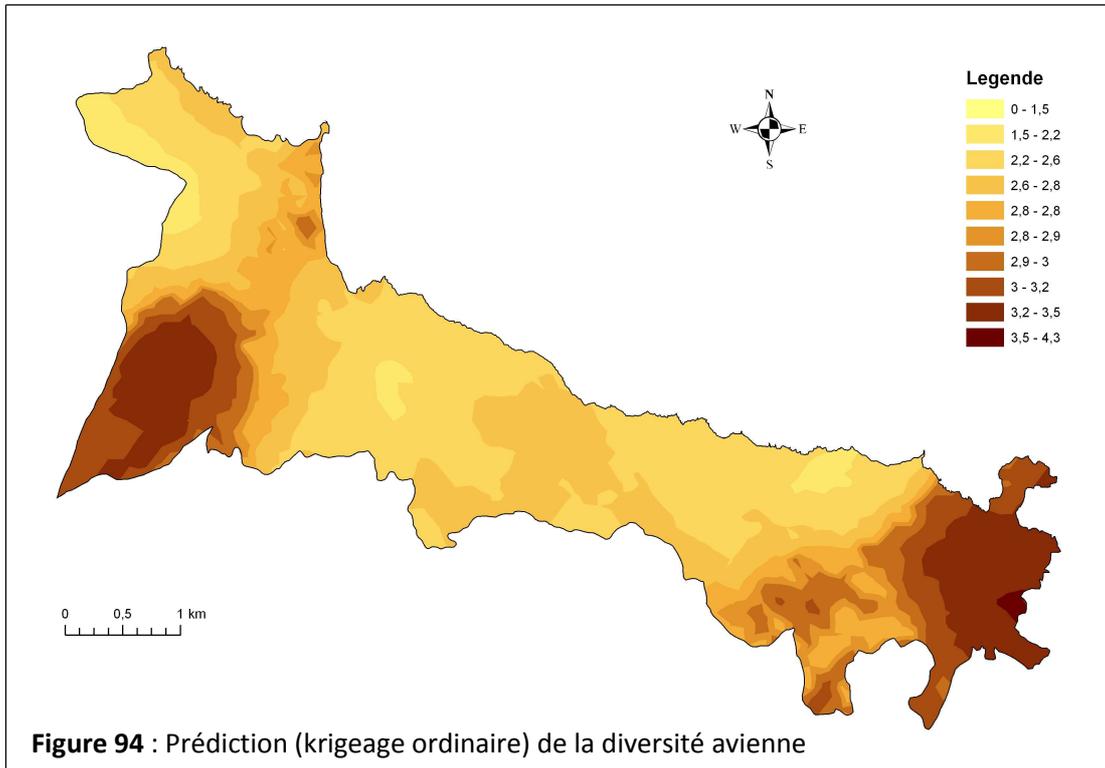
La carte de krigeage des pentes (figure 98) met en évidence les zones de fortes pentes et à relief très accidenté. Les fortes pentes se localisent particulièrement à l'Est et au centre, par contre le relief a tendance à devenir moins accidenté vers l'Ouest.

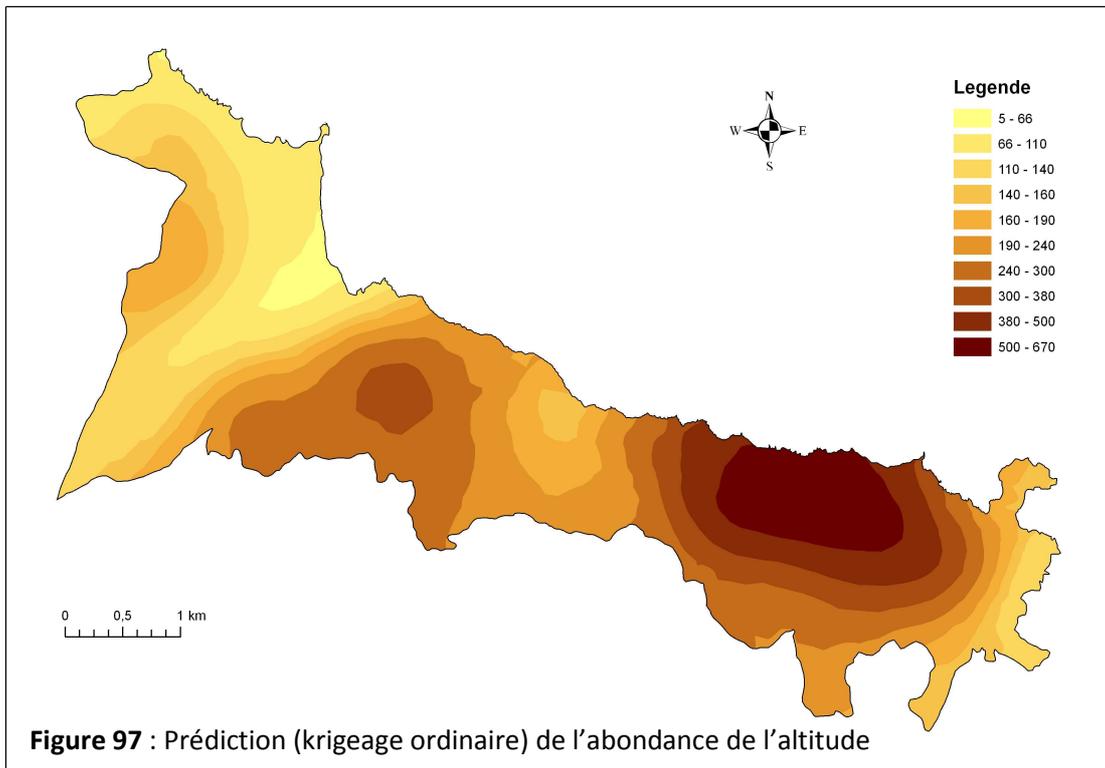
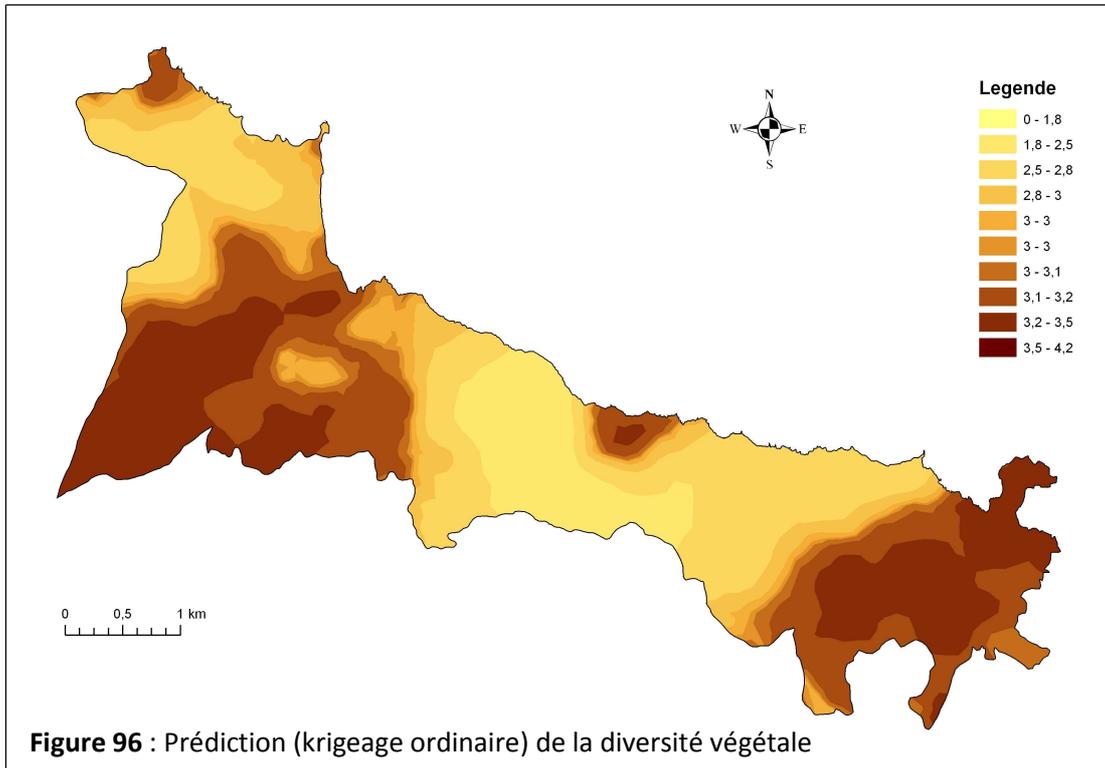
7.7.4 - Carte de variance du krigeage

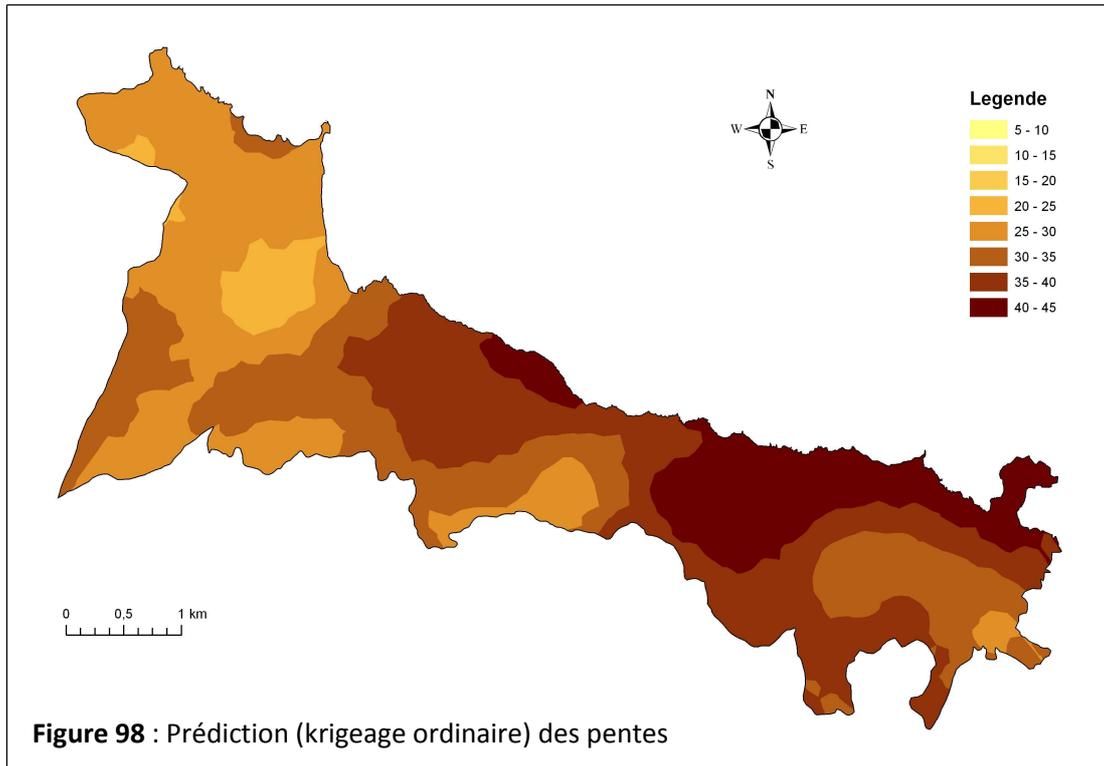
L'avantage du krigeage comme technique d'interpolation, est qu'il permet l'intégration d'une variance de l'erreur de mesure qui prend en compte l'incertitude associée à chaque carte en plus de l'analyse par validation croisée. Ces cartes permettent donc de juger de la qualité de l'interpolation.











Nous avons dressé les cartes de variance (écart type) de krigeage pour les abondances des espèces aviennes ainsi que pour la diversité et la richesse avienne (annexe 6). Les résultats exprimés en écart type de krigeage caractérisent la variabilité ou dispersion possible de l'erreur d'interpolation.

Les variations spatiales de l'écart type nous indiquent la perte de précision lorsqu'on s'éloigne des points échantillons. Ce qui nous renseigne d'une part sur les zones où l'échantillonnage est suffisamment dense (faible écart type) c'est le cas des zones Est et Ouest du parc où nous avons une bonne précision de l'interpolation et d'autre part sur les zones où l'échantillonnage est trop espacé où inexistant (écart type élevé) ce qui correspond sur les cartes au centre du parc où certaines zones ont été inaccessibles pour être échantillonnées.

Il faut toutefois signaler que la variance du krigeage dépend uniquement du modèle de variogramme et de la configuration des données dans le voisinage de krigeage. Elle ne dépend pas des valeurs numériques des données à l'intérieur du voisinage. De ce fait, la variance du krigeage ne reflète en aucun cas la variabilité locale du phénomène étudié et ne constitue pas une vraie mesure de l'incertitude locale.

Chapitre VIII : Discussions générales

Ce travail a pour objectif la cartographie et l'étude de la structure spatiale de l'avifaune nicheuse dans le parc national de Gouraya. Le recours aux méthodes nouvelles de cartographie (SIG) et aux techniques d'analyses spatiales (centrographie) ainsi que les méthodes géostatistiques (variogramme et krigeage) offrent sans aucun doute des outils pertinents pour la gestion et le monitoring de la faune avienne dans cette aire protégée.

L'échantillonnage systématique réalisé nous a permis d'avoir une bonne couverture du territoire du parc selon une grille de 347 mailles carrées (250 x 250 m). Néanmoins, certaines mailles ont été inaccessibles ce qui a réduit le nombre de mailles à 233. Un tel échantillonnage a été d'une grande commodité pour le travail de terrain et constitue une assise de base pour tout travail ultérieur de suivi et de gestion de ce milieu.

L'utilisation de la méthode des IPA s'est avérée très pratique vu les conditions topographiques de notre terrain. D'autre part cette méthode nous a permis d'avoir des abondances relatives des espèces aviennes dont l'utilisation dans la modélisation des distributions aviennes fournit des modèles plus robustes par rapport aux données de présence/absence (Bahn et McGill, 2007).

Par ailleurs, la méthode des IPA est une des méthodes les plus utilisées pour l'étude, le suivi spatio-temporel (Simons et *al.*, 2007) et la gestion de l'avifaune (Ralph et *al.*, 1995 ; Farnsworth et *al.*, 2002 ; Rosenstock et *al.*, 2002 ; Alldredge et *al.*, 2007). Cette méthode permet une collecte rapide et facile des données aviennes (Alldredge et *al.*, 2008).

Caractéristiques du peuplement avien

Les résultats relatifs à l'avifaune ont montré la dominance des espèces confinées aux milieux buissonnants (la Fauvette mélanocéphale, le Rossignol philomèle, le Troglodyte mignon,...) (Muller, 1988 ; Rabaça, 1990) alors que les espèces sylvatiques (Pigeon ramier, Mésange noire, Grimpereau des jardins.....) (Thevenot, 1982) sont moins abondantes, ce qui s'explique sans aucun doute par la faible étendue des espaces forestiers dans le parc.

La faible présence de certaines espèces pourrait être due à leur absence réelle dans certaines stations échantillonnées telles que la Mésange noire, le Roitelet triple bandeau, le Pic épeiche. Il s'agit en fait, d'espèces spécialistes de milieux forestiers. Les deux premières espèces n'ont été contacté que dans la partie Est du parc dans la réserve intégrale où la structure de la végétation leur est favorable.

Le Pic épeiche quant à lui, a été contacté à l'extrême Ouest du parc, sa présence est due à un effet lisière où nous trouvons des formations forestières notamment quelques bouquets de chêne liège et dont la plus grande superficie est en dehors des limites du parc.

Notons aussi que l'absence d'une espèce en un point donné pourrait être interprétée par le fait qu'elle n'évolue pas dans un tel type de milieu ou qu'elle peut y vivre mais elle n'en a jamais eu l'opportunité pour des raisons historiques, ou tout simplement elle est présente mais elle n'a pas été contactée lors de l'échantillonnage (Royle et *al.*, 2005). Ce dernier point trouve son explication dans l'hétérogénéité de la détection des oiseaux. Ce type de problème, bien connu chez les ornithologues (Alldredge et *al.*, 2007 ; Pacifici et *al.*, 2008 ; Stanislav et *al.*, 2010), entraîne généralement une sous-estimation des abondances.

La détection d'un individu est en fait conditionnée par deux processus : la disponibilité, soit la probabilité pour un individu d'être disponible au comptage (par exemple, pour un oiseau chanteur : la probabilité qu'il chante au cours de la période de comptage) et la détectabilité au sens strict, soit la probabilité de sa détection conditionnellement à sa disponibilité (par exemple, pour le même oiseau : la probabilité que son chant soit détecté par l'observateur) (Farnsworth et *al.*, 2002 ; Kéry et Schmid, 2004 ; Alldredge et *al.*, 2008).

La détection visuelle des espèces aviennes varie en fonction de la taille, de la couleur et du comportement des oiseaux alors que la proportion d'oiseaux détectés à l'aide des signaux sonores (chant et cris) est généralement fonction des caractéristiques du chant (Brewster et Simons, 2009).

De nombreux facteurs influent sur les probabilités de détection des espèces aviennes. Il s'agit notamment de l'âge de l'individu, de la structure de l'habitat, des conditions météorologiques, de la saison, de l'heure de la journée et de l'expérience de l'observateur (Alldredge et *al.*, 2007 ; Simons et *al.*, 2007, 2009).

Le taux élevé des espèces sédentaires, la présence d'espèces migratrices et la grande diversité taxonomique témoignent de l'abondance et la diversité des ressources alimentaires voire l'importance de la capacité d'accueil de notre milieu. Il offre des conditions favorables (nourriture, climat, habitat,...etc.) qui permettent la stabilité d'un grand nombre d'espèces nicheuses et la disponibilité de niches vacantes permettant l'installation des espèces migratrices.

Concernant la diversité biogéographique, les espèces d'origine méditerranéenne sont dominantes (43%). Ces résultats concordent avec ceux obtenus pour la Kabylie des Babors (Bellatreche, 1999) où les espèces méditerranéennes représentent 43% des espèces aviennes

de la région. Ceci s'explique par le caractère méditerranéen des formations végétales de notre zone d'étude, qui sont dans la majorité des matorrals. Comme l'a souligné Blondel (1984), les espèces d'origine méditerranéenne auront tendance à diminuer en faveur des espèces d'origine boréale lorsque la végétation devient plus structurée, complexe et se rapproche de sa maturité climacique.

Relation avifaune - habitat

L'étude des relations avifaune-milieu implique la recherche des caractéristiques d'habitat les plus étroitement associées aux variations de distribution ou d'abondance des espèces. Pour ce faire, nous avons retenu des descripteurs relatifs à la structure et la composition de la végétation ainsi qu'à l'effet de l'anthropisation.

Les régressions multiples pas à pas « *stepwise* » effectuées sur les composantes des trois ACP (structure végétale, composition floristique et anthropisation) nous ont permis d'identifier les descripteurs d'habitat qui agissent sur l'abondance et la répartition des espèces aviennes.

Les espèces aviennes retenues sont considérablement influencées par la structure (61% des espèces) et la composition (50% des espèces) de la végétation. L'impact humain est lui aussi important. En effet, les composantes anthropiques contribuent dans 70% des modèles de régression des espèces aviennes. Les descripteurs retenus dans notre étude (structure et composition de la végétation, facteurs d'anthropisation) semblent pertinents dans le choix des habitats par les oiseaux. Néanmoins, leur effet diffère d'une espèce à une autre (tableau XV).

Le Troglodyte mignon et l'Hypolaïs pâle sont sensibles à la structure de la végétation alors que le Serin cini et les Fauvettes passerinette et grisette sont influencées par l'anthropisation.

La structure et la composition de la végétation agissent ensemble sur les abondances de la Mésange bleue, du Bruant fou ainsi que sur la diversité et la richesse aviennes. Le Rossignol philomèle, la Fauvette mélanocéphale et le Gobemouche gris sont affectés aussi bien par la composition floristique que par l'anthropisation.

La structure de la végétation combinée aux facteurs d'anthropisation, constituent les variables explicatives de l'abondance du Bulbul des jardins et de l'Hypolaïs polyglotte. Les autres espèces à savoir le Verdier d'Europe, la Mésange charbonnière, le Pinson des arbres, la Fauvette à tête noire et le Rougegorge familier se montrent influencées par la structure et la composition de la végétation ainsi que l'anthropisation.

Tableau XV : Effet global des différentes composantes sur l'avifaune

Espèces	Structure végétation	Composition floristique	anthropisation	Observations
Troglodytes mignon Hypolaïs pâle				structure de la végétation
Serin cini Fauvette passerinette Fauvette grissette				anthropisation
Mésange bleue Bruant fou Diversité avienne Richesse avienne				Structure de la végétation et composition floristique
Rossignol philomèle Fauvette mélanocéphale Gobemouche gris				Composition floristique et anthropisation
Bulbul des jardins Hypolaïs polyglotte				structure de la végétation et anthropisation
Verdier d'Europe Mésange charbonnière Pinson des arbres Fauvette à tête noire Rougegorge familier				structure de la végétation, composition floristique et anthropisation

Nos résultats concordent avec ceux de différents travaux qui se sont intéressés à l'étude des relations entre la complexité structurale de la végétation et le peuplement avien. Les premiers travaux (MacArthur, 1958, 1964 ; MacArthur et MacArthur, 1961 ; MacArthur et *al.*, 1962,1966) ont montré que la composition avienne (richesse et diversité) est fortement corrélée à la structure de la végétation. Cette dernière tient ainsi une place prépondérante dans la prédiction des habitats d'oiseaux. Ces auteurs stipulent que le peuplement avien est plus étroitement associé à la structure de la végétation (physionomie) que sa composition (floristique).

Une série de travaux sont venus par la suite confirmer cette relation qui a tendance à être universelle. En effet, ces travaux ont concerné différents types d'habitat et différentes régions dans le monde (Balda ,1969 ; Blondel *et al.*, 1973 ; Tomoff, 1974 ; Mills *et al.*, 1991 ; Bell *et al.*, 2000). Des corrélations significatives ont été mises en évidence entre la diversité avienne

et plusieurs paramètres relatifs à la végétation tels que la complexité structurale de la végétation (Rompré *et al.*, 2007 ; Thinh, 2006), la densité du feuillage (MacArthur *et al.*, 1962) et le volume végétal (Mills *et al.*, 1991).

Cependant, certains auteurs mentionnent que les oiseaux répondent aussi bien à la structure de la végétation qu'à sa composition floristique (Holmes *et al.*, 1979 ; Wiens et Rotenberry, 1981 ; Rotenberry, 1985 ; Germaine *et al.*, 1998 ; Shankar Raman *et al.*, 1998 ; Gillespie et Walter, 2001 ; Fleishman *et al.*, 2003 ; Jentsch *et al.*, 2008 ; Jayapal *et al.*, 2009 ; Holmes, 2011).

En effet comme nous l'avons constaté, les espèces d'oiseaux répondent différemment à ces deux paramètres (Imhoff, 1997 ; Laiolo, 2002 ; Walker, 2008). Rotenberry (1985) a trouvé que 55% de la variation dans la composition des espèces d'oiseaux était due à la composition floristique et 35% sont expliqués par la structure de la végétation alors que Jayapal *et al.* (2009) signalent que 19% de la variation de l'avifaune résultent de l'effet de la structure de la végétation et seulement 4% sont dus à la composition floristique. Cela indique qu'il peut y avoir d'autres facteurs indépendants, en dehors de la structure de la végétation et la composition, qui régissent la composition des communautés d'oiseaux (Jayapal *et al.*, 2009).

La composition floristique et la structure de la végétation (physionomie) sont de bons prédicteurs de la distribution et l'abondance d'oiseaux. Chaque communauté végétale fournit un environnement différent pour les oiseaux selon le microclimat, la structure (dimensions, branches, taille et arrangement des feuilles) et les ressources alimentaires (graines, bourgeons, fruits, feuillages, insectes et autres invertébrés) (Kendeigh et Fawver, 1981 ; Robinson et Holmes, 1981, 1988 ; Rotenberry, 1985 ; Carrascal *et al.*, 1987 ; Laiolo, 2002 ; Deppe et Rotenberry, 2008).

La composition floristique agit aussi bien par la disponibilité et la qualité de la nourriture que par la capacité des oiseaux à l'acquérir. La configuration de la végétation affecte la mobilité des oiseaux et, de ce fait, le comportement alimentaire (Robinson et Holmes, 1984 ; Rotenberry, 1985 ; Laiolo, 2002). La disponibilité alimentaire pour les oiseaux dépend du type et de l'abondance des proies présentes, qui varient entre les espèces d'arbres, de la structure du feuillage et les caractéristiques des arbres, qui influent sur la détectabilité et l'accessibilité des proies, et des capacités morphologiques et comportementales de chaque espèce d'oiseau pour repérer et capturer la proie (Holmes, 2011).

Par ailleurs, nous pouvons aussi attribuer la différence de la réponse des oiseaux à la structure de la végétation et à la composition floristique à l'échelle écologique de l'étude (Bohning-Gaese, 1997 ; Deppe et Rotenberry, 2008 ; Jayapal *et al.*, 2009 ; Cornell et Donovan, 2010).

Wiens et Rotenberry (1981) et Rotenberry (1985) ont noté que la structure de la végétation a été le facteur clé pour la composition des communautés d'oiseaux dans les habitats à l'échelle régionale (biogéographique) alors que l'effet de la composition floristique semble plus important à une échelle plus fine (locale). Ceci est expliqué par le processus décisionnel hiérarchique que l'oiseau entreprend lors du choix de son habitat (Johnson, 1980) où l'oiseau choisit d'abord son habitat selon les traits physiologiques de la végétation suivi par une sélection plus fine basée sur des détails floristiques pour trouver des sites appropriés à ses exigences de nourriture, protection contre les prédateurs et la reproduction (Rotenberry, 1985 ; Lee et Rotenberry, 2005).

De ce fait, les facteurs qui contribuent à la détermination de la diversité et l'abondance aviennes peuvent être classés selon plusieurs niveaux, qui ne sont pas tout à fait indépendant. Le niveau géographique correspondant à la biogéographie régionale (et donc l'histoire), aux configurations du paysage, et à la structure des métapopulations. Au niveau local se sont les caractéristiques écologiques du site occupé, y compris les ressources alimentaires et les sites de nidification. Toutefois, les facteurs écologiques locaux semblent être plus importants que les facteurs régionaux pour déterminer la diversité et l'abondance des oiseaux (Willson et Comet, 1996).

Concernant l'anthropisation, la plupart des espèces étudiées se sont montrées influencées par ce paramètre. Les modèles de régression ont montré que les espèces aviennes préfèrent les stations où l'effet anthropique est absent. Il en est de même pour la diversité et la richesse avienne qui eux aussi semblent plus importantes dans les stations non anthropisées. Certaines espèces se montrent plus tolérantes et peuvent évoluer dans des milieux où l'impact anthropique est modéré.

L'ampleur des perturbations anthropiques dans le parc national de Gouraya se manifeste par une importante pression démographique des populations locales, des pratiques agricoles, une urbanisation en extension, des infrastructures routières et un tourisme anarchique et non contrôlé. Ces activités sont considérées comme les facteurs les plus importants qui provoquent la dégradation des milieux (Nakagoshi et Ohta, 1992 ; Steinhardt *et al.*, 1999) ce qui appauvrit leur avifaune nicheuse caractéristique (Blondel, 1969b ; Aben *et al.*, 2008).

