



## **Méthodes d'Inventaire de la Grande Faune A l'usage des ZCV**



Photo © I. Douglas Hamilton 2002

***Philippe Bouché***

Novembre 2008

Ce manuel est largement extrait de

Bouché Ph. 2001

Méthodologies et techniques de recensement des grands mammifères en Afrique. Cours. **Institut Vétérinaire Tropical. Université de Liège, 2001.**

Toutes les prescription en terme de droit d'auteur et de reproduction restent de stricte application

**TABLE DES MATIÈRES**

Table des Matières _____	1
Introduction _____	5
Partie 1. Principes de base _____	6
1. Types de Recensements _____	6
1.1. Principe des recensements par échantillons _____	6
1.1.1. Notions statistiques de base _____	7
1.1.1.1. Caractéristiques des populations _____	7
1.1.1.2. Réalisation d'un échantillonnage _____	9
1.1.1.3. Tables de nombres aléatoires ou tableaux randomisés _____	11
1.1.1.5. Sélection au hasard de points le long d'une ligne _____	12
1.1.1.6. Cartes _____	12
1.1.2. Types d'échantillonnage _____	13
1.1.2.1. Échantillonnage par transects _____	13
<i>1.1.2.1.1. Échantillonnage systématique ou aléatoire ?</i> _____	14
<i>1.1.2.1.2. Types de transect</i> _____	15
1.1.2.2. Échantillonnage par quadrat _____	15
1.1.2.3. Échantillonnage par bloc _____	16
1.1.3. Taux d'échantillonnage _____	16
1.1.4. Élaboration d'un recensement par échantillon _____	16
1.1.4.1. Définition de la zone d'étude _____	16
1.1.4.2. Choix de la méthode de recensement _____	17
1.1.4.3. Réduction de l'erreur d'échantillonnage _____	17
<i>1.1.4.3.1. Taille et forme de l'unité échantillon</i> _____	17
<i>1.1.4.3.2. Taille de l'échantillon</i> _____	18
<i>1.1.4.3.3. Stratification</i> _____	20
1.2. Principe des comptages totaux _____	21
2. Éviter les erreurs et les biais _____	22
2.1. Biais dus à l'élaboration de l'échantillon _____	22
2.2. Biais dus aux observateurs _____	22
2.3. Biais dus à la nature du terrain, au climat et au comportement des animaux _____	22
2.3.1. Couvert végétal _____	22
2.3.2. Heure du jour _____	22
2.3.3. Période de l'année _____	23
2.3.4. Météo _____	23
2.3.5. Couleur et taille de l'animal _____	23
2.3.6. Comportement de l'animal _____	23
2.4. Biais dus à l'élaboration du recensement _____	23
2.4.1. Effets frontières _____	23
2.4.2. Hauteur _____	24
2.4.3. Taille de la bande-échantillon _____	24
2.4.4. Vitesse de déplacement _____	24
2.4.5. Erreurs de navigation _____	24
2.4.6. Reports des données _____	24
2.4.7. Double comptage _____	24
Partie 2. Recensements aériens _____	25
1. Choix de l'appareil _____	25
2. Planification des vols _____	26
2.1. Sécurité _____	26
2.2. Gestion du carburant _____	26
2.3. Planification des vols _____	26
2.4. Plus d'un avion _____	26
2.5. Période et durée de vol _____	27
2.6. Photographie _____	27
2.7. Coût d'un recensement aérien _____	29
2.7.1. Recensement par transects _____	29
2.7.2. Recensement par blocs, quadrats et totaux _____	29
2.7.3. Autres coûts _____	29
3. Recensements aériens par échantillons _____	30

3.1. Échantillonnage aérien par transects	30
3.1.1. Transects en bandes	30
3.2. Échantillonnage aérien par quadrats et par blocs	31
3.3. Comparaison des trois méthodes	32
3.3.1. Coût	32
3.3.2. Navigation	32
3.3.3. Effets frontières	32
3.3.4. Comptage	32
3.3.5. Erreur d'échantillonnage	32
3.3.6. Fatigue	32
3.4. Aspects pratiques des recensements aériens par échantillons	33
3.4.1. Pilotage	33
3.4.1.1. Navigation	33
3.4.1.2. Contrôle d'altitude	34
3.4.1.3. Taille de la bande-échantillon	35
3.4.1.4. Assiette et le roulis	36
3.4.1.5. Observation	36
3.4.1.6. Enregistrement des données	37
3.4.1.6.1. Données à enregistrer	37
3.4.1.6.2. Positionnement et enregistrement des données	38
3.5.1. Échantillon par blocs et quadrats	39
3.5.1.1. Vols et comptage	39
3.6. Traitements des données de recensement aérien par les méthodes de Jolly	40
3.6.1. Méthode de Jolly 2	40
3.6.2. Méthode de Jolly 1	41
3.6.3. Les différentes étapes d'analyses par la méthode de Jolly	42
3.6.3.1. Exemple de traitement par la méthode de Jolly	42
3.7. Calculs à partir de recensements stratifiés	47
3.8. Quelques complications	47
3.8.1. Deux avions dans la même zone de recensement	47
3.8.2. Deux avions dans des strates différentes	47
3.8.3. Différences entre observateurs	47
3.8.4. Correction des biais	48
3.8.4.1. Comptage d'un sous-échantillon de l'unité	48
3.8.4.2. Recensement de la même zone en utilisant des méthodes différentes	48
3.8.4.3. Correction des biais par manques important de photos	48
3.8.4.4. Méthodes pour comparer et amalgamer les estimations	48
3.8.4.4.1. Test de la différence de deux estimations (Bailey 1984)	48
3.8.4.4.2. Amalgamer deux ou plusieurs estimations indépendantes	49
3.8.4.5. Résolution de problèmes d'échantillonnages variés	50
3.8.4.5.1. Manque de bonnes cartes	50
3.8.4.5.2. Stratifier les grands troupeaux	51
3.8.4.5.3. Stratification après recensement	51
3.8.4.5.4. Comptage du bétail	51
4. Recensements aériens totaux	52
4.1. Justification	52
4.2. Méthode	52
4.2.1. Blocs	52
4.2.2. Recherche	52
4.2.3. Comptage	54
4.2.3.1. Troupeaux complexes (Douglas-Hamilton, 1996)	54
4.2.4. Chevauchement	55
4.2.5. Importance et constance des biais	55
4.2.6. Efficacité de comptage absolue	55
4.2.7. Taux de recherche	55
4.2.8. Distance entre les lignes de vols	55
4.2.9. Animaux manqués	56
4.2.10. Estimations visuelles	56
4.2.11. Mouvements et doubles comptages	56
4.2.12. Autres facteurs	56

4.3. Appui et travail au sol (Douglas-Hamilton, 1996)	56
4.4. Analyse (Douglas-Hamilton, 1996)	57
5. Recensement des Hippopotames	59
5.1. Recensement de grandes populations d'hippopotames (Delvingt, 1978)	61
5.1.1. Calcul des densités réelles	62
5.1.1.1. Comptage par photos aériennes	62
5.1.1.2. Recensement par échantillons de photos aériennes	64
5.2. Expression des résultats	64
Partie 3. Recensements terrestres Directs	65
1. Recensements par blocs	65
1.1. Recensement à l'aide de rabatteurs	65
2. Recensement terrestre par transects	65
2.1. Elaboration d'un recensement terrestre	66
2.1.1. Recensement pédestre (Bouché & Lungren 2004 Bouché 2006, 2008)	66
2.1.1.1. Equipe	66
2.1.1.2. Matériel	66
2.1.1.3. Planification	66
2.1.1.4. Parcours quotidien	67
2.1.1.5. Sécurité	67
2.1.1.6. Intendance	67
2.1.1.7. Briefing/Debriefing	67
2.1.2. Recensement par véhicule	67
2.1.2.1. Equipe	67
2.1.2.2. Matériel	68
2.1.2.3. Parcours quotidien	68
2.1.2.4. Intendance	68
2.2. Enregistrement des données	68
2.3. Méthodes de recensements	70
2.3.1. Transect en bande (strip transect)	70
2.3.1.1. Transect à largeur fixée (fixed width, variable fixed width transect)	70
2.3.1.2. Transect à profil de visibilité fixé (fixed visibility profile)	71
2.3.2. Transect en ligne (line transect)	72
2.3.2.1. Hypothèses de bases	72
2.3.2.1. Fonction de détection	73
2.3.2.2. Estimation de la densité	74
2.3.2.3. Caractéristiques majeures d'un échantillonnage par transect en ligne	76
2.3.2.3.1. Données tronquées	76
2.3.2.3.2. Groupement des distances perpendiculaires	76
2.3.2.3.3. Lignes répliquées	77
2.3.2.3.4. Animaux ou objets groupés	78
2.3.2.3.5. Données complémentaires	78
2.3.2.3.6. Variabilité de la probabilité d'observation	78
2.3.2.3.7. Asymétrie de la fonction de détection	78
2.3.2.4. Définition de certains termes	79
2.3.2.5. Taille de l'échantillon	79
2.3.2.6. Critères pour l'estimation robuste de $f(0)$	81
2.3.2.6.1. Tests de sélection des modèles	82
2.3.2.7. Analyse des données	83
2.3.2.7.1. Collecte des données de terrains	85
2.3.2.8. Techniques de recensements robustes	85
2.3.2.8.1. Analyses des données avec le Programme DISTANCE	86
1. Taux de hasard	87
2. Séries de Fourier (Fourier Series FSER) (BURNHAM & AL, 1980)	90
2.3.2.8.2. Méthode de la Distance Perpendiculaire Moyenne (DPM) (Burnham 1980)	97
3. Recensements le long des pistes	100
4. Méthodes diverses	103
4.1. Reconnaissance individuelle	103
4.2. Comptages d'espèces inféodées à des habitats linéaires	103
4.3. Dénombrement par identification des groupes et cartographie des domaines vitaux ou comptage à deux temps	103

4.4. Comptages nocturnes _____	106
4.5. Méthode de capture-recapture (index de Lincoln) _____	106
4.6. Recensement de carnivores résidents et migrants _____	107
Partie 4. Recensements Indirects _____	109
Introduction _____	109
1. Recensements indirects par transect en ligne _____	109
3. Recensements par vocalises _____	111
3. Recensements par traces _____	111
3.1. Population résidente _____	112
3.2. Population en migration _____	112
3.3. Identification des traces _____	113
4. Comptage des gîtes et des terriers _____	113
5. Comparaison des méthodes aériennes par transects en bande, terrestres directes et indirectes par transects en ligne _____	113
Partie 5. Evaluation des ressources _____	115
1. Indices d'abondance et méthodes basées sur les prélèvements _____	115
2. Estimation de la taille d'une population à partir de la densité connue d'une autre espèce _____	116
3. Relations entre indice et densité _____	116
4. Méthode de Leslie (1939) _____	117
5. Méthode de Delury _____	118
6. Méthode de comparaison de deux indices _____	118
Partie 6. Analyses & Applications _____	120
1. Analyses _____	120
1.1. Analyse de répartition et préférenda écologiques _____	120
1.1.1. Répartition _____	120
1.1.2. Préférenda écologiques _____	120
1.1.2.1. Analyse par test $\chi^2$ . _____	120
1.1.2.2. Analyse par l'analyse de variance ANOVA _____	121
1.1.3. Coefficient d'association et indice d'association _____	123
1.1.3.1. Indice d'association _____	123
1.1.3.2. Coefficient interspécifique d'association de Cole et les tables de contingences 2 x 2. _____	123
2. Applications _____	125
2.1. Elaboration des limites d'aires protégées _____	125
2.2. Suivi des installations humaines _____	125
2.3. Animaux et fluctuations des ressources au cours du temps _____	125
2.4. Distribution animale en relation avec l'eau _____	127
2.5. Calcul des compensations _____	127
2.6. Elaboration d'un réseau de pistes de vision _____	128
2.7. Applications liées à la dynamique des populations (Caughley, 1977b) _____	129
2.7. Applications liées à la dynamique des populations (Caughley, 1977b) _____	130
2.7.1. Conservation _____	130
2.7.2. Principe de récolte _____	131
2.7.3. Contrôle _____	145
2.7.3.1. Opération de contrôle directe _____	146
2.7.3.2. Gestion de l'habitat _____	146
2.8. Etude des mouvements et des distributions (Norton-Griffiths, 1978) _____	147
2.8.1. Etude des mouvements sur de larges superficies _____	147
Références _____	153

---

## INTRODUCTION

Tous gestionnaires de la faune, qu'ils soient conservateurs, scientifiques ainsi que les gestionnaires d'une zone de chasse villageoise ou encore les concessionnaires d'une zone de chasse, ont besoin d'un certain nombre d'informations de bases sur la faune qu'ils ont à gérer. Trois informations principales sont recherchées:

- l'effectif d'animaux de chaque espèce vivant dans la zone d'étude;
- la structure et la dynamique des populations de chaque espèce. (CROZE, 1972; SINCLAIR & GRIMSDELL 1982) ;
- la distribution et les mouvements, donc le domaine vital, de chaque population en fonction des saisons (WESTERN & GRIMSDELL, 1979).

Ces informations conditionnent évidemment toute la politique qu'il faudra mener afin de gérer au mieux les populations animales. C'est notamment sur base de ces informations qu'il sera envisagé d'étendre la superficie d'un parc, voire d'en créer un, de favoriser la protection intégrale d'une partie de l'aire protégée afin de sauvegarder une espèce particulière, d'élaborer des quotas d'abattages, renforcer les patrouilles anti-braconnage...

Il est tout d'abord nécessaire de mener une visite préparatoire sur les lieux. Il est indispensable de rencontrer les différents acteurs de l'aire protégée (Conservateur, autorités administratives des Eaux et Forêts, scientifiques, villageois, concessionnaires ou amodiataires), mais aussi de se documenter sur les études antérieures menées dans la région.

Suite à cette visite un objectif principal, auquel on se tiendra durant toute la période de recensement, sera fixé. P. ex., lors d'un comptage total de la population, des informations sur la distribution pourront être collectées et serviront pour une étude ultérieure spécifique dans ce domaine. Il n'est pas conseillé de vouloir réaliser des investigations différentes en une seule étude.

Une fois l'objectif définit, il est nécessaire d'évaluer nos moyens dans les domaines suivants:

1. ressources: budget disponible, nombre de personnes qualifiées disponibles, disponibilité ou non d'un ou plusieurs véhicule(s) 4 x 4, disponibilité ou non d'un ou plusieurs avion(s) ainsi que d'un ou plusieurs équipage(s) qualifié(s), disponibilité du petit matériel en suffisance (GPS, boussole, télémètres, ...)?
2. taille de l'aire protégée à étudier: de petite taille (>200 à 1.000 km<sup>2</sup>), de taille moyenne (2 à 5.000 km<sup>2</sup>), de très grande taille (25 à 100.000 km<sup>2</sup>)?
3. type de végétation: plaine de savane herbeuse, savane arborée, forêt claire, forêt dense?
4. nature du terrain: plaine doucement ondulée, montagneux et peu accessible, présence ou non d'un bon réseau routier?
5. animaux à recenser: espèces largement migratoires, espèces plutôt sédentaires?

Toutes ces informations permettront de choisir la technique de recensement la plus adaptée aux conditions locales en fonction des moyens mis à notre disposition et de notre budget.

Il faut souligner que quelque soit la méthode utilisée les observations seront toujours sous-estimées quelque soit l'habitat. Il y a en effet peu de chance que tous les animaux soient observés même en savane ouverte (animaux couchés).

## **PARTIE 1. PRINCIPES DE BASE**

### **1. TYPES DE RECENSEMENTS**

On distingue 2 types de recensement:

- les recensements directs basés sur un décompte des animaux directement observés;
- les recensements indirects basés sur l'observation d'indices d'abondance (féces, vocalises, traces ...).