L'impact anthropique sur l'avifaune a fait l'objet de plusieurs travaux (Urban et Smith, 1989 ; Fernández-Juricic, 2000 ; Miller *et al.*, 2003 ; Blumstein *et al.*, 2005 ; Pidgeon *et al.*, 2007 ; Aben *et al.*, 2008 ; Galanina, 2008) dont les résultats ont montré que les espèces aviennes réagissent différemment à ce paramètre.

Certaines espèces réagissent plus fortement face au dérangement anthropique que d'autres, l'importance des réactions de ces oiseaux est en relation directe avec l'ampleur de la pression humaine. Certaines espèces sont rares et ne fréquentent qu'accidentellement les milieux soumis à de grandes pressions anthropiques, on ne les rencontre que dans des zones peu accessibles aux humains, d'autres espèces exploitent tous les milieux et tolèrent quelques manifestations d'anthropisation, comme il y a d'autres qui s'accoutument à la pression humaine.

L'impact humain conduit à un accès restreint aux ressources. Il se manifeste souvent par son action indirecte ayant comme conséquence la dégradation du milieu, ce qui limite l'accès aux différentes ressources (alimentaire, sites de nidification, sites de repos) pour les oiseaux. L'action directe de l'homme diminue l'accès aux ressources par le fait que les oiseaux ont tendance à éviter les zones où l'homme est présent (Gutzwiller *et al.*, 1998a, b ; Gutzwiller et Anderson, 1999 ; Blumstein *et al.*, 2005 ; Densmore et French, 2005 ; Gill, 2007).

Les différents indices d'anthropisation que nous avons retenus dans cette étude (routes et pistes, terres agricoles, habitations, fréquentation humaine, incendies) agissent différemment sur l'avifaune (Hansen *et al.*, 2005).

Les infrastructures routières (routes et pistes) contribuent fortement à la dégradation de la qualité biologique des milieux naturels (Brown, 2001 ; Geneletti, 2003). Elles perturbent les déplacements de la plupart des espèces mobiles (oiseaux, grands mammifères) (Clergeau, 1993). En effet, il est connu que les oiseaux présentent des abondances réduites le long des routes (Rheindt, 2003). Le bruit de la circulation automobile contribue aussi comme source de dérangement pour l'avifaune (Rheindt, 2003 ; Galanina, 2008). Le bruit masque les signaux sonores des oiseaux et altère sévèrement la communication acoustique conduisant ainsi à des difficultés dans l'attraction des femelles et la défense du territoire (Brumm, 2004).

Les habitations ont certainement un impact négatif sur plusieurs espèces aviennes. Elles contribuent à la diminution de la richesse avienne (Miller *et al.*, 2003). Leurs effets (habitations) s'expriment indirectement par les changements dans les caractéristiques des habitats en modifiant la structure et la composition de la végétation (Beissinger et Osborne, 1982 ; Mills *et al.*, 1989 ; Rolando *et al.*, 1997).

Miller *et al.* (2003) et Suarez-Rubio *et al.* (2011) dans leur travaux sur l'effet de l'urbanisation sur l'avifaune ont trouvé que les espèces nichant dans le sous bois et au niveau du sol ainsi que les espèces insectivores et granivores sont les plus touchées par l'urbanisation. Les espèces omnivores sont les plus tolérantes à la présence humaine.

Notons aussi que près des habitations, l'effet de prédation des oiseaux par les chats errants est très important (Lilith *et al.*, 2006 ; Pidgeon *et al.*, 2007).

La fréquentation humaine et les activités touristiques sont importantes dans les parcs nationaux. Néanmoins, elles exercent souvent des impacts négatifs sur la faune et ses habitats (Burger et Gochfeld, 1998 ; Densmore et French, 2005). Les endroits les plus fréquentés connaissent souvent une diminution de la richesse avienne et de l'abondance de certaines espèces (Engle *et al.*, 1999 ; Densmore et French, 2005).

Dans son travail sur l'évaluation des effets des piétons sur la répartition des espèces aviennes, Fernández-Juricic (2000) a constaté que l'abondance de certaines espèces aviennes (Merle noir, Pigeon ramier) a diminué considérablement dans les stations où la fréquentation humaine est élevée.

Les zones de forte concentration humaine notamment les aires de pique-nique sont moins riches en avifaune. Ceci a été vérifié par l'étude de Densmore et French (2005) qui ont trouvé que les aires de pique-nique renfermaient 65% du total des espèces aviennes recensées alors que dans les milieux avoisinant la richesse est plus importante (85% des espèces). Toutefois, des changements dans la composition du peuplement avien ont été observés dans ces zones de loisirs. Il se caractérise par l'abondance des espèces associées aux milieux urbains et à régime souvent omnivore.

La présence de terre agricole ne semble pas avoir un effet sur l'avifaune étudiée ceci revient au fait que les pratiques agricoles exercées au sein du parc sont très réduites et se limitent à des spéculations vivrières traditionnelles utilisant des moyens matériels légers. Ces parcelles agricoles se localisent dans la partie occidentale du parc.

Les incendies provoquent d'importants changements dans les milieux naturels. Ils jouent un rôle moteur dans la fragmentation des paysages et influent de ce fait sur le statut biologique des espèces et quelquefois, sur leur patrimoine génétique (Baker, 1992 ; Barbero, 1997).

Leur fréquence et leur intensité dans notre milieu d'étude ont conduit à de fortes dégradations du milieu qui se trouve actuellement dominé par une végétation de type matorral. Les espaces forestiers sont fragmentés et ne sont représentés que par quelques îlots dispersés sur le territoire du parc.

L'action de ce facteur sur l'avifaune n'apparaît pas réellement dans les modèles de régression que nous avons établis. Toutefois son action sur l'avifaune a été bien étudié et différents travaux ont révélé la variabilité de son impact sur les espèces aviennes (Pons et Bas, 2005 ;

Pons et Wendenburg, 2005 ; Pons *et al.*, 2003 ; Allen *et al.*, 2006 ; Brotons *et al.*, 2004b, 2005 ; Herrando *et al.*, 2002 ; Herrando *et al.*, 2003 ; Herrando et Brotons, 2002).

Les incendies provoquent une ouverture brusque du milieu ce qui devient favorable pour les espèces fréquentant les milieux ouverts (cochevis, alouettes, bruants) alors que les autres espèces se voient négativement affectés et ne recolonisent les milieux incendiés que quelques années après. L'abondance des espèces de buissons peut même dépasser la densité originelle (Prodon, 1995).

Après élimination de l'effet de la structure spatiale des différentes composantes (régression sur les résidus du krigeage), l'effet de ces dernières sur l'avifaune semble moins important (tableau XVI). Seulement 5% des espèces retenues se montrent sensibles à la structure de la végétation, alors que 61% des espèces semblent influencées par la composition floristique du milieu. Concernant l'anthropisation, 22% des espèces se sont montrées sensibles à ce descripteur. Ces résultats expliquent que l'avifaune est influencée par la structure spatiale des composantes d'habitat.

Les Fauvettes mélanocéphale, passerinette et grisette ainsi que la Mésange bleue, le Bruant fou et la diversité avienne sont influencés par la composition floristique du milieu. L'Hypolaïs polyglotte montre seulement une sensibilité aux facteurs de l'anthropisation.

La structure et la composition de la végétation influent simultanément sur les abondances du Troglodyte mignon, de la Fauvette à tête noire et du Rougegorge familier. Le Bulbul des jardins quant à lui est influencé par la composition floristique et l'anthropisation.

La structure et la composition de la végétation ainsi que l'anthropisation influent ensemble sur les abondances de la Mésange charbonnière, de l'Hypolaïs pâle ainsi que sur la richesse avienne.

Les différences enregistrées entre les modèles de régression, avant et après avoir éliminé la structure spatiale des composantes, montrent que les facteurs du milieu ont tendance à agir par leur structure spatiale sur l'abondance et la répartition de l'avifaune. Nos résultats sont en concordance avec Keitt *et al.* (2002) et Lennon (2000) qui ont constaté des différences entre les modèles de régression spatiaux et non spatiaux. Les modèles qui ignorent la dépendance spatiale dans les données écologiques peuvent être inappropriées, car ils pourraient surestimer l'importance des variables explicatives (facteurs du milieu, variables d'habitat, environnement,..) (Lichstein *et al.*, 2002a) et peuvent ainsi inclure d'autres variables qui ont peu ou pas d'effet sur la variable réponse (Keitt *et al.*, 2002 ; Betts *et al.*, 2006 ; De Frutos *et al.*, 2007) aboutissant ainsi à de fausses conclusions écologiques (Legendre et Legendre,

1998). La prise en compte de l'effet spatial des variables explique mieux la distribution des espèces (Borcard *et al.*, 1992).

Tableau XVI : Effet global des différentes composantes (erreur krigeage) sur l'avifaune

Espèces	Structure végétation	Composition floristique	anthropisation	Observations
Fauvette mélanocéphale				Composition floristique
Mésange bleue				
Bruant fou				
Fauvette passerinette				
Fauvette grissette				
Diversité avienne				
Hypolaïs polyglotte				anthropisation
Troglodytes mignon				structure de la végétation et Composition floristique
Fauvette à tête noire				
Rouge gorge				
Bulbul des jardins				Composition floristique et anthropisation
Mésange charbonnière				structure de la végétation, composition floristique et anthropisation
Hypolaïs pâle				
Richesse avienne				

Bahn *et al.* (2006) ont examiné la pertinence des effets spatiaux dans la modélisation de la distribution de l'avifaune aux Etats Unis. Pour ce faire, ils ont utilisé une méthode de décomposition de la variance expliquée par le modèle. Leurs résultats ont montré que l'effet pur des facteurs de l'environnement était de 18%, celui de l'effet spatial pur est aussi de 18% alors que la variance due à l'effet spatiale des facteurs de l'environnement est de 65%. L'effet pur des facteurs de l'environnement correspond à l'influence directe des conditions environnementales sur l'avifaune. La composante purement spatiale s'interprète comme la résultante des facteurs endogènes à la population aviennes indépendamment de l'environnement. L'effet spatial de l'environnement est du à la présence d'une structure spatiale dans ses composantes.

Les résultats obtenus nous ont permis d'identifier les relations entre l'abondance des espèces aviennes et la structure et la composition de la végétation ainsi que l'impact des perturbations anthropiques. Cependant, ces facteurs ne sont qu'une partie d'un ensemble de facteurs qui régissent la répartition des espèces aviennes.

En effet, l'abondance et la distribution de chaque espèce sont déterminées par la combinaison de plusieurs variables physiques et biotiques qui sont nécessaires à la survie et la reproduction de ses individus.

Beaucoup de différentes variables de l'environnement y compris les facteurs physiques comme la température, la lumière, l'eau et les facteurs biotiques tels que la concurrence inter et intra-spécifiques, l'histoire de l'évolution, la territorialité, l'attraction conspécifique, la disponibilité des proies, et la prédation, agissent en combinaison pour déterminer l'abondance des espèces (Brown, 1984 ; Rempel, 2007 ; Betts *et al.*, 2009). Ainsi, les variations de l'abondance d'une espèce dans l'espace et le temps reflètent la distribution des combinaisons de ces différentes variables qui définissent sa niche écologique (Brown, 1984).

L'individu recherche alors un habitat approprié par sa structure (sites de nidification, abris et zones de repos) et par la qualité, la quantité et la disponibilité des ressources alimentaires sur le site. Ainsi, les zones à l'abri des facteurs de dérangements humains, permettent aux oiseaux une large exploitation de l'espace et des risques moins élevés de mortalité (Triplet *et al.*, 2003).

L'effet de ces variables se manifeste à différentes échelles écologiques. Par conséquent, il est nécessaire d'effectuer des analyses écologiques à différentes échelles spatiales et temporelles et de tenir compte des exigences écologiques des espèces en terme d'habitat ainsi que le rôle des interactions inter et intra spécifiques (Bohning-Gaese, 1997 ; Brawn *et al.*, 2001). La prise en compte de tous ces processus est pertinente pour la modélisation de la niche écologique des espèces (Austin, 2007).

Cartographie et analyse spatiale

Pour la cartographie de la répartition de l'avifaune nous avons eu recours aux outils géomatiques notamment les systèmes d'information géographique (SIG) qui ont permis l'élaboration de cartes, voire d'une base de données cartographique adaptée aux besoins des gestionnaires du parc. En effet grâce aux possibilités des SIG, la restitution des différentes cartes est plus rapide ainsi que leur superposition avec d'autres cartes thématiques dans le but d'identifier les paramètres explicatifs potentiels de la répartition des espèces aviennes.

Les cartes d'abondances fournissent une vision globale sur la répartition des espèces aviennes au niveau du parc national de Gouraya. Certaines espèces ont montré une large distribution sur l'ensemble du territoire, avec toutefois des préférences pour certaines zones notamment à l'Est et à l'Ouest du parc, qui pourraient être probablement dues à la structure du milieu et bien sûr aux exigences écologiques des espèces.

D'autres espèces semblent confinées à des zones particulières telles que le Bruant proyer, le Cochevis huppé et le Rougegorge familier dans la partie Ouest. Les deux premières espèces sont caractéristiques des milieux ouverts (Bruant proyer, le Cochevis huppé). Pour le Rougegorge sa présence est expliquée par les cours d'eau qui sont localisés à l'Ouest du parc.

Dans un souci de mieux comprendre la répartition spatiale de notre avifaune, nous avons intégré certains paramètres d'analyse centrographique qui nous ont permis de résumer l'information relative à la distribution des abondances de l'avifaune étudiée.

En mesurant les caractéristiques globales de la distribution spatiale des espèces aviennes, l'analyse centrographique est un bon outil d'intégration et de combinaison des cartes géographiques et des statistiques. En effet, par les paramètres de tendance centrale, de dispersion et d'orientation dans l'espace de variables géoréférencées, l'analyse centrographique nous renseigne de façon très explicite sur plusieurs aspects de la répartition spatiale d'un phénomène, entre autres sur son degré de concentration géographique (Yuill, 1971). Il s'agit, en quelque sorte, de l'extension à des variables spatialisées des paramètres de base de la statistique classique (Kellerman, 1981).

La superposition des ellipses de dispersion et des centres de gravité avec les cartes d'abondances des espèces nous ont permis d'avoir une idée juste et relativisée des formes de distributions des espèces. De ce fait, par cette présentation cartographique des résultats, la centrographie constitue ainsi un excellent outil d'analyse spatiale et d'aide à la décision.

Par ailleurs l'analyse centrographique ne trouverait son importance réelle que si nous disposons de données ou de cartes d'abondances sur plusieurs années, ce qui nous permettrait de dresser les tendances de la dynamique spatiale des distributions des espèces. Une telle analyse permet d'observer les déplacements des centres de gravité et de montrer les tendances à la concentration et à la dispersion des espèces aviennes et à leur isotropie ou anisotropie.

Analyse Géostatistique

Les outils géostatistiques utilisées dans cette étude (variogramme, krigeage ordinaire) ont contribué à caractériser et modéliser la structure spatiale des abondances des espèces aviennes, de la diversité et la richesse aviennes ainsi que les descripteurs retenus.

Les modèles d'ajustement des variogrammes expérimentaux ont globalement enregistré une bonne précision de l'estimation. Cependant les modèles exponentiels ont été souvent retenus pour la plupart des variables. Les modèles les plus précis (du point de vue de l'erreur moyenne) ont été retenus pour la réalisation des cartes d'interpolation par krigeage.

L'examen du comportement du variogramme donne une description synthétique de la structure du phénomène étudié et permet en outre la liaison entre cette structure et la précision avec laquelle pourront être résolus les différents problèmes d'interpolation et d'estimation posés (Rossi *et al.*, 1994). On étudie en particulier avec soin le comportement au voisinage de l'origine (aux faibles distances) et à l'infini (aux grandes distances).

Des anisotropies de différentes directions ont été enregistrées. Elles sont probablement liées à certains facteurs du milieu (topographie, gradient végétation,...etc.) (Fortin et Dale, 2005).

Les modèles de variogrammes retenus présentaient tous une discontinuité à l'origine connue sous le nom d'effet de pépite. Cet effet est la résultante des erreurs de mesures et/ ou d'une microstructure spatiale non identifiée. Cette dernière pourrait être due soit à l'effet d'une variable dont la structure spatiale est inférieure au pas de notre échantillonnage (250 m) soit à une structure spatiale des espèces suite à certains comportements sociaux.

Cependant, la différence des valeurs de pépite entre les espèces peut être attribuée à la différence des exigences écologiques et au type de distribution des espèces (Villard et Maurer, 1996).

Les erreurs de mesure se produisent généralement lors du positionnement sur le terrain ou lors de l'échantillonnage. Elles sont généralement attribuées à l'incertitude de positionnement (GPS) et devraient idéalement être minimisées, car elles ne constituent pas la principale préoccupation (Fortin, 1999 ; Fortin et Dale, 2005 ; Bivand, 2008). On s'intéresse davantage à la variation naturelle spatiale (microstructure spatiale), qui est principalement due aux processus physiques et écologiques qui pourraient être expliqués (jusqu'à un certain niveau) par un modèle mathématique (Hengl, 2009).

Toutefois, nous suggérons que la microstructure spatiale soit due, au moins en partie, aux comportements sociaux des oiseaux (Mikami et Kawata, 2002 ; Bahn et McGill, 2007). Parmi ces derniers, nous citons l'attraction conspécifique connue chez les oiseaux territoriaux (Lichstein *et al.*, 2002b ; Schlossberg et Ward, 2004 ; Betts *et al.*, 2006 ; Fletcher, 2006 ; Nocera *et al.*, 2009) qui induit une certaine agrégation spatiale des individus (Holmes, 2011) et leur confère ainsi plusieurs avantages (Stephens et Sutherland, 1999 ; Ahlering *et al.*, 2006 ; Donahue, 2006 ; Gotelli *et al.*, 2010).

La présence de congénères peut être un repère important pour les espèces qui établissent des territoires dans de nouveaux endroits chaque année. En effet, leur présence dans une zone est un indice fiable de la qualité de l'habitat (Schlossberg et Ward, 2004 ; Ahlering *et al.*, 2006).

D'autre part, les agrégations des territoires augmentent l'efficacité des mâles pour le choix du partenaire (Etterson, 2003) et leur offre une protection contre les prédateurs en diminuant le risque de prédation (Ahlering *et al.*, 2010).

L'effet de pépite dans les variogrammes des composantes de la végétation (structure et composition) ainsi que la diversité végétale est dû aux conditions micro-stationnelles et aux facteurs de dispersion des graines des espèces végétales (Fortin, 1999). Pour les composantes de l'anthropisation, cet effet pourrait être expliqué par l'attraction des visiteurs vers les sites urbains, les sites de loisir et les sites présentant des paysages attractifs.

Dans l'étude de la structure spatiale d'un phénomène donné, l'écologiste est particulièrement intéressé par la mesure de la portée de l'autocorrélation afin de déterminer l'échelle de la dépendance spatiale (Koenig & Knops, 1998). Lorsque l'autocorrélation décroît avec la distance puis s'annule complètement, la portée est définie de façon stricte comme la distance à partir de laquelle l'autocorrélation est non significative.

Les descripteurs retenus (les dix (10) composantes des ACP, l'altitude, la pente et la diversité végétale), l'abondance des espèces ainsi que la diversité et la richesse avienne se sont montrées structurées spatialement, leurs portées varient de 260 m à 4148 m. Ceci signifie qu'au-delà de ces distances ces variables ne sont plus corrélées spatialement.

Notons toutefois, la présence de tendances similaires des autocorrélations entre certaines espèces aviennes et certains descripteurs ce qui signifie probablement que la structure spatiale de ces oiseaux pourrait simplement refléter la structure spatiale de ces descripteurs (Anthony et Klopper, 1997 ; Diniz-Filho *et al.*, 2003 ; Heikkinen *et al.*, 2004 ; Bourque et Desrochers, 2006 ; Bahn, 2008).

Les mêmes ordres de grandeurs de la portée ont été notés chez l'avifaune dans le cadre de différentes études qui se sont intéressées à la structure spatiale de cette composante faunistique. Lichstein *et al.* (2002a, b) dans leurs études sur l'autocorrélation spatiale des avifaunes forestière aux USA ont constaté que les abondances des espèces aviennes sont spatialement corrélées jusqu'à des distances variant de 500 à 1000 m selon les espèces. Ces auteurs ont notamment identifié une structure spatiale des recouvrements de la strate arbustive (portée = 1000 m) et de la strate herbacée (portée = 1500 m). Bourque et Desrochers (2006) ont trouvé des portées de l'ordre de 250 m pour la structure de la végétation, alors que les 17 espèces aviennes qu'ils ont étudiées étaient spatialement autocorrélées jusqu'à des distances de 250 à 500 m soit des structures spatiales légèrement plus fines par rapport à nos résultats. Betts *et al.* (2007) en étudiant 15 espèces aviennes au Canada ont mis en évidence les structures spatiales des abondances de ces dernières dont les portées varient de 300 m à 1750 m. Doran (2003) in Holmes (2011) a montré que l'abondance des oiseaux est spatialement corrélée à des distances de 200 à 1200 m. Betts *et al.* (2006) ont relevé une étendue spatiale de 350 à 3500 m. Les oiseaux marins semblent aussi être structurés spatialement jusqu'à des portées de 4000 m (Amorim *et al.*, 2009).

Comme nous le constatons les résultats de la plupart de ces études diffèrent quelque peu des nôtres. Cela peut s'expliquer en partie par la différence des méthodes utilisées pour analyser la structure spatiale. Il peut aussi y avoir des variations géographiques dans la structuration spatiale des facteurs engendrant la dépendance spatiale de l'avifaune (Bourque et Desrochers, 2006).

Les distributions des espèces aviennes présentent un certain degré d'autocorrélation spatiale, en fonction de l'échelle à laquelle elles ont été enregistrées et analysées. Ceci est vérifié pour la plupart des données écologiques. En effet, les phénomènes écologiques subissent l'action de multiples processus écologiques à diverses échelles spatiales. Les données écologiques se trouvent donc, spatialement corrélées à différentes échelles (Fortin *et al.*, 2002).

Les études réalisées dans ce sens, révèlent la présence de structures spatiales dans les données aviennes (abondances, richesse et diversité) selon plusieurs échelles écologiques. Koenig (1998, 2001a) a trouvé que les espèces aviennes sont structurées spatialement jusqu'à des distance allant de 250 à 1200 km. Godet *et al.* (2007) ont enregistré des structures spatiales avec des portées entre 105 km et 320 km. Diniz-Filho *et al.* (2003) en étudiant l'avifaune à l'échelle du territoire biogéographique du paléarctique, ont identifié une structure spatiale de la richesse avienne jusqu'à des distances de 1600 km.

Toutefois à une échelle plus réduite Diniz-Filho *et al.* (2008) lors d'une étude à l'échelle de la région du Cerrado au Brésil, ont trouvé que la richesse avienne est spatialement structurée jusqu'à des distances allant de 50 à 100 km.

Certains auteurs se sont intéressés à l'étude de la structure spatiale chez des espèces particulières à savoir le Faucon crécerellette (*Falco naumanni*) dont la portée est de 4 à 8 km (De Frutos *et al.*, 2007). Le Grand cormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) qui est spatialement corrélé à des distances de l'ordre de 300 km (Engen *et al.*, 2005) ; La Paruline à tête cendrée (*Dendroica magnolia*) avec une portée de 1250 m (Drolet *et al.*, 1999). Ainsi que certaines espèces de Guillemots (*Uria spp.*) dont la portée est de 300 km (Fauchald *et al.*, 2002).

Quelques autres travaux ont été aussi consacrés à l'étude de la structure spatiale des oiseaux (Anthony et Klopper, 1997 ; Begg et Reid, 1997 ; Mikami et Kawata, 2002 ; Greenberg *et al.*, 2008 ; Lieske et Bender, 2009). Ces auteurs ont souligné la présence d'une structure spatiale dans les abondances des espèces aviennes. Néanmoins, les méthodes utilisées n'ont pas permis de calculer l'étendue de cette autocorrélation.

Les conditions environnementales qui régissent les distributions des espèces sont autocorrélés dans l'espace et dans le temps ce qui a pour conséquence une autocorrélation spatio-temporelles des espèces (Legendre, 1993). Ceci a incité plusieurs chercheurs à s'intéresser à la structure spatio-temporelle des populations d'oiseaux (Brown *et al.*, 1995 ; Koenig, 1998, 2001a,b, 2002 ; Bahn *et al.*, 2006 ; Certain *et al.*, 2007 ; Jones *et al.*, 2007). Bellamy *et al.* (2003) ont trouvé cette structure (spatio-temporelle) chez les populations des 13 espèces aviennes suivantes : le Troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), l'Accenteur mouchet (*Prunella modularis*), le Rougegorge familier (*Erithacus rubecula*), le Merle noir (*Turdus merula*), la Grive musicienne (*Turdus philomelos*), la Mésange à longue queue (*Aegithalos caudatus*), la Mésange bleue (*Parus caeruleus*), la Mésange charbonnière (*Parus major*), le Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*), la Fauvette des jardins (*Sylvia borin*), la Fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*), le Pouillot véloce (*Phylloscopus collybita*) et le Pouillot fitis (*Phylloscopus trochilus*).

Dans le domaine de la modélisation de la distribution des espèces, l'autocorrélation spatiale a été largement identifiée dans la répartition des abondances des espèces (Legendre, 1993) et des techniques statistiques ont été développées pour l'analyser et la mesurer (Dale *et al.*, 2002 ; Dale et Fortin, 2002 ; Keitt *et al.*, 2002 ; Lichstein *et al.*, 2002a, Dormann *et al.*, 2007).

Cependant, la compréhension des processus écologiques induisant cette autocorrélation spatiale chez les espèces est une condition préalable à la création de modèles adéquats (Bahn, 2008).

Il existe en fait, deux types de processus qui interviennent dans la structure spatiale des espèces, les processus exogènes et les processus endogènes (Legendre, 1993, Legendre *et al.*, 2002). Les premiers sont indépendants des caractéristiques écologiques et biologiques des espèces. Il s'agit des événements historiques, des incendies, des perturbations de natures différentes notamment anthropiques, des gradients climatiques locaux...etc. Les processus endogènes comprennent les comportements sociaux notamment la territorialité et l'attraction conspécifique, la dispersion, la prédation, la compétition...etc. (Legendre et Fortin, 1989 ; keitt *et al.*, 2002 ; Mikami et Kawata, 2002 ; Fortin et Dale, 2005 ; Franklin, 2009).

La distinction entre les effets des deux types de processus (exogène et endogène) n'est pas aisée. Elle est souvent impossible car les deux processus peuvent agir au même temps et à la même échelle sur la structure spatiale d'une espèce (Borcard *et al.*, 1992 ;Fortin et Dale, 2005).

L'analyse exploratoire par le biais du semi variogramme a permis la modélisation du comportement spatiale des variables étudiées qui a aboutit par le biais de l'interpolation par krigeage ordinaire, à l'élaboration des cartes de prédiction. Ces dernières constituent un outil important d'aide à la décision directement applicable en matière de gestion et de conservation de l'avifaune du parc national de Gouraya. Leur plus grand intérêt réside au fait qu'elles permettent de donner une estimation de l'abondance des espèces aviennes sur une zone qu'il n'était pas possible d'explorer dans sa totalité. Elles fournissent donc une estimation de valeurs non mesurées en se basant sur l'information au voisinage ce qui équivaut à une forme élaborée de l'interpolation spatiale (Bahn *et al.*, 2006).

Les cartes de prédiction des espèces aviennes ont montré une variabilité de l'abondance sur l'ensemble du territoire du parc. De même les cartes de la diversité et de la richesse avienne ont mis en évidence les tendances de distribution de ces deux paramètres. Ceci est sans doute dû d'une part aux exigences écologiques des espèces aviennes retenues et d'autre part à certaines caractéristiques du milieu notamment la végétation.

Deux zones de fortes concentrations des abondances et de fortes richesse et diversité ont été identifiées sur l'ensemble des cartes, il s'agit des zones Est et Ouest du parc. Certes ce sont les zones qui ont connues un effort d'échantillonnage plus important que la partie centrale du parc. Néanmoins, il est fort probable que ces différences de distribution des espèces soient sous l'effet de la distribution spatiale de la végétation. Ceci se confirme par la carte de

prédiction de la diversité de la végétation qui montre les plus fortes valeurs dans les deux zones déjà cités.

Le cadre probabiliste de la géostatistique permet de quantifier l'incertitude associée à la valeur interpolée à l'aide de l'écart-type de krigeage qui représente la dispersion possible de la variable réelle et inconnue autour de la valeur obtenue par krigeage (Bobbia *et al.*, 2003). Plus cette dispersion, c'est-à-dire la variance de krigeage, est faible plus la valeur interpolée est en moyenne près de la réalité et donc plus la carte est précise. Ainsi les fortes valeurs de la variance de krigeage permettent de localiser les zones sous échantillonnées sur la carte interpolée. Ces dernières n'ont pas fait l'objet de relevés ornithologiques étant donné leur inaccessibilité.

Comme nous l'avons déjà mentionné, la variance de krigeage ne dépend que du variogramme et de la configuration relative du point à estimer et des données expérimentales. Elle ne dépend pas des valeurs numériques de ces données (Chilès et Delfiner, 1999).

En fonction des cartes de variance obtenues, des points d'échantillonnage pourront être ainsi ajoutés dans les zones de variance élevée ou au contraire retirés des zones de faible variance. Cette procédure est souvent utilisée pour déterminer la conception optimale d'un échantillonnage spatial (Webster et Oliver, 2007 ; Haining, 2004 ; Fortin et Dale, 2005).

Cette propriété des méthodes géostatistiques fait du krigeage la méthode d'estimation la plus précise (Gratton, 2002) et la plus indiquée par rapport aux autres méthodes d'interpolation (Bello-Pineda et Hernández-Stefanoni, 2007).

De même que Gratton (2002) et Hernández-Stefanoni et Ponce-Hernández (2006), nous notons que le krigeage ordinaire utilisé dans la présente étude pour la cartographie de la variabilité spatiale des variables ornithologiques (abondances des espèces, diversité, richesse avienne) a fourni d'une part des estimations précises de ces dernières et d'autre part une interprétation supplémentaire de la structure de leur variabilité spatiale par le biais du semi-variogramme.

Toutefois, la performance de cette interpolation n'est atteinte que si le nombre de points est assez grand pour appliquer cette technique (Webster et Oliver, 2007 ; Li et Heap, 2008) et qu'une sélection attentive du modèle de variogramme est entreprise (Kravchenko et Bullock, 1999 ; Bernard-Michel, 2006 ; Bello-Pineda et Hernández-Stefanoni, 2007).

La réalisation de telles cartes ne constitue pas un but en soi, l'interprétation écologique des distributions et des abondances des espèces doit faire l'objet d'investigations ultérieures. De ce fait, la superposition de ces cartes avec d'autres variables du milieu permettra d'avoir une vision plus détaillée de la distribution spatiale des espèces aviennes. Par ailleurs, la récolte de données régulièrement dans le temps permettra éventuellement de représenter spatialement et temporellement les tendances des populations.

La combinaison des méthodes géostatistiques aux systèmes d'information géographique s'est avérée très appropriée pour la cartographie spatiale de la distribution des espèces aviennes à l'échelle de notre zone d'étude. A cet effet, les résultats obtenus ont des implications importantes dans les domaines de la modélisation de la distribution des espèces ainsi que dans la gestion et la conservation de la faune.

De nombreux auteurs affirment que les modèles spatiaux sont une avancée significative dans la modélisation de la distribution et doivent être utilisés chaque fois que possible mais d'une manière appropriée (Legendre, 1993 ; Augustin *et al.*, 1996 ; Thomson *et al.*, 1996, Keitt *et al.*, 2002 ; Lichstein *et al.*, 2002a).

Le krigeage ordinaire est une technique à développer pour prédire la répartition de l'avifaune dans les zones non échantillonnées notamment dans les terrains accidentés difficilement accessibles pour l'observateur. L'utilisation de cette méthode d'interpolation avec la méthode des indices ponctuels d'abondances qui est elle aussi, préconisée pour les terrains morcelés, constitue un moyen efficace et approprié pour l'étude spatiale et la cartographie de l'avifaune.

L'avifaune s'est montrée structurée spatialement à différentes échelles écologiques. Cela suggère que les études au niveau des communautés ou des espèces doivent prendre en considération les processus écologiques qui régissent la répartition des espèces selon différentes échelles de perception (Cushman et McGarigal, 2004).

Chapitre IX : Recommandations et perspectives

Avant d'aborder ce chapitre, nous jugeons utile de rappeler l'essentiel des résultats obtenus dans la présente étude à partir desquels découleront quelques recommandations et perspectives.

Nos résultats ont souligné la complexité de la sélection de l'habitat par les oiseaux. Il s'agit en fait, d'un processus qui résulte aussi bien des réponses des espèces aux variables d'habitat qu'aux différentes interactions intra et interspécifiques.

La structure et la composition de la végétation se sont montrées très pertinentes dans le choix de l'habitat. D'autre part, les descripteurs anthropiques jouent aussi un rôle dans ce processus et exercent souvent un effet négatif sur l'avifaune. L'effet spatial des descripteurs d'habitat a été aussi mis en valeur par la régression sur les résidus du krigeage.

Les cartes élaborées ont fourni une image réelle de la répartition spatiale des abondances des espèces aviennes et des descripteurs d'habitat. L'analyse de ces cartes a été approfondie par le calcul des paramètres centrographiques.

L'analyse géostatistique nous a permis, par le biais du variogramme, de caractériser et de modéliser la structure spatiale des variables étudiées (abondances des espèces et descripteurs d'habitat). L'interpolation par krigeage ordinaire a abouti à l'élaboration des cartes de prédictions de ces variables.

Ces résultats, aussi pertinents soient-ils, ne constituent pas une finalité en soi, tout au contraire, ils nous incitent à approfondir certains aspects qui n'ont pu être traités dans le contexte de ce travail et d'entreprendre ainsi, d'autres voies de recherches qui contribueraient sans aucun doute au développement de l'ornithologie algérienne.

A cet effet, nous consacrons les lignes qui suivent à des recommandations et perspectives en matière de gestion du patrimoine ornithologique aussi bien au sein du parc qu'à l'échelle nationale. Nous proposons quelques lignes directrices pour orienter les futurs travaux de recherches en ornithologie tout en mettant l'accent sur les aspects relatifs à l'échantillonnage, la cartographie et l'utilisation des techniques géostatistiques.

9.1 – Recommandations en matière de gestion

9.1.1 - Gestion de l'avifaune

Les cartes réalisées sont des outils indispensables pour la gestion de l'avifaune. Leur aspect numérique qui intègre une masse d'information relative aux abondances des espèces et les caractéristiques de leur habitat dans un système d'information géographique constitue une première base de données ornithologique qui pourrait être directement utilisée par les gestionnaires.

Les zones à forte diversité avienne méritent une attention particulière de la part des gestionnaires. Il s'agit particulièrement de la zone Est qui correspond à la réserve intégrale du parc et la zone Ouest où une variété d'habitats (matorrals, terre agricoles, ripisylves) est présente.

Le travail réalisé n'a concerné que les espèces nicheuses (période de nidification), il serait plus intéressant de mener un travail similaire pour toutes les espèces évoluant dans le parc notamment les espèces migratrices hivernantes et de passage. Les rapaces mériteraient eux aussi une attention particulière. La cartographie de leur répartition serait d'un très grand intérêt.

Nous attirons l'attention sur certaines espèces aviennes particulièrement le Chardonneret dont les effectifs connaissent une forte régression. Cette espèce contactée durant nos premiers relevés semble devenir de plus en plus rare. On ne l'a plus revu lors de nos dernières prospections. A cet effet, des études sur l'écologie et la dynamique de cette espèce doivent être menées afin de préciser son statut.

La présence du Pic épeiche à l'extrême Ouest du parc suite à un effet lisière confirme l'idée qu'il ne faut pas concentrer les efforts de conservation uniquement dans les zones protégées, qui sont souvent gérées de manière isolée des habitats avoisinants. En effet, il est connu que l'abondance d'une espèce dans les zones environnantes influe considérablement sur son abondance au sein de la zone protégée (Baillie *et al.*, 2000).

D'autre part, si les habitats avoisinants connaissent de fortes dégradations, il est alors illusoire de vouloir réussir des programmes de conservation s'ils se limitent à l'intérieur de l'aire protégée. Les actions de gestion et de conservation des espèces et des habitats doivent dépasser les limites du Parc National de Gouraya. Une éventuelle extension de ce parc est aussi envisageable, particulièrement vers l'Ouest.

A l'échelle nationale, l'avifaune doit susciter davantage l'intérêt des gestionnaires. Les oiseaux sont connus pour être de bons indicateurs des milieux, leur prise en compte dans les stratégies et programmes de gestion est primordiale.

D'autre part, nous ne disposons d'aucune donnée cartographique de l'avifaune sur l'ensemble du territoire national. Nous recommandons ainsi la réalisation d'un atlas ornithologique qui nous permettra d'avoir une vision globale de la répartition de notre richesse avienne. Toutefois, avec la disponibilité des outils informatiques notamment les systèmes d'informations géographiques, la superposition de ces données cartographiques avec les facteurs du milieu permettrait de mieux comprendre l'écologie des espèces aviennes à l'échelle de notre pays et d'identifier avec précision leurs statuts.

Une fois ces cartes disponibles, des dénombrements aviens doivent être menés régulièrement (en moyenne tous les 5 à 10 ans) pour l'étude de la dynamique spatio-temporelle des espèces et l'évaluation des effets des changements des milieux sur l'avifaune.

9.1.2 - Gestion et réhabilitation des habitats

Le constat que les oiseaux répondent aussi bien à la composition floristique de la végétation qu'à sa structure, mérite d'être pris en considération dans la gestion et restauration des habitats. En effet, le remplacement des espèces végétales d'un milieu par d'autres espèces même si ce milieu conserve la configuration structurale de l'habitat pourrait entraîner des changements dans la composition avienne de ce dernier. De ce fait, les évaluations des habitats aviens basés uniquement sur leur physionomie seraient probablement inappropriées et devraient donc intégrer la composition floristique pour aboutir à des résultats plus fiables.

La carte des habitats naturels déjà réalisée au niveau du parc national de Gouraya (Moussouni, 2008) ne suffit pas à elle seule pour une telle démarche étant donné que l'identification de ces derniers était basée sur la physionomie de la végétation. L'aspect composition floristique voire phytosociologique mériterait d'être pris en charge ultérieurement dans des travaux de cartographie. En effet, de telles cartes sont souvent utilisées comme sources de variables prédictives dans les modèles de distribution des espèces aviennes (Seoane *et al.*, 2004). Une bonne résolution et une grande précision sont nécessaires pour améliorer ces modèles (Guisan et Zimmermann, 2000).

9.1.3 - Gestion et atténuation des perturbations anthropiques

Les perturbations anthropiques sont connus pour être les facteurs les plus importants qui entravent la réussite de différentes actions de conservation du patrimoine naturel. Leurs impacts (directs et indirects) sur les populations aviennes sont souvent négatifs.

La prise en compte de ces perturbations dans les décisions de gestion nécessite une bonne connaissance de ces dernières. Pour ce faire, les actions suivantes s'imposent :

- Face à une fréquentation citadine et saisonnière de masse qui caractérise actuellement le parc, la gestion des flux doit se faire selon la capacité de charge des milieux et respecter les sites naturels et leur sensibilité (dérangement de la faune, piétinement de la flore ...etc.). Un contrôle et une bonne orientation de la fréquentation humaine sur le territoire du parc est donc souhaitable. Il est évident qu'une telle action demande des études approfondies pour une évaluation quantitative de cette fréquentation.

- Développer des actions de sensibilisation, de vulgarisation, de communication et d'orientation du public. Toutefois, la sensibilisation de la population aux problèmes environnementaux, notamment en matière de protection et de conservation du patrimoine biologique, n'est pas une action ponctuelle limitée dans le temps. Pour qu'elle soit efficace, elle demande une continuité sur plusieurs années pour qu'elle puisse être ancrée définitivement dans le vécu quotidien des populations.

- Maîtriser quantitativement et qualitativement l'étalement urbain et ses effets sur le milieu naturel. Dans ce contexte, une étude socioéconomique serait d'une grande utilité.

- Malgré les efforts fournis par les gestionnaires du parc en termes de prévention et de lutte contre les incendies, ces derniers restent le facteur anthropique le plus néfaste qui perturbe les milieux naturels en détruisant les habitats et en provoquant ainsi des changements importants dans la composition du peuplement avien. Ainsi, les dispositifs anti-incendie doivent être plus efficaces notamment en matière de sensibilisation.

- L'effet négatif des carrières et de la décharge sur l'environnement n'est plus à démontrer, il est de ce fait, nécessaire de fermer ces carrières et déplacer la décharge en dehors de l'enceinte du parc. Des actions de réhabilitation de ces sites doivent être envisagées.

Toutes ces actions ne pourraient être efficaces que dans le cadre d'une bonne gouvernance. Effectivement, les objectifs de toute aire protégée ne peuvent être atteints sans la collaboration et le support des populations locales. La participation, la bonne gouvernance

locale et la satisfaction des besoins de la population sont aujourd'hui des enjeux majeurs dans la gestion et la conservation des espaces naturels.

9.2 – Recommandations et perspectives de recherche

9.2.1 - Echantillonnage

Concernant le plan d'échantillonnage, son élaboration dans le cadre d'un objectif cartographique diffère de celui destiné à une modélisation ayant comme objectif l'élimination de l'autocorrélation spatiale. Pour cette dernière, il est recommandé de positionner les points d'inventaire au-delà de la portée pour assurer l'indépendance statistique au sein de l'échantillon. A l'inverse, la cartographie par interpolation nécessite de se placer en deçà de cette portée pour pouvoir caractériser la structure spatiale du phénomène étudié.

Comme premier travail sur l'identification et la caractérisation de la structure spatiale chez les oiseaux en Algérie, nous nous sommes limités à un seul pas d'échantillonnage (250 m). Ce dernier nous a permis de détecter une structure spatiale de l'abondance de l'avifaune étudiée. Néanmoins, une structure spatiale plus fine était présente (effet de pépite) et n'a pas pu être mesurée. Ainsi, un maillage plus serré soit des mailles inférieures à 250 m x 250 m pourrait probablement identifier les structures spatiales les plus fines.

De ce fait, pour une meilleure prise en compte des éventuelles structures spatiales présentes, une étude selon différents pas d'échantillonnage serait intéressante, ce qui permettra l'évaluation de l'autocorrélation et son comportement en fonction de la distance.

Dans ce contexte, nous rejoignons les recommandations de Ritter et Leecaster (2007) qui préconisent l'utilisation de l'échantillonnage systématique hiérarchique. Il s'agit de superposer une grille plus dense sur la grille initiale. L'échantillonnage sur la grille fine se fera autour de certains points seulement pour réduire le temps alloué à l'échantillonnage.

Toutefois, nous attirons l'attention que pour la performance de toute étude d'interpolation spatiale, il est impératif de prendre en considération la taille et la densité de l'échantillonnage ainsi que la distribution spatiale des échantillons.

9.2.2 - Autocorrélation spatio-temporelle

L'identification de la structure spatiale chez les espèces aviennes ne constitue pas un résultat final. Des études ultérieures sont nécessaires pour mieux comprendre cette structure et déterminer les processus écologiques qui interviennent.

Par ailleurs, il est à signaler que cette structure est fortement influencée par les variations temporelles de l'environnement. A cet effet, nous devons orienter nos recherches sur l'étude de la dynamique spatio-temporelle de l'avifaune pour en déduire le rôle relatif des forces biotiques et abiotiques dans cette dynamique. Ceci contribuera davantage à améliorer les modèles de prédiction des abondances des espèces aviennes.

Cette structure spatio-temporelle, abordée par l'étude du synchronisme des fluctuations des populations, attire de plus en plus l'attention des chercheurs et semble avoir une importance majeure dans les phénomènes de fragmentation des habitats et d'extinction des espèces. Les travaux de Koenig et Knops (1998), Koenig (2001b, 2002) et Liebhold *et al.* (2004) seront d'un grand apport pour entreprendre de telles études.

9.2.3 - Echelle de perception

Les processus qui régissent la répartition des espèces ainsi que les réponses de ces dernières interviennent souvent à différentes échelles spatiales et temporelles. A cet effet, la prise en compte de ces échelles dans les programmes de monitoring des espèces et de leurs habitats s'avère nécessaire.

La gestion d'un écosystème requiert souvent l'analyse du territoire à plusieurs échelles. Les impacts d'une telle gestion, évalués à une échelle donnée, ne peuvent être décrits avec exactitude que dans le contexte d'une autre analyse, réalisée à plus grande échelle. De même la réalisation de cette analyse à plus grande échelle, requiert la connaissance des éléments concernés à une échelle plus fine, pour pouvoir vérifier la réalité du terrain.

L'étude que nous avons menée sur l'effet de certains facteurs d'habitat sur l'avifaune s'est faite à l'échelle de la station. Elle devrait être suivie par d'autres travaux prenant en considération les interactions « espèces-habitat » à une échelle plus large en l'occurrence le paysage.

Le paysage, équivalent du secteur écologique au sens de Blondel (1995) ou éco-complexe selon Blandin (1986), est défini comme un ensemble d'habitats (biotopes) situés sur un territoire caractérisé par les mêmes constances géomorphologiques et bioclimatiques.

A cette échelle, nous recommandons d'étudier les interactions entre l'avifaune et les paramètres de composition et de configuration du paysage. Il s'agit là de faire appel aux méthodes utilisées en écologie du paysage dont l'objectif central est de comprendre l'influence de la structure du paysage sur l'abondance et la dynamique des populations. La description et le calcul de ces paramètres sont disponibles dans plusieurs travaux entre autres ceux de Turner (1989), Farina (1998), Turner *et al.* (2001).

Nous suggérons d'autre part, d'accorder une plus grande attention à l'effet de la dynamique du paysage sur l'avifaune notamment l'effet de la fragmentation des habitats.

9.2.4 - Modélisation

Les modèles de régression élaborés dans le présent travail ne devraient être utilisés qu'à titre exploratoire. En effet, pour appréhender au mieux les différents phénomènes biologiques, il est nécessaire de modéliser plus finement les interactions intra et interspécifiques et les interactions « espèces-habitat ». Plus le nombre de facteurs pris en compte est important, plus le modèle obtenu sera pertinent.

Nous avons vu aussi que l'autocorrélation spatiale des descripteurs écologiques joue un rôle important dans l'étude des interactions espèces-habitat, son élimination dans les modèles de régression n'est pas du tout recommandée. Tout au contraire nous orientons les ornithologues algériens à s'intéresser davantage aux méthodes de modélisation statistique qui intègrent la structure spatiale comme le préconisent Legendre (1993), Guisan et Zimmermann (2000), Guisan et Thuiller (2005) et Zaninetti (2005).

Nous faisons particulièrement allusion à la méthode de décomposition de la variance développée par Borcard *et al.* (1992) et Borcard et Legendre (1994). Cette méthode basée sur des analyses canoniques permet d'évaluer la part de la variabilité attribuable aux effets de l'autocorrélation spatiale. La composante spatiale est introduite en utilisant les coordonnées géographiques des points échantillonnés.

Une autre manière de mieux intégrer la dimension spatiale des phénomènes écologiques est l'utilisation de modèles autorégressifs. Ils constituent une généralisation des modèles de régression linéaire dans lesquels la variable à expliquer est modélisée en fonction de sa valeur dans un voisinage donné. Ces modèles décrits par Cressie (1991), Keitt *et al.* (2002) et Lichstein *et al.* (2002a) sont à recommander et seraient probablement d'une grande utilité pour les futurs travaux ornithologiques.

Notons aussi que de telles études doivent être menées dans différents types d'habitats et doivent prendre en considération la dynamique spatio-temporelle de ces derniers.

9.2.5 - Géostatistique

Les étapes suivies dans la présente étude constituent des lignes directrices pour tout ornithologue désirant s'investir dans le domaine de la géostatistique. Néanmoins, certaines précautions doivent être prises notamment au sujet du nombre d'échantillons qui doit être assez élevé pour permettre l'élaboration du variogramme et l'interpolation par krigeage. L'ajustement et le choix du variogramme par validation croisée doivent être étudiés minutieusement car c'est de ces deux étapes que dépend la précision du krigeage.

Les cartes de prédiction sont des outils importants pour analyser les interactions des populations d'oiseaux avec les facteurs d'habitat. Ceci devrait permettre d'associer à ce krigeage des variables d'habitats et donc pouvoir établir des cartes de prédiction encore plus proches de la réalité.

La prise en compte d'informations indirectes apportées par des variables externes, a pour but d'améliorer la représentation cartographique notamment dans les zones pauvres, voire non échantillonnées. L'intégration de l'information liée à la variable auxiliaire dans le système géostatistique d'interpolation permet en quelque sorte de compenser le sous-échantillonnage et/ou l'absence de relevés ornithologiques dans certains endroits du parc.

L'utilisation de ces variables auxiliaires dans des procédures de krigeage permet d'améliorer l'interpolation lorsque les corrélations sont significatives. L'une des techniques les plus utilisées dans ce sens est le cokrigeage. Ce dernier, renforce le krigeage ordinaire en intégrant, avec un poids moins important que les données primaires, un second ensemble de données (variables auxiliaires) corrélé au phénomène à cartographier et permettant d'apporter une information complémentaire.

Conclusion générale

Ce travail a pour objectif l'étude et la cartographie de la structure spatiale du peuplement avien. Il vise également la mise en évidence des différentes interactions entre les espèces aviennes et certains descripteurs d'habitat. Il illustre aussi une application réelle des techniques géostatistiques en ornithologie.

Les résultats de cette étude fournissent une base d'informations pertinentes pour des applications intéressantes dans la prise de décision en matière de conservation de la faune avienne dans le Parc National de Gouraya.

La cartographie de l'avifaune enrichie des apports indispensables de la géostatistique, des outils d'analyses spatiale, des méthodes de régression ainsi que les systèmes d'information géographique, ont permis de développer et d'orienter la réflexion autour de la structure et la distribution spatiale de l'avifaune.

L'échantillonnage de l'avifaune par la méthode des IPA sur la base d'un réseau à maille carrée de 250 m x 250 m a concerné 70 % du territoire du Parc National de Gouraya. Nous avons contacté 67 espèces aviennes dont 47 par la méthode des IPA. Le traitement des données aviennes a révélé la présence d'une richesse ornithologique intéressante dans cette aire protégée qui se traduit par une avifaune sédentaire et migratrice ayant différentes origines biogéographiques.

La modélisation de la relation espèces- habitat par le biais de la régression pas à pas a fait ressortir la réponse des espèces aviennes à certains descripteurs de l'habitat notamment la structure et la composition de la végétation et les descripteurs d'anthropisation. L'importance de la structure spatiale dans le choix des habitats par les oiseaux a été mise en évidence par la régression sur les résidus du krigeage. Les modèles obtenus ont présenté des réponses des espèces aviennes totalement différentes par rapport aux modèles établies sans élimination de la structure spatiale.

La cartographie a eu une place prépondérante dans notre travail. Nous avons à cet effet, utilisé les systèmes d'informations géographiques pour réaliser les cartes de répartition des abondances des espèces aviennes et certains descripteurs du milieu. L'information spatiale contenue dans ces documents a été approfondie par des analyses centrographiques qui ont permis de mieux cerner les tendances de répartitions des espèces et des descripteurs.

Les données sur la répartition spatiale de la distribution des espèces sont très importantes pour la conservation de la faune. Ainsi, les cartes générées dans le présent travail, constituent des éléments d'appui indispensables pour la gestion de l'avifaune. Leur intérêt résulte dans la vision globale qu'elles donnent de la répartition des espèces, ce qui appuie certainement toute prise de décision.

Le recours aux techniques d'analyse géostatistique permet d'aborder dans un cadre rigoureux les problèmes d'identification des structures spatiales. D'un point de vue pratique, ces techniques permettent de confronter l'interprétation des cartes obtenues à la modélisation de la structure spatiale du phénomène par le variogramme. L'estimation de ce dernier, l'examen du comportement de son graphe et son ajustement à un modèle font de cet outil (variogramme) le point fort de la géostatistique.

Le calcul et l'analyse du variogramme pour les différentes espèces et descripteurs retenus nous ont permis la modélisation du comportement spatiale de ces variables. Le comportement au voisinage de l'origine (aux faibles distances) et à l'infini (aux grandes distances) des variogrammes a mis en évidence une structuration spatiale à différentes échelles.

La deuxième étape de l'analyse géostatistique a consisté en une interpolation par krigeage ordinaire ce qui a aboutit à la réalisation des cartes de prédiction des espèces aviennes et des descripteurs retenus. Ce type de cartes permet de fournir une vision globale de la distribution de la variable considérée particulièrement dans les endroits non échantillonnés.

L'interpolation par krigeage dépend impérativement du variogramme. C'est cette fonction qui va tenir compte à la fois de la géométrie des données, des caractéristiques de la régionalisation et de la précision de l'estimation. Il est donc important de souligner que la qualité de l'interpolation et l'appréciation de sa précision reposent uniquement sur le modèle variographique utilisé. Il doit par conséquent, être choisi judicieusement.

Ainsi, l'analyse des structures spatiales des peuplements aviens, constitue déjà une première approche fonctionnelle des écosystèmes en révélant la façon dont ces peuplements réagissent aux multiples processus qui les affectent. Il a été ainsi possible de mettre en évidence la présence d'autocorrélation spatiale dans la répartition de l'avifaune qui est probablement générée par des processus biotiques et abiotiques.