On distingue 2 catégories de recensement directs:

- le premier type consiste à recenser tous les animaux d'une aire protégée p. ex. Il s'agit d'un recensement total;
- pour toute une série de raisons surtout financière, il n'est pas toujours justifié de recenser tous les animaux. Dans ce cas un lot d'échantillons représentatifs suffira: il s'agit dans ce cas d'un recensement par échantillons.

Les recensements directs peuvent être exécutés par terre, par mer ou par air. Les recensements indirects sont généralement terrestres et par échantillons.

#### **1.1. PRINCIPE DES RECENSEMENTS PAR ÉCHANTILLONS**

Les aires protégées en Afrique couvrent souvent de vastes superficies qui se prêtent mal aux comptages totaux à cause des moyens prohibitifs (personnel et matériel) qu'une telle entreprise requiert. Pour cette raison on réalise le plus souvent des recensements par échantillons. Le but sera donc de réaliser un plan de recensement, à un coût à la mesure des budgets alloués.

Le plan de recensement doit être à la base d'un échantillonnage statistiquement représentatif de la population à recenser. Les estimations qui en résultent doivent également être fiables c'est à dire à la fois :

- exactes : proches du nombre réel et ;
- précises : dont les intervalles de confiance sont faibles.

On appelle population : l'ensemble d'individus de la même espèce vivant dans un espace déterminé à un moment donné.

La zone de recensement (census zone) peut être définie comme la superficie d'un parc national, d'une aire protégée, d'un écosystème que l'on appelle également aire d'étude.

Puisque les populations animales vivent sur une superficie donnée (d'une aire protégée p. ex.), l'échantillonnage de cette superficie équivalra à échantillonner les populations animales. Les résultats d'un recensement permettront d'estimer le nombre d'animaux qui vivent sur la superficie échantillonnée.

Il sera nécessaire de diviser la zone de recensement en unités-échantillons (transects, blocs, quadrats). En fonction des moyens disponibles, un certain nombre de ces unités sera ensuite choisit au hasard.

Le nombre d'animaux comptés dans l'unité-échantillon constitue la population de l'unité-échantillon. La population totale sera la population de l'ensemble de la zone de recensement. Cependant la population totale n'est jamais connue exactement c'est pourquoi l'estimation de la population totale est nommée estimation totale.

On supposera donc que notre échantillon sera représentatif de toute la superficie. On pourra donc estimer, pour chaque espèce, la densité globale  $D_S$  de toutes nos unités échantillons et l'on supposera que :

$$D_S = \frac{\left( \sum_{i=1}^n N_i \right)}{\left( \sum_{i=1}^n S_i \right)} \Leftrightarrow D_T = \frac{N_T}{S_T}$$

$N_i$  : nombre d'animaux de l'espèce comptés dans l'unité-échantillon  $i$  ;

$S_i$  : superficie de l'échantillon  $i$  ;

$n$  : nombre d'unités-échantillons recensées ;

$D_T$  : Densité totale ;

$N_T$  : nombre total d'animaux de l'espèce ;

$S_T$  : superficie totale ;

Il n'est cependant pas possible de comparer des nombres donc des densités d'impalas avec des densités d'éléphants, on utilise donc le concept de biomasse qui représente la masse d'individu vivant à un endroit donné et à un moment donné. La biomasse traduit les différences des besoins alimentaires de chaque espèce (MONFORT A. 1972, 1974; BOUCHÉ P. 1996 & 1999).

La biomasse pour une espèce donnée s'exprime comme suit:

$$B = P \cdot N$$

B: biomasse en kg;

P: poids moyen de l'espèce considérée en kg;

N: nombre d'individus de l'espèce considérée.

Il est également utile d'évaluer la biomasse par unité de surface (B/S en kg/km<sup>2</sup>) pour une espèce déterminée, comme suit:

$$P \cdot D = \frac{B}{S}$$

Afin de connaître la densité ou la biomasse par unité de surface de toutes les espèces il suffit de sommer la densité ou la biomasse par unité de surface de chaque espèce.

### **1.1.1. Notions statistiques de base**

#### **1.1.1.1. CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS**

Il existe trois types de distribution possible d'animaux (Figure 1) :

1. *distribution uniforme* : sur toute la superficie à recenser. Ce cas de figure n'existe pas en tant que tel. Cependant la répartition de certaines espèces en saison des pluies peut tendre vers ce type de distribution. Dans ce cas la variance  $s^2 = 0$ , puisque le nombre d'individus dans chaque prélèvement est constant et égal à la moyenne.
2. *distribution au hasard ou aléatoire* : dans ce cas la variance et la moyenne sont égales :  $s^2 = m$ . ce cas de figure est également assez rarement rencontré ;
3. *distribution contagieuse ou agrégative* : correspond au cas le plus fréquemment rencontré sur le terrain. En effet beaucoup de grands mammifères africains vivent en troupeau ou harde, sont solitaires ou vivent par couple. Dans ce cas la variance est plus grande que la moyenne  $s^2 > m$ , et cela d'autant plus que la tendance à l'agrégation est plus grande.

Les animaux ne se distribuent généralement ni au hasard, ni de manière homogène, mais en fonction de la localisation des ressources en eau, des ressources alimentaires, des relations intraspécifiques (comportements sociaux) mais aussi interspécifiques (colonisation des niches écologiques spécifiques à l'espèce, concurrence alimentaire), des impacts anthropiques etc. ...

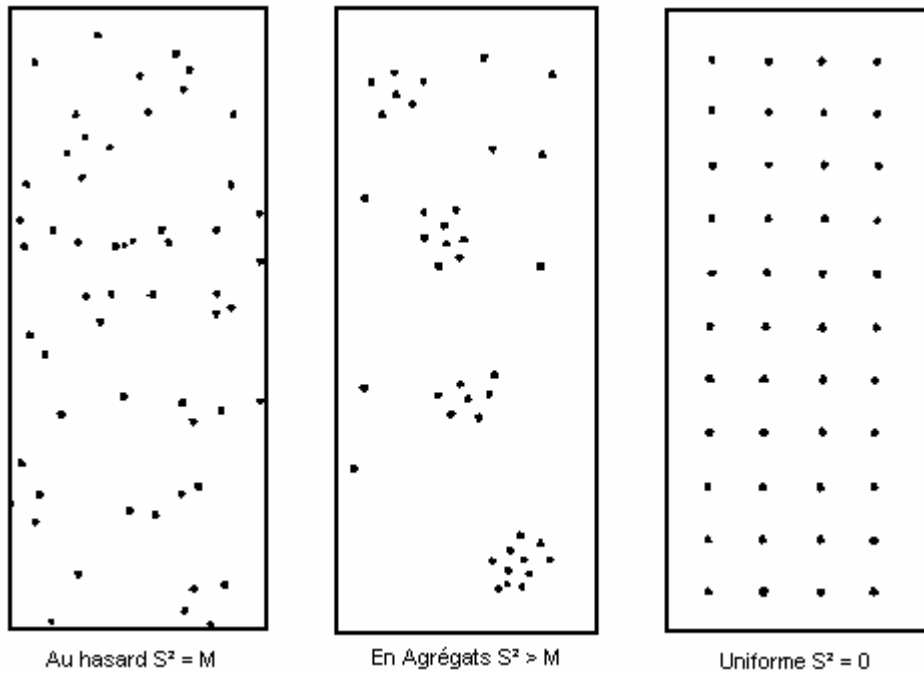


Figure 1. Types de distribution

La répartition au hasard correspond mathématiquement à une distribution de Poisson formulée comme suit :

$$y = \frac{m^x}{x!} \cdot e^{-m}$$

La comparaison des données expérimentales avec les diverses valeurs calculées de  $y$  permet de savoir si la distribution se fait ou non au hasard. Il est également possible de comparer les valeurs de la variance et de la moyenne. Si le rapport  $s^2/m$  :

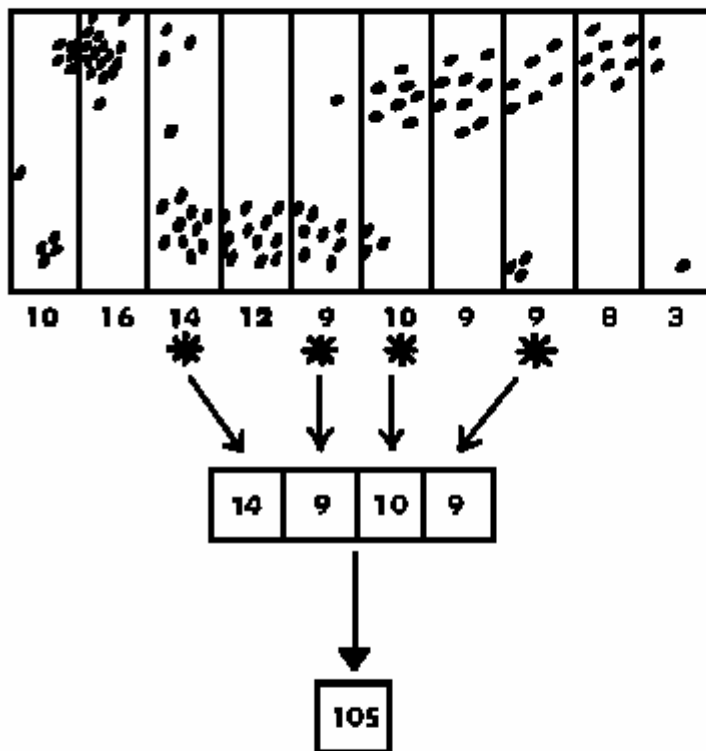
- tend vers 0, la répartition sera uniforme ;
- tend vers 1, la répartition se fait au hasard ;
- est  $> 1$ , la répartition est contagieuse ou en agrégat.

**1.1.1.2. RÉALISATION D'UN ÉCHANTILLONNAGE**

Le principe est schématisé figure 2. Une zone de recensement est subdivisée en 10 unités-échantillons de taille égale ou transect en bande. Chaque point représente un animal. Un certain nombre d'animaux est compté dans chaque unité. Un échantillonnage aléatoire de quatre bandes a été effectué. Les transects qui ont été choisis au hasard sont marqués par une \*.

Principe du recensement par échantillon. Le grand rectangle représente une zone de recensement qui a été divisée en 10 bandes de taille égale, ou transect. Chaque point représente la localisation d'un animal

Norton-Griffiths 1978

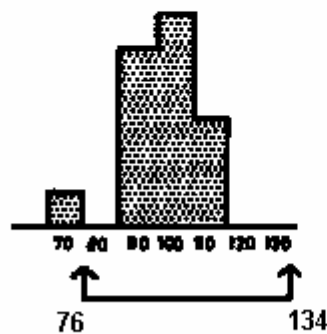


La zone de recensement est divisée en 10 unités-échantillons

Le nombre d'animaux comptés est indiqué en bas

un échantillon aléatoire de 4 unités (\*) est réalisé et le nombre d'animaux dans chacun est compté. La moyenne dans cet échantillon est 10,5 indiv.

L'estimation de l'échantillon calculé à partir de l'échantillon donne 105 animaux



Les résultats de 20 échantillons de 4 unités de la même population donne en moyenne 100,2 ce qui est très proche du nombre réel qui est de 100 animaux

L'étendue de l'intervalle de confiance à 95 % de l'estimation se situe entre 76 et 134 individus.

Figure 2. Principe de réalisation d'un échantillonnage

Dans notre exemple :

Nombre d'unité échantillon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre d'animaux dans chaque unité	10	16	14	12	9	10	9	9	8	3
Unités choisies au hasard			*		*	*		*		

A. Calcul :

1<sup>ère</sup> étape. La moyenne de l'échantillon (sample mean)

Nombre total d'unités échantillons :  $N = 10$

Nombre d'unités choisies au hasard :  $n = 4$

Nombre d'animaux comptés dans chaque unité :  $y$

Somme des  $y$  :  $\sum y = 14 + 9 + 10 + 9 = 42$

Moyenne de l'échantillon :  $\bar{y} = \frac{\sum y}{n} = \frac{42}{4} = 10,5$

2<sup>ème</sup> étape. L'estimation de l'échantillon (sample estimate)

Estimation de l'échantillon,

ou estimation de la population totale :  $\hat{Y} = \bar{y} \cdot N = 10,5 \times 10 = 105$  animaux

Notez que « ^ » est toujours utilisé pour désigner une estimation :  $\hat{Y}$  est une estimation de  $Y$ .

B. Erreur d'échantillonnage (sample error)

Puisque les unités-échantillons sont choisies au hasard, il est supposé que le nombre moyen d'animaux par unité correspond au nombre moyen dans chacune des unités de la zone d'étude, ou encore que la moyenne de l'échantillon est une bonne estimation de la moyenne de la population totale.

En pratique les animaux se distribuent rarement de manière aléatoire ou homogène, ils se répartissent plutôt en troupeau, en harde, par paire, ou sont solitaires ... ce qui occasionne une variation du nombre d'animaux d'une unité à une autre et qui entraîne une erreur d'échantillonnage.

3<sup>ème</sup> étape : Variance de l'échantillon (sample variance)

Elle exprime la variation du nombre d'animaux dans l'ensemble des unités échantillonnées.

Somme des  $y$  :  $\sum y = 14 + 9 + 10 + 9 = 42$

Somme des  $y$  au carré :  $(\sum y)^2 = 42^2 = 1764$

Somme des  $y$  carré :  $\sum y^2 = 14^2 + 9^2 + 10^2 + 9^2 = 458$

Variance de l'échantillon :  $s_y^2 = \frac{1}{n-1} \cdot \left\{ \sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n} \right\} = \frac{1}{3} \cdot \left\{ 458 - \frac{1764}{4} \right\} = 5,67$

4<sup>ème</sup> étape : Variance de la population totale  $\hat{Y}$  (population variance)

Elle s'exprime :  $\text{Var}(\hat{Y}) = \frac{N \cdot (N - n)}{n} \cdot s_y^2 = \frac{10 \cdot (10 - 4)}{4} \cdot 5,67 = 84,99$

Le terme :

$$\frac{N(N-n)}{n}$$

représente l'intensité d'échantillonnage. Plus l'échantillonnage sera important plus la valeur de ce terme sera petit. Si toutes les unités sont échantillonnées alors il devient égal à 0.

5<sup>ème</sup> étape : Erreur standard de la population (population standard error : SE)

La variance est une fonction carrée de  $y$ . Afin de mesurer le degré d'étendue de l'erreur d'échantillonnage autour de la moyenne on a recourt à l'erreur standard qui s'exprime comme suit :

$$SE(\hat{Y}) = \sqrt{\text{var}(\hat{Y})} = \sqrt{84,99} = 9,22$$

6<sup>ème</sup> étape : Intervalle de confiance à 95 % (95% confidence limits) (IC 95 %)

Afin de déterminer la précision de l'estimation obtenue, il est nécessaire de calculer l'intervalle de confiance.

La méthode de calcul de l'intervalle de confiance la plus couramment utilisée est la *méthode de l'erreur standard* (DAGNELIE, 1973). Elle s'exprime comme suit :

$$IC95\% = \pm t_{1-\alpha/2} \cdot SE(\hat{Y}) = 3,18 \cdot 9,22 = \pm 29 \text{ animaux}$$

Le niveau de probabilité est le plus souvent choisis à 95 % par convention. La valeur de  $t_{1-\alpha/2}$  est prise pour  $n-1$  degré de liberté dans les tables du  $t$  de Student.