La démarche méthodologique entreprise dans la présente étude se montre tout à fait adaptée aux questions qui s'inscrivent dans les problématiques actuelles de l'écologie. Elle nous a permis de mettre en évidence l'importance de la structure spatiale pour expliquer la répartition

des espèces en écologie. Notre démarche a mis en œuvre un ensemble de processus qui peuvent sans aucun doute être généralisés à d'autres données relatives à l'abondance et la distribution des espèces aviennes. Elle pourra servir de support à tout ornithologue ou écologue s'intéressant à l'application de la géostatistique et de l'analyse spatiale pour la prédiction et la cartographie des espèces de faune et de flore ou toute variable écologique régionalisée.

Le motif d'échantillonnage se révèle très important, que ce soit pour la récolte des données, la cartographie, ou l'estimation du variogramme. Dans toutes ces problématiques, nos résultats confirment l'intérêt de l'échantillonnage systématique particulièrement lorsque la densité des points échantillons est satisfaisante. En effet, le réseau à mailles carrées (250 m x 250 m) semble un bon compromis pour l'échantillonnage des oiseaux (méthode des IPA), la cartographie et la technique d'interpolation par krigeage.

La combinaison du système d'information géographique (SIG) aux méthodes géostatistiques permet une meilleure appréhension de la structure spatiale et une mise à jour des travaux de cartographie, en vue d'aide à la prise de décision, notamment en matière de gestion de l'avifaune. Cet intérêt s'inscrit également dans le cadre de besoin en cartes récentes et à précision fine, de façon qu'elles soient opérationnelles aussi bien pour les chercheurs que pour les gestionnaires.

Les techniques géostatistiques sont ainsi, d'un apport certain en ornithologie. Ceci se manifeste aussi bien par la modélisation de la structure spatiale des variables étudiées (l'abondance des espèces et la diversité avienne) que par la réalisation d'une cartographie prédictive de ces variables à l'échelle du territoire du parc. Néanmoins, des études similaires doivent être envisagées aussi bien au niveau des autres aires protégées qu'à l'échelle du territoire national.

En intégrant les nouvelles technologies de la géomatique (SIG et GPS) et les méthodes d'analyse spatiale et de géostatistique, nous ouvrons un nouveau champ d'application et d'investigation pour l'ornithologie algérienne. Les possibilités de la géostatistique appliquée à ce domaine de recherche sont encore vastes. Elle constitue à cet effet, une discipline prometteuse pour l'analyse des structures spatiales en ornithologie voire en écologie.

L'intérêt de la géostatistique ne se limite pas seulement à l'ornithologie, il est de ce fait souhaitable d'élargir son utilisation à d'autres groupes faunistiques et floristiques.

Références bibliographiques

Abani S., 2008 - About Kriging. *Consultants for Mining and Financial Solutions*, 88. 4 p.

Aben J., Doerenbosch M., Herzog S.K., Smolders A.J.P. et Van der Velde G., 2008 - Human disturbance affects a deciduous forest bird community in the Andean foothills of central Bolivia. *Bird Conser. Int.*, 18: 363-380.

Ahlering M.A., Johnson D.H. et Faaborg J., 2006 - Conspecific attraction in a grassland bird, the Baird's Sparrow. *J. Field Ornithol.*, 77: 365-371.

Ahlering M.A., Arlt D., Betts M.G., Fletcher R.J., Nocera J.J. et Ward M.P., 2010 - Research needs and recommendations for the use of conspecific-attraction methods in conservation of migratory songbirds. *Condor*, 112: 252-264.

Aknine L., 2001 – Evolution du paysage dans le parc national de Gouraya (Wilaya de Béjaïa). Mémoire Ing. INA (El harrach), 67 p.

Alatalo R.V., 1981 - Problems in the Measurement of Evenness in Ecology. *Oikos*, 37 (2): 199-204.

Algar A.C., Kharouba H.M., Young E.R. et Kerr J.T., 2009 - Predicting the future of species diversity: macroecological theory, climate change, and direct tests of alternative forecasting methods. *Ecography*, 32: 22–33.

Alldredge M.W., Simons T.R., Pollock K.H. et Pacifici K., 2007 - A field evaluation of the time-of-detection method to estimate population size and density for aural avian point counts. *Avian Conserv. Ecol.*, 2 (2). (<http://www.ace-eco.org/vol2/iss2/art13/>).

Alldredge M.W., Pacifici K., Simons T.R. et Pollock K.H., 2008 - A novel field evaluation of the effectiveness of distance sampling and double independent observer methods to estimate aural avian detection probabilities. *J. Appl. Ecol.*, 45: 1349-1356.

Allen, J.C., Krieger S.M., Walters J.R. et Collazo J.A., 2006 - Associations of breeding birds with fire-influenced and riparian-upland gradients in a longleaf pine ecosystem. *Auk*, 123: 1110-1128.

Amorim P., Figueiredo M., Machete M., Morato T., Martins A. et Serrão Santos R., 2009 - Spatial variability of seabird distribution associated with environmental factors: a case study of marine Important Bird Areas in the Azores. *ICES, J. Mar. Sci.*, 66: 29-40.

Anderson R.P., Lew D. et Peterson A.T., 2003 - Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.*, 162: 211-232.

Anderson T.M., Dempewolf J., Metzger K.L., Reed D.N. et Serneels S., 2008 – Generation and maintenance of heterogeneity in the Serengeti ecosystem: 135-182 in Sinclair A.R.E., Packer C., Mduma S.A.R. et Fryxell J.M. - *Serengeti III: Human Impacts on Ecosystem Dynamics*. University of Chicago Press, Chicago.

Andrienko N. et Andrienko G., 2006 - *Exploratory Analysis of Spatial and Temporal Data. A Systematic Approach*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. Germany. 703 p.

Anonyme, 2006 - Plan de gestion du P.N.G., wilaya de Béjaïa, phase B. Ministère de l'agriculture. Direction générale des forêts. 203 p.

Anselin L., 1992 - Spatial Data Analysis with GIS: An introduction to application in the social sciences. *NCGIA, Santa Barbara, CA*: 10-92.

Anselin L., Syabri I. et Kho Y., 2010 - GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis: 73-87 in Fischer M.M. et Getis A. - *Handbook of applied spatial analysis—software tools, methods and applications*. Springer, Berlin. 811p.

Anselin L. et Rey S.J., 2011 - *Perspectives on Spatial Data Analysis*. Springer Heidelberg, Dordrecht, London, New York. 290 p.

Anthony R.I. et Klopper E.D., 1997- Spatial Variation in Abundance Created by Stochastic Temporal Variation. *Ecology*, 78 (6): 1907-1913.

Arinaitwe J.A., Ngeh P.C. et Thompson H.S., 2007 - The contribution of the important Bird Areas programme to the conservation of birds in Africa. *Ostrich*, 78 (2): 139-143.

Aubry P. et Piégay H., 2001 - pratique de l'analyse de l'autocorrélation spatiale en géomorphologie : Définitions opératoires et tests. *Géogr. Phys. Quatern.*, 55 (2):111-129.

Augustin N.H., Muggleston M.A. et Buckland S.T., 1996 - An Autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *J. Appl. Ecol.*, 33 (2): 339-347.

Austin M.P., 2002 - Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecol. Model.*, 157: 101-118.

Austin M., 2007 - Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecol. Model.*, 200: 1-19.

Bacher C. et sauriau P.G., 1995 - Structure spatiale et cartographie des peuplements benthiques du bassin de Marennes-Oléron: première approche par la méthode du krigeage. *ICES, Mar. Sci. Sympos.*, 199: 231-246.

Bahn V., 2008 - Failure to find the relationship between dispersal and spatial autocorrelation in species abundance. *J. Negat. Results in Ecol. Evol.*, 5 (1): 1-13.

Bahn V., O'Connor R.J. et Krohn W.B., 2006 - Importance of spatial autocorrelation in modeling bird distributions at a continental scale. *Ecography*, 29: 835-844.

Bahn V. et McGill B.J., 2007 - Can niche-based distribution models outperform spatial interpolation? *Global Ecol. Biogeogr.*, 16 (6): 733-742.

Bailey T.C., 2005 - A review of statistical spatial analysis in geographical information systems: 8-25 in Fotheringham S. et Rogerson P. - *Spatial analysis and GIS*. Taylor & Francis Library. 172 p.

- Baillie S.R., Sutherland W.J., Freeman S.N., Gregory R.D. et Paradis E., 2000** - Consequences of large-scale processes for the conservation of bird populations. *J. Appl. Ecol.*, 37 (1): 88-102.
- Baker W.L., 1992** - The landscape ecology of large disturbance in design and management of nature reserves. *Landscape Ecol.*, 7 (3): 181-194.
- Balda R.P., 1969** - Foliage use by birds of the Oak-Juniper woodland and Ponderosa Pine forest in southeastern Arizona. *Condor*, 71 (4): 399-412.
- Barbero M., 1997** – Ecologie du paysage : expression synthétique des hétérogénéités spatio-temporelles et fonctionnelles. *Ecol. Medit.*, 23 (½): 3-6.
- Batty M. et Xie Y., 2005** - Urban analysis in a GIS environment: Population density modelling using ARC/INFO: 116-134 in Fotheringham S. et Rogerson P. - *Spatial analysis and GIS*. Taylor & Francis Library. 172 p.
- Baume O., Gauvreau B., Bérangier M., Junker F. et Wackernagel H., 2006** - Apport des méthodes géostatistiques à l'estimation de l'impact acoustique d'une source en environnement ouvert. *Acoust. Tech.*, 45: 29-33.
- Bazi A., 1988** - Contribution à l'étude de l'avifaune du Parc National de Chréa. Station de Ghellaie: Inventaire, abondance, diversité, origine et biogéographie. Thèse Ing. INA. (El-Harrach), 70 p.
- Begg G.S. et Reid J.B., 1997** - Spatial variation in seabird density at a shallow sea tidal mixing front in the Irish Sea. *ICES, J. Mar. Sci.*, 54: 552-565.
- Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Bachmann V. et Moreteau J.C., 2003** - A Comparative Analysis of Evenness Index Sensitivity. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88: 13-15.
- Beissinger S.R. et Osborne D.R., 1982** - Effects of urbanization on avian community organization. *Condor*, 84: 75-83.
- Belhadj G., 1996** - Contribution à la cartographie des ornithocénoses en Algérie. Atlas de l'avifaune nicheuse du Parc National d'El-Kala. Thèse Mag. INA (El Harrach), 200 p.
- Bell G., Lechowicz M.J. et Waterway M., 2000** - Environmental heterogeneity and species diversity of forest sedges. *J. Ecol.*, 88: 67-87.
- Bellamy P.E., Rothery P. et Hinsley S.A., 2003** - Synchrony of woodland bird populations: the effect of landscape structure. *Ecography*, 26: 338-348.
- Bellatreche M., 1994** - Ecologie et biogéographie de l'avifaune forestière nicheuse de la Kabylie des Babors (Algérie). Thèse de Doc. (Ecologie), Université de Bourgogne, 154 p.
- Bellatreche M., 1999** - Diversité biologique et conservation: cas de l'avifaune forestière nicheuse de la Kabylie des Babors (Algerie). *Nature et Faune*, 15 (1): 37-48.

- Bellier E., Monestiez P. et Guinet C., 2010** - Geostatistical modelling of wildlife populations: A non-stationary hierarchical model for count data: 1-12 in Atkinson P.M. et Lloyd C.D. - *geoENV VII – Geostatistics for Environmental Applications*. Springer, Dordrecht Heidelberg, London, New York. 419 p.
- Bello-Pineda J. et Hernández-Stefanoni J.I., 2007** - Comparing the performance of two spatial interpolation methods for creating a digital bathymetric model of the Yucatan submerged platform. *Pan-Amer. J. Aquat. Sci.*, 2: 247-254.
- Benmostefa Largueche F.Z., 2006** - Estimating Soil Contamination with Kriging Interpolation Method. *Amer. J. Appl. Sci.*, 3 (6): 1894-1898.
- Benslimane M.F., 1991** – Contribution à l'étude de l'avifaune nicheuse du parc national de theniet-el-had. Ecologie et abondance relative des espèces. Thèse Ing. INA (El-Harrach), 55p.
- Benyacoub S., 1993** - Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El-kala (Nord-Est algérien). Thèse Doc. Université de Boulogne, 287 p.
- Bernard-Michel C., 2006** - Indicateurs géostatistiques de la pollution dans les cours d'eau. Thèse Doc. Géostatistique. Ecole des Mines de Paris, 179 p.
- Betts M.G., Diamond A.W., Forbes G.J., Villard M.A. et Gunn J., 2006** - The importance of spatial autocorrelation, extent and resolution in predicting forest bird occurrence. *Ecol. Model.*, 191: 197-224.
- Betts M.G., Forbes G.J. et Diamond A.W., 2007** - Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure. *Conserv. Biol.*, 21 (4): 1046-1058.
- Betts M.G., Ganio L.M., Huso M.M.P., Som N.A., Huettmann F., Bowman J. et Wintle B.A., 2009** - Comment on methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distribution data: a review. *Ecography*, 32: 374-378.
- Bibby C., Burgess N.D. et Hill D.A., 1997** – *Bird census techniques*. The University Press. Cambridge. 257 p.
- Bibby C., Jones M. et Marsden S., 2000** - *Expedition Field Techniques: Bird surveys*. BirdLife International. 137 p.
- Bini L.M., Diniz-Filho J.A.F., Rangel T.F.L.V.B., Akre T.S.B., Albaladejo R.G., Albuquerque F.S. et al., 2009** - Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography*, 32: 193-204.
- Bio A.M.F., De Becker P., De Bie E., Huybrechts W. et Wassen M., 2002** - Prediction of plant species distribution in lowland river valleys in Belgium: Modelling species response to site conditions. *Biodiv. Conserv.*, 11 (12): 2189-2216.
- Bivand R., 2008** - Error propagation in spatial prediction: 287-290 in Shekar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. SpringerScience+Business Media, LLC. 1370 p.

Blanchet F.G., Legendre P., Maranger R., Monti D. et Pepin P., 2011 - Modelling the effect of directional spatial ecological processes at different scales. *Oecologia*, 166 (2): 357-368.

Blandin P., 1986 – Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17 (4): 91 p.

Blandin P. et Lamotte M., 1988 – Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages: La notion d'écocomplexe. *Bull. Ecol.*, 19 (4): 547- 555.

Block W.M., With K.A. et Morrison M.L., 1987 - On measuring bird habitat: influence of observer variability and sample size. *Condor*, 89: 241-251.

Block W.M., Morrison M.L., Verner J. et Manley P.N., 1994 - Assessing wildlife-habitat-relationships models: A case study with California oak woodlands. *Wildlife Soc. Bull.*, 22(4): 549-561.

Blondel J., 1969a – Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux: 97-151 in Lamotte M. et Bourlière F. : *Problèmes d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres*. Ed. Masson, Paris. 294 p.

Blondel J., 1969b - Synécologie des passereaux résidents et migrateurs dans le midi méditerranéen français. Thèse centre régional de documentation pédagogique, Marseille. 239 p.

Blondel J., 1975 - L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique. I. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.). *Rev. Ecol. (Terre vie)*, 29: 533-589.

Blondel J., 1978 - L'avifaune du Mont Ventoux, essai de synthèse biogéographique et écologique. *Rev. Ecol. (Terre vie)*, 32 (1): 111-145.

Blondel J., 1984 - Avifaune forestière méditerranéenne. Histoire des peuplements. *Aves*, 21 (4): 209 -226.

Blondel J., 1995 – *Biogéographie : Approche écologique et évolutive*. Ed. Masson. 297 p.

Blondel J., Ferry C. et Frochot, B., 1970 - La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda*, 38: 55-71.

Blondel J, Ferry C et Frochot B., 1973 - Avifaune et végétation: Essai d'analyse de la diversité. *Alauda*, 61 (1-2): 62-84.

Blondel J., Ferry C. et Frochot B., 1981 - Point counts with unlimited distance. *Stud. Avian Biol.*, 6: 414- 420.

Blumstein D.T., Fernandez-Juricic E., Zollner P.A. et Garity S.C., 2005 - Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *J. Appl. Ecol.*, 42: 943-953.

Bobbia M., Roth C. et Deraisme J., 2003 - Surveillance de la qualité de l'air par cartographie : l'approche géostatistique. *Géomatique Expert*, 25: 12-16.

Bohning-Gaese K., 1997 - Determinants of avian species richness at different spatial scales. *J. Biogeogr.*, 24 (1): 49-60.

Bonn A. et Gaston K.J., 2005 - Capturing biodiversity: Selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1083-1100.

Borcard D., Legendre P. et Drapeau P., 1992 - Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73(3): 1045-1055.

Borcard D. et Legendre P., 1994 - Environmental control and spatial structure in ecological communities: An example using Oribatid mites (Acari, Oribatei). *Environ. Ecol. Stat.*, 1: 37-61.

Borcard D. et Legendre P., 2002 - All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecol. Model.*, 153: 51-68.

Borcard D., Legendre P., Avois-Jacquet C. et Tuomisto H., 2004 - Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology*, 85 (7): 1826-1832.

Bossler J.D., 2002 - An introduction to geospatial science and technology: 3-7 in Bossler J.D. - *Manual of Geospatial Science and Technology*. Taylor et Francis. 623 p.

Boubaker Z., 1991 – Contribution à l'étude de l'avifaune forestière du parc national de Taza. Distribution des espèces et écologie de la Sittelle kabyle (*Sitta ledanti*). Thèse Ing. INA (El-Harrach), 49 p.

Boubaker Z., 1996 – Contribution à l'étude de l'avifaune nicheuse du massif forestier de Guerrouch (W. Jijel): Cartographie des ornithocénoses et écologie de la Sittelle kabyle (*Sitta ledanti*). Thèse mag. sci. Agr. INA. (El-Harrach), 169 p.

Boubaker Z., Bellatreche M., Moussouni A., 2011 - Apport de la géostatistique à la prédiction de la diversité avienne dans le parc national de Gouraya (Algérie). *Rev. Écol. (Terre Vie)*, 66: 215-229.

Bouchon J., 1979 - Structure des peuplements forestiers. *Ann. Sci. forest*, 36 (3): 175-209.

Bourdeau D., Buisson B., Le Berre I., Paget-Blanc C. et Quemmerais F., 2005 – Un SIG pour délimiter une zone de préemption au titre des espaces naturels sensibles (Plozévet, Finistère). *M@ppemonde*, 78 (2) (<http://mappemonde.mgm.fr/num6/articles/art05208.html>).

Bourque, J. et Desrochers A., 2006 - Spatial aggregation of forest songbird territories and possible implications for area sensitivity. *Avian Conserv. Ecol.*, 1 (2): 3 (<http://www.ace-eco.org/vol1/iss2/art3/>).

Bradbury R.B., Hill R.A., Mason D.C., Hinsley S.A., Wilson, J.D., Balzter H., Anderson G.Q.A., Whittingham M.J., Davenport I.J. et Bellamy P.E., 2005 - Modelling relationships between birds and vegetation structure using airborne LIDAR data: A review with case studies from agricultural and woodland environments. *Ibis*, 147: 443-452.

Brawn J.D., Robinson S.K. et Thompson III F.R., 2001 - The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 251-76.

Bretagnolle V., Certain G., Houte S. et Métais M., 2004 - Distribution maps and minimum abundance estimates for wintering auks in the Bay of Biscay, based on aerial surveys. *Aquat. Living Resour.*, 17: 353-360.

Brewster J. P. et Simons T. R., 2009 - Testing the importance of auditory detections in avian point counts. *J. Field Ornithol.*, 80: 178-182.

Brooks T.M., Collar N. J., Green R.E., Marsden S.J. et Pain D.J., 2008 - The science of bird conservation. *Bird Conserv. Int.*, 18: S2–S12.

Brotons L., Thuiller W., Araujo M.B. et Hirzel A.H., 2004a - Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27: 43-448.

Brotons L., Herrando S., Martin J.L., 2004b - Bird assemblages in forest fragments within Mediterranean mosaics created by wild fires. *Landscape Ecol.*, 19: 663-675.

Brotons L., Pons P. et Herrando S., 2005 - Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire? *J. Biogeogr.*, 32: 789-798.

Brown J.H., 1984 - On the relationship between abundance and distribution of species. *Amr. Nat.*, 124 (2): 255-279.

Brown J.H., Morgan Ernest S.K., Parody J.M. et Haskell J.P., 2001 - Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. *Oecologia*, 126: 321-332.

Brown A.F., Stillman R.A. et Gibbons D.W., 1995 - Use of breeding bird atlas data to identify important bird areas: A northern England case study. *Bird Study*, 42 (2): 132-143.

Brumm H., 2004 - The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *J. Anim. Ecol.*, 73: 434-440.

Bruns D.A., 2008 - Environmental Planning and Simulation Tools: 279-287 in Shekhar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. Springer Science+Business Media, LLC. 1370 p.

Bryce S.A., Hughes R.M. et Kaufmann P.R., 2002 - Development of a bird integrity index: Using bird assembly as indicators of riparian condition. *Environ. Manag.*, 30: 294-310.

Burger J. et Gochfeld M., 1998 - Effects of ecotourists on bird behaviour at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. *Environ. Conserv.*, 25 (1): 13-21.

Burrough P.A., 2001 - GIS and geostatistics : Essential partners for spatial analysis. *Environ. Ecol. Stat.*, 8: 361-377.

Burrough P.A., 2002 - GIS and Geostatistics for Environmental Modelling: 18-34 in Shi W., Fisher P.F. et Goodchild M.F. - *Spatial Data Quality*. Taylor & Francis, London. 332 p.

- Burrough P.A. et McDonnell R.A., 1998** - *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press, Oxford. 352 p.
- Cantrell R.S. et Cosner C., 2003** - *Spatial Ecology via Reaction-Diffusion Equations*. Wiley Series in Mathematical and Computational Biology. John Wiley et Sons Ltd, Chichester, England. 411p.
- Carl G. et Kühn I., 2007** - Analyzing spatial autocorrelation in species distributions using Gaussian and logit models. *Ecol.model.*, 207: 159-170.
- Carl G., Dormann C.F. et Kühn I., 2008** - A wavelet-based method to remove spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data. *Ecology*, 8: 22-29.
- Carrascal L.M., Potti J. et Sanchez-Aguado F.J., 1987-** Spatio-temporal organization of the bird communities in two Mediterranean montane forests. *Holarctic ecol.*, 10: 185-192.
- Cartan M., 1978** – *Inventaires et cartographies de répartition d'espèces : Faune et flore*. Ed. CNRS. 127 p.
- Cattadori I., Merler S., Hudson P., 2000** - Searching for mechanisms of synchrony in spatially structured gamebird populations. *J. Anim. Ecol.*, 69: 620-638.
- Caula S., 2007** - L'usage de l'avifaune comme indicateur écologique et socio-économique dans l'espace urbain. Thèse Doc. en Biologie des Populations et Ecologie. Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 92 p.
- Certain G., Bellier E., Planque B. et Bretagnolle V., 2007** - Characterising the temporal variability of the spatial distribution of animals: an application to seabirds at sea. *Ecography*, 30 (5): 695-708.
- Chabane M., 1991** – Contribution à l'étude de l'avifaune forestière du parc national de Theniet-El-Had (W. Tissemsilt). Distribution, abondance et densité des espèces nicheuses. Thèse Ing. INA (El-Harrach), 63 p.
- Chabi Y., 1998.** - Etude de l'écologie de la reproduction des populations de Mésanges (Parus) dans les chênaies du Nord Est de l'Algérie. Thèse doc. Univ. Annaba, 197 p.
- Chalabi Belhadj G., 2008** - Contribution à l'étude des exigences écologiques des Ardéidés et de l'Ibis falcinelle dans le complexe des zones humides d'El Kala. Thèse doc. INA (El Harrach), 183 p.
- Chauvet P., 1992** - Traitement des données à support spatial: La géostatistique et ses usages. Ecole nationale supérieure des Mines, Fontainebleau. 64 p.
- Chauvet P., 2008** - Aide-mémoire de géostatistique linéaire. Ecole des Mines, Paris. 286 p.
- Chen Ch.Ch. et Knoblock C.A., 2008** - Conflation of Geospatial Data: 133-140 in Shekhar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. Springer Science+Buisness Media, LLC. 1370 p.

Chenavier L., Brun J.J., Delcros P. et Grossi J.L., 1997 – Effets de la structure du paysage sur l'activité de frottage du Chevreuil (analyse de la répartition des frottis). *Ecol. Medit.*, 23 (1/2): 55-68.

Chikhaoui M., Bonn F. et Merzouk A., 2004 - Cartographie de la fraction argileuse du sol dans le Rif marocain à l'aide du capteur ASTER et de l'analyse géostatistique. *Revue internationale de Géomatique*, 14 (3-4): 359-377.

Chilès J.P. et Delfiner P., 1999 - *Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty*. John Wiley et Sons, New York. 695 p.

Clergeau P., 1993 – Utilisation des concepts de l'écologie du paysage pour l'élaboration d'un nouveau type de passage à faune. *Gibier et faune sauvage*, 10: 47-57.

Collet C., 1992 – *Système d'information géographique en mode image*. Presses polytechniques et universitaire romandes. 186 p.

Cooper S.D., Barmuta L., Sarnelle O., Kratz K. et Diehl S., 1997 - Quantifying Spatial Heterogeneity in Streams. *J. N. Amr. Benthol. Soc.*, 16 (1): 174-188.

Cornell K.L. et Donovan T.M., 2010 - Effects of spatial habitat heterogeneity on habitat selection and annual fecundity for a migratory forest songbird. *Landscape Ecol.*, 25 (1): 109-122.

Cornet Y., Fitschy C., Gobbato O. et Erpicum M., 2005 - Modélisation de la distribution spatiale des précipitations en Sicile. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 46: 11-26.

Cosson J.F., Estoup A., Coulon A., Galan M., Mortier F., Hewison A.J.M. et Gillot G., 2006 - Un modèle géostatistique pour la détection et la localisation des discontinuités génétiques spatiales entre populations. *Les Actes du BRG*, 6: 41-55.

Cottenie K., 2005 - Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecol. Lett.*, 8: 1175-1182.

Cowley M.J.R., Wilson R.J., Léon-Cortés J.L., Gutiérrez D., Bulman C.R. et Thomas C.D., 2000 - Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in a fragmented landscape. *J. Appl. Ecol.*, 37 (Suppl. 1): 60-72.

Cressie N., 1990 - The Origins of Kriging. *Math. Geol.*, 22 (3): 239-252.

Cressie N., 1991 - *Statistics for spatial data*. John Wiley & Sons, New York. 900 p.

Crossland M.D., 2008 - Decision-Making Effectiveness with GIS: 232-235 in Shekhar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. SpringerScience+Buisness Media, LLC. 1370 p.

Curran P.J. et Atkinson P.M., 1998 - Geostatistics and remote sensing. *Prog. Phys. Geogr.*, 22 (1): 61-78.

Cushman S.A. et McGarigal K., 2004 - Hierarchical analysis of forest bird species environment relationships in the Oregon Coast Range. *Ecol. Appl.*, 14: 1090-1105.

Dale M.R.T., 2003 - *Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology*. Cambridge University Press, New York. 326 p.

Dale M.R.T., Dixon Ph., Fortin M-J., Legendre P., Myers D.E. et Rosenberg M.S., 2002 - Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. *Ecography*, 25: 558-577.