Dans ce cas-ci le seuil de probabilité choisis est de 95% et donc  $\alpha = 0,05$ , ainsi  $1-\alpha/2 = 0,975$ . Pour le niveau 0,975 à 3 degrés de liberté ( $n-1 = 4$  échantillons -1) la table  $t$  de Student donne  $t = 3,18$  (voir tables)

Nous obtenons donc une estimation :  $\hat{Y} = 105 \pm 29$ , soit en hypothèse basse 76 animaux et en hypothèse haute 134 individus pour un seuil de probabilité de 95%. Il y a donc 95 chances sur 100 pour que le nombre réel d'animaux soit compris dans l'intervalle fixé entre 76 et 134 individus. Le nombre réel d'animaux est dans ce cas ci de 100 individus.

**En conséquence, le résultat d'un inventaire par échantillon doit toujours se composer d'une estimation moyenne accompagnée de l'erreur d'échantillonnage exprimant la variabilité de l'échantillon**

### 1.1.1.3. TABLES DE NOMBRES ALÉATOIRES OU TABLEAUX RANDOMISÉS

Elles sont composées d'un ensemble de chiffres distribués en lignes et colonnes. Les propriétés de base des tableaux randomisés font que:

- chaque chiffre apparaît avec la même fréquence ;
- il n'y a aucune correspondance entre la présence d'un chiffre et celle du chiffre voisin.

Il en résulte que les chiffres peuvent être combinés en ensembles de n'importe quelle longueur pour donner des nombres aléatoires de n'importe quelle taille.

En pratique, la procédure est la suivante :

- Avant de regarder les chiffres :
  1. Commencer n'importe où dans la table (ex : 2<sup>ème</sup> colonne, 12<sup>ème</sup> ligne)

2. Choisir un sens de lecture, vers le haut où le bas, de bas en haut, de gauche à droite ou de droite à gauche.

- Lire et noter les chiffres dans l'ordre de leur lecture.

Exemple :

Pour choisir 10 nombres au hasard compris entre 20 et 120. Dans la table, à partir du point de lecture de départ, lire et noter les dix premiers nombres (composés de 3 chiffres) compris entre 020 et 120. Les chiffres < 020 et > 120 n'étant pas pris en compte.

#### **1.1.1.5. SÉLECTION AU HASARD DE POINTS LE LONG D'UNE LIGNE**

Soit une ligne de 10 km le long où l'on désire répartir 100 points équidistants. Les points seront numérotés de 001 à 100 et dont 20 d'entre eux p. ex. pourront être tirés au hasard par la procédure classique.

#### **1.1.1.6. CARTES**

Avant de commencer un travail de recensement, il est nécessaire de disposer de cartes de l'aire d'étude à une échelle adaptée. Il est ensuite indispensable de mesurer précisément la superficie étudiée. Ceci peut se faire de plusieurs manières :

- Mesure de la superficie par un planimètre qui donnera une valeur de la superficie relativement précise ;
- Si l'on ne dispose pas d'un planimètre, une autre technique consiste à décalquer aussi précisément que possible la superficie à partir d'une carte à une échelle bien définie. A partir du calque, une photocopie sera réalisée sur une feuille de papier de grammage connu (ex. 80 g/m<sup>2</sup>). La zone à étudier sera ensuite soigneusement découpée hors de la feuille et sera pesée sur une balance de précision. Il suffit ensuite de faire l'opération suivante :

$$S = \frac{P}{G}$$

P : Poids de la superficie de la zone d'étude en gramme

G : Grammage du papier en gramme/ m<sup>2</sup>

S étant la superficie de la zone d'étude.

Exemple :

On désire connaître la superficie d'une zone provenant d'une carte au 1/200.000<sup>ème</sup> de poids égal à 0,016 gramme. On utilise un papier grammage de 80 g/m<sup>2</sup> :

0,016/80 = 0,002 m<sup>2</sup> soit 20 cm<sup>2</sup>.

L'échelle de la carte est de 1/200.000<sup>ème</sup> soit 1 cm = 2 km sur le terrain et donc 1 cm<sup>2</sup> correspond à 4 km<sup>2</sup>. 20 cm<sup>2</sup> sur carte correspond donc à une superficie de 80 km<sup>2</sup> sur le terrain.

Une variante consiste à peser le poids (p) d'un carré de superficie connue : A km<sup>2</sup> ;

On pèse ensuite la superficie de la zone d'étude P en gramme.

On réalise ensuite :

$$S = \frac{A \cdot P}{p} \text{ km}^2$$

S étant la superficie de la zone d'étude.

- Mesure de la superficie par papier millimétré. Cette technique consiste à partir d'une feuille millimétrée transparente à noircir les cases comprises dans la superficie à étudier provenant d'une

carte d'échelle connue. Connaissant l'échelle il suffit de compter le nombre de cases comprises dans la superficie.

- Mesure de la superficie par Système d'information Géographique (SIG). Il est nécessaire de disposer d'un ordinateur avec un logiciel de SIG ainsi que d'une table graphique ou mieux un scanner. La table graphique nécessite un travail laborieux car il faut numériser chaque point un à un. Le scanner permet de numériser instantanément la carte. Il suffit ensuite de géoréférencer la carte c'est à dire donner les coordonnées des points situés aux quatre coins de la carte. Une fois cette opération réalisée, le logiciel peut calculer instantanément les superficies, les distances etc.  
...

## **1.1.2. Types d'échantillonnage**

### **1.1.2.1. ÉCHANTILLONNAGE PAR TRANSECTS**

Le transect est une ligne droite le long de laquelle les animaux sont comptés. Pour établir les transects il est nécessaire de disposer d'une carte de la zone de recensement. Sur cette carte on dessine une ligne de base joignant les deux extrémités les plus éloignées de la zone d'étude. Sur cette ligne de base sont établis, perpendiculairement à celle-ci, des transects à intervalle régulier de 2, 3 ou 5 km voire plus (en fonction du type d'habitat, de la taille de la zone d'étude, ...) (Figure. 4).

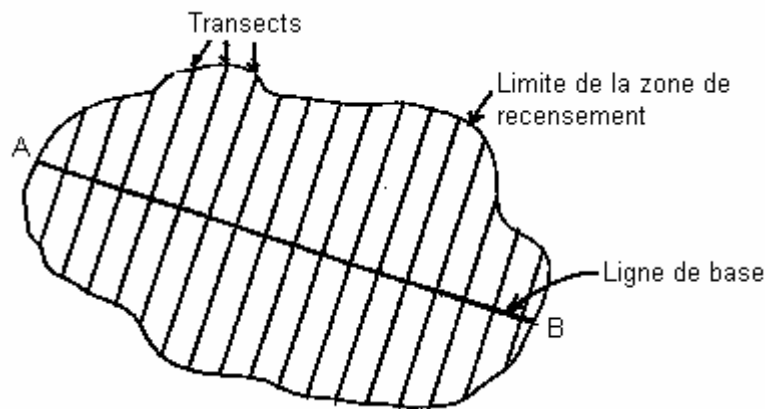


Figure 4. Disposition de la ligne de base et des transects dans une zone de recensement

Si la zone d'étude est parcourue par des cours d'eau il sera préférable d'orienter tous les transects perpendiculairement aux fleuves et rivières principales (Figure 5). Les animaux sont le plus souvent distribués le long des cours d'eau pendant les périodes de recensement (saison sèche, tôt le matin ou en fin d'après-midi). Si nous décidions de disposer nos transects parallèlement au cours du fleuve nous obtiendrions des densités progressivement plus faibles au fur et à mesure que nous parcourons les transects plus éloignés du fleuve et les variances d'un transect à l'autre seraient d'autant plus importantes. Or le but principal de l'échantillonnage est de faire en sorte que les échantillons soient les plus homogènes possible. Il est donc fortement recommandé de tenir compte du réseau hydrographique.

Une autre technique consiste à choisir les coordonnées (longitudes et latitudes) du point de départ ainsi que le cap du transect au hasard. Cette technique n'est pas toujours adaptée pour tenir compte de l'orientation du système hydrologique.

De part et d'autre du transect les yeux des observateurs balayent une bande-échantillon d'une certaine superficie dans laquelle les animaux sont comptés. La somme des bandes-échantillons de chaque transect donne la superficie totale échantillonnée de la zone d'étude.

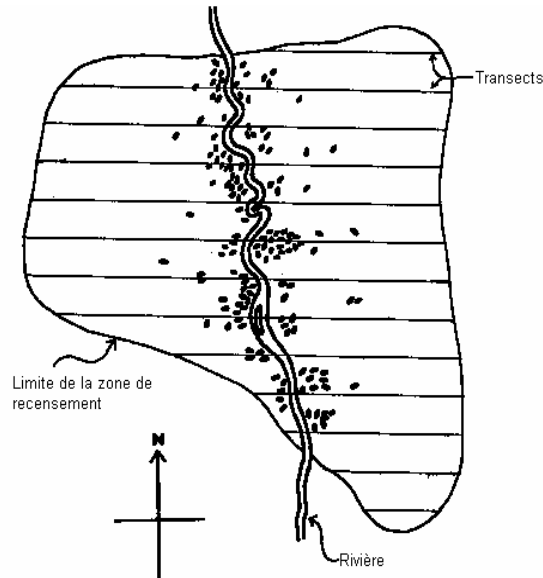


Figure 5. Disposition des transects par rapport à un cours d'eau (NORTON-GRIFFITHS 1978)

#### 1.1.2.1.1. Echantillonnage systématique ou aléatoire ?

En fonction de nos moyens il faut ensuite choisir de parcourir tous les transects ou seulement une partie de ceux-ci. Si tous sont parcourus, on a affaire à un recensement systématique par transects (PENNYCUICK & AL. 1977 ; BOUSQUET 1984B ; BOUCHÉ 2000, 2002A, 2002B). Dans ce cas seul le premier transect à parcourir sera tiré au hasard. Si seulement une partie des transects peut être parcourue, les transects à parcourir seront choisis grâce à une table de nombres aléatoires. On a affaire dans ce cas à un recensement par transects choisis au hasard. (Figure 6).

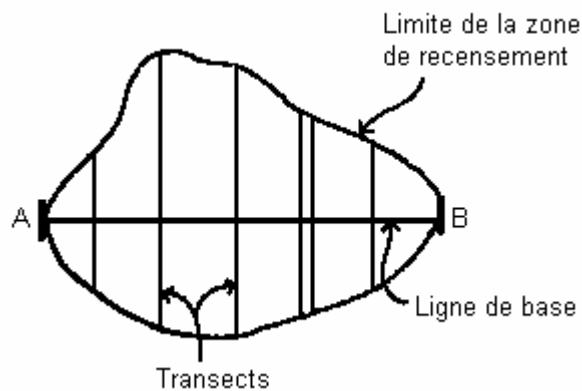


Figure 6. Sélection de transects au hasard (NORTON-GRIFFITHS 1978)

Le recensement systématique est un cas particulier d'un échantillonnage sans remise. Cette technique évite les problèmes de navigation, et est la plus efficace pour étudier la distribution des animaux (CAUGHLEY, 1977A ; NORTON-GRIFFITHS, 1978).

La précision obtenue par recensement systématique est proche de celle obtenue par la technique de recensement par transects choisis au hasard. L'échantillonnage systématique est plus précis que le simple échantillonnage au hasard, si la variance entre les échantillons systématiques est plus grande que la variance de toute la population. L'échantillonnage systématique est précis quand les unités dans le même échantillon sont hétérogènes et imprécis quand elles sont homogènes (Cochran, 1963 IN CAUGHLEY, 1977A).

Le problème des recensements systématiques réside dans le manque de formules explicites pour l'erreur standard de l'estimation. Les équations formulées plus haut sont utilisées indifféremment pour les deux types de recensement, ce qui conduit à des valeurs de l'erreur standard parfois erronées. Cet effet ne se présente pas toujours mais une attention particulière de ce point doit être

considérée. De plus la précision de l'estimation et le biais de l'erreur standard peut changer de manière imprévisible avec l'intensité d'échantillonnage en fonction de la manière dont l'espacement des transects s'ajuste avec la périodicité de la distribution des animaux (CAUGHLEY, 1977A).

Si une opération consiste à étudier la distribution et estimer la population totale, le recensement systématique est un choix approprié si l'exactitude de l'erreur standard estimée n'est pas une préoccupation prédominante. Dans beaucoup d'autres cas le choix au hasard sera un choix plus sûr (CAUGHLEY, 1977A).

#### **1.1.2.1.2. Types de transect**

Pratiquement on distingue trois types de recensement par transect :

- Recensement par transect en bande (strip transect).
  - Recensement par transect en ligne (line transect).
  - Recensement par transect en point (point transect).
- 
- Recensement par transect en bande (strip transect)

La première technique se base sur le fait que de part et d'autre du transect une bande de largeur  $w$  est fixée à l'avance de part et d'autre de la ligne de transect. On a donc une bande de superficie :

$$L \cdot 2 \cdot w = L \cdot l = S$$

$L$  représente la longueur du transect (supposée connue),

$l$  : la largeur du transect =  $2 \times w$  ;

$S$  : la superficie de la bande – échantillon ou bande du transect

- Recensement par transect en ligne (line transect) (BURNHAM & AL., 1980 ; BUCKLAND & AL., 1993)

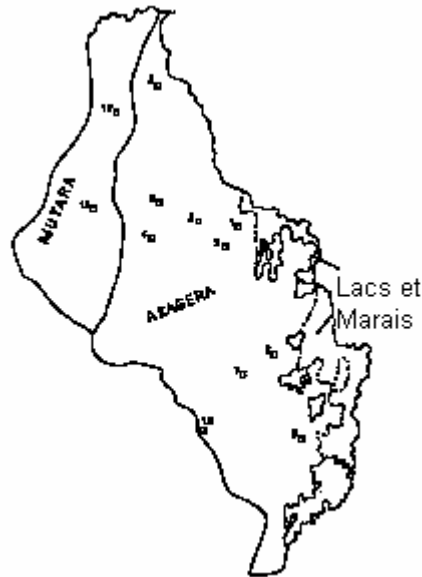
Dans ce cas-ci la largeur  $w$  du transect n'est pas fixée et peut théoriquement être égale à  $\infty$ . Pratiquement la valeur de  $w$  est déterminée par les mesures des distances perpendiculaires séparant les animaux de la ligne de transect, mais peut être fixé pour des raisons techniques (champs visuel limité).

- Recensement par transect en point (point transect) (BUCKLAND & AL., 1993)

Cette technique consiste à enregistrer des indices de présence ou d'abondance (chants, fèces etc...), mais aussi des animaux à partir de points. Les données sont enregistrées dans un rayon autour de chacun de ces points.

#### **1.1.2.2. ÉCHANTILLONNAGE PAR QUADRAT**

Moins utilisée que la première technique, elle consiste à juxtaposer sur la carte de la zone d'étude une grille à mailles carrées de 2 à 30 km de côté numérotées et de déterminer par une table de nombres aléatoires, les carrés ou quadrats qui feront l'objet d'un recensement (carte 1.) (SPINAGE & AL., 1972).



Carte 1. Sélection de quadrats de taille identique au PN de l'Akagera (Rwanda) (SPINAGE & AL. 1972)

### **1.1.2.3. ÉCHANTILLONNAGE PAR BLOC**

Cette technique est identique à la technique par quadrat si ce n'est que les blocs sont délimités par des frontières matérialisées : routes, crêtes montagneuses, etc. Du point de vue des comptages, les rivières, en tant que limites de blocs, ne conviennent pas car elles tendent à attirer des concentrations d'éléphants. Si des éléphants traversent la rivière au moment du comptage, il se peut que le groupe soit compté deux fois ou passe inaperçu. Il vaut mieux utiliser les lignes de partage des eaux comme limites comme on le fait dans le Parc national Kruger en Afrique du Sud, car les éléphants tendent à être relativement dispersés à leur proximité (DOUGLAS-HAMILTON, 1996).