Dale M.R.T. et Fortin M-J., 2002 - Spatial autocorrelation and statistical tests in ecology. *Ecoscience*, 9 (2): 162-167.

Dale M.R.T. et Fortin M-J., 2009 - Spatial Autocorrelation and Statistical Tests: Some Solutions. *J. Agr. Biol. Environ. Stat.*, 14: 188-206.

Décamps H. et Décamps O., 2007 – Organisation de l'espace et processus écologiques. *Economie rurale*. (<http://economierurale.revues.org/index1990.html>).

De Frutos A, Olea P.P. et Vera R., 2007 - Analyzing and modelling spatial distribution of summering lesser kestrel: The role of spatial autocorrelation. *Ecol. Model.*: 33-44.

Denis A., Cremoux F. et Breysse D., 1997 - Apport d'une approche géostatistique dans l'interprétation des mesures de diagraphies différées. *Revue de l'institut français du pétrole*, 52 (4): 389-406.

Densmore P. et French K., 2005 - Effects of recreation areas on avian communities in coastal New South Wales' parks. *Ecol. Manag. Restor.*, 6 (3): 182-189.

Deppe J.L. et Rotenberry J.T., 2008 - Scale-dependent habitat use by fall migratory birds: Vegetation structure, floristics and geography. *Ecological Monographs*, 78 (3): 461-487

Deraisme J. et Bobbia M., 2003 - L'apport de la géostatistique à l'étude des risques liés à la pollution atmosphérique. *Environnement, Risques & Santé*, 2 (3): 168-175.

De Smith M.J., Goodchild M.F. et Longley P.A., 2009 - *Geospatial Analysis. A Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*. Troubador Publishing Ltd. U.K. 55p.

De Solla S.R., Bonduriansky R. et Brooks R. J., 1999 - Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *J. Anim. Ecol.*, 68: 221-234.

Deutsch C.V., 2002 - *Geostatistical Reservoir Modeling*, Oxford University Press. 376 p.

Diggle P.J., 2010 - Historical Introduction: 3-12 in Gelfand A.E., Diggle P.J., Fuentes M. et Guttorp P. - *Handbook of Spatial Statistics*. Chapman & Hall Press, Boca-Raton. 607 p.

Diggle P.J. et Ribeiro Jr.P.J., 2007 - *Model-based geostatistics*. Springer series in statistics. Springer Science +Business Media, LLC. New York. 228 p.

Diniz-Filho J.A.F., Bini L.M. et Hawkins B.A., 2003 - Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecol. Biogeogr.*, 12: 53-64.

Diniz-Filho J.A.F., Silveira L., Jácomo A.T.A., Bini L.M., Ramos-Neto M.B. et Tôrres N.M., 2008 - Spatial autocorrelation of mammalian richness and abundance along the Cerrado Pantanal corridor, Central Brazil. *Neotrop. Biol. Conserv.*, 3 (3): 103-111.

Diniz-Filho J.A.F., Nabout J.C., de Campos Telles M.P., Soares T.N. et Rangel T.F.L.V.B., 2009 - A review of techniques for spatial modeling in geographical, conservation and landscape genetics. *Genet. Mol. Biol.*, 32(2): 203-211.

Djardini H., 1991 - Contribution à l'étude de l'avifaune forestière du parc national de Taza (Jijel): Ecologie et abondance relative des espèces. Thèse Ing. INA (El-Harrach), 73 p.

Donahue M.J., 2006 - Allee effects and conspecific cueing jointly lead to conspecific attraction. *Oecologia*, 149: 33-43.

Dorazio R.M., Royle J.A., Söderström B. et Glimskär A., 2006 - Estimating species richness and accumulation by modelling species occurrence and detectability. *Ecology*, 87: 842-854.

Dormann C.F., 2007 - Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 16: 129-138.

Dormann C.F., 2009 - Response to Comment on « Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review ». *Ecography*, 32: 379-381.

Dormann C.F., McPherson J.M., Araujo M.B., Bivand R., Bolliger J., Carl G. et al., 2007 - Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography*, 30: 609-628.

Dormann C.F., Purschke O., Marquez J.R.G., Lautenbach S. et Schroder B., 2008 - Components of uncertainty on species distribution analysis: A case study of the great grey shrike. *Ecology*, 89: 3371-3386.

Drapeau P., Leduc A., Savard J.P. L. et Bergeron Y., 2001 - Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales. *Nat. Can.*, 125: 41-46.

Droesbeke J.J. Lejeune M. et Saporta G., 2006 - *Analyse statistique des données spatiales*. Eds. Technip, Paris. 470 p.

Drolet B., Desrochers A. et Fortin M.-J., 1999 - Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. *Condor*, 101: 699-704.

Dubs E. et Burel F., 1997 - Distribution spatiale des passereaux nicheurs dans un paysage bocager. Recherche de variables explicatives. *Ecol. Medit.*, 23 (1/2): 47-53.

Dungan J.L., Perry J.N., Dale M.R.T., Legendre P., Citron-Pousty S., Fortin M.-J., Jakomulska A., Miriti M. et Rosenberg M.S., 2002 - A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography*, 25: 626-640.

Dunning J.B., Danielson B.J. et Pulliam H.R., 1992 - Ecological processes that affect populations in complex landscape. *Oikos*, 65: 169-175.

- Durant J.M., Hjermmann D.O., Ottersen G. et Stenseth N.C., 2007** - Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Clim. Res.*, 33: 271-283.
- Dutilleul P., 1993** - Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments. *Ecology*, 74 (6): 1646-1658.
- Dutilleul, P. et Legendre P., 1993** - Spatial heterogeneity against heteroscedasticity: An ecological paradigm versus a statistical concept. *Oikos*, 66: 152-171.
- Elie D., 1994** - Analyse spatiale et criminologie. *Criminologie*, 27 (1): 7-21.
- Elie D. et Legendre P., 1992** - Autocorrélation spatiale et déplacement de la criminalité. *Criminologie*, 25 (2): 139-154.
- Elith J., Graham C.H., Anderson R.P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A. et al., 2006** - Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Engen S., Lande R., Sæther B.E. et Bregnballe T., 2005** - Estimating the pattern of synchrony in fluctuating populations. *J. Anim. Ecol.*, 74 (4): 601-611.
- Engle D.M., Criner T.L., Boren J.C., Masters R.E., Gregory M.S., 1999** - Response of breeding birds in the Great Plains to low density urban sprawl. *Gt. Plains. Res.*, 9: 55-73.
- Engler R., Guisan A. et Rechsteiner L., 2004** - An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *J. Appl. Ecol.*, 41(2): 263-274.
- Etterson M., 2003** - Conspecific attraction in loggerhead shrikes: Implications for habitat conservation and reintroduction. *Biol. Conserv.*, 114: 199-205.
- Evans K.L., Newson S.E., Storch D., Greenwood J.J.D. et Gaston K.J., 2008** - Spatial scale, abundance and the species-energy relationship in British birds. *J. Anim. Ecol.*, 77: 395-405.
- Farina A., 1998** - *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, London. 235 p.
- Farnsworth G.L., Pollock K.H., Nichols J.D., Simons T.R., Hines J.E. et Sauer J.R., 2002** - A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *Auk*, 119: 414-425.
- Fauchald P., Erikstad K.E. et Systad G.H., 2002** - Seabirds and marine oil incidents: Is it possible to predict the spatial distribution of pelagic seabirds? *J. Appl. Ecol.*, 39 (2): 349-360.
- Fazal S., 2008** - *Gis Basics*. New Age International (P) Ltd., Publishers. 339 p.
- Fellous A., 1990** - Contribution à l'étude de l'avifaune du parc national de Teniet-el-had (W. Tissemsilt). Mémoire Ing. INA (El-harrach), 79 p.

Fernández-Juricic E., 2000 - Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor*, 102 (2): 247-255.

Ferrus L., Génot J.C., Topin F., Baudry J. et Giradoux P., 2002 - Répartition de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) et variation d'échelle d'analyse des paysages. *Rev. Écol. (Terre Vie)*, 57: 39-51.

Fielding A.H. et Bell J.F., 1997 - A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.*, 24 (1): 38-49.

Fischer M.M. et Getis A., 2010 - *Handbook of Applied Spatial Analysis*. Springer, Berlin, Heidelberg and New York. 812 p.

Fleishman E., Mcdonal N., Mac Nally R., Murphy D.D., Walters J. et Floyd T., 2003 - Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *J. Anim. Ecol.*, 72: 484-490.

Fletcher R.J.Jr., 2006 - Emergent properties of conspecific attraction in fragmented landscapes. *Amr. Nat.*, 168: 207-219.

Foresti L., Pozdnoukhov A., Tuia D. et Kanevski M., 2010 - Extreme precipitation modelling using geostatistics and machine learning algorithms: 41-52 in Atkinson, P.M. et Lloyd C.D. - *GeoENV VII - Geostatistics for Environmental Applications. Quantitative Geology and Geostatistics 16*. Dordrecht, Springer. 419 p.

Fortin J.M., 1999 - Effects of sampling unit resolution on the estimation of the spatial autocorrelation. *Ecoscience*, 6: 36-41.

Fortin J.M., 2002 - Spatial analyses in ecology: Statistical and landscape scale issues. *Ecoscience*, 9: iii-v.

Fortin J.M. et Jacquez G.M., 2000 - Randomization tests and spatially autocorrelated data. *Bull. Ecol. Soc. Amer.*, 81: 201-205.

Fortin J.M. et Payette S., 2002 - How to test the significance of the relation between spatially autocorrelated data at the landscape scale: A case study using fire and forest maps. *Ecoscience*, 9: 213-18.

Fortin M-J. et Dale M., 2005 - *Spatial Analysis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 365 p.

Fortin J.M. et Dale M.R.T., 2009 - Spatial autocorrelation in ecological studies: A legacy of solutions and myths. *Geogr. Anal.*, 41: 392-397.

Fortin J.M., Drapeau P. et Legendre P., 1989 - Spatial autocorrelation and sampling design in plant ecology. *Vegetatio*, 83: 209-22.

Fortin J.M., Dale M.R.T. et Ver Hoef J., 2002 - Spatial analysis in ecology: 2051-2058 in El-Shaarawi A.H. et Piegorsch W.W. - *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.

Fortin J.M., Boots B., Csillag F. et Remmel T.K., 2003 - On the role of spatial stochastic models in understanding landscape indices in ecology. *Oikos*, 102: 203-212.

Fortin J.M., Keitt T., Maurer B., Taper M., Kaufman D. et Blackburn T., 2005 - Species geographic ranges and distributional limits: Pattern analysis and statistical issues. *Oikos*, 108: 7-17.

Franklin J., 2009 - *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. 320 p.

Freytet M.A., 1988 - L'animal dans le projet de paysage. *Colloques phytosociologiques XVII. Phytosociologie et paysage*. Versailles : 237-246.

Frontier S., 1983 - *Stratégies d'échantillonnage en Écologie*. Collection d'écologie 17. Masson. 494 p.

Gaetan C. et Guyon X., 2008 - *Modélisation et statistique spatiales*. Volume 63 de Mathématiques et Applications. Springer. 308 p.

Galanina A.P., 2008 - Specific features of bird community formation depending on the degree of anthropogenic impact. *Russ. J. Ecol.*, 39 (6): 418-424.

Gascuel-Oudou Ch., Grimaldi M. et Veillon L., 1991 - Apport de la géostatistique à l'analyse morphologique du sol: Cas d'un transect représentatif de la plaine côtière guyanaise. *Science du sol*, 29 (3): 189-20.

Gatrell A. et Rowlingson B., 2005 - Spatial point process modeling: 90-100 in a GIS environment in Fotheringham S. et Rogerson P. - *Spatial analysis and GIS*. Taylor & Francis Library. 172 p.

Gelfand A.E., Latimer A., Wu S. et Silander J.A.Jr., 2006 - Building statistical models to analyze species distributions: 77-97 in Clark J.S. et Gelfand A.E. - *Hierarchical Modelling for the Environmental Sciences. Statistical methods and applications*. Oxford University Press. 205 p.

Geneletti D., 2003 - Biodiversity impact assessment of roads: An approach based on ecosystem rarity. *Environ. Impact. Asses. Rev.*, 23 (3): 343-365.

Germaine S.S., Rosenstock S.S., Schweinsburg R.E. et Richardson W.S., 1998 - Relationships among breeding birds, habitat, and residential development in Greater Tucson, Arizona. *Ecol. Appl.*, 8 (3): 680-691.

Getis A., 2007 - Reflections on spatial autocorrelation. *Reg. Sci. Urban Econ.*, 37: 491-496.

Ghilani C.D. et Wolf P.R., 2006 - *Adjustment Computations: Spatial Data Analysis*. John Wiley & Sons, INC. 611p.

Gill J.A., 2007 - Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis*, 149 (Suppl. 1): 9-14.

- Gillespie T.W. et Walter H., 2001** - Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *J. Biogeogr.*, 28 (5): 651-662.
- Gil-Tena A., Saura S. et Brotons L., 2007** - Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecol. Manag.*, 242: 470-476.
- Godet L., Devictor V. et Jiguet F., 2007** - Estimating relative population size included within protected areas. *Biodivers. Conserv.*, 16: 2587-2598.
- Godron M., Long G., Le Floch E., Poissonet J., Sauvage C. et Wacquant J.P., 1968** - *Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu*. Paris: Centre National de la Recherche Scientifique. 292 p.
- Gómez-Hernández J. et Garcia M., 1998** - Analyse bibliographique des méthodes géostatistiques adaptées à la caractérisation des aquifères. Rapport ANDRA, 243 p.
- Goodchild M.F., 2000** - Measurement-based GIS: 5-18 in Shi W., Fisher P.F. et Goodchild M.F. - *Spatial Data Quality*. Taylor & Francis, London. 332 p.
- Goodchild M.F., Haining R.P., Wise S. et 12 others, 1992** - Integrating GIS and spatial analysis : Problems and possibilities. *Int. J. Geogr. Inform. Syst.*, 6 (5): 407-423.
- Goovaerts P., 1991** - Etude des relations entre propriétés physico-chimiques du sol par la géostatistique multivariable. *Cahiers de Géostatistique*, 1: 247-261.
- Goovaerts P., 1997**- *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press, New York. 483 p.
- Goovaerts P., 1998** - Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physico-chemical soil properties. *Biol. Fert. Soils*, 27: 315-334.
- Goovaerts P., 1999** - Geostatistics in soil science: State-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89: 1-45.
- Goovaerts A. et Vervoort A., 2010** - Geostatistical interpolation of soil properties in boom clay in flanders: 219-230 in Atkinson P.M. et Lloyd C.D. -*GeoENV VII – Geostatistics for Environmental Applications*. Springer, Dordrecht Heidelberg, London, New York. 419 p.
- Gotelli N.J., Graves G.R. et Rahbek C., 2010** - Macroecological signals of species interactions in the Danish avifauna. PNAS, 107 (11) (www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/).
- Graham, C.H., Elith J., Hijmans R.J., Guisan A., Peterson A.T., Loiselle B.A. et al., 2008** - The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *J. Appl. Ecol.*, 45: 239-247.
- Gratton Y., 2002** - Le krigeage : La méthode optimale d'interpolation spatiale. Les articles de l'institut d'Analyse géographique. (www.iag.asso.fr/pdf/krigeage_juillet2002.pdf).

Greenberg R., Kozlenko A., Etterson M. et Dietsch T., 2008 - Patterns of density, diversity, and the distribution of migratory strategies in the Russian boreal forest avifauna. *J. Biogeogr.*, 35 (11): 2049-2060.

Gregory R.D., Noble D., Field R., Marchant J., Raven M. et Gibbons D.W., 2003 - Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica*, 12/13: 11-24.

Guisan A., 2003 - Simuler la répartition géographique des espèces et de la végétation. *Saussurea*, 33: 79-99.

Guisan A., et Zimmermann N.E., 2000 - Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.*, 135:147-86.

Guisan A. et Thuiller W., 2005 - Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.*, 8: 993-1009.

Guisan A., Edwards T.C. et Hastie T., 2002 - Generalized linear and generalized additive models in studies of species distribution: setting the scene. *Ecol. Model.*, 157 (2-3): 89-100.

Guisan A., Broennimann O., Engler R., Vust M., Yoccoz N.G., Lehmann A. et Zimmermann N.E., 2006 - Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conserv. Biol.*, 20 (2): 501-11.

Guisan A., Graham C.H., Elith J., Huettmann F., 2007 - Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, 13 (3): 332-340.

Gustafson E.J., 1998 - Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1: 143-156.

Gutzwiller K.J. et Anderson S.H., 1999 - Spatial extent of human-intrusion effects on subalpine bird distributions. *Condor*, 101: 378-389.

Gutzwiller K.J., Marcum H.A., Harvey H.B., Roth J.D., et Anderson S.H., 1998a - Bird tolerance to human intrusion in Wyoming montane forests. *Condor*, 100: 519-527.

Gutzwiller K.J., Clements K.L., Marcum H.A., Wilkins C.A. et Anderson S.H., 1998b - Vertical distributions of breeding season birds: is human intrusion influential? *Wilson Bull.*, 110 (4): 497-503.

Haining R., 2004 - *Spatial Data Analysis: Theory and Practice*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.432 p.

Haining R., 2005 - Designing spatial data analysis modules for geographical information systems: 26-37 in Fotheringham S. et Rogerson P. - *Spatial analysis and GIS*. Taylor et Francis Library. 172 p.

Hansen A.J., Knight R., Marzluff J., Powell S., Brown K., Hernandez P. et Jones K., 2005 - Effects of exurban development on biodiversity: Patterns, mechanisms, research needs. *Ecol. Appl.*, 15 (6): 1893-1905.

Harmon J.E. et Anderson S.J., 2003 - *The Design and Implementation of Geographic Information Systems*. John Wiley & Sons, Inc. 264 p.

Harvey F., 2008 - *A primer of Gis fundamental geographic and cartographic concepts*. The Guilford Press, New York, London. 309 p.

Heikkinen R.K., Luoto M., Virkkala R. et Rainio K., 2004 - Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *J. Appl. Ecol.*, 41: 824-835.

Hengl T., 2009 - *A Practical Guide to Geostatistical Mapping*. University of Amsterdam. 291 p.

Hengl T., Sierdsema H., Radovic A. et Dilo A., 2009 - Spatial prediction of species' distributions from occurrence-only records: combining point pattern analysis, ENFA and regression-kriging. *Ecol. Model.*, 220: 3499-3511.

Hernandez-Stefanoni J.L. et Ponce-Hernandez R., 2006 - Mapping the spatial variability of plant diversity in a tropical forest: Comparison of spatial interpolation methods. *Envir. Monit. Assess.*, 117: 307-334.

Herrando S. et Brotons L., 2002 - Forest bird diversity in mediterranean areas affected by wildfires: A multi-scale approach. *Ecography*, 25: 161-172.

Herrando S, Brotons L., Del Amo R. et Llacuna S., 2002 - Bird community succession after fire in a dry mediterranean shrubland. *Ardea*, 90: 303-310.

Herrando S., Brotons L. et Llacuna S., 2003 - Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in mediterranean landscapes? *Ibis*, 145: 307-317.

Heuvelink G.B.M. et van Egmond F.M., 2010 – Space-time geostatistics for precision agriculture: a case study of NDVI mapping for a dutch potato field: 117-138 in Oliver M.A. - *Geostatistical Applications for Precision Agriculture*. Springer Science+Business Media B.V. 331 p.

Hirzel A. et Guisan A., 2002 - Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modeling. *Ecol. Model.*, 157: 331-341.

Hoel E., 2008 - Data models in commercial GIS systems: 215-219 in Shekhar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. Springer Science+Business Media, LLC. 1370 p.

Holmes R.T., 2011 - Avian population and community processes in forest ecosystems: Long-term research in the Hubbard Brook Experimental Forest. *Forest Ecol. Manag.*, 262: 20-32.

Holmes R.T., Schultz J.C. et Nothnagle Ph., 1979 - Bird predation on forest insects: An enclosure experiment. *Science*, 206 (26): 462-463.

Holt A.R., Warren Ph.H. et Gaston K.J., 2004 - The Importance of habitat heterogeneity, biotic interactions and dispersal in abundance-occupancy relationships. *J. Anim. Ecol.*, 73 (5): 841-851.

- Horne J.K. et Schneider D.C., 1995** - Spatial variance in ecology. *Oikos*, 74 (1): 18-26.
- Huysmans M. et Dassargues A., 2010** - Application of multiple-point geostatistics on modelling groundwater flow and transport: 139-150 in a Cross-Bedded Aquifer in Atkinson P.M. et Lloyd C.D. - *GeoENV VII – Geostatistics for Environmental Applications*. Springer, Dordrecht Heidelberg, London, New York. 419 p.
- I.B.C.C., 1977**- Censuring breeding bird by the I.P.A method. *Pol. Ecol. Stud.*, 3: 15-17.
- Illian J., Penttinen A., Stoyan H. et Stoyan D., 2008** - *Statistical Analysis and Modelling of Spatial Point Patterns*. John Wiley & Sons Ltd. 534 p.
- Imhoff M., 1997** - Remotely sensed indicators of habitat heterogeneity: Use of synthetic aperture radar in mapping vegetation structure and bird habitat. *Remote Sens. Environ.*, 60: 217-227.
- Isaaks E. et Srivastava R., 1989** - *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York. 561 p.
- Jackson J.E., 1994** - *A User's Guide to Principal Components*. New York, John Wiley & Sons, Inc. 569 p.
- James F.C., 1971** - Ordinations of habitat relationships among breeding birds. *Wilson Bull.*, 83(3): 215-236.
- Jayapal R., Qureshi Q. et Chellam R., 2009** - Importance of forest structure versus floristics to composition of avian assemblages in tropical deciduous forests of Central Highlands, India. *Forest Ecol. Manag.*, 257: 2287-2295.
- Jentsch F., Mannan S., Dickson R.W., Block B.G., William M., 2008** - Associations among breeding birds and gambel oak in southwestern Ponderosa Pine. *J. Wildlife Manag.*, 72 (4): 994-1000.
- Jewell K.J., Arcese P., Gergel S.E., 2007** - Robust predictions of species distribution: Spatial habitat models for a brood parasite. *Biol. Conserv.*, 140: 259- 272.
- Johnson H., 1980** - The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1): 65-71.
- Johnston K., Ver Hoef J.M., Krivoruchko K. et Lucas N., 2003** - *Using ArcGis Geostatistical Analyst*, ESRI, 300 p.
- Joliveau T., 1996** - "Gérer l'environnement avec des S.I.G. Mais qu'est-ce qu'un S.I.G.?" *Rev.Géo. Lyon*, 71 (2): 101-110.
- Jolliffe I.T., 2002** - *Principal Component Analysis*. Springer. 487 p.
- Jones J., Doran P.J., Richard T. et Holmes R.T., 2007** - Spatial scaling of avian population dynamics: population abundance, growth rate, and variability. *Ecology*, 88 (10): 2505-2515.

Joseph G., Chokmani K., Ouarda T.B.M.J. et Saint-Hilaire A., 2007 - Une évaluation de la robustesse de la méthode du krigeage canonique pour l'analyse régionale des débits. *J. Water Sci.*, 20: 367-380.

Journel, A.G., 1986 - Geostatistics : models and tools for the earth sciences. *Math. Geol.*, 18: 119-140.

Kanevski M., 2008 - *Advanced Mapping of Environmental Data. Geostatistics, Machine Learning and Bayesian Maximum Entropy.* John Wiley & Sons, Inc. 313 p.

Kauffman M.J., Pollock J.F. et Walton B., 2004 - Spatial structure, dispersal, and management of a recovering raptor population. *Amr. Nat.*, 164 (5): 582-597.

Keitt T.H., Bjørnstad O.N., Dixon P.M. et Citron-Pousty S., 2002 - Accounting for spatial pattern when modeling organism-environment interactions. *Ecography*, 25: 616-625.

Kellerman A., 1981 - The use of standard distance as an equity criterion for public facility location. *Area*, 13(3): 245-249.

Kendeigh S. C. et Fawver B.J. 1981 - Breeding bird populations in the great smoky mountains, Tennessee and north Carolina. *Wilson Bull.*, 93(2): 218-242.

Kéry M. et Schmid H., 2004 - Estimating species richness: Calibrating a large avian monitoring programme. *J. Appl. Ecol.*, 43: 101–110.

Kienast F., 1993 – Analysis of historic landscape patterns with a geographical information system – a methodological outline. *Landscape Ecol.*, 8 (2): 103-118.

Kissling W.D. et Carl G., 2008 - Spatial autocorrelation and the selection of simultaneous autoregressive models. *Global Ecol. Biogeogr.*, 17: 59-71.

Kitanidis P.K., 2003 – *Introduction to geostatistics: Applications to Hydrogeology.* Cambridge University Press. 249 p.

Koenig W.D., 1998 - Spatial autocorrelation in California land birds. *Conserv. Biol.*, 12: 612 - 620.

Koenig W.D., 1999 - Spatial autocorrelation of ecological phenomena. *Trends Ecol. Evol.*, 14: 22–26.

Koenig W.D., 2001a - Spatial autocorrelation and local disappearances in wintering North American birds. *Ecology*, 82 (9): 2636-2644.

Koenig W.D., 2001b - Synchrony and periodicity of eruptions by boreal birds. *Condor*, 103 (4): 725-735.

Koenig W.D., 2002 - Global patterns of environmental synchrony and the Moran effect. *Ecography*, 25: 283-288.

Koenig W.D. et Knops J.M.H., 1998 - Testing for spatial autocorrelation in ecological studies. *Ecography*, 21: 423–429.

Krasilnikov P., Carré F. et Montanarella L., 2008 - *Soil geography and geostatistics. Concepts and Applications*. Office for Official Publications of the European Communities. 203 p.

Kravchenko A. et Bullock D.G., 1999 - A comparative study of interpolation methods for mapping soil properties. *Agron. J.*, 91: 393-400.

Kumar S., Stohlgren T.J. et Chong G.W., 2006 - Spatial heterogeneity influences native and nonnative plant species richness. *Ecology*, 87 (12): 3186-3199.

Laiolo P., 2002 - Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north-western Italy. *Folia Zool.*, 51: 121-128.

Le beau J., 1987 - The methods and measures of centrography and the spatial dynamics of rape. *J. Quant. Criminol.*, 3 (2): 125-141.

Le N.D. et Zidek J.V., 2006 - *Statistical Analysis of Environmental Space-Time Processes*. Springer. 341 p.

Lee P., et Rotenberry J.T., 2005 - Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of Eastern North America. *J. Biogeogr.*, 32: 1139-1150.

Lee J. et Wong D.W.S., 2001 - *Statistical analysis with ARCview GIS*. John wiley & sons, inc. 192 p.

Lefever D.W., 1926 - Measuring Geographic Concentration by Means of the Standard Deviation Ellipse. *Amr. J. Sociol.*, 32 (1): 88-94.

Legendre P., 1990 - Quantitative methods and biogeographic analysis : 9-34 in Garbary D.J. et South G.R. - *Evolutionary biogeography of the marine algae of the North Atlantic*. Springer-Verlag, Berlin. 429 p.

Legendre P., 1993 - Spatial autocorrelation - trouble or new paradigm. *Ecology*, 74: 1659-1673.

Legendre P. et Fortin M.J., 1989 - Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80: 107-138.