### **1.1.3. Taux d'échantillonnage**

Le taux d'échantillonnage (en %) permet de donner une indication de l'effort d'échantillonnage par rapport à la superficie totale. Il est donné par la formule suivante:

$$E = \frac{\sum_{i=1}^n S_i}{Z} \cdot 100$$

E: Taux d'échantillonnage (en %);  
S<sub>i</sub>: Superficie échantillonnée *i*;  
Z: Superficie de la zone d'étude;  
n: nombre de superficies échantillonnées.

### **1.1.4. Élaboration d'un recensement par échantillon**

#### **1.1.4.1. DÉFINITION DE LA ZONE D'ÉTUDE**

La zone d'étude est, comme nous l'avons définie plus haut, le territoire où nous désirons estimer les populations animales. Cette zone peut être bien définie: limites de Parcs Nationaux, des Réserves etc. ...

Dans d'autres cas si l'objectif est p. ex. de déterminer la distribution des animaux, la zone d'étude sera définie par la superficie occupée par cette espèce. P. ex. l'écosystème du Serengeti a été défini par l'extension maximale de la migration de gnous. Les limites de cet écosystème dépassent nettement la zone protégée elle-même. La superficie de l'écosystème du Tsavo a par

contre été basée sur les limites de migrations des populations d'éléphants (40.000 km<sup>2</sup>), qui dépassent largement la superficie du Parc (20.000 km<sup>2</sup>).

La superficie maximum acceptable pour une gestion efficace des recensements aériens est de quelques milliers de km<sup>2</sup> et de quelques dizaines de km<sup>2</sup> pour les recensements terrestres. C'est donc les superficies maximales qu'il est possible de gérer d'un seul tenant. Au-delà il sera nécessaire de scinder la zone en plusieurs blocs.

#### **1.1.4.2. CHOIX DE LA MÉTHODE DE RECENSEMENT**

Le choix se portera sur une des trois méthodes exposées plus haut. Pour les recensements terrestres la méthode par transect sera **toujours** privilégiée.

Pour les recensements aériens, il sera **toujours** préférable d'utiliser la méthode par transect sauf dans les cas suivants:

1. Si les animaux sont présents en très grands troupeaux, donc très grégaires (buffles, gnous, éléphants) en milieu ouvert, la méthode de comptage par bloc ou même par comptage total est préférable car on utilisera de très larges bandes-échantillons en utilisant une couverture du sol supérieure à 240 km<sup>2</sup>/h avec des bandes de 1,5 km de large. Ici le taux de couverture est supérieur à celui de la méthode par transect. Ceci n'est valable que quand les observateurs recherchent à localiser de très grands troupeaux plutôt que des individus isolés. L'avion peut aussi cercler afin de compter tous les animaux;
2. Si le terrain est accidenté ou couvert par une végétation dense;
3. Si le terrain est montagneux et entrecoupé de vallées étroites.

#### **1.1.4.3. RÉDUCTION DE L'ERREUR D'ÉCHANTILLONNAGE**

La cause principale d'erreur d'échantillonnage est due au fait que les animaux ont tendance à rester groupés et ne sont pas distribués de manière uniforme. Ceci signifie que les unités-échantillons renferment des nombres d'animaux très différents et implique donc l'apparition de variances importantes entre les nombres d'animaux comptés dans chaque unité. L'idée est d'élaborer une méthode de comptage adaptée dont la variance entre les unités-échantillons donc l'erreur d'échantillonnage serait la plus faible possible.

##### **1.1.4.3.1. Taille et forme de l'unité échantillon**

La méthode par transect est celle qui aura la variance la plus faible par rapport à la méthode par bloc ou par quadrat, et donc l'erreur d'échantillonnage la plus faible.

Dans l'exemple illustré ci-joint (figure 7), une certaine superficie est couverte par 16 transects et 16 quadrats. Les calculs montrent que la variance des recensements par transect est plus faible que pour le comptage par quadrat (8 contre 43). L'intervalle de confiance à 95% est toujours supérieur dans le cas des quadrats. Ceci est dû au fait qu'en ce qui concerne les quadrats, certains contiennent beaucoup d'animaux alors que d'autres n'en contiennent pas. Pour les comptages par transect, les décomptes d'un transect à l'autre sont plus homogènes.

Si le comptage aérien par bloc est retenu, il est préférable d'éviter de considérer de petits blocs car ils sont plus coûteux à compter que les grands. La taille la plus efficace est celle qui peut être couverte en 2 ou 3 heures de vol.

Exemple 1. :

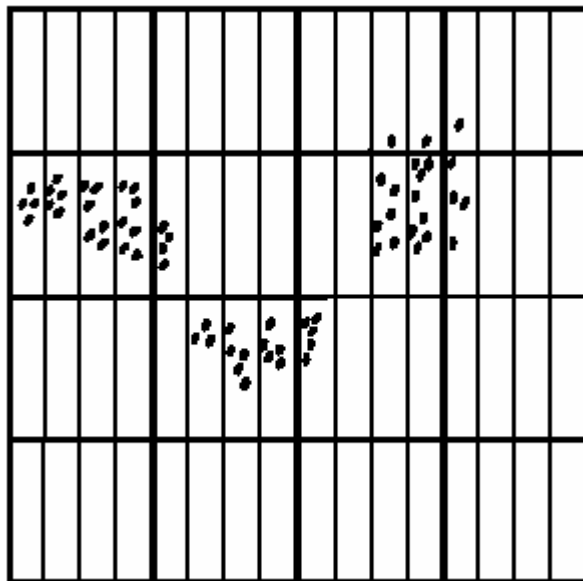


Figure 7. Taille et forme de l'échantillon (NORTON-GRIFFITHS 1978)

Intervalle de confiance à 95 % d'échantillons de tailles différentes

	$s^2_v$	Taille de l'échantillon		
		25%	50%	75%
transects	8	59%	48%	34%
quadrats	43	136%	112%	78%

### 1.1.4.3.2. Taille de l'échantillon

La taille de l'échantillon se calcule à partir de l'équation qui donne l'estimateur  $e$  (ex. : si l'on désire une estimation avec une erreur maximale de 10 % au seuil de probabilité de 95 %,  $e = 0,10$ ) de la population moyenne de  $y$  au niveau de probabilité de 95%.

$$e_{\bar{y}} = \pm t_{1-\alpha/2} \cdot SE(\hat{Y})$$

Alors,

$$e(\hat{Y}) = \pm t_{1-\alpha/2} \cdot \sqrt{\text{Var}(\hat{Y})} = \pm t_{1-\alpha/2} \cdot s \cdot \sqrt{\frac{N}{n} \cdot (N - n)}$$

Si l'échantillon est petit ( $n < 30$ ) et  $t_{1-\alpha/2} \cong 2$  pour  $\alpha = 0,05$ , il est préférable d'utiliser comme erreur type la relation suivante :

$$n = \frac{t_{1-\alpha/2}^2 \cdot N^2 \cdot s^2}{e^2 + N \cdot t_{1-\alpha/2}^2 \cdot s^2}$$

$$n = \frac{4 \cdot N^2 \cdot s^2}{e^2 + 4 \cdot N \cdot s^2}$$

Pour un seuil d'erreur de 20%, le taux d'échantillonnage atteint près de 50 %. Un tel effort d'échantillonnage est financièrement prohibitif quand les superficies étudiées sont importantes. Généralement les taux d'échantillonnage varient entre 5 et 20 % ce qui conduit généralement à des précisions médiocres (BOUSQUET, 1984A).

En principe plus la taille de l'échantillon est importante, plus l'erreur d'échantillonnage sera faible. La relation entre ces deux facteurs n'est pas linéaire mais suit une courbe exponentielle négative (figure 8).

Ce graphe (figure 8) représente le nombre de transects comptés en fonction de la précision de l'estimation d'une population d'éléphants au Parc National de Ruaha (Tanzanie) (exprimé à 95 % d'intervalle de confiance de l'estimation de la population  $\hat{Y}$ ). Etant entendu que la précision de l'estimation est inversement proportionnelle à l'erreur d'échantillonnage ou à la variance.

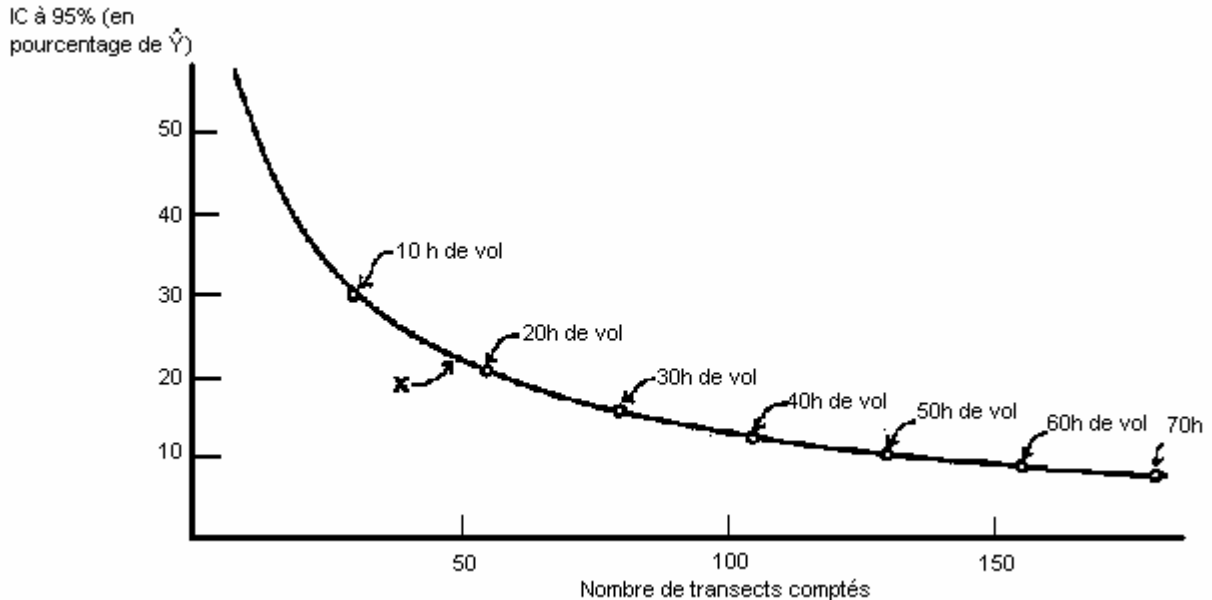


Figure 8. Représentation graphique de la précision de l'estimation par rapport à l'effort de comptage (NORTON-GRIFFITHS 1978)

X représente le point à la corde de la courbe, c'est-à-dire pour un budget minimal, le point où l'efficacité de l'estimation est optimale. Ceci signifie qu'il y a 95 % de chance que pour le comptage de 52 transects en 19 heures de vols, la précision de l'estimation soit de 21 %.

Ce graphique a été établi à partir de la formule suivante:

$$\begin{aligned} \text{IC 95\% de } \hat{Y} &= 1,96 \cdot SE(\hat{Y}) \\ \text{IC 95\% de } \hat{Y} &= 1,96 \cdot \sqrt{\text{var}(\hat{Y})} \\ \text{IC 95\% de } \hat{Y} &= 1,96 \cdot \frac{N \cdot (N - n)}{n} \cdot s_y^2 \end{aligned}$$

Connaissant N et  $s_y^2$ , la courbe a été dessinée en substituant différentes valeurs de n dans l'équation et en reportant les points correspondant sur le graphe.

Cette courbe permet de déterminer le nombre minimum de transects à parcourir et donc le coût nécessaire pour les réaliser. Dans ce cas ci, il n'est pas opportun de réaliser un grand nombre de transects puisque l'estimation ne peut être précise qu'à maximum 10 % près (v courbe lorsqu'elle est parallèle à l'axe des abscisses, correspondant à 130 transects et 50 heures de vol). Comme chaque heure de vol se paye cher (location de l'avion, salaire des pilotes et des observateurs) il est préférable de trouver le meilleur compromis entre la précision de l'estimation et le nombre de transects. Le compromis optimal est indiqué par le point X sur le graphe.

Ce graphe nous indique que dans ce cas-ci il sera nécessaire de parcourir entre 20 et moins de 50 transects afin d'obtenir une précision de l'estimation acceptable.

Il est cependant important de garder en mémoire que l'erreur d'échantillonnage n'est pas réduite par le pourcentage d'unités échantillonnées mais par le nombre d'unités échantillonnées.

### 1.1.4.3.3. Stratification

La stratification consiste à diviser la zone de recensement en strates dans lesquelles les populations animales sont en densité plus ou moins uniforme (figure 9).

Dans le cas où cette stratification ne serait pas appliquée, la variance serait très importante d'une zone à l'autre.

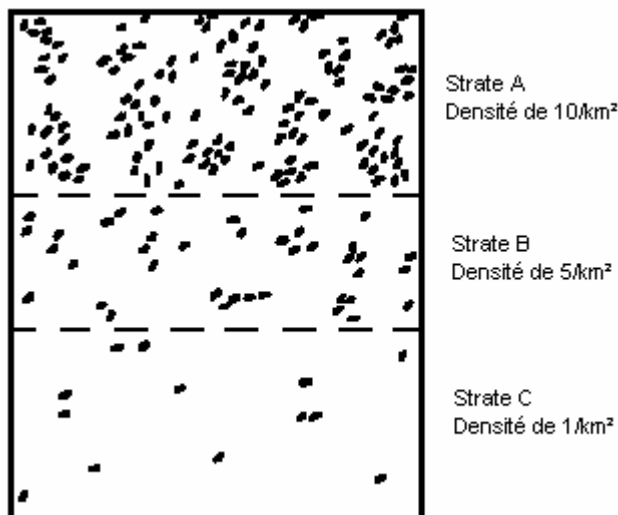


Figure 9. Allocation de l'effort d'échantillonnage sur base des densités (NORTON-GRIFFITHS 1978)

Il est ensuite nécessaire de répartir l'effort de recensement entre les strates. Une strate avec une densité importante devrait subir un effort d'échantillonnage important. Pour ce faire l'effort d'échantillonnage sera proportionnellement le plus important là où les densités sont les plus élevées (figure 9 et 10).

Si 20 heures sont disponibles pour un recensement, elles seront allouées entre les 3 strates (figure 9) de la manière suivante :

- Strate A :  $20 \text{ h} \times 10 / (10 + 5 + 1) = 12,5 \text{ heures}$  soit 12h30 ;
- Strate B :  $20 \text{ h} \times 5 / 16 = 6,25 \text{ heures}$  soit 6h15 ;
- Strate C :  $20 \text{ h} \times 1 / 16 = 1,25 \text{ heures}$  soit 1h15.

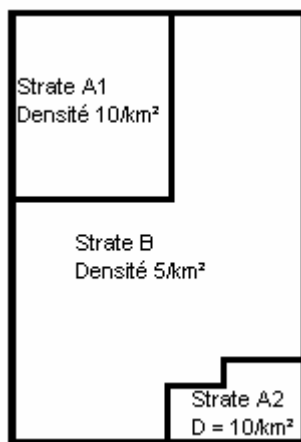


Figure 10. Allocation de l'effort d'échantillonnage sur base des densités et des superficies (NORTON-GRIFFITHS 1978)

Dans ce cas ci l'allocation des 20 h de vol se fera de la manière suivante (figure 10) :

1. Sur base des densités :

Strate A : est alloué  $20 \times 10/15 = 13,33$  heures, soit 13 h 20

Strate B : est alloué  $20 \times 5/15 = 6,67$  heures, soit 6 h 40

2. Au sein de la strate A sur base des superficies

Superficie de la strate A1 = 420 km<sup>2</sup>

Superficie de la strate A2 = 130 km<sup>2</sup>

Total superficie de la strate A = 550 km<sup>2</sup>

Strate A1 , est alloué :  $13,33 \times 420/550 = 10,18$  h

Strate A2 , est alloué :  $13,33 \times 130/550 = 3,15$  h

La stratification peut également être utilisée afin de diviser la zone de recensement en unités de tailles plus facilement gérables.