Legendre P. et Legendre L., 1998 - *Numerical ecology*. Elsevier Science BV, Amsterdam, The Netherlands. 853 p.

Legendre P., Dale M.R.T., Fortin J.M., Gurevitch J., Hohn M. et Myers D., 2002 - The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. *Ecography*, 25: 601-615.

Legendre P., Dale M.R.T., Fortin J.M., Casgrain P., et Gurevitch J., 2004 - Effects of spatial structures on the results of field experiments. *Ecology*, 85: 3202-3214.

Lehmann A., Overton J.M., Leathwick J.R., 2002 - GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecol. Model.*, 157: 189-207.

- Lemdani F. et Soltani T., 2005** – Evaluation de la pression touristique dans le parc national de Gouraya (W. Béjaïa). Mémoire Ing. INA (Alger), 99 p.
- Lennon J.J., 2000** - Red-shifts and red herrings in geographical ecology. *Ecography*, 23: 101-113.
- Levin S.A., 1992** - The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- Levine N., 2008** - CrimeStat: A Spatial Statistical Program for the Analysis of Crime Incidents: 187-193 in Shekhar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. SpringerScience+Buisness Media, LLC. 1370 p.
- Li X., 2008** - Indoor positioning, bayesian methods: 559-566 in Shekhar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. SpringerScience+Buisness Media, LLC. 1370 p.
- Li H. et Reynolds J.F., 1994** - A Simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75 (8): 2446-2455.
- Li H. et Reynolds J.F., 1995** - On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73 (2): 280-284.
- Li J. et Heap D.H., 2008** - *A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists*. Commonwealth of Australia. 137 P.
- Lichstein J.W., Simons T.R., Shriener S.A. et Franzreb K.E., 2002a** - Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecol. Monogr.*, 72: 445-463.
- Lichstein J.W., Simons T.R. et Franzreb K.E., 2002b** - Landscape effects on breeding songbird abundance in managed forests. *Ecol. Appl.*, 12 (3): 836-857.
- Liebholt A.M., Rossi R.E. et Kemp W.P., 1993** - Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. *Annu. Rev. Entomol.*, 38: 303-327.
- Liebholt A.M. et Gurevitch J., 2002** - Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology. *Ecography*, 25: 553-557.
- Liebholt A., Koenig W.D. et Bjørnstad O.N., 2004** - Spatial Synchrony in Population Dynamics. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35: 467-490.
- Lieske, D.J. et Bender D.J., 2009** - Visualizing species distributions: The role of geostatistics and GIS in understanding large-scale spatial variation in breeding birds in Mount N., Harvey G., Aplin P. et Priestnall G. - *Representing, Modeling, and Visualizing the Natural Environment*. CRC Press.
- Lilith M., Calver M., Styles I. et Garkaklis M., 2006** - Protecting wildlife from predation by owned domestic cats: application of a precautionary approach and the acceptability of proposed cat regulations. *Austral. Ecol.*, 31:176-189.
- Lin Y.B., Lin Y.P. et Fang W.T., 2008a** - Mapping and assessing spatial multiscale variations of birds associated with urban environments in metropolitan Taipei. *Taiwan. Environ. Monit. Assess.*, 145: 209-226.

Lin Y.P., Yeh M.S., Deng D.P. et Wang Y.C., 2008b - Geostatistical approaches and optimal additional sampling schemes for spatial patterns and future sampling of bird diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 17: 175-188.

Lipe D.W. et Huntington C.F., 1969 - Centographic indices: Some methods for analyzing complex areal distributions in archaeology. *Kiva*, 35 (1): 29-54.

Liu X.M. , Xu J.M., Zhang M.K., Huang J.H, Shi J.C. et Yu X.F., 2004 - Application of geostatistics and GIS technique to characterize spatial variabilities of bioavailable micronutrients in paddy soils. *Environ. Geol.*, 46: 189-194.

Lloyd C.D., 2001 - *Local models for spatial analysis*. Taylor and Francis Group, LLC. 336 p.

Lloyd C.D., 2010 - Multivariate interpolation of monthly precipitation amount in the United Kingdom: 27-40 in Atkinson P.M. et Lloyd C.D. - *geoENV VII – Geostatistics for Environmental Applications*. Springer Dordrecht Heidelberg, London, New York. 419 p.

MacArthur R.H., 1958 - Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecol.*, 39: 599- 619.

MacArthur R.H., 1964 - Environmental factors affecting bird species diversity. *Amr. Nat.*, 98 (903): 387-397.

MacArthur R.H. et MacArthur J., 1961 – On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.

MacArthur R.H., MacArthur J.W. et Preer J., 1962 - On bird species diversity: II Prediction of bird census from habitat measurements. *Amr. Nat.*, 115 (888): 167-174.

MacArthur R.H., Recher H. et Cody M., 1966 - On the relation between habitat selection and species diversity. *Amr. Nat.*, 100 (913): 319-332.

Maes D., Bauwens D., De Bruyn L., Anselin A., Vermeersch G., Van Landuyt W., De Knijf G. et Gilbert M., 2005 - Species richness coincidence: conservation strategies based on predictive modelling. *Biodivers. Conserv.*, 14: 1345-1364.

Maguire D.J., 2008 - ArcGIS: General purpose GIS software system: 25-31 in Shekhar S. et Xiong H. - *Encyclopedia of GIS*. SpringerScience+Buisness Media, LLC. 1370 p.

Manel S., Williams H.C. et Ormerod S.J., 2001 - Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence. *J. Appl. Ecol.*, 38 (5): 921-931.

Manly B.F.J., 2009 – *Statistics for environmental science and management*. Taylor & Francis Group, LLC. 295 p.

Matheron G., 1965 - *Les variables régionalisées et leur estimation*. Ed. Masson, Paris. 305p.

Matheron G., 1970 - *La théorie des variables régionalisées et ses applications*. Les cahiers du centre de morphologie mathématique. Ecole des Mines de paris, Fontainebleau. 212 p.

- McGarigal K. et Marks B.J., 1995** - FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland. 132 p.
- McKillup S. et Darby Dyar M., 2010** - *Geostatistics Explained. An Introductory Guide for Earth Scientists*. Cambridge University Press. New York. 396 p.
- Mennechez G. et Clergeau P., 1997** - Analyse de la sélection du site de nid par l'étourneau *Sturnus vulgaris* au niveau du paysage. *Ecol. Medit.*, 23 (1/2): 37-46.
- Metzger J.P. et Décamps H., 1997** - The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta oecologica*, 18 (1): 1-12.
- Meynard C.N. et Quinn J.F., 2007** - Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *J. Biogeogr.*, 34: 1455-1469.
- Mikami O.K. et Kawata M., 2002** - The effects of individual interactions and habitat preferences on spatial structure in a grassland bird community. *Ecography*, 25: 200-214.
- Miller R.E., ver Hoef J.M. et Fowler N.L., 1995** - Spatial heterogeneity in eight Central Texas grasslands. *J. Ecol.*, 83 (6): 919-928.
- Miller R.E., Wiens J.A., Hobbs N.T. et Theobald D.M., 2003** - Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecol. Appl.*, 13 (4): 1041-1059.
- Miller J., Franklin J. et Aspinnall R., 2007** - Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models. *Ecol. Model.*, 202: 225-242.
- Mills G.S., Dunning J.B. et Bates J.M., 1989** - Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor*, 91: 416-429.
- Mills G.S., Dunning Jr. J.B. et Bates J.M., 1991** - The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bull.*, 103 (3): 468-479.
- Minvielle E. et Souiah S.A., 2003** - L'analyse statistique et spatiale. Eds. Du temps. 284 p.
- Moali A., 1999** - Déterminisme écologique de la répartition des oiseaux le long d'un transect altitudinal en Kabylie (Algérie). Thèse Doc. Univ. Mouloud Mammeri, Tizi- Ouzou, 220 p.
- Morency C., 2006** - Étude de méthodes d'analyse spatiale et illustration à l'aide de microdonnées urbaines de la grande région de Montréal. *Les Cahiers Scientifiques du Transport*, 49: 77-102.
- Moussouni A., 2008** - Identification, évaluation et cartographie des habitats naturels du Parc National de Gouraya (Wilaya Béjaia). Mémoire Ing. INA (Alger), 77 p.
- Muller Y., 1985** - L'avifaune forestière nicheuse des Vosges du nord, sa place dans le contexte medio-européen. Thèse Sci., Univ. Dijon, 318 p.

- Muller Y, 1988** - Recherches sur l'écologie des oiseaux forestiers des Vosges du Nord. IV- Etude de l'avifaune nicheuse de la succession du Pin sylvestre. *L'oiseau et R.F.O.*, 58 (2): 89-112.
- Nakagoshi N. et Ohta Y., 1992** – Factors affecting dynamics of vegetation in the landscapes of shimokamagari Island, southwestern Japan. *Landscape Ecol.*, 7 (2): 111-119.
- Newson S.E. et Noble D.G., 2008** - The breeding bird survey for mapping Britain's birds: A preliminary assessment of performance at two spatial scales. *Rev. Catal. Ornitol.*, 24: 107-117.
- Nocera J.J., Forbes G.J. et Giraldeau L.A., 2009** - Aggregations from using inadvertent social information: A form of ideal habitat selection. *Ecography*, 32: 143-152.
- Nour N., 1989** - Contribution à l'étude de l'avifaune du parc national d'El-Kala. Mémoire Ing. INA (Alger), 100 p.
- O'Kelly M.E., 2005** – Spatial analysis and GIS: 38-46 in Fotheringham S. et Rogerson P. - *Spatial analysis and GIS*. Taylor & Francis Library. 172 p.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Garner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H. et Graham R.L., 1988** - Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol.*, 1 (3): 153-162.
- Okabe A., Boots B., Sugihara K., Chiu S.N. et Kendall D.G., 2000** - *Spatial Tessellations: Concepts and Applications of Voronoi Diagrams*. John Wiley & Sons, LTD. 671 p.
- Oliver M.A., 2010** - An Overview of Geostatistics and Precision Agriculture: 1-34 in Oliver M.A. - *Geostatistical Applications for Precision Agriculture*. Springer Science+Business Media B.V. 331 p.
- Ord JK., Getis A., 1995** - Local spatial autocorrelation statistics: Distributional issues and an application. *Geogr. Anal.*, 27 (4): 287-306.
- Pacifici K., Simons T.R. et Pollock K.H., 2008** - Effects of vegetation and background noise on the detection process in auditory avian point-count surveys. *Auk*, 125: 600-607.
- Paillat G. et Butet A., 1997** - Utilisation par les petits mammifères du réseau de digues bordant les cultures dans un paysage poldérisé d'agriculture intensive. *Ecol. Medit.*, 23 (1/2): 13-26.
- Pebesma E.J., Bio A.F. et Duin R.N.M., 2005** - Mapping sea bird densities on the north sea: combining geostatistics and generalised linear models. *Environmetrics*, 16: 573-587.
- Perry J.N., Liebhold A.M., Rosenberg M.S., Dungan J., Miriti M., Jakomulska A. et Citron-Pousty S., 2002** - Illustrations and guidelines for selecting statistical methods for quantifying spatial pattern in ecological data. *Ecography*, 25: 578-600.
- Petit S. et Burel F., 1997** - Mesures et influence de l'isolement spatial sur la distribution des carabiques forestiers dans un réseau bocager. *Ecol. Medit.*, 23 (1/2): 27-36.

- Pfeiffer D.U., Robinson T.P., Stevenson M., Stevens K.M., Rogers D.J. et Clements A.C.A., 2008** - *Spatial Analysis in Epidemiology*. Oxford University Press. 142 p.
- Picket S.T.A. et Cadenasso M.L., 1995** - Landscape Ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, 269: 331-334.
- Pidgeon A.M., Radeloff .C., Flather C.H., Lepczyk C.A., Clayton M.K., Hawbaker T.J. et Hammer R.B., 2007** - Associations of forest bird species richness with housing and landscape patterns across the USA. *Ecol. Appl.*, 17 (7): 1989-2010.
- Pons P., Henry P-Y., Gargallo G., Prodon R., Lebreton J-D., 2003** - Local survival after fire in Mediterranean shrublands: Combining capture–recapture data over several bird species. *Popul. Ecol.*, 45: 187-196.
- Pons P. et Bas J.M., 2005** - Open-habitat birds in recently burned areas: The role of the fire extent and species' habitat breadth. *Ardeola*, 52(1): 119-131.
- Pons P. et Wendenburg C., 2005** - The impact of fire and forest conversion into savanna on the bird communities of West Madagascan dry forests. *Anim. Conserv.*, 8: 183-193.
- Prodon R., 1995** - Impact des incendies sur l'avifaune gestion du paysage et conservation de la biodiversité animale. *Forêt Médit.*, 14 (3): 255-263.
- Qi Y. et Wu J., 1996** - Effects of changing spatial resolution on the results of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices. *Landscape Ecol.*, 11 (1): 39-49.
- Quezel P. et Santa S., 1962** - Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales, tomes I, II. CNRS., Paris. 1170 p.
- Rabaça J.E., 1990** - The influence of shrubby understory in breeding bird communities of cork oak (*Quercus suber*) woodlands in Portugal. *Portugaliae Zool.*, 1 (1): 1-6.
- Raine J.W., 1978** - Summarizing point patterns with the standard deviational ellipse. *Area*, 10 (5): 328-333.
- Ralph C.J., Sauer J.R. et Droege S., 1995** - Monitoring bird populations by point counts. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Forest Service, US. 187 p.
- Reese G.C., Wilson K.R., Hoeting J.A. et Flather C.H., 2005** - Factors affecting species distribution predictions: a simulation modeling experiment. *Ecol. Appl.*, 15: 554–564.
- Rempel R.S. et Kushneriuk R.S., 2003** - The influence of sampling scheme and interpolation method on the power to detect spatial effects of forest birds in Ontario (Canada). *Landscape Ecol.*, 18: 741-757.
- Rempel R.S., 2007** - Selecting focal songbird species for biodiversity conservation assessment: response to forest cover amount and configuration. *Avian Conserv. Ecol.*, 2 (1): 6 (<http://www.ace-eco.org/vol2/iss1/art6/>).

Renard F. et Comby J., 2006 - Evaluation de techniques d'interpolation spatiale de la pluie en milieu urbain pour une meilleure gestion d'événements extrêmes: le cas du Grand Lyon. *La Houille blanche*, 6: 73-78.

Rheindt F.E., 2003 - The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *J. Ornithol.*, 144: 295-306.

Ripley B.D., 1981 - *Spatial Statistics*. John Wiley & Sons, INC. 252 p.

Ritter K.J. et Leecaster M.K., 2007 - Multi-lag cluster designs for estimating the semivariogram for sediments affected by effluent discharges offshore in San Diego. *Environ. Ecol. Stat.*, 14: 41-53.

Robertson M.P., Peter C.I., Villet M.H. et Ripley B.S., 2003 - Comparing models for predicting species' potential distributions: A case study using correlative and mechanistic predictive modelling techniques. *Ecol. Model.*, 164: 153-167.

Robinson S.K. et Holmes R.T., 1981 - Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a Northern Hardwoods forest. *Oecologia*, 48 (1): 31-35.

Robinson S.K. et Holmes R.T., 1984 - Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds. *Auk*, 101: 672-684.

Robinson S.K. et Holmes R.T., 1988 - Spatial patterns, foraging tactics, and diets of ground-foraging birds in a Northern Hardwoods forest. *Wilson Bull.*, 100 (3): 377-394.

Rodewald D. et Abrams M.D., 2002 - Floristics and avian community structure: Implications for regional changes in Eastern forest composition. *Forest Sci.*, 48 (2): 267-272.

Rodríguez J.P., Brotons L., Bustamante J. et Seoane J., 2007 - The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Divers. Dist.*, 13: 243-251.

Rodrigues P. et Tristao da Cunha R., 2012 - Birds as a tool for island habitat conservation and management. *Amr. J. Environ. Sci.*, 8 (1): 5-10.

Rogerson P.A., 2001- *Statistical methods for geography*. SAGE publication Ltd. 336 p.

Rolando A., Maffei G., Pulcher C. et Giuso A., 1997 - Avian community structure along an urbanization gradient. *Ital. J. Zool.*, 64 (4): 341-349.

Rompré G., Robinson W.D., Desrochers A. et Angehr G., 2007 - Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rain forests. *J. Biogeogr.*, 34 (5): 802-815.

Ronka M., Tolvanen H., Lehtikoinen E., von Numers M. et Rautkari M., 2008 - Breeding habitat preferences of 15 bird species on South-Western Finnish archipelago coast: Applicability of digital spatial data archives to habitat assessment. *Biol. Conserv.*, 141: 402-416.

Rosenstock S.S., Anderson D.R., Giesen K.M., Leukering T.A. et Carter M.F., 2002 - Landbird counting techniques: Current practices and an alternative. *Auk*, 119 (1): 46-53.

Rossi R.E., Mulla D.J., Journel A.G. et Franz E.H., 1992 - Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecol. Monogr.* 62: 277-314.

Rossi R.E., Dungan J.L., et Beck L.R., 1994 - Kriging in the Shadows: Geostatistical Interpolation for Remote Sensing. *Remote Sens. Environ.*, 49: 32- 40.

Rossi J.P., Lavelle P. et Tondoh J.E., 1995 - Statistical tool for soil biology X. Geostatistical analysis. *Eur. J. Soil Biol.*, 31 (4): 173-181.

Rotenberry J.T., 1985 - The Role of habitat in avian community composition: Physiognomy or floristics? *Oecologia*, 67 (2): 213-217.

Royle J.A. et Wikle C.K., 2005 - Efficient statistical mapping of avian count data. *Environmental and Ecological Statistics* (12): 225-243.

Royle J.A., Nichols J.D. et Kéry M., 2005 - Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos*, 110: 353-359.

Russo A., Soares A., Pereira M.J. et Trigo R.M., 2010 - Joint Space–Time Geostatistical Model for Air Quality Surveillance/Monitoring System: 173-186 in Atkinson P.M. et Lloyd C. D. - *GeoENV VII - Geostatistics for Environmental Applications. Quantitative Geology and Geostatistics 16*. Dordrecht, Springer. 419 p.

Saito H., McKenna S.A., Zimmerman D.A. et Coburn T.C., 2005 - Geostatistical interpolation of object counts collected from multiple strip transects: Ordinary kriging versus finite domain kriging. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess*, 19: 71-85.

Saporta G. et Niang N., 2003 - Principal Component Analysis: Application to Statistical Process Control: 1-24 in Govaert G. - *Data Analysis*. Ed. Lavoisier. 327 p.

Sarma D.D., 2009 - *Geostatistics with applications in earth sciences*. Capital Publishing Company. 205 p.

Schabenberger O. et Gotway C., 2005 - *Statistical Methods for Spatial Data Analysis*. Chapman & Hall/CRC Press. 512 p.

Schlossberg S. et Ward M.P., 2004 - Using conspecific attraction to conserve endangered birds. *Endangered Species Update*, 21: 132-138.

Schueller J.K., 2010 - Geostatistics and Precision Agriculture: A Way Forward: 305-312 in Oliver M.A. - *Geostatistical Applications for Precision Agriculture*. Springer Science+Business Media B.V. 331 p.

Scott J.M., Davis F., Csuti B., Noss R., Butterreld B., Groves C., Anderson H., Caicco S., D'erchia F., Edwards T.C., Ulliman J., et Wright R.G., 1993 - Gap analysis : A geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monogr.*, 123, 41 p.

Segurado P., Araujo M.B. et Kunin W.E., 2006 - Consequences of spatial autocorrelation for niche-based models. *J. Appl. Ecol.*, 43: 433-444.

Seoane J., Bustamante J., Díaz-Delgado R., 2004 - Are existing vegetation maps adequate to predict bird distributions? *Ecol. Model.*, 175: 137-149.

Shankar Raman T.R., Rawat G.S. et Johnsingh A.J.T., 1998 - Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in mizoram, North-East India. *J. Appl. Ecol.*, 35 (2): 214-231.

Shekhar S. et Xiong H., 2008 - *Encyclopedia of GIS*. SpringerScience+Buisness Media, LLC. 1370 p.

Sherman M., 2011 - *Spatial Statistics and Spatio-Temporal Data. Covariance Functions and Directional Properties*. John Wiley & Sons Ltd. 268 p.

Sidorova V. et Krasilnikov P., 2008 - The use of geostatistical methods for mapping soil horizons: 85-106 in Krasilnikov P., Carré F. et Montanarella L. - *Soil geography and geostatistics. Concepts and Applications*. Office for Official Publications of the European Communities. 203 p.

Sierdsema H. et Van Loon, E.E., 2008 - Filling the gaps: Using count survey data to predict bird density distribution patterns and estimate population sizes. *Rev. Catal. Ornithol.*, 24: 88-99.

Simons T.R., Alldredge M.W., Pollock K.H., Wettroth J.M., 2007 - Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *Auk*, 124: 986-999.

Simons T.R., Pollock K.H., Wettroth J.M., Alldredge M.W., Pacifici K. et Brewster J., 2009 -Sources of measurement error, misclassification error, and bias in auditory avian point count data: 237-254 in Thomson D.L. *et al.* - *Modeling Demographic Processes in Marked Populations, Environmental and Ecological Statistics 3*. Springer Science and Business Media. 1160 p.

Smith S.C. et Bruce C.W., 2008 - CrimeStat III. User Workbook. The National Institute of Justice, Washington. 113 p.

Sokal R. et Oden N.L., 1978 - Spatial autocorrelation in biology. I. Methodology. *Biol. J. Linn. Soc.*, 10: 199-228.

Stanislav S.J., Pollock K.H., Simons T.R. et Alldredge M.W., 2010 - Separation of availability and perception processes for aural detection in avian point counts: A combined multiple-observer and time-of-detection approach. *Avian Conserv. Ecol.*, 5 (1): 3 (<http://www.ace-eco.org/vol5/iss1/art3/>).

Steinhardt U., Herzog F., Lausch A., Muller E. et Lehmann S., 1999 - Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation: 237-254 in Pykh Y.A., Hyatt D.E. et Lenz R.J.- *Environmental indices-system analysis approach*. Oxford.Eolss. Publ.

Stephens P.A. et Sutherland W.J., 1999 - Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Tree*, 14 (10): 401-405.

- Strayer D.L., 2005** - Challenges in understanding the functions of ecological heterogeneity: 411-425 in Lovett G.M., Jones C.G., Turner M.G. et Weathers K.C. - *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. Springer-Verlag.
- Strayer D.L., Ewing H. et Bigelow S., 2003** - What kinds of spatial and temporal detail are required in models of heterogeneous systems? *Oikos*, 102: 954-662.
- Suarez-Rubio M., Leimgruber P. et Renner S.C., 2011** - Influence of exurban development on bird species richness and diversity. *J. Ornithol.*, 152: 461-471.
- Szentimrey T., Bihari Z. and Szalai S., 2007** - Comparison of geostatistical and meteorological interpolation methods (What is What?): 45-56 in Dobesch H., Dumolard P. et Dyras I. - *Spatial Interpolation for Climate Data. The Use of GIS in Climatology and Meteorology*. ISTE Ltd. 284 p.
- Tatoni T. et Roche P., 1994** - Ecologie du paysage en forêt méditerranéenne. *Forêt médit.*, 15 (3): 310-314.
- Thevenot M., 1982** - Contribution à l'étude écologique des Passereaux forestiers du Plateau Central et de la Corniche du Moyen Atlas (Maroc). *L'Oiseau et R.F.O.*, 52 (1): 21-86 et (2): 97-152.
- Thinh V.T., 2006** - Bird species richness and diversity in relation to vegetation in Bavi National Park, Vietnam. *Ornithol. Sci.*, 5: 121-125.
- Thomson J.D., Weiblen G., Thomson B.A., Alfaro S. et Legendre P., 1996** - Untangling multiple factors in spatial distributions: Lillies, gophers, and rocks. *Ecology*, 77: 1698-1715.
- Timmers J.F., 1987** - Avifaune nidificatrice des forêts caducifoliées de la fagne et de l'Ardenne dans l'entre- Sambre- et- Meuse. *Aves*, 24 (4): 177-208.
- Tomoff C.S., 1974** - Avian species diversity in desert scrub. *Ecology*, 55 (2): 396-403.
- Tothmérész B., 1995** – Comparison of different methods for diversity ordering. *J. Veget. Sci.*, 6: 283- 290.
- Tramer E.J., 1969** - Bird species diversity: Components of shannon's formula. *Ecology*, 50 (5): 627- 629.
- Triplet P., Sournia A., Joyeux E. et Le Dréan-Quénéc'hdu S., 2003** - Activités humaines et dérangements : L'exemple des oiseaux d'eau. *Alauda*, 71: 305-316.
- Turner M.G., 1989** - Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 20: 171-197.
- Turner M.G., 1990** - Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecol.*, 4 (1): 21-30.
- Turner M.G., 2005** - Landscape Ecology: What is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36: 319-344.

Turner M.G. et Rusher C.L., 1988 - Changes in landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecol.*, 1 (4): 241-251.

Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H. et Milne B.T., 1989 - Effect of changing spatiale scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecol.*, 3: 153-162.

Turner M.G., Gardner R.H. et O'Neill R.V., 2001- *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag New York, Inc. 401 p.

Urban D.L. et Smith T.M., 1989 - Microhabitat pattern and the structure of forest bird communities. *Amr. Nat.*, 133 (6): 811-829.

Vaughan I.P. et Ormerod S.J., 2003 - Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. *Conserv. Biol.*, 17 (6): 1601-1611.

Villard M.A. et Maurer B.A., 1996 - Geostatistics as a tool for examining hypothesized declines in migratory songbirds. *Ecology*, 77: 59-68.

Vinatier F., Tixier P., Duyck P.F., Lescourret F., 2011 - Factors and mechanisms explaining spatial heterogeneity. A review of methods for insect populations. *Method. Ecol. Evol.*, 2: 11-22.

Voous K.H., 1960 - *Atlas of European Birds*. Nelson, Amsterdam, London. 284 p.

Wagner H.H. et Fortin J.M., 2005 - Spatial analysis of landscapes: Concepts and statistics. *Ecology*, 86 (8): 1975-1987.

Walker H.A., 2008 - Floristics and physiognomy determine migrant landbird response to Tamarisk (*Tamarix ramosissima*) invasion in riparian areas. *Auk*, 125 (3): 520-531.

Walker J.S., Balling R.C. Jr., Briggs J.M., katti, M., Warren P.S. et Wentz E.A., 2008 - Birds of a feather: Interpolating distribution patterns of urban birds. *Comput. Envir. Urban Syst.*, 32: 19-28.

Waller L.A. et Gotway C.A., 2004 - *Applied Spatial Statistics for Public Health Data*. John Wiley & Sons, INC. 494 p.

Webster R. et Oliver M.A., 2007 - *Geostatistics for Environmental Scientists*. Chichester, West Sussex, England: John Wiley & Sons. 315 p.

Wiens J.A., 2000 - Ecological heterogeneity: An ontogeny of concepts and approaches: 9-32 in Hutchings M.J., John E.A. et Stewart A.J.A. - *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*. Blackwell Science, Oxford, UK.

Wiens J.A., Stenseth N.Ch., Van Horne B. et Ims R.A., 1993 - Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos*, 66 (3): 369-380.

Wiens J.A. et Rotenberry J.T., 1981 - Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecol. Monogr.*, 51 (1): 21-42.

Wiersma Y.A., Huettmann F. et Drew C.A., 2011 - Landscape Modeling of Species and Their Habitats: History, Uncertainty, and Complexity: 1-8 in Drew C.A., Wiersma Y.F. et Huettmann F. - *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology. Concepts and Applications*. Springer Science+Business Media, LLC. 313 p.

Willson M.F. et Comet T.A., 1996 - Bird communities of northern forests: Ecological correlates of diversity and abundance in the understory. *Condor*, 98 (2): 350-362.

Yeung A.K.W. et Hall G.B., 2007 - *Spatial Database Systems. Design, Implementation and Project Management*. Ed. Springer. 553 p.

Young J.S., et Hutto R.L., 2002 - Use of regional-scale exploratory studies to determine bird-habitat relationships: 107-119 in Scott J.M., Heglund P.J., Morrison M.L., Haufler J.B., Raphael M.G., Wall W.A. et Samson F. B. - *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Island Press, Covello, CA.

Yuill R.S., 1971 - The Standard deviational ellipse: An updated tool for spatial description. *Geogr. Ann.. Series B, Human Geography*, 53 (1): 28-39.

Zaninetti J.M., 2005 - *Statistique spatiale, méthodes et applications géomatiques*. Ed. Lavoisier. 320 p.

Fiche de terrain

Date

Heure

I.P.A. A B

Maille

Conditions météorologiques

Beau temps

Vent

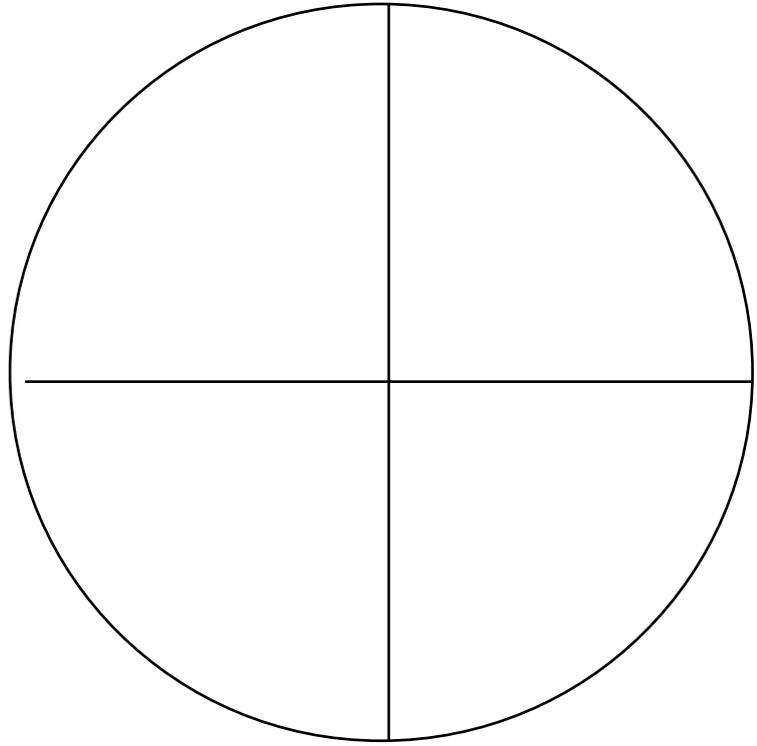
Pluie

Conditions topographiques

Altitude

Exposition

Pente



Conditions anthropiques

Route

Piste

Autres

Fil électrique

Habitations 0 1 2 3

Présence humaine 0 1 2 3

Parcelle agricole

Carrière

0 - nulle
1 - Faible
2 - Moyenne
3 - Forte

Autres éléments du paysage

Rochers

Falaise

Cours d'eau

Observations complémentaires

Relevé de la végétation

Recouvrement général

Mattoral bas			Mattoral moyen			Mattoral haut		
Espèce	H(m)	R(%)	Espèce	H(m)	R(%)		H(m)	R(%)

Relevé ornithologique

Espèce	IPA	Espèce	IPA	Espèce	IPA

Oiseaux hors station

Espèce	OBS	Espèce	OBS

Observations complémentaires

Annexe 2 : Liste globale des espèces rencontrées

Nom commun	Nom scientifique	phénologique	trophique	biogéographique	famille
Aigle botté	<i>Hieraeetus pennatus</i>	NE	C	TM	Accipitridae
Aigle de Bonelli	<i>Hieraeetus fasciatus</i>	NS	C	IA	
Buse féroce	<i>Buteo rifinus</i>	HI	C	H	
Circaète Jean le blanc	<i>Circaetus gallicus</i>	NE	C	IA	
Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	NS	C	P	
Percnoptère d'Egypte	<i>Neophron percnopterus</i>	NE	CH	IA	
Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	NE	C	AM	
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	NS	C	E	
Cochevis huppé	<i>Galerida cristata</i>	NS	P	P	Alaudidae
Martinet noir	<i>Apus apus</i>	NE	I	P	Apodidae
Martinet pâle	<i>Apus pallidus</i>	NE	I	M	
Grimpereau de jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	NS	I	E	Certhiidae
Cisticole des joncs	<i>Cisticola juncidis</i>	NS	I	IA	Cisticolidae
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	NS	G	ET	Columbidae
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	NE	G	ET	
Tourterelle maillée	<i>Streptopelia senegalensis</i>	NS	G	ETH	
Pigeon biset	<i>Columba livia</i>	NS	G	TM	
Tourterelle turque	<i>Streptopelia decaocto</i>	NS	G	IA	
Grand corbeau	<i>Corvus corax</i>	NS	P	H	Corvidae
Bruant fou*	<i>Emberiza cia</i>	NS	G	P	Emberizidae
Bruant proyer	<i>Miliaria calandra</i>	NS	G	ET	
Bruant zizi	<i>Emberiza cirrus</i>	NS	G	M	
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	NS	C	AM	Falconidae
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	NS	C	C	
Verdier d'Europe *	<i>Chloris chloris</i>	NS	G	ET	Fringillidae
Serin cini *	<i>Serinus serinus</i>	NS	G	M	
Pinson des arbres *	<i>Fringilla coelebs</i>	NS	G	E	
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>	NS	G	ET	
Linotte mélodieuse	<i>Acanthis cannabina</i>	NS	G	ET	
Hirondelle de cheminées	<i>Hirundo rustica</i>	NE	I	H	Hirundinidae
Hirondelle des fenêtres	<i>Delichon urbica</i>	NE	I	P	
Hirondelle des rochers	<i>Hirundo rupestris</i>	NS	I	PXM	
Pie-grièche méridionale	<i>Lanius meridionalis dodsoni</i>	NS	I	H	Laniidae
Pie grièche à tête rousse	<i>Lanius senator</i>	NE	I	M	
Tchagra à tête noire	<i>Tchagra senegala</i>	NS	I	ETH	
Goéland leucophée	<i>Larus michahellis</i>	NS	P	M	Laridae
Guêpier d'Europe	<i>Merops apiaster</i>	NE	I	TM	Meropidae
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	NE	I	P	Motacillidae
Gonemouche gris*	<i>Muscicapa striata</i>	NE	I	ET	Muscicapidae
Gobemouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>	NE	P	E	

Mésange bleue*	<i>Cyanistes ultramarinus</i>	NS	I	E	Paridae	
Mésange charbonnière*	<i>Parus major</i>	NS	P	P		
Mésange noire	<i>Parus ater</i>	NS	I	P		
Perdrix gabra	<i>Alectoris barbara</i>	NS	G	M	Phasianidae	
Torcol fourmilier	<i>Jynx torquilla</i>	NS	I	P	Picidae	
Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	NS	I	P		
Moineau espagnol	<i>Passer hispaniolensis</i>	NE	P	TM	Ploceidae	
Bulbul de jardins *	<i>Pycnonotus barbatus</i>	NS	P	ETH	Pycnonotidae	
Fauvette mélanocéphale *	<i>Sylvia melanocephala</i>	NS	I	TM	Sylviidae	
Fauvette à tête noir*	<i>Sylvia atricapilla</i>	NS	I	E		
Fauvette grisette*	<i>Sylvia communis</i>	NE	I	ET		
Hypolaïs polyglotte*	<i>Hippolais polyglotta</i>	NE	I	M		
Fauvette passerinette *	<i>Sylvia cantillans</i>	NE	I	M		
Hypolaïs pâle*	<i>Hippolais pallida</i>	NE	I	M		
Fauvette pitchou	<i>Sylvia undata</i>	NS	I	M		
Fauvette orphée	<i>Sylvia hortensis</i>	NE	I	M		
Pouillot de Bonelli	<i>Phylloscopus bonelli</i>	NE	I	E		
Bouscarle de Cetti	<i>Cettia cetti</i>	NS	I	TM		
Fauvette à lunettes	<i>Sylvia conspicillata</i>	NS	I	M		
Roitelet triple-bandeau	<i>Regulus ignicapillus</i>	NS	I	H		
Troglodyte mignon *	<i>Troglodytes troglodytes</i>	NS	I	H		Troglodytidae
Rosignol philomèle *	<i>Luscinia megarhynchos</i>	NE	I	E		Turdidae
Merle noir*	<i>Turdus merula</i>	NS	P	P		
Rougegorge familier *	<i>Erithacus rubecula</i>	NS	P	E		
Merle bleu (Monticole bleue)	<i>Monticola solitarius</i>	NS	I	PXM		
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	NS	P	ET		
Rubiette de Moussier	<i>Phoenicurus moussieri</i>	NS	P	M		
Rouge queue f blanc	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	NE	I	E		
Huppe fasciée	<i>Upupa epops</i>	NE	I	AM	Upupidae	

(*) Espèces retenues pour le krigeage.

Annexe 3 : modalité des descripteurs

Altitude

	altitude
Nbr. de valeurs utilisées	233
Minimum	5,000
Maximum	672,000
Moyenne	232,747

Recouvrement générale

	Rec gnle%
Nbr. de valeurs utilisées	233
Minimum	5,000
Maximum	100,000
Moyenne	75,279

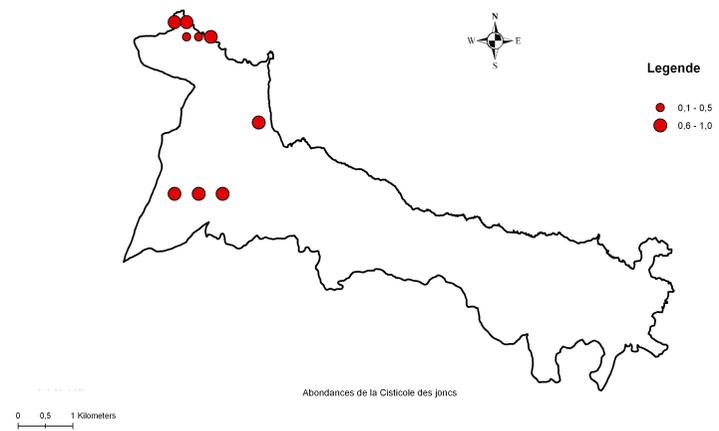
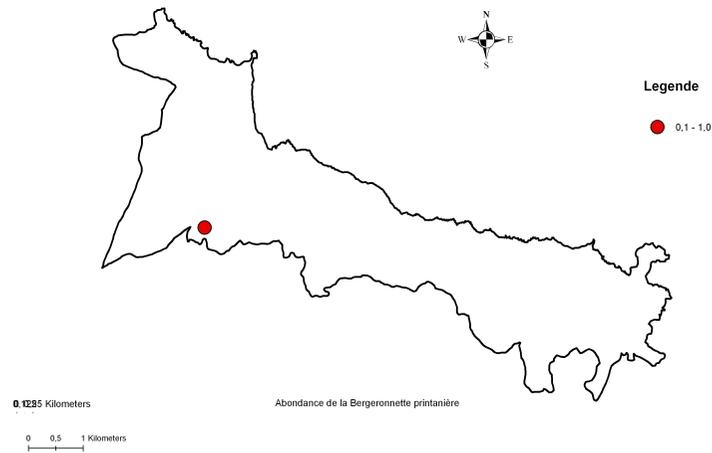
Pentes

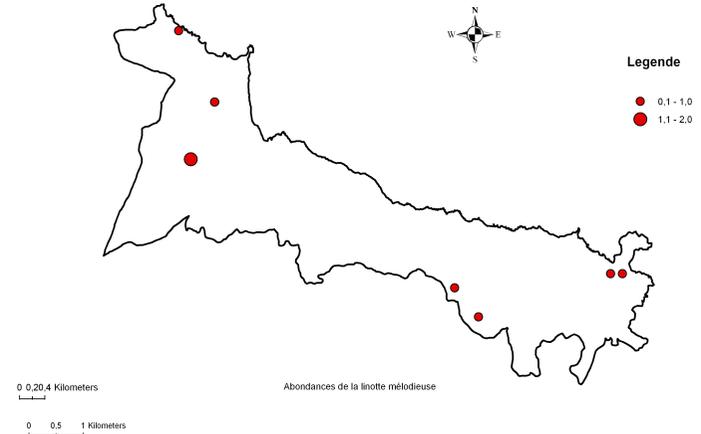
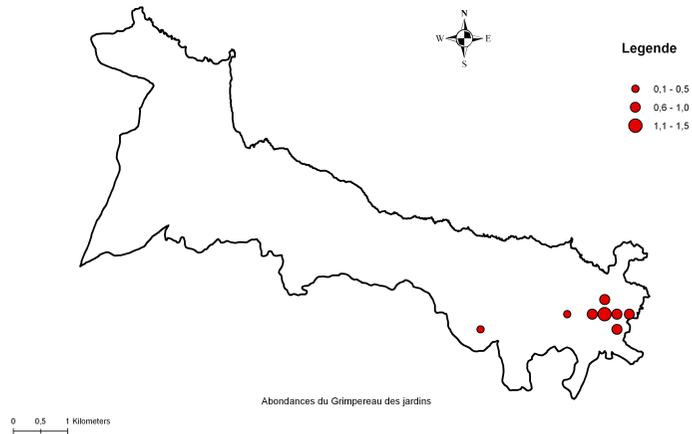
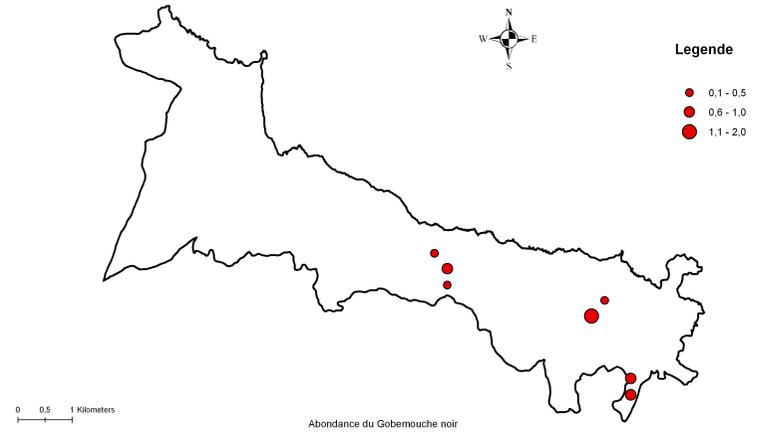
Modalité	Fréquence	%	FR
10	6	2,58	0,026
12	1	0,43	0,004
15	8	3,43	0,034
20	23	9,87	0,099
25	32	13,73	0,137
30	38	16,31	0,163
35	25	10,73	0,107
40	35	15,02	0,150
45	61	26,18	0,262
5	4	1,72	0,017

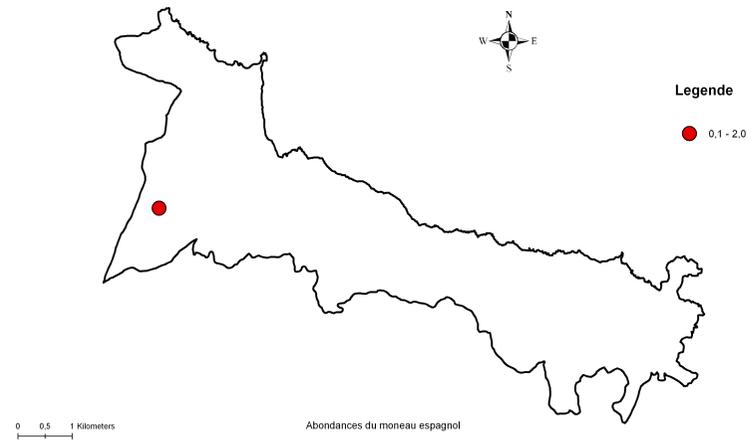
Exposition

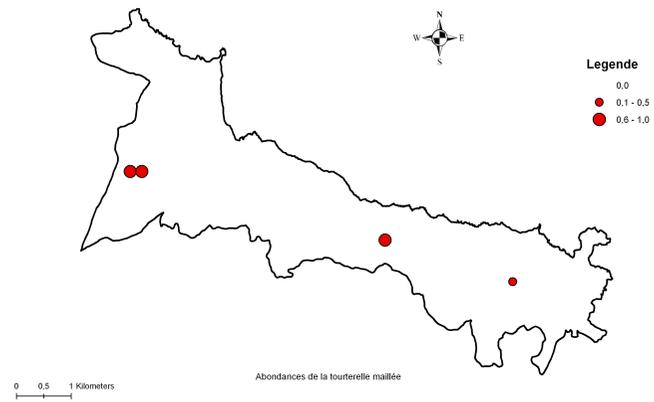
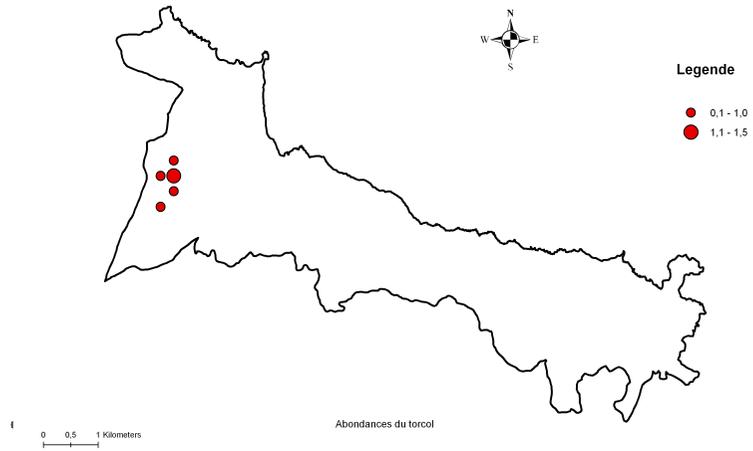
Modalité	Fréquence	%	FR
0	8	3,43	0,034
1	62	26,61	0,266
12	53	22,75	0,227
14	18	7,73	0,077
2	17	7,30	0,073
3	18	7,73	0,077
32	37	15,88	0,159
34	4	1,72	0,017
4	7	3,00	0,030
43	9	3,86	0,039

Annexe 4 : cartes des abondances des espèces non retenus (abondances inférieurs à 10)









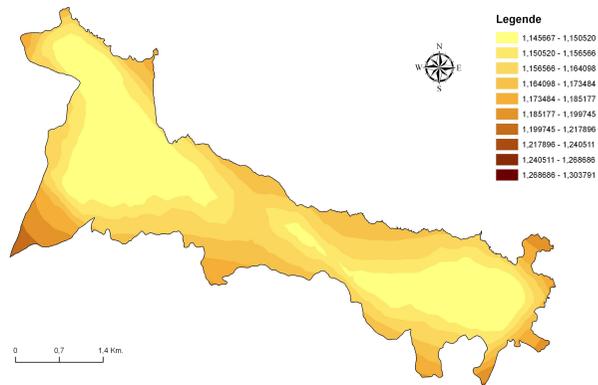
Annexe 5 : Résultats de la validation croisée

Paramètre	krigeage	Root-Mean-Square	Average Standard Error	Mean Standardized	Root-Mean-Square Standardized	Nugget
Altitude	Circulaire	51,33	68,82	0,002183	0,7605	617,12
	Sphérique	50,83	67,84	0,001765	0,7655	335,1
	Exponentiel	51,08	78,87	0,006775	0,6543	0
	Gaussien	54,61	70,1	-0,009994	0,7967	3446,9
Pente	Circulaire	9,147	9,688	0,004213	0,9361	84,696
	Sphérique	9,119	9,651	0,003681	0,9368	83,556
	Exponentiel	8,405	8,962	-0,009377	0,9266	35,551
	Gaussien	9,3	9,796	0,005665	0,9419	89,591
STR1	Circulaire	46,3	49,19	-0,0005483	0,9434	2106
	Sphérique	46,19	48,79	-0,0008744	0,9487	2039,7
	Exponentiel	45,6	47,2	-0,002098	0,9679	1598,4
	Gaussien	46,01	46,79	-0,004155	0,9854	1883,5
STR2	Circulaire	28,96	27,92	-0,009183	1,04	670,65
	Sphérique	28,87	27,8	-0,008685	1,041	658,3
	Exponentiel	28,31	27,42	-0,008561	1,035	581,63
	Gaussien	29,56	28,29	-0,009436	1,047	739,01
STR3	Circulaire	18,63	18,03	-0,002767	1,035	288,16
	Sphérique	18,6	17,99	-0,002556	1,036	284,95
	Exponentiel	18,4	17,81	-0,001563	1,035	261,67
	Gaussien	18,86	18,21	-0,003975	1,038	308
VGT1	Circulaire	16,03	15,7	-0,00368	1,014	199,12
	Sphérique	16,13	15,72	-0,005174	1,02	201,4
	Exponentiel	15,7	15,23	-0,005799	1,022	161,2
	Gaussien	16,73	16,24	-0,005218	1,025	242,04
VGT2	Circulaire	12,62	11,68	-0,006054	1,087	107,99
	Sphérique	12,6	11,63	-0,005865	1,089	105,41
	Exponentiel	12,48	11,6	-0,007567	1,081	90,399
	Gaussien	12,9	11,92	-0,005515	1,089	128,98
VGT3	Circulaire	12,06	12,22	0,01021	0,99	127,69
	Sphérique	12,02	12,1	0,009189	0,9967	123,39
	Exponentiel	11,87	11,71	0,005975	1,018	101,46
	Gaussien	12,15	12,15	0,01041	1,003	134,95
VGT4	Circulaire	9,391	9,581	-0,005756	0,9844	74,848
	Sphérique	9,386	9,547	-0,005317	0,9874	73,517
	Exponentiel	9,337	9,455	-0,004147	0,9927	65,673
	Gaussien	9,482	9,574	-0,00474	0,9948	82,429
ANTH1	Circulaire	0,7663	0,8125	-0,0012	0,9472	0,51436
	Sphérique	0,7648	0,8089	-0,0007476	0,9497	0,49957
	Exponentiel	0,7604	0,8002	0,001962	0,9552	0,40329
	Gaussien	0,77	0,8105	-0,002214	0,9544	0,57406
ANTH2	Circulaire	0,6934	0,726	0,002007	0,9591	0,18524
	Sphérique	0,6907	0,7356	0,002337	0,9418	0,12539
	Exponentiel	0,7167	0,7496	0,002672	0,9586	0,22108
	Gaussien	0,6968	0,7302	0,002183	0,9577	0,27026
ANTH3	Circulaire	0,5014	0,4893	-0,008961	1,027	0,20706
	Sphérique	0,4994	0,4869	-0,008583	1,028	0,20706
	Exponentiel	0,489	0,4782	-0,01087	1,025	0,17742
	Gaussien	0,5125	0,4963	-0,006709	1,036	0,22773
Serin cini	Circulaire	0,8532	0,8769	-0,01033	0,9728	0,57425