Gasaway (Craig 1993) alloue l'effort d'échantillonnage utilisant une quantité appelée facteur de variation relatif pour chaque strate. Si le facteur de variation relatif de la strate  $i$  est  $R_i$ , et que la superficie totale à échantillonner dans toute les strates est  $A$  alors la superficie à échantillonner est  $S_i$  dans la strate  $i$

$$S_i = \frac{A \cdot R_i}{\sum R_j}$$

Il existe plusieurs alternatives pour calculer  $R$  qui donne différents résultats

Norton-Griffiths (1978) utilise:

$$R_i = d_i$$

ou  $d_i$  est la densité des animaux dans la  $i$ ème strate.

Le Département des Parcs Nationaux du Zimbabwe utilise:

$$R_i = a_i \cdot \sqrt{d_i}$$

où  $a$  représente la superficie de la  $i$ ème strate.

Noter que seul Norton-Griffiths ne tient pas compte de la taille de la strate

## **1.2. PRINCIPE DES COMPTAGES TOTAUX**

Ce type de comptage a pour objectif de compter tous les animaux présents dans l'aire d'étude.

Cette technique est la plus souvent utilisée lorsque l'on dénombre des animaux très grégaires qui se prêtent mal au décompte par échantillons. Dans ce dernier cas l'estimation globale est basée sur une extrapolation qui risque d'être fortement biaisée dans le cas d'animaux très grégaires.

Cette technique est plus coûteuse puisqu'on balaye toute la zone, mais est justifiée dès que l'on sait que l'on a plus de chance d'obtenir des résultats plus précis qu'avec le comptage par échantillon (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

## **2. ÉVITER LES ERREURS ET LES BIAIS**

Il est nécessaire détecter les éventuelles sources de biais afin de prendre les précautions nécessaires pour les minimiser.

Il faut également élaborer le recensement de manière à ce que les sources potentielles de biais puissent être mesurées et comptées.

Il est préférable de tout faire afin de garder ces biais constants d'un recensement à l'autre.

### **2.1. BIAIS DUS À L'ÉLABORATION DE L'ÉCHANTILLON**

Dans le cas d'un recensement par échantillon, si celui-ci a été choisit totalement au hasard comme expliqué plus haut, aucun biais ne devrait exister dans l'élaboration de l'échantillon. Ce n'est par contre pas le cas lors d'un recensement le long des pistes, qui parcourent généralement les zones les plus fréquentées par les animaux et comme les abords des cours d'eau ou les pâturages de bonne qualité.

### **2.2. BIAIS DUS AUX OBSERVATEURS**

Cet aspect est dans la plupart des cas négligé (VAN LAVIEREN, 1976). La définition du degré de biais éventuel est difficile à préciser. L'œil humain ne peut pas enregistrer tous les animaux présents. Cette erreur ne devrait pas être négligée en présence d'une végétation ligneuse dense. C'est donc l'acuité visuelle de l'observateur et la densité de la végétation qui déterminent le degré d'exactitude des estimations.

Ce degré d'exactitude n'est réellement mesurable que si la population recensée est de taille connue. Pour cette raison ce facteur est, le plus souvent, sacrifié à la précision.

Les recensements effectués dans des parcelles contenant un nombre d'animaux connu, il a été enregistré que des observateurs expérimentés pouvaient sous-estimer les effectifs jusqu'à 40 % (GRAHAM & BELL, 1989 ; Lungren comm. pers.).

Pour les grands troupeaux les erreurs de comptages pourraient être facilement éliminées en réalisant des photos (NORTON-GRIFFITHS, 1974).

L'erreur d'observation dépend aussi du degré de fatigue qui dépend de la méthode utilisée, du type d'appareil ou de véhicule, de la chaleur et de la durée de l'effort de comptage (NORTON-GRIFFITHS, 1976).

### **2.3. BIAIS DUS À LA NATURE DU TERRAIN, AU CLIMAT ET AU COMPORTEMENT DES ANIMAUX**

#### **2.3.1. Couvert végétal**

L'intensité du couvert va certainement influencer les erreurs d'observation. Celles-ci seront souvent moindre en savane ouverte. Par ailleurs la visibilité dans le même habitat variera à différentes période de l'année lors des passages des feux, ou de la repousse des feuilles p. ex.

#### **2.3.2. Heure du jour**

Les recensements s'opèrent lors du pic d'activité des animaux. Il est préférable d'éviter les heures trop matinales ou trop tardives de l'après-midi à cause des ombres portées. On recense généralement entre 6h30 et 10h00 et entre 15h30 et 17h30. Il est déconseillé de recenser à la mi-journée car la lumière est trop forte et de plus la plupart des espèces sont à couvert pendant les heures chaudes et échappent ainsi à l'œil de l'observateur. Dans certaines régions (Burkina Faso) il est préférable de recenser uniquement le matin (BOUCHÉ & AL, 2000, BOUCHÉ 2002A ET B, BOUCHÉ & AL 2004 A & B), tandis que dans d'autre (Zambie) uniquement l'après-midi (VAN LAVIEREN, 1976).

### **2.3.3. Période de l'année**

Certaines périodes sont plus propices au recensement que d'autres pour différentes raisons : météo, direction et constance du vent, disponibilité de l'eau dans les points d'eau permanents, état de la végétation. Au Burkina Faso les recensements aériens s'effectuent de préférence en février et en juillet à des périodes de l'année pour lesquelles les paramètres météorologiques sont constants d'une année à l'autre (BOUCHÉ P. & AL. 2000, BOUCHÉ & AL 2004 A & B).

En saison sèche il faut recenser après le passage des feux et la période d'Harmattan, mais avant que l'eau ne soit devenue trop rare. Cette période correspond au mois de Janvier ou Février. En saison des pluies, il est indispensable de mener les recensements au début de cette saison à une période où la taille de la végétation herbacée est suffisamment faible que pour ne pas gêner la visibilité au sol.

### **2.3.4. Météo**

Il est préférable de ne pas recenser lors des jours pluvieux et sombres. De plus les turbulences peuvent causer des problèmes de navigation de pilotage et de sécurité.

### **2.3.5. Couleur et taille de l'animal**

Le contraste des animaux peut être plus ou moins accentué en fonction de la couleur du terrain au cours des différentes saisons (SPINAGE & AL, 1972, BOUCHÉ & AL 2004 A & B). Il sera donc nécessaire de choisir une saison propice pour recenser une espèce considérée.

### **2.3.6. Comportement de l'animal**

Les animaux sont plus repérables quand ils sont en troupeau plutôt que solitaires. Certaines espèces comme les buffles ont tendance à s'écarter de la trajectoire de l'avion. Les animaux sont souvent indifférents face aux véhicules ou peuvent exhiber des comportements spécifiques vis-à-vis des observateurs à pied. Certaines espèces sont plus visibles à certaines périodes de l'année, car ils se rassemblent en grands troupeaux.

Pour les recensements aériens il existe des techniques optimales pour chaque espèce. Le rhinocéros noir et l'hippopotame noir nécessitent de voler à très basse altitude en utilisant des bandes échantillons très étroites (GODDARD, 1969) et les observateurs regarderont de l'arrière de l'avion vers l'avant. Par contre les éléphants sont plus facilement repérés en portant le regard à angle droit de l'avion alors que la majorité des grands herbivores sont mieux détectables en observant vers l'avant de l'avion (VAN LAVIEREN, 1976)

## **2.4. BIAIS DUS À L'ÉLABORATION DU RECENSEMENT**

### **2.4.1. Effets frontières**

Pour la méthode aérienne par transects, si l'altitude de l'appareil est constante alors l'effet frontière sera nul car l'unité-échantillon sera constante. Si l'avion vole trop haut, trop d'animaux seront comptés et l'inverse s'il vole trop bas. Pour les recensements terrestres la mesure correcte au télémètre et à la boussole élimine cet effet.

Dans les quadrats l'effet frontière est souvent induit par le fait qu'il n'existe pas de limites matérialisées et il est difficile de dire, de prime abord, si un animal est hors du quadrat ou non. L'usage précis du GPS s'impose donc.

En ce qui concerne le comptage (échantillons ou totaux) par blocs, la matérialisation des limites au sol permet d'annuler l'effet frontière. Dans les recensements par blocs et quadrats, l'équipe doit se familiariser avec chaque bloc ou quadrat afin que toutes les unités-échantillons soient observées qu'une seule fois. Cet aspect sera facilité par l'usage du GPS.

### **2.4.2. Hauteur**

Lors de recensement aérien, à haute altitude certaines espèces sont peu visibles et ont plus de chance de ne pas être comptées (MDUMA, 1995 ; BOUCHÉ & AL. 2000). A basse altitude les animaux réagissent en s'éloignant de la bande-échantillon. L'altitude la plus appropriée serait de plus ou moins 300 pieds soit 91 m par rapport au sol. Des altitudes plus faibles peuvent être utilisées si la couverture végétale est dense. Des altitudes élevées peuvent être utilisées si les troupeaux sont visibles de loin.

Lors des recensements par véhicule il est recommandé que les observateurs soient placés de manière à ce que les yeux soient à une hauteur de 2,5 à 3 m par rapport au sol, afin de ne pas être incommodé par la hauteur de la strate herbeuse (POILECOT & AL. 1991 ; BOUCHÉ & RENKENS 2004)

### **2.4.3. Taille de la bande-échantillon**

Plus d'animaux sont manqués lorsque les bandes-échantillons sont larges (Partie 2. § 3.4.1.3.). Cet élément est la variable la plus sujette aux biais. Une largeur au sol de 200 m est généralement utilisée pour les recensements aériens. La largeur peut varier en fonction de la taille de l'espèce et du couvert végétal.

Pour les recensements terrestres la bande-échantillon est fonction des mesures prises au télémètre et à la boussole.

### **2.4.4. Vitesse de déplacement**

Plus un avion vole à faible vitesse, plus il y a de temps disponible pour compter les animaux. On estime qu'une vitesse située entre 100 à 160 km/h semble raisonnable. Cependant la vitesse n'est jamais tout à fait constante.

La vitesse du véhicule lors de comptage terrestre sera réduite dès que le couvert est plus dense, on prévoit généralement une vitesse de 15 à 21 km/h, tandis que lors de comptages pédestres la vitesse des observateurs ne dépassera pas 3 km/h.

### **2.4.5. Erreurs de navigation**

Durant le recensement aérien le pilote peut faire des erreurs de navigation et manquer ainsi le début de certains transects ou des lignes de vol. Ces erreurs sont de moins en moins fréquentes avec le GPS. Lors de comptages par quadrats et par blocs les observateurs risquent d'omettre certaines zones de ces blocs ou quadrats.

Au sol, le véhicule, ou l'équipe pédestre peut également dévier du cap à suivre à la boussole. La vérification par le GPS fait que cette erreur est moins probable.

### **2.4.6. Reports des données**

Après le recensement: des biais peuvent apparaître par des imprécisions lors du report de mesures des distances et des superficies sur carte. La répétition et le bon sens permettent de les minimiser.

### **2.4.7 Double comptage**

Dans certains cas les animaux peuvent être effrayé par l'avion ou par les observateurs et traverser d'autres transects et être observer et enregistré par d'autres équipe ou par le même avion qui est passé d'un transect à l'autre. Par avion l'équipage se rend le plus souvent assez vite compte qu'il s'agit d'un troupeau déjà compté et annule immédiatement le double comptage. Dans d'autres cas l'utilisation du SIG permet de comparé la taille des troupeaux très proches. Dans le doute le deuxième troupeau est éliminé. Le comptage des éléphants par avion et de tous les animaux par comptage terrestre doit inclure la composition des troupeaux par sexe et âge afin de discriminer chaque troupeau.

## **PARTIE 2. RECENSEMENTS AÉRIENS**

### **1. CHOIX DE L'APPAREIL**

Il est impératif de disposer d'un avion ailes hautes avec haubans et équipé d'un radar-altimètre d'un interphone et de deux GPS (un pour le pilote et un autre pour le copilote) munis chacun d'une antenne détachable fixée sur le pare-brise avant prolongée par un fil de connexion au GPS et d'un câble alume-cigare pour l'alimentation électrique. En dehors de cela aucune autre caractéristique n'est requise sauf peut-être le fait de disposer de 4 places (1 pilote plus 3 observateurs). Il est avantageux de disposer d'une fenêtre que l'on peut ouvrir. Son ouverture améliore la précision du comptage.

On choisira un avion volant à vitesse moyenne (100-160 km/h), pas trop lent car le temps serait trop long pour réaliser les recensements et pas trop rapide pour permettre de compter ces animaux.

L'avion utilisé sera généralement un avion d'au moins 4 places Cessna 170, 172, 180, 182, 185, 206, Partenavia ou 2 places Piper Super Cub ou Huskies dans certains comptage particulier (DELVINGT, 1978 & 1985; NORTON-GRIFFITHS, 1978; DEJACE 1995; BOUCHÉ, 1996; DOUGLAS HAMILTON, 1996 ; BOUCHÉ & AL. 2000 2002, 2004A B, 2007A &B, ; DEJACE & AL. 2000).

D'un point de vue logistique l'acquisition d'un avion tel que décrit ci-dessus ne se justifie que si la durée d'utilisation prévisible dépasse 350 h/an (BOUSQUET, 1984a). Une telle durée d'utilisation est rarement justifiée dans le cadre des seuls recensements aériens. Cependant on peut envisager de le rentabiliser dans des opérations de surveillance, suivi des migrations d'éléphants, études de conditions de l'environnement etc. ... Dans la majorité des cas la location d'un avion avec pilote sera amplement suffisante. Le risque est de ne pas y trouver de radar-altimètre qui reste un appareil coûteux (2000 Euro) rarement installés sur les appareils des aéro-clubs locaux.

L'utilisation d'ULM (avion Ultra Léger Motorisé) est cependant de plus en plus fréquente (Niger, Tchad, Rwanda, Burkina Faso) car moins coûteux à l'entretien que l'avion (DEJACE P., 1995 ; Lungren comm. perso.). Le seuil de rentabilité est également moins élevé. L'ULM peut également remplir les missions de surveillance, de suivi des migrations et de l'environnement. Cependant l'ULM n'est pas reconnu comme un moyen de comptage approprié puisqu'il ne permet pas d'embarquer 4 passagers, mais peut être utilisé pour le comptage d'hippopotame et de crocodile (Jachmann 2001)

Les désavantages de l'ULM sont :

- Transport de maximum deux passagers (pilote plus observateur)
- Fragilité de l'appareil en cas de mauvais temps ;
- Peu ou pas opérationnel en pleine journée (vents trop violents)
- Puissance limitée ;

Avantages de l'ULM ;

- Coût d'achat nettement inférieur à celui d'un avion ;
- Coût d'entretien et de fonctionnement très faible ;
- Autonomie semblable à celle d'un avion ;
- Possibilité de vol à vitesse réduite, voire surplace si le vent est suffisant, vol en crabe etc... ;
- Très grande maniabilité ;
- Ne nécessite pas de pistes importantes. Quelques dizaines de mètres suffisent;
- Licence obtenue en 15 à 20h de vol à un prix plus démocratique que pour l'avion ;
- Nombreux modèles disponibles.

## **2. PLANIFICATION DES VOLS**

### **2.1. SÉCURITÉ**

Les vols se déroulant dans des conditions particulières, ils doivent se réaliser dans des conditions de sécurité optimales (trousse de premiers secours, équipement radio adéquat, miroir de signalisation et feux de détresses ...).