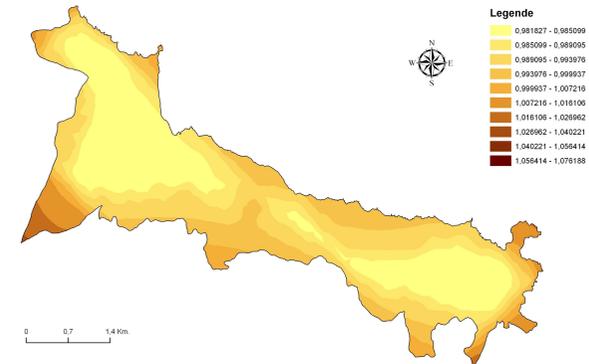
	Sphérique	0,8512	0,8766	-0,009385	0,9708	0,55185
	Exponentiel	0,853	0,8813	-0,01061	0,9678	0,30598
	Gaussien	0,8489	0,8773	-0,011	0,9675	0,61163
Verdier D'Europe	Circulaire	0,7704	0,786	-0,004707	0,9828	0,49333
	Sphérique	0,7701	0,7844	-0,004864	0,9846	0,48421
	Exponentiel	0,7653	0,78	-0,005688	0,9841	0,38892
	Gaussien	0,7768	0,785	-0,0036	0,9927	0,54235
Rossignol philomèle	Circulaire	0,8549	0,9096	0,01589	0,9381	0,51599
	Sphérique	0,854	0,9114	0,01551	0,9352	0,4944
	Exponentiel	0,8624	0,9167	0,01636	0,9396	0,058873
	Gaussien	0,8534	0,9141	0,01444	0,932	0,59345
Fauvette Mélanocephale	Circulaire	1,127	1,133	-0,004225	0,9918	1,137
	Sphérique	1,126	1,133	-0,004432	0,9912	1,1304
	Exponentiel	1,124	1,135	-0,004444	0,9874	1,0435
	Gaussien	1,127	1,133	-0,004117	0,9922	1,1686
Mésange bleue	Circulaire	0,7751	0,78	-0,0001469	0,9924	0,53647
	Sphérique	0,7752	0,7788	-0,000106	0,9941	0,53198
	Exponentiel	0,7753	0,7745	0,0002174	0,9998	0,4873
	Gaussien	0,7764	0,7821	-0,000823	0,9916	0,56478
Bulbul des jardins	Circulaire	0,6199	0,586	-0,001005	1,046	0,28753
	Sphérique	0,6197	0,5867	-0,001239	1,044	0,28802
	Exponentiel	0,6193	0,5837	-0,002186	1,048	0,2651
	Gaussien	0,6211	0,5859	0,000493	1,048	0,30982
Troglodyte mignon	Circulaire	0,9693	0,976	-0,02102	0,9926	0,52583
	Sphérique	0,9702	0,9754	-0,02102	0,9942	0,54823
	Exponentiel	0,9703	0,9825	-0,02216	0,9872	0,33035
	Gaussien	0,9685	0,9736	-0,02112	0,9943	0,57078
Merle noir	Circulaire	0,7412	0,7332	0,001907	1,013	0,47847
	Sphérique	0,7409	0,732	0,002342	1,015	0,47488
	Exponentiel	0,7378	0,728	0,002893	1,016	0,44764
	Gaussien	0,7453	0,7362	0,001681	1,015	0,50298
Bruant fou	Circulaire	0,4152	0,404	-0,01222	1,022	0,14112
	Sphérique	0,4158	0,404	-0,01196	1,024	0,14086
	Exponentiel	0,417	0,4074	-0,01678	1,018	0,1305
	Gaussien	0,4153	0,4048	-0,01225	1,021	0,1305
Mésange charbonnière	Circulaire	0,443	0,4559	0,001715	0,9732	0,15224
	Sphérique	0,4432	0,4569	0,001608	0,9715	0,14735
	Exponentiel	0,4449	0,4596	0,001442	0,9689	0,176
	Gaussien	0,4435	0,4564	0,001787	0,9731	0,16356
Pinson des arbres	Circulaire	0,6332	0,6474	-0,005707	0,983	0,3614
	Sphérique	0,6315	0,6454	-0,005607	0,9836	0,35517
	Exponentiel	0,6222	0,64	-0,004179	0,978	0,30973
	Gaussien	0,6385	0,648	-0,00601	0,9903	0,38252
Fauvette à tête noire	Circulaire	0,8516	0,8754	-0,006528	0,9757	0,62563
	Sphérique	0,8486	0,8725	-0,005594	0,9754	0,61294
	Exponentiel	0,8267	0,8604	-0,002634	0,9633	0,50412
	Gaussien	0,867	0,879	-0,007457	0,9899	0,6935
Hypolaïs pâle	Circulaire	0,4824	0,4895	-0,007591	0,9866	0,1596
	Sphérique	0,4754	0,4896	-0,009562	0,9722	0,14817
	Exponentiel	0,4847	0,4997	-0,007491	0,9708	0,11044
	Gaussien	0,4817	0,4922	-0,007583	0,9791	0,16342
Gobemouche	Circulaire	0,4217	0,4395	-0,009473	0,9618	0,11145

gris	Sphérique	0,4236	0,4421	-0,009491	0,9603	0,10062
	Exponentiel	0,4316	0,4473	-0,009428	0,9672	0,14118
	Gaussien	0,425	0,4401	-0,009217	0,9683	0,13067
Fauvette passerinette	Circulaire	0,383	0,4042	0,01207	0,9499	0,13619
	Sphérique	0,3815	0,4039	0,01426	0,9464	0,1345
	Exponentiel	0,3871	0,4125	0,01453	0,9403	0,11415
Fauvette grisette	Gaussien	0,3828	0,4071	0,01262	0,9424	0,13965
	Circulaire	0,5876	0,5918	-0,002632	0,9942	0,23296
	Sphérique	0,5892	0,5936	-0,00316	0,9936	0,22236
Hypolais polyglotte	Exponentiel	0,5969	0,5986	-0,00495	0,9976	0,28231
	Gaussien	0,5898	0,5926	-0,003258	0,9964	0,25896
	Circulaire	0,3842	0,4017	-0,004985	0,9603	0,13613
Rouge gorge	Sphérique	0,3848	0,4015	-0,005731	0,962	0,13389
	Exponentiel	0,386	0,4027	-0,005584	0,962	0,1129
	Gaussien	0,3851	0,4015	-0,004165	0,963	0,13934
Diversité avienne	Circulaire	0,4797	0,4358	0,004012	1,096	0,13328
	Sphérique	0,4792	0,4353	0,00429	1,096	0,13136
	Exponentiel	0,4725	0,4271	0,00408	1,102	0,10257
Richesse avienne	Gaussien	0,4942	0,4449	0,005224	1,108	0,17388
	Circulaire	0,6063	0,5728	-0,008227	1,019	0,26184
	Sphérique	0,6048	0,5708	-0,007604	1,02	0,25523
Diversité végétale	Exponentiel	0,5951	0,5615	-0,00613	1,017	0,17675
	Gaussien	0,6103	0,5683	-0,007359	1,034	0,28061
	Circulaire	3,075	3,16	-0,005115	0,9618	7,9024
Diversité végétale	Sphérique	3,067	3,15	-0,004144	0,9624	7,7
	Exponentiel	3,009	3,106	-0,003286	0,957	5,1034
	Gaussien	3,088	3,13	-0,003758	0,9756	8,3721
Diversité végétale	Circulaire	0,4808	0,4007	-0,00008082	1,153	0,12473
	Sphérique	0,4803	0,4021	-0,0002696	1,149	0,12458
	Exponentiel	0,4801	0,4174	-0,004959	1,109	0,123
	Gaussien	0,4846	0,4027	-0,0001181	1,156	0,14613

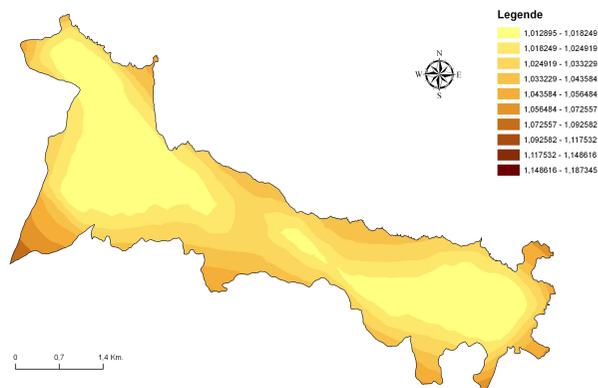
Annexe 6 : Carte de variance du krigeage



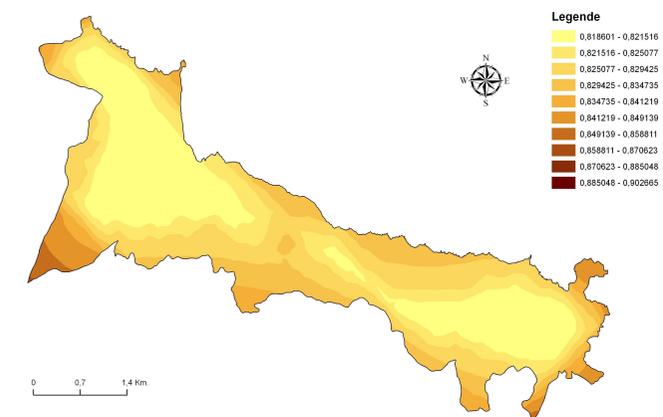
Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la Fauvette mélanocéphale



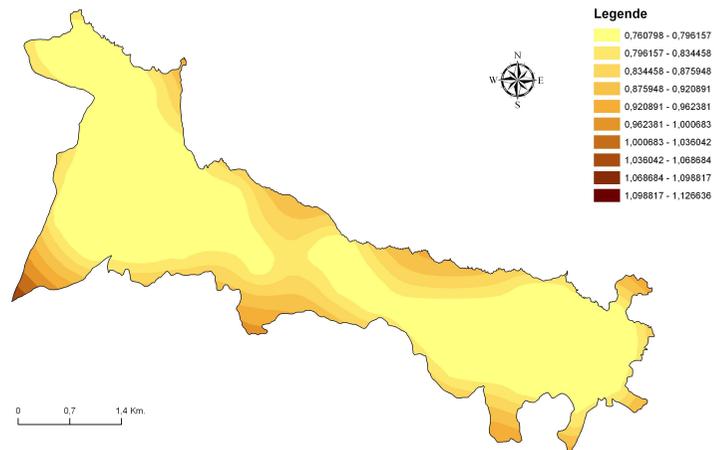
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Troglodyte mignon



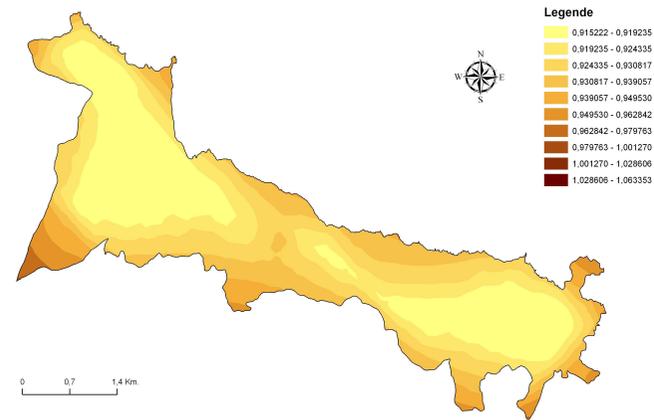
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Rossignol philomèle



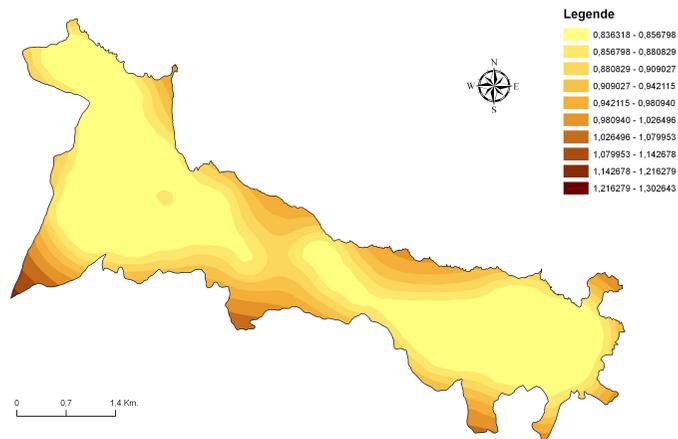
Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la Mésange bleue



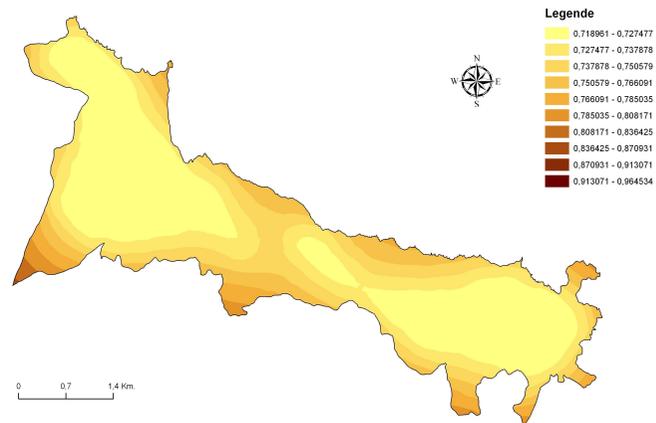
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Verdier d'Europe



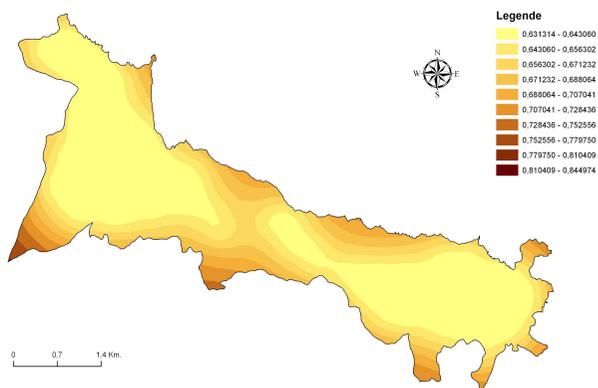
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Serin cini



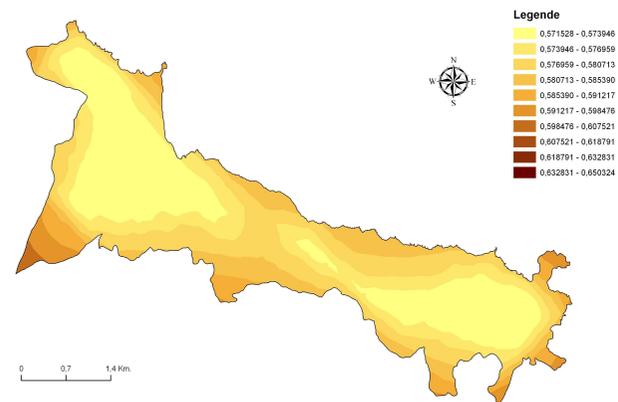
Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la Fauvette à tête noire



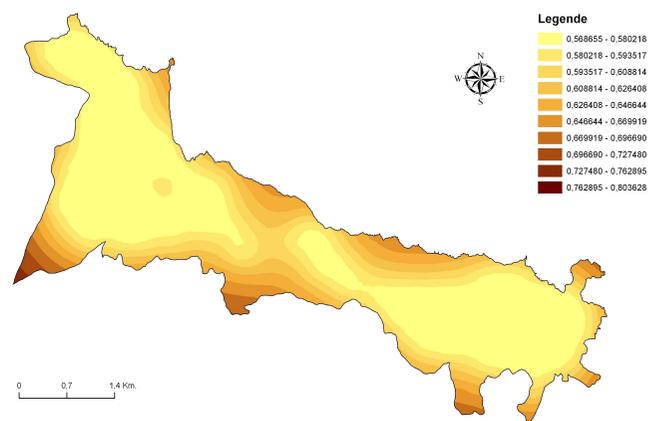
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Merle noir



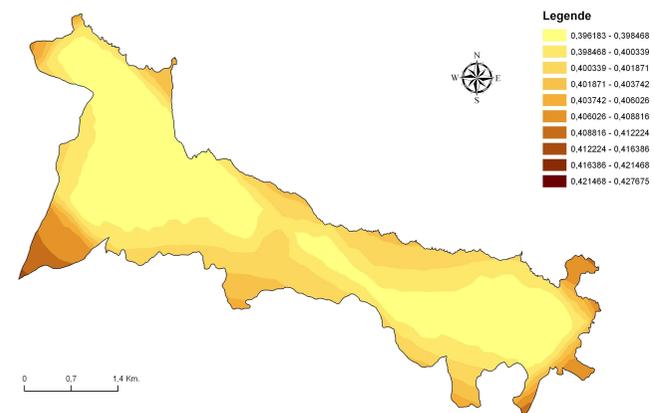
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Pinson des arbres



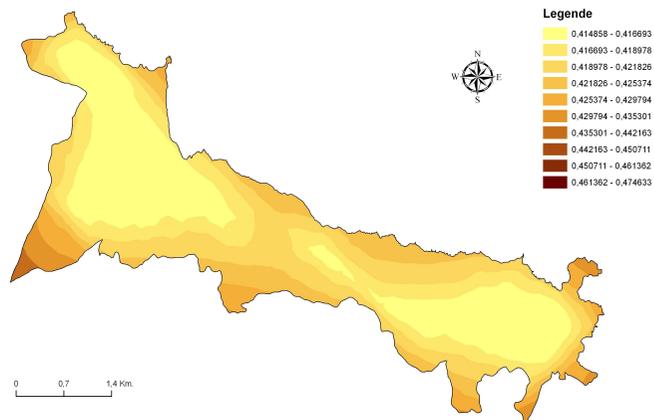
Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la Fauvette grisette



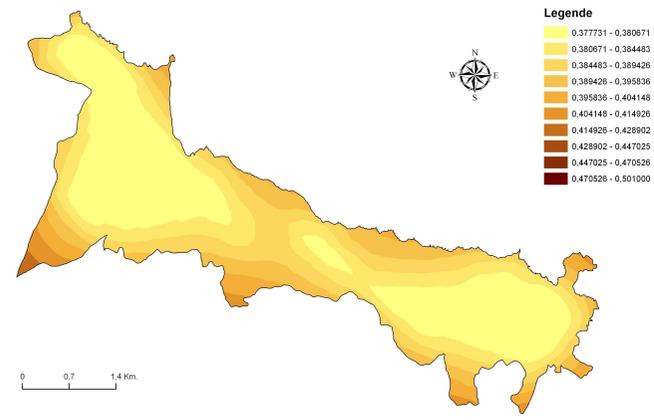
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Bulbul des jardins



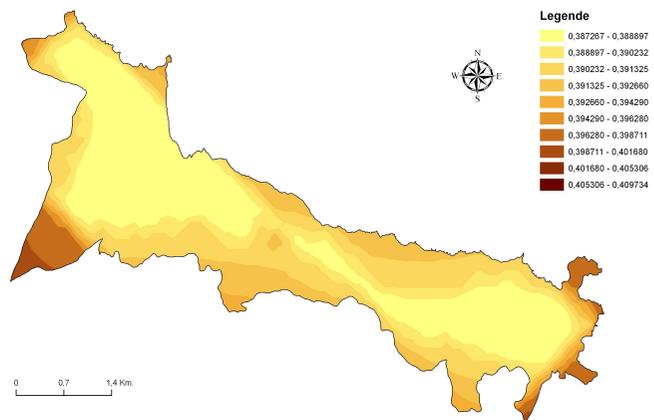
Variance du Krigeage de la répartition des abondances de l'Hypolaïs polyglotte



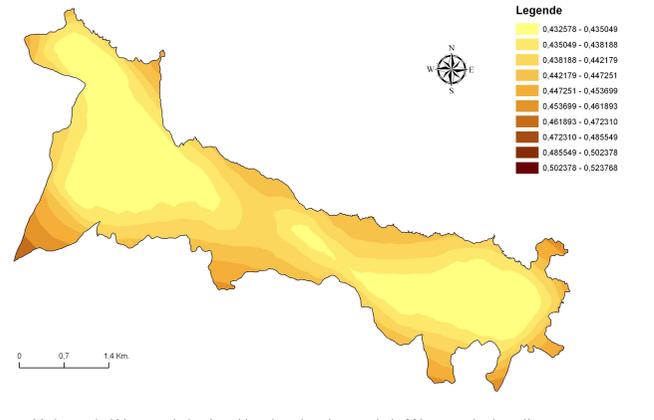
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Gobemouche gris



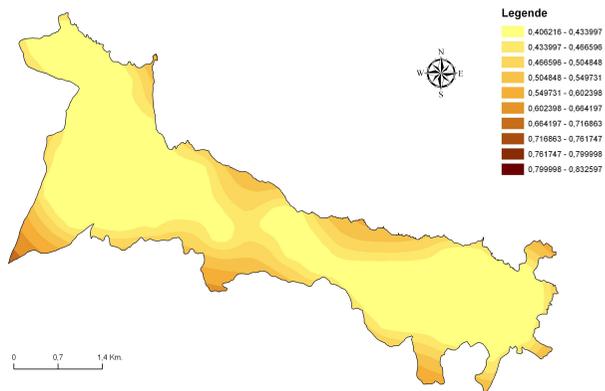
Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Bruant fou



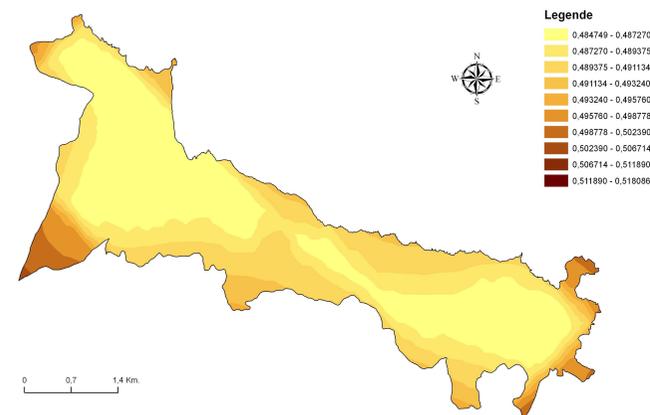
Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la Fauvette passerinette



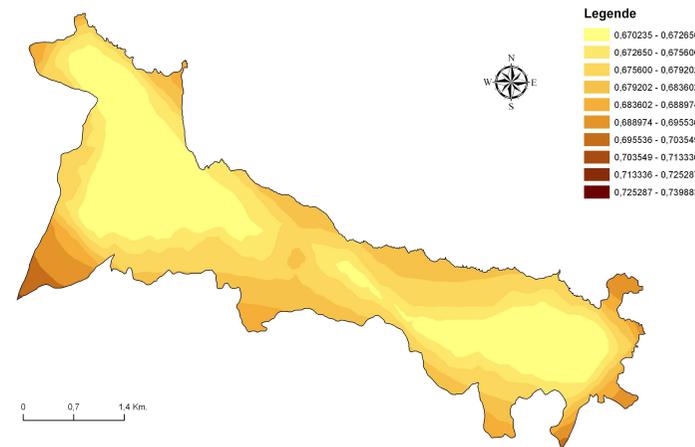
Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la Mésange charbonnière



Variance du Krigeage de la répartition des abondances du Rougegorge familier

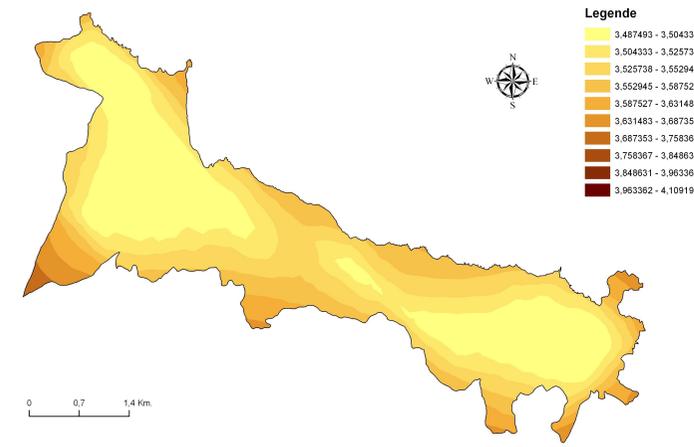


Variance du Krigeage de la répartition des abondances de l'Hypolaïs pâle



Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la diversité avienne

Variance du krigeage de la Diversité avienne



Variance du Krigeage de la répartition des abondances de la richesse avienne

Variance du krigeage de la Richesse avienne

Cartographie et prédiction de la répartition de l'avifaune nicheuse du Parc National de Gouraya (Wilaya de Béjaia) : Géostatistique et analyse spatiale.

Résumé

Le présent travail portant sur la cartographie et l'analyse spatiale de la répartition de l'abondance de l'avifaune a été mené dans le parc National de Gouraya (Wilaya de Béjaia).

Sur la base d'un échantillonnage systématique, le territoire du parc fut couvert par un réseau de mailles carrées de 250 x 250 m. Le centre de chaque maille a fait l'objet d'un relevé d'avifaune par la méthode des IPA, accompagné d'une description de la structure de la végétation.

Pour comprendre la relation avifaune-habitat, nous avons réalisé une régression pas à pas (Stepwise) où la variable expliquée est l'abondance des espèces aviennes et les variables explicatives sont les composantes des ACP réalisées sur les descripteurs de la structure et la composition de la végétation ainsi que les descripteurs d'anthropisation. Une deuxième régression a été effectuée sur les résidus du Krigeage des composantes retenues. Ceci nous a permis d'éliminer l'effet de l'autocorrélation spatiale des données. La comparaison entre les résultats de ces deux régressions a révélé l'effet de la structure spatiale des variables de l'habitat qui a induit une dépendance spatiale de la répartition des oiseaux.

Les cartes d'abondances des espèces aviennes que nous avons réalisé ont donné un aperçu sur la répartition spatiales des espèces. L'utilisation des méthodes centrographiques (centre de gravité, ellipse de déviation), nous a permis d'approfondir l'analyse de ces cartes et de faire ressortir les tendances de la répartition des espèces.

L'analyse géostatistique a permis de décrire le comportement spatial des abondances des espèces. Ces dernières se sont montrées structurées (autocorrélées) spatialement ce qui a conduit à la modélisation de cette structure spatiale par le krigeage ordinaire. Les cartes d'interpolation réalisées ont révélées la variabilité spatiale de la répartition des espèces. La variance de krigeage a été aussi cartographiée.

Les résultats de cette étude fournissent ainsi, une base pour des applications intéressantes pour la prise de décision en matière de conservation de la faune avienne dans le parc national de Gouraya. Ce travail illustre donc les premières applications de la géostatistique en ornithologie algérienne.

Mots clés : Avifaune – IPA – Analyse spatiale – Géostatistique – Krigeage – Variogramme – Centrographie – Parc National Gouraya – Régression.

Mapping and predicting birds breeding distribution of Gouraya National Park (wilaya of Bejaia): Geostatistics and spatial analysis.

Abstract

The present work on mapping and spatial analysis of birds' abundance distribution was conducted in Gouraya National Park (wilaya Bejaia).

Based on a systematic sampling, the park area was covered by a network of square meshes of 250×250 m. At the center of each mesh we have recorded birds by the IPA method, with a description of the vegetation structure.

To understand the relation bird-habitat, we conducted a stepwise regression where the dependent variable is bird's abundance and the explanatory variables are the ACP components performed on vegetation's composition and structure and human impact descriptors. A second regression was performed on Kriging residues of selected components. This allowed us to eliminate data spatial autocorrelation's effect. The comparison between the two regressions revealed the spatial structure effect of variables that induced spatial dependence of bird's distribution.

Bird abundances maps provide an overview on the species spatial distribution. Using methods centrographiques (center of gravity, ellipse deviation), allowed us to improve maps analysis and highlight species distribution trends.

Geostatistical analysis allowed us to describe the spatial pattern of species abundances. Species were spatially structured (autocorrelated). This structure was modeled by ordinary kriging. The interpolation maps revealed the spatial variability of species distribution. The kriging variance was also mapped.

Results of this study provide a basis for interesting applications to make bird conservation decisions in Gouraya National Park. Thus, this work illustrates the first applications of geostatistic in Algerian ornithology.

Key words : Birds – IPA – spatiale analysis – Géostatistic – Kriging – Variogramm – Centrography – Gouraya National Parc – Regression.

رسم الخرائط و تنبؤ توزيع الطيور المعششة في الحظيرة الوطنية لقوراية (ولاية بجاية) : الجيوإحصائية والتحليل المكاني.

أجري هذا العمل على رسم الخرائط والتحليل المكاني لتوزيع الطيور في الحظيرة الوطنية لقوراية (ولاية بجاية).

استنادا إلى أخذ العينات بطريقة منهجية، تم تغطية منطقة الحظيرة بشبكة مربعات من 250×250 م سجلنا في قلب كل شبكة، عدد الطيور من خلال طريقة IPA، مع وصف لهيكل النباتات.

لفهم العلاقة بين الطيور ومسكنها، أجرينا انحدار متدرج حيث المتغير التابع هو عدد الطيور والمتغيرات التفسيرية هي مكونات ACP التي أجريت على بنية و تكوين الغطاء النباتي و تأثير الإنسان. أجرى الانحدار الثاني على بقايا Krigage من المكونات المحددة. وهذا ما سمح لنا للقضاء على أثر البيانات المكانية والارتباط الذاتي. وكشفت المقارنة بين انحدارات تأثير هيكل المكاني للمتغيرات التي يسببها الاعتماد على التوزيع المكاني للطائر.

الطيور وفرة خرائط تقديم لمحة عامة عن توزيع الأنواع المكانية. باستخدام أساليب centrographiques (مركز الثقل، والقطع الناقص الانحراف)، سمح لنا لتحسين خرائط تحليل الاتجاهات وتسليط الضوء على توزيع الأنواع. سمح تحليل الجيوإحصائية لنا لوصف نمط المكاني من وفرة الأنواع. تمت هيكله مكاني الأنواع (autocorrelated). وعلى غرار هذا الهيكل من قبل كريغ العادي. وكشفت الخرائط الاستيفاء التباين المكاني لتوزيع الأنواع. تم تعيينها أيضا التباين كريغ.

نتائج هذه الدراسة توفر أساسا لتطبيقات مثيرة للاهتمام لاتخاذ القرارات المحافظة على الطيور في Gouraya الحديقة الوطنية. وبالتالي، فإن هذا العمل يدل على التطبيقات الأولى من geostatistic في علم الطيور الجزائري.