Si deux ou plusieurs avions survolent des zones proches, un contact radio permanent avec des messages à intervalle régulier doivent permettre à chaque pilote de savoir où se trouvent les autres avions mais il doit également connaître les plans de vol des autres. Si un avion se pose pour refaire le plein, ou si un avion est attendu à la base, ..., ces informations doivent être connues et communiquées.

Un autre avion, un hélicoptère, ou même un véhicule (si le terrain est accessible) en attente, devraient se tenir prêt à tout moment pour intervenir en cas de recherche et de sauvetage.

Si la piste n'a pas été utilisée depuis longtemps (quelques mois), il est nécessaire qu'une équipe la parcoure et la nettoie de tous les obstacles (grosses pierres, branches, termitières).

Juste avant le décollage il est recommandé de parcourir la piste avec un véhicule de manière à chasser les éventuels animaux (bétail, faune sauvage) qui se trouverait sur la piste.

Avant l'atterrissage il faut qu'un feu soit allumé au seuil de piste pour indiquer la direction du vent afin que le pilote puisse accomplir une manœuvre d'atterrissage adéquate.

### **2.2. GESTION DU CARBURANT**

Le pilote est responsable de la gestion en carburant et des points d'atterrissage pour refaire le plein ainsi que des pompes et filtres et des systèmes pour ouvrir les fûts. Il devra prévoir des bidons d'huile si nécessaire.

### **2.3. PLANIFICATION DES VOLS**

Les lignes de vols ou les unités-échantillons (transect, blocs ou quadrats) sont survolées une à une. On prévoit une durée de vol de maximum 2 à 3 heures. Si la région est trop vaste pour être couverte en un seul vol, elle sera divisée en plusieurs parties. Il est indispensable de bien réfléchir au découpage. Si un point d'eau se trouve à une extrémité de l'aire d'étude et qu'une pâture se trouve à l'autre, une erreur sera commise en comptant une extrémité le matin et l'autre l'après-midi.

Si plusieurs transects doivent être réalisés en 2 fois par exemple, il est préférable d'en choisir la moitié au hasard par une table de nombres aléatoires et d'effectuer les autres un autre jour.

### **2.4. PLUS D'UN AVION**

Chaque avion recensera une zone déterminée à l'avance sur carte sans empiéter sur celles des autres. Les biais et les erreurs seront différents pour des équipes différentes.

Un problème de sécurité se pose lorsque les avions doivent manœuvrer trop près l'un de l'autre.

Il est possible de diviser en deux le nombre de transects à effectuer. On veillera à ce que chaque appareil travaille dans le même sens et à ce qu'ils restent éloignés.

## **2.5. PÉRIODE ET DURÉE DE VOL**

Un maximum de 3 à 4 heures de comptage par jour est requis durant maximum 2 jours. Il faut prévoir un break d'une demi-journée tous les trois jours. Ceci est rarement respecté sur le terrain (DOUGLAS-HAMILTON, 1996, BOUCHÉ & AL. 2004A).

Les heures les plus appropriées pour les comptages s'étalent entre 7 h 00 et 10 h 00 et entre 15 h 30 et 17 h 30.

La température dans la cabine est souvent très élevée lors de survols prolongés à faible altitude. Il est vivement conseillé d'emporter une réserve suffisante d'eau mais aussi en cas de nausée une réserve suffisante de sacs hygiéniques qui sera répartie avant le départ entre chaque membre de l'équipe.

## **2.6. PHOTOGRAPHIE**

Aident au dénombrement des animaux et réduisent fortement les biais, le photographe doit enregistrer sur le dictaphone à quel transect, quelle espèce et à quel moment la photo se rapporte. Les groupes de plus de 15 animaux doivent être photographiés! (NORTON-GRIFFITHS, 1973, 1974 & 1978; DELVINGT, 1978 & 1985; DOUGLAS-HAMILTON, 1996).

Il est préférable d'utiliser des appareils numériques reflex d'au moins 5 millions de pixels de résolution avec un réglage de sensibilité à 400 ASA utilisé en mode « sport » (prise de vue rapide) en utilisant un zoom 25-135 mm.

Le numéro de la photo doit être soit enregistré par dictaphone ou soit noté sur la feuille de comptage en regard du groupe compté ex: éléphant 15, film 2, photo 1. Entre chaque groupe il est conseillé de faire une photo à « blanc ».

Lorsque l'on fait des photos il est préférable de maintenir la ligne de vol plutôt que de cercler autour du troupeau. De cette manière il y a plus de chance d'avoir un recouvrement complet des photos. (figure 11).

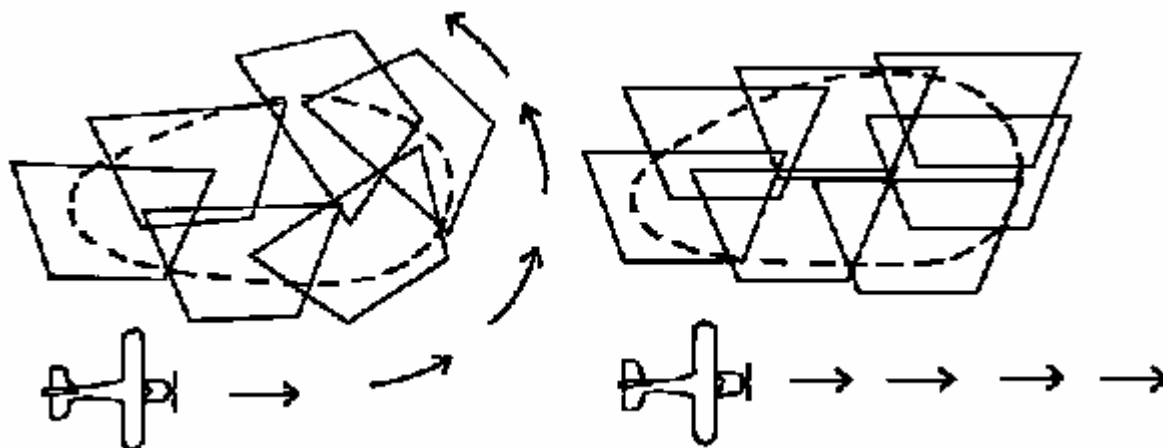


Figure 11. Effet comparé d'un vol en cercle (à gauche) et un vol rectiligne (à droite) sur le recouvrement photographique. La taille d'un troupeau est délimitée par les pointillés. (NORTON-GRIFFITHS 1978)

Les photos seront ensuite téléchargées au format Jpeg. Les photos seront agrandies par le zoom de l'ordinateur, d'où l'importance d'une résolution suffisamment importante. Soit en projetant la photo sur écran par un video projecteur. Les troupeaux seront ensuite subdivisés en sous-groupe grâce à un crayon numérique. Puis chaque sous-groupe sera compté. La somme des sous groupes sera ensuite effectuée.



## **2.7. COÛT D'UN RECENSEMENT AÉRIEN**

Le coût d'un recensement aérien s'évalue comme suit:

$$\text{coût total} = \text{coût des temps morts} + (\text{coût d'une unité} \times \text{nombre d'unités à compter})$$

### **2.7.1. Recensement par transects**

Dans ce cas la connaissance du coût de l'heure de vol est primordiale, soit le coût horaire de l'avion volant à pleine vitesse (estimation maximale. Notre vitesse pendant le recensement devra dans tous les cas être inférieure à 160 km/h) et à altitude de croisière. Connaissant la longueur des transects ainsi que l'écart entre ceux-ci, il est ensuite aisé de calculer le nombre de transects que l'on pourra parcourir en fonction de notre budget.

### **2.7.2. Recensement par blocs, quadrats et totaux**

Dans ce cas-ci le coût des temps morts et temps de comptages est difficile à estimer car l'espace entre les lignes de vols n'est pas déterminé à l'avance et est variable en fonction de l'habitat et de l'espèce recensée. D'autre part la distance séparant un quadrat ou bloc au suivant peut être importante.

Il est préférable de calculer le nombre d'unités-échantillons réalisées par unité de temps, donc le taux de recherche en km<sup>2</sup>/h, lors d'un vol de reconnaissance. Connaissant le coût horaire de l'avion, il est aisé de connaître le coût global.

### **2.7.3. Autres coûts**

Ces coûts ne tiennent pas compte de la consommation en carburant (compter 45 L / heure pour Cessna 172 et jusqu'à 60L/h pour un Cessna 206)<sup>1</sup>, ni des salaires des pilotes et des équipages, ni des coûts liés au transfert de l'avion, des véhicules et du carburant dans la zone d'étude. Ces coûts sont parfois bien plus importants que le recensement lui-même.

---

<sup>1</sup> Il faut garder à l'esprit que l'essence d'avion appelée avgaz coûte cher (2 x plus cher que l'essence super) et périme. Il est nécessaire de disposer de fûts scellés et il faut savoir que l'avgaz périme en 12 mois après la sortie de chez le fournisseur.

### 3. RECENSEMENTS AÉRIENS PAR ÉCHANTILLONS

#### 3.1. ÉCHANTILLONNAGE AÉRIEN PAR TRANSECTS

##### 3.1.1. Transects en bandes

Cette technique aérienne appelée technique de Pennycuick & Western (PENNYCUICK & WESTERN, 1972) est certainement la plus utilisée de toutes dans des zones au relief peu accidenté (GODDARD, 1969 ; WATSON & AL., 1969A & B ; BELL & AL., 1973 ; CAUGHLEY & GODDARD, 1975 ; PENNYCUICK & AL., 1977 ; NORTON-GRIFFITHS, 1973, 1975, 1978 ; JOLLY & WATSON, 1979 ; KAHURANANGA, 1981 ; MILLIGAN & AL., 1982 ; RODGERS, 1982 ; BOUSQUET, 1984B ; WALKER & AL., 1987, ILCA 1988 ; POILECOT ET AL, 1991 ; CAMPBELL & BORNER, 1995 ; BROTEN & SAID, 1995 ; DEJACE, 1995 ; DEJACE & AL. 2000 ; BOUCHÉ & AL. 2000, 2002A & B).

Elle consiste à survoler la zone d'étude le long de transects définis à l'avance sur carte à une altitude et une vitesse déterminée. Deux bandes-échantillons (= unités-échantillons), une de chaque côté de l'avion (figure 12 et 13), sont matérialisées au sol par l'espace séparant 2 tiges métalliques placées perpendiculairement sur chaque hauban des ailes ainsi que par des repères fixés sur les vitres du cockpit (figure 12). Seuls les animaux vus entre les deux tiges métalliques seront comptés.

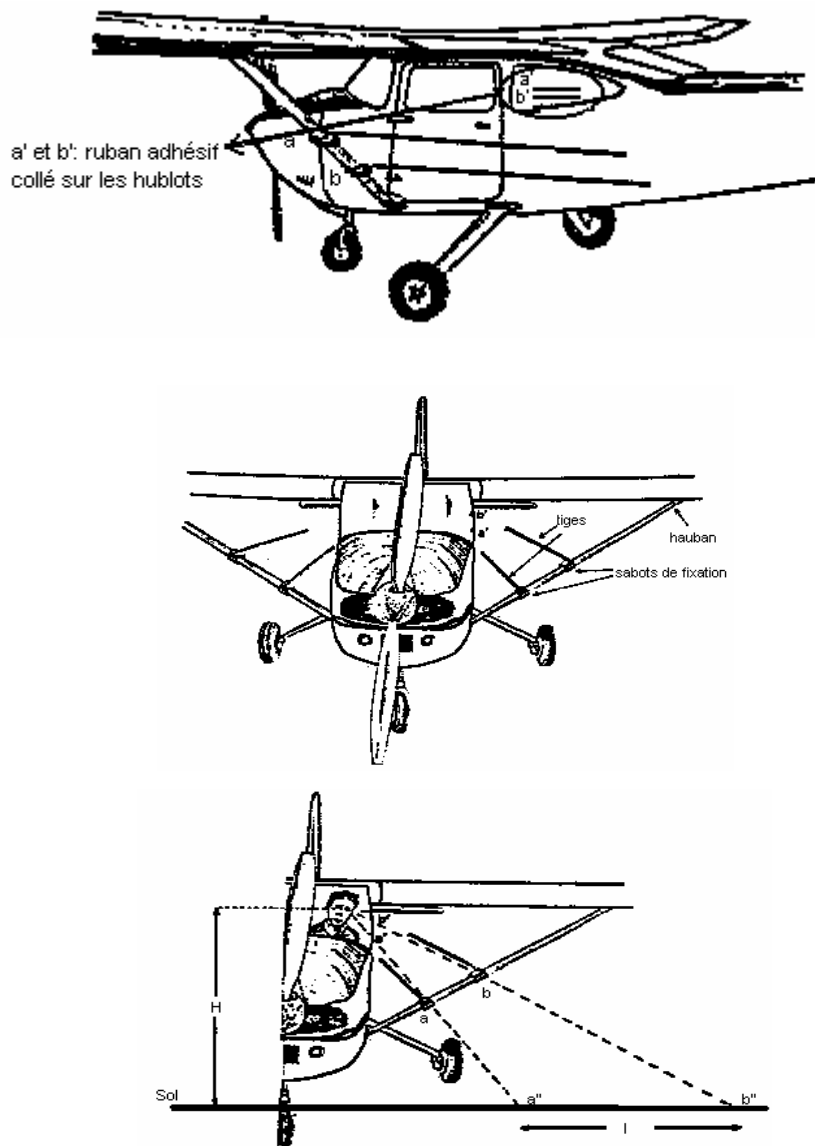


Figure 12. Dispositions des repères (ruban adhésifs et tiges) de la bande-échantillon sur l'avion (POILECOT & AL. 1991)

Plus les tiges sont espacées et plus l'avion vole haut, plus la bande-échantillon sera large. (MBUGUA, 1996).

Connaissant la largeur de la bande-échantillon définie par l'altitude et l'écartement choisit entre les tiges, mais aussi la longueur du transect, il est facile de calculer la surface de la bande-échantillon. Si les tiges ne sont pas disponibles, on pourra aisément les remplacer par des morceaux de ficelle de coton épaisse.

Cette technique fût largement utilisée aussi bien en Afrique de l'Est combinée à l'utilisation de photos (NORTON-GRIFFITHS, 1978; KAHURANANGA, 1981; MILLIGAN & AL., 1982; RODGERS, 1982; WALKER & AL., 1987; CAMPBELL & BORNER, 1995; BROTEN & SAID, 1995, MBUGUA, 1996), qu'en Afrique de l'Ouest (BOUSQUET, 1984; POILECOT ET AL, 1991, DEJACE, 1995 ; BOUCHÉ & AL., 2000 ; BOUCHÉ 2002A & B; DEJACE & AL. 2000 ).

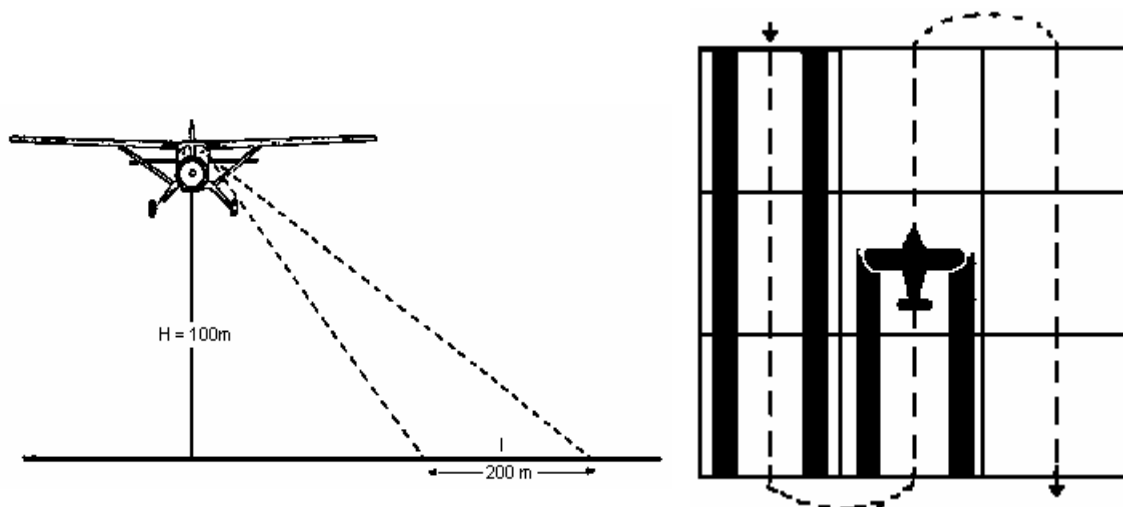


Figure 13. Délimitation d'une bande-échantillon de  $l = 200$  m pour une hauteur de 100 m. (POILECOT & AL., 1991) et vue du dessus, les transects sont représentés par des lignes pointillées et les bandes échantillons comptées sont représentées par les bandes noires

L'utilisation de l'ULM pour recenser les animaux est apparue à la fin des années 80. Les dernières techniques permettent de fixer sur l'ULM une caméra vidéo HI 8 dirigée vers le sol connectée à un GPS (Global Positioning System). De retour au sol, à la lecture de la bande vidéo, l'écran de TV affiche simultanément la position donnée par le GPS ainsi que les images enregistrées correspondantes en fonction de l'heure d'enregistrement (Dejace P., comm. pers.). On obtient ainsi, en fonction du temps, la position des animaux qu'il suffit de compter sur l'écran. L'analyse des bandes vidéo est fastidieuse puisque le temps nécessaire d'analyse équivaut à 4 fois le temps d'enregistrement (Merlot L. comm. pers.) mais a l'avantage de ne pas être soumises aux erreurs d'observations.

Connaissant la focale de l'objectif utilisé ainsi que l'altitude de vol, il est possible de déterminer la largeur au sol de la bande échantillon filmée (GRIMSDELL, 1978). Connaissant la longueur du transect, il est possible de calculer la superficie filmée.

### **3.2. ÉCHANTILLONNAGE AÉRIEN PAR QUADRATS ET PAR BLOCS**

Dans ce cas-ci tous les animaux observés sont recensés dans chaque quadrat ou bloc grâce à un vol en spirale vers l'intérieur (où les observateurs regardent vers l'intérieur de la spirale), ou en zigzag (NORTON-GRIFFITHS, 1978), ou encore en remontant les vallées.

### **3.3. COMPARAISON DES TROIS MÉTHODES**

#### **3.3.1. Coût**

La méthode par transects est sans doute la plus efficace car le taux (km<sup>2</sup> parcourus par heures) avec lequel le sol est couvert est supérieur que pour les autres méthodes qui utilisent le vol en spirale ou en zigzag (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

Par ailleurs le fait que les transects soient relativement proches les uns des autres fait que les proportions de temps morts sont plus faibles.

#### **3.3.2. Navigation**

la navigation actuelle ne pose plus aucun problème grâce au GPS que se soit pour se positionner sur les lignes de transects, ainsi que pour délimiter les quadrats.

#### **3.3.3. Effets frontières**

Les trois techniques sont soumises à des effets frontières.

Pour la méthode par transects, si l'altitude de l'appareil est constante alors l'effet frontière sera nul car l'unité-échantillon sera constante. Si l'avion vole trop haut, trop d'animaux seront comptés et l'inverse s'il vole trop bas.

Dans les quadrats l'effet frontière est souvent induit par le fait qu'il n'existe pas de limites matérialisées et il est difficile de dire, de prime abord, si un animal est hors du quadrat ou non. L'usage précis du GPS s'impose donc.

En ce qui concerne le comptage par blocs, la matérialisation des limites au sol permet d'annuler l'effet frontière.

#### **3.3.4. Comptage**

Le grand désavantage de la technique par transects est le fait qu'un seul passage est réalisé selon une trajectoire définie et que le temps pour compter les animaux est limité. De plus le maintien rigoureux de l'altitude peut se révéler problématique et donc causer des sur ou sous-estimations des animaux (CAUGHLEY, 1977a).

Pour les deux autres techniques, il est possible de cercler au-dessus des bosquets ou des buissons suspects afin d'être sûr qu'aucun animal ne s'y cache. Et un effort de recherche continu peut finir par provoquer la fuite de l'animal caché.

Dans certains cas la technique par transects est inadaptée, c'est le cas de recensements en terrain accidenté, ou si la végétation est très fermée. Le maintien d'une altitude constante est impossible voire dangereuse dans ces conditions.

#### **3.3.5. Erreur d'échantillonnage**

Elle est basée sur le fait que les animaux restent groupés et ne sont pas distribués uniformément. La méthode par transects est celle qui donne l'estimation la plus précise pour le même effort (Partie 1. § 1.1.4.3.1.).

#### **3.3.6. Fatigue**

Le vol en ligne droite est moins fatigant pour l'esprit et pour l'estomac que le vol en spirale ou zigzag, et donc la méthode par transects est la moins éprouvante.

### **3.4. ASPECTS PRATIQUES DES RECENSEMENTS AÉRIENS PAR ÉCHANTILLONS**

L'organisation de tels recensements nécessite une attention particulière de chaque aspect pratique intervenant dans les comptages. Chacun de ces aspects risque de contribuer d'une manière ou d'une autre à invalider toute la campagne de recensement s'ils ne sont pas traités de manière adéquate. Ceci occasionnerait une perte de temps et d'argent parfois considérable.

Un équipage minimum se compose d'un pilote et d'un observateur. Il est recommandé, si la capacité de l'avion le permet, d'utiliser deux observateurs supplémentaires.

On ne peut pas considérer que le pilote participera au comptage par transects. Il aura suffisamment de travail en essayant de maintenir une navigation aussi précise que possible, d'éviter les oiseaux, maintenir une altitude, une vitesse et l'assiette constante. Si le pilote passe trop de temps à compter les animaux, le pilotage sera moins précis voire dangereux.

L'expérience générale des recensements au Serengeti recommande d'utiliser un pilote motivé qui soit également scientifique car lui sera conscient de tous ces problèmes. Les pilotes non scientifique réalisent parfois des recensements inadéquats dus à un pilotage imprécis. Ils ont tendance à ne pas évaluer les erreurs et les biais à l'origine d'un pilotage imprécis.

Le pilote doit avoir une certaine expérience de ce type de travail avant de le mener lui-même: c'est à dire naviguer à faible altitude et vitesse, pouvoir réagir rapidement aux différences de niveau du sol. Il est également nécessaire que le pilote se familiarise avec la zone de recensement. Les vols à basse altitude nécessitent de l'expérience pour juger de la direction des vents, et de l'effet de ceux-ci autour des collines et des montagnes.

Les observateurs ont également besoin d'expérience pour réaliser ce type de recensement. Les observateurs sous-estiment généralement les nombres réels d'animaux. Pour les familiariser, il est nécessaire de leur présenter des clichés de groupes d'animaux pendant 10 secondes et de leur demander combien ils en ont compté. Les observateurs apprennent en peu de temps à donner des chiffres proches de la réalité. Cependant même chez des observateurs expérimentés l'erreur peut atteindre 40 % d'où l'aide importante de la photographie (NORTON-GRIFFITHS, 1978 ; GRAHAM & BELL 1989).

L'organisateur doit peaufiner tous les détails même les plus anodins et réaliser des briefings quotidiens concernant les codes utilisés, rappelant les techniques utilisées, le fonctionnement des appareils etc. ... P. ex. il n'est pas suffisant de dire de compter les animaux entre les tiges métalliques mais il faut donner des instructions précises lorsque la tige coupe un troupeau en deux.

Il est préférable de maintenir des équipes dont les membres ont l'habitude de travailler ensemble. Ceci ne les met pas à l'abri d'éventuelles erreurs (dictaphone sur off, appareil photo non réglé sur l'infini, les éléphants comptés parmi les élans car les deux colonnes sont nommées « El » etc...)

#### **3.4.1. Pilotage**

##### **3.4.1.1. NAVIGATION**

L'utilisation de cartes au 250.000<sup>ème</sup> est nécessaire, et idéalement au 100.000 ou 50.000<sup>ème</sup>. S'il n'existe pas de carte, le travail se fera par photos aériennes, à partir des lignes de drainage et des caractéristiques topographiques, des pistes etc. ...

Le pilote volera selon la ligne droite du transect. Son alignement avec celle-ci se fera de manière aisée avec le GPS pour limiter les erreurs de dérives si les lignes de vols sont téléchargées sur le GPS.

Le pilote signale aux observateurs le début et la fin de chaque transect ainsi que le passage d'un transect à un autre.



Photo 5. GPS du pilote avec les lignes de vols  
Ph Bouché 2006

Photo 6. GPS de l'Obs av droit enregistrant les waypoint  
le tracking ; Photo. Ph Bouché 2006

### 3.4.1.2. CONTRÔLE D'ALTITUDE

Cet aspect constitue la pierre angulaire de tous comptages aériens par transects. Il faut en effet que l'avion vole à altitude constante durant tout le recensement si l'on veut éviter des erreurs graves. Ceci est possible grâce à un radar-altimètre.

Cet instrument indique l'altitude instantanée de l'avion par rapport au sol entre 0 et 2000 pieds grâce à une sonde radar qui émet une onde vers le sol qui est ensuite captée par celle-ci. Le temps nécessaire à l'onde pour toucher le sol et être capté par la sonde permet d'estimer l'altitude. Il ne faut pas confondre cet instrument avec un altimètre qui estime l'altitude de l'avion par rapport à la pression atmosphérique.

Un observateur note à intervalle régulier (toutes les minutes) les altitudes affichées afin de corriger les résultats. Cet instrument nécessite d'être réglé assez précisément. Pour le régler, soit l'avion vole à quelques pieds au-dessus du sol à vitesse de croisière et l'altimètre est réglé sur « 0 ». Ensuite l'avion vole à une altitude désirée et celle-ci est enregistrée.

Le radar-altimètre peut être également réglé par le *shadowmeter* (Figure 14)

En vol le pilote fait correspondre la largeur de l'ombre de l'avion au sol avec celle d'un des intervalles matérialisés sur le hauban (figure 14). Au moment où la taille de l'ombre correspond exactement à la taille d'un des intervalles alors il enregistre sur le radar-altimètre l'altitude requise H.

Il est nécessaire de réajuster le radar-altimètre à intervalle régulier afin de limiter les erreurs dues à des dérèglements.

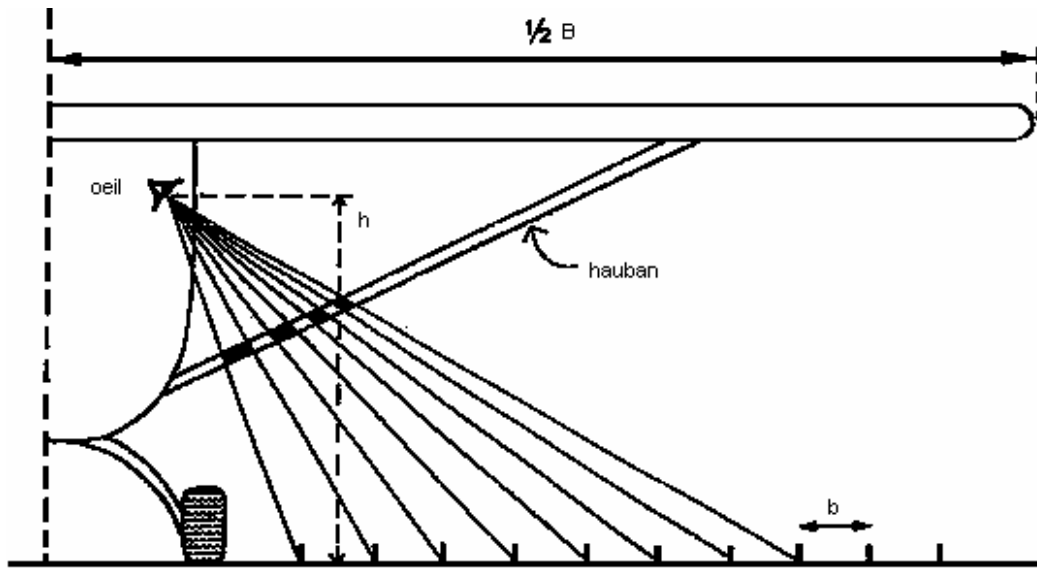
h: hauteur des yeux du pilote par rapport au sol;

H: altitude requise;

B: envergure.

b: intervalle au sol et reporté sur le hauban.

$$b = \frac{B \cdot h}{H}$$



D'après Pennycuick 1973

Figure 14. Réalisation d'un shadowmeter. (NORTON-GRIFFITHS, 1978)

### 3.4.1.3. TAILLE DE LA BANDE-ÉCHANTILLON

Plus d'animaux sont manqués lorsque les bandes-échantillons sont larges (tableau1. Figure 15). Cet élément est la variable la plus sujette au biais. Une largeur au sol de 200 m est généralement utilisée pour les recensements aériens de la grande faune. Cette largeur peut être réduite pour certaines espèces comme le rhinocéros noir (GODDARD, 1967).

Tableau 1. Estimation et largeur du transect

date	largeur de transect (m)	estimation de l'effectif *	référence
juillet 1965	600	9000	Dean (1968)
septembre 1965	600	14000	"
juin 1966	600	12000	"
novembre 1966	600	10000	"
juin 1967	400	11000	Patton (1967)
novembre 1969	400	18000	Martin (1969)
août 1971	250	28000	Van Lavieren (1971)
janvier 1973	100	32000	Caughley (1973)

\* arrondi en milliers

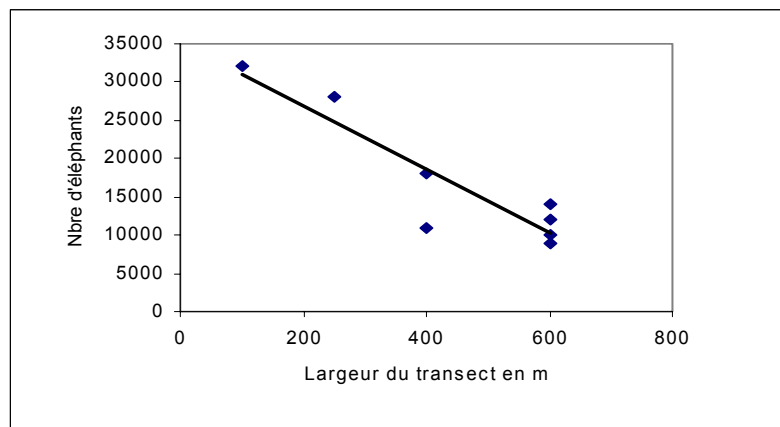


Figure 15. Régression entre le nombre d'éléphants comptés et la largeur du transect (BELL & AL., 1973)

### 3.4.1.4. ASSIETTE ET LE ROULIS

Il est nécessaire de maintenir l'avion en position horizontale lors des survols de transects. Dans le cas contraire, la bande-échantillon sera plus étroite pour l'observateur situé à l'extérieur du virage tandis que l'autre observateur verra une bande-échantillon plus large (PENNYCUICK ET WESTERN, 1972) (Figure 16).

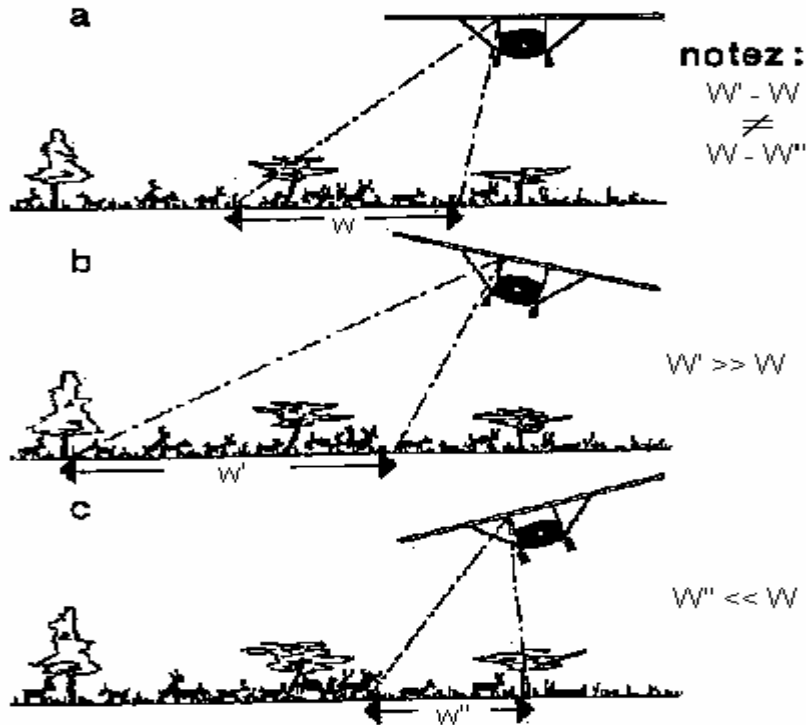


Figure 16. Effet du roulis sur la taille de la bande-échantillon. (VAN LAVIEREN, 1976)

### 3.4.1.5. OBSERVATION

La matérialisation de la bande-échantillon se réalise de la manière suivante. On place des tiges métalliques parallèles, ou à défaut, des morceaux de ficelles en coton de 2 à 2,5 m sur les haubans qui délimiteront des bandes-échantillons au sol (figure 17). On ne compte donc que les animaux compris entre les tiges métalliques/ficelles de coton.

- h: hauteur des yeux de l'observateur;
- W: largeur requise pour la bande échantillon;
- H: altitude requise par rapport au sol.
- w: largeur séparant A de B.

$$w = \frac{W \cdot h}{H}$$

Dans le schéma figure 17, les tiges métalliques seront disposées, vers l'arrière perpendiculairement au hauban et parallèlement au fuselage de l'avion (v figure 11).

Il est possible de calibrer la bande en vol, en plaçant le long la piste des repères visibles d'avion (pierres blanches, feuilles blanches ... tous les 25 mètres. On demande alors au pilote de passer plusieurs fois à l'altitude requise pour le recensement, à angle droit de la piste. Chaque observateur compte alors le nombre de repères compris dans sa bande-échantillon limitées par les tiges ou les ficelles.

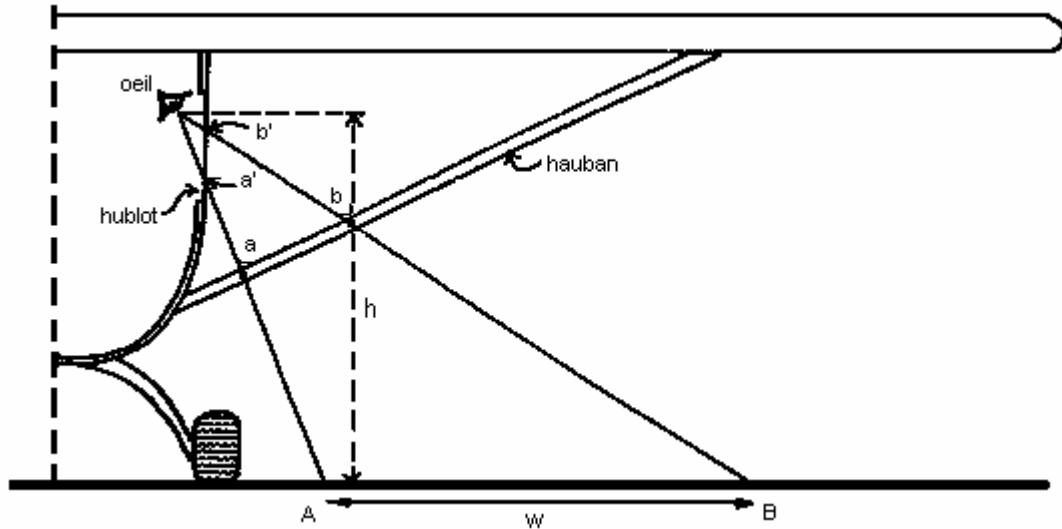


Figure 17. Calibrage de la bande-échantillon (NORTON-GRIFFITHS, 1978)

### **3.4.1.6. ENREGISTREMENT DES DONNÉES**

#### **3.4.1.6.1. Données à enregistrer**

Que faut-il enregistrer ? La réponse dépend du but poursuivi, mais fondamentalement plus on enregistre de données mieux cela vaudra. Si les données ne sont pas traitées par l'auteur lui-même, elles serviront à alimenter une base de données nationale qui devra servir au mieux les autres chercheurs.

Les paramètres à enregistrer sont les suivants :

#### **1. Généraux obligatoires ! ! ! !**

1. Date
2. Heure décollage et atterrissage
3. Météo
4. Pilote
5. Observateur avant
6. Observateurs arrières G / D
7. Aéronef utilisé
8. N° appareil photo
9. N° de film et de photos par rapport aux observations

Avant chaque comptage : n° de transect, de ligne de vol, heure début et de fin

#### **2. Observations**

La position par GPS et l'heure sont requises pour chaque observation

- A. Animaux
  1. Espèce ;
  2. Nombre ;
  3. Composition de groupe d'éléphants
  4. Habitats fréquentés
  5. Carcasse.
- B. Habitat :
  1. Type
  2. Verdeur des herbes ;
  3. Couvert herbeux ;
  4. Verdeur de la canopée ;
  5. Zones brûlées ;
  6. zones cultivées ;
  7. Verdeur des cultures .(Estimation entre 0 et 100 %)

- C. Eau:
1. Pas d'eau
  2. Eau disponible uniquement pour le bétail ;
  3. Disponibilité limitée –toutes espèces
  4. Disponibilité illimitée – toutes espèces
  5. Détrémpé
  6. Inondation
- D. Impacts humains :
1. Huttes ;
  2. Campements ;
  3. Villages (nombre d'habitation) ;
  4. Cultures ;
  5. Friches ;
  6. Bétail (espèce, estimation) ;
  7. Homme isolé.

Pratiquement il est de coutume que :

- Le pilote communique le numéro du transect et le « top » de début de transect, les observateurs les enregistrent sur leurs dictaphones les observations ou les communique à l'observateur avant droit qui les enregistre sur fiche jusqu'au « top » de fin de transect.
- les observateurs arrières, ne s'occupent exclusivement que des paramètres du point A;
- l'observateur avant :
  - Pour les recensements par transects choisis au hasard :
    - L'observateur avant sera responsable d'enregistrer la hauteur de l'avion sur le radar altimètre à intervalle régulier (ex. une fois par minute).
    - à la demande des observateurs arrières l'observateur avant est tenu de donner les points de repère GPS.
  - Pour les recensements systématiques par transects :

L'observateur avant s'occupe

    - d'accumuler les données concernant les points B à D.
    - à la demande des observateurs arrières l'observateur avant est tenu de donner les points de repère GPS.
    - sera responsable d'enregistrer la hauteur de l'avion sur le radar altimètre à intervalle régulier (ex. une fois par minute).

#### **3.4.1.6.2. Positionnement et enregistrement des données**

Le positionnement des données est intéressant uniquement dans le cas d'un recensement systématique par transect car il permet d'avoir une vision globale des distributions. Afin de déterminer la distribution des animaux deux solutions sont possibles.

Soit on subdivise les transects en tronçons, et le pilote annonce le début et la fin de chaque tronçon, soit on utilise un GPS.

Seuls le pilote et l'observateur avant sont généralement pourvus de GPS car ils peuvent placer une antenne sur le pare brise avant panoramique, prolongée par un fil relié au récepteur GPS. Il est déconseillé d'utiliser un GPS qui ne soit pas doté d'une antenne détachable reliées par un fil et à fixer sur le pare-brise (ex : GPS à antenne intégrée).

Pour des raisons de sécurité il est déconseillé de distraire le pilote pour obtenir les données GPS. La solution généralement retenue est que l'observateur avant soit pourvu de GPS et qu'il annonce les coordonnées aux observateurs arrières.

Pratiquement par un code émis par l'observateur arrière (tape sur l'épaule, demande à l'interphone) l'observateur avant presse la touche « Mark » de son GPS qui donne la position instantanée du lieu, le GPS donne un numéro de référence de 0 à 499 (pour les GPS pouvant accumuler 500 points en mémoire) qui est bien moins long que l'annonce des latitudes et longitudes et qui réduit le risque d'erreurs dans la transmission des données. L'observateur avant transmet alors ce numéro de référence à l'observateur arrière qui enregistre les données sur dictaphone.

Il est toujours préférable d'enregistrer, l'animal observé suivi du nombre, ex: zèbre 15, éléphant 9, girafe 5...

Exemple :

Un observateur arrière à 8h07 voit 25 buffles en savane arborée. Il avertit l'observateur avant :

Observateur av : *Point de repère 12*

Observateur ar répète dans l'interphone : *Point de repère 12*

Et ensuite dans son dictaphone ou à l'observateur avant qui prend note : p ex: *8h07, Buffles 25, point de repère 12, savane arborée.*

Les coordonnées géographiques correspondantes au point de repère seront extraites des GPS après le vol et téléchargé sur ordinateur et géré par un SIG.

Si le GPS a peu de mémoire ou si celle-ci est proche de la saturation , il est recommandé que l'observateur avant enregistre dans son dictaphone les positions GPS relatives à ses données. Si les transects sont orientés est-ouest ou nord-sud seules les longitudes ou les latitudes, respectivement, seront enregistrées.

Au cas où les animaux sont trop nombreux, il est nécessaire de recourir à la photographie. Dans ce cas, l'observateur devra viser exclusivement entre les tiges métalliques/fils de coton.

L'idéal est de munir chaque observateur d'un dictaphone et d'une provision suffisante de cassettes vierges et de piles neuves ou rechargées ou de se munir d'un dictaphone MP3 qui à l'avantage d'être plus compact, d'avoir une capacité très importante et de pouvoir stocker les enregistrements sur ordinateur.

### **3.5.1. Échantillon par blocs et quadrats**

#### **3.5.1.1. VOLS ET COMPTAGE**

La trajectoire de vol n'est pas exactement définie à l'avance. Théoriquement le bloc ou le quadrat doit être « scanné » afin d'y compter tous les animaux présents sur une période de trois heures environ. Dans ce cas ci les tiges métalliques ne sont pas nécessaires, puisque l'unité-échantillon est délimitée par les limites du quadrat (virtuelles mais visible par GPS) ou du bloc (matérialisées au sol). La position de chaque groupe d'animaux ou animal est noté sur carte.

Le vol se réalise soit en spirale vers l'intérieur soit en zigzag. Le pilote peut dévier de cette trajectoire afin de fouiller une zone particulière si nécessaire.

Les vols en spirale sont utilisés pour des petits blocs et les vols en zigzag pour de très grands blocs. Si le paysage est montagneux le pilote devra de préférence suivre les vallées.

L'altitude varie donc selon l'endroit, les possibilités et l'objectif. Lors de vols en zigzag l'écart entre les lignes de vols varie entre 1,5 et 2 km.

Le plus difficile dans ce type de travail est que l'observateur soit sûr d'avoir parcouru tout le bloc et que tous les animaux aient été comptés qu'une seule fois. Ceci est d'autant plus difficile avec de grands blocs comprenant beaucoup d'animaux. Cette technique complexe est réservée de préférence pour de grandes espèces bien visibles.

Les grands troupeaux sont photographiés (NORTON-GRIFFITHS, 1978) de manière à permettre le recouvrement des photos (figure 11). Il n'est pas conseillé de cercler autour des troupeaux pour les photographier car les photos risquent de ne pas se recouvrir totalement (figure 11).

Dans le cas de recensement totaux ou par échantillons par blocs et quadrats on peut utiliser aussi l'hélicoptère (PIENNAAR, 1966 ; MELTON, 1978 A & B; WHYTE I. J. & AL., 1999).

### **3.6. TRAITEMENTS DES DONNÉES DE RECENSEMENT AÉRIEN PAR LES MÉTHODES DE JOLLY**

#### **3.6.1. Méthode de Jolly 2**

L'analyse des données est généralement réalisée par la méthode de Jolly 2 pour des unités-échantillons de tailles inégales. Pour des échantillons de tailles égales (quadrats de même taille) on utilisera la méthode de Jolly 1 qui ne tient compte que de l'équation (1).

Soit:

N = nombre d'unités-échantillons dans l'aire d'étude;  
 n = nombre d'unités-échantillons dans l'échantillon;  
 Z = taille de la zone de recensement;  
 z = taille de l'unité-échantillon;  
 y = nombre d'animaux comptés dans chaque unité;  
 R = le rapport des animaux comptés à l'aire étudiée (densité) =

$$\hat{R} = \frac{\sum y}{\sum z}$$

(1)  $s_y^2$  = variance entre les animaux comptés dans toutes les unités:

$$s_y^2 = \frac{1}{n-1} \cdot \left( \sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n} \right)$$

(2)  $s_z^2$  = variance entre les surfaces de toutes les unités-échantillons:

$$s_z^2 = \frac{1}{n-1} \cdot \left( \sum z^2 - \frac{(\sum z)^2}{n} \right)$$

(3)  $s_{zy}$  = covariance entre les animaux comptés et les surfaces de chaque unité:

$$s_{zy} = \frac{1}{n-1} \cdot \left( \sum z \cdot y - \frac{(\sum z) \cdot (\sum y)}{n} \right)$$

L'estimation de la population totale:

$$\hat{Y} = Z \cdot \hat{R}$$

La variance de la population:

$$\text{var}(\hat{Y}) = \frac{N(N-n)}{n} \cdot (s_y^2 - 2 \cdot \hat{R} \cdot s_{zy} + \hat{R}^2 \cdot s_z^2)$$

L'erreur standard de la population:

$$SE(\hat{Y}) = \sqrt{\text{var}(\hat{Y})}$$

L'intervalle de confiance à 95 % de Y :

$$\hat{Y} \pm t_{1-\alpha/2, 40} \cdot se(\hat{Y})$$

(ou  $t_{1-\alpha/2}$  est à pris à  $n - 1$  degrés de liberté dans les tables de  $t$  de Student)

Un exemple chiffré est exposé plus loin.

### **3.6.2. Méthode de Jolly 1**

La méthode de Jolly 1 s'utilise dans le cas où les superficies échantillonnées sont de même taille. Dans ce cas on tient compte de la seule équation (1)

$N$  = nombre d'unités-échantillons dans l'aire d'étude;  
 $n$  = nombre d'unités-échantillons dans l'échantillon;  
 $Z$  = taille de la zone de recensement;  
 $z$  = taille de l'unité-échantillon;  
 $y$  = nombre d'animaux comptés dans chaque unité;

la moyenne de l'échantillon s'exprime comme suit :

$$\bar{y} = \frac{\sum y}{n}$$

La variance

$$s_y^2 = \frac{1}{n-1} \cdot \left( \sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n} \right)$$

Alors

La population totale

$$\hat{Y} = N \cdot \bar{y}$$

La variance de la population

$$\text{var}(\hat{Y}) = \frac{N \cdot (N - n)}{n} \cdot s_y^2$$

L'erreur standard et l'intervalle de confiance se calculent comme dans la méthode de Jolly 2

### **3.6.3. Les différentes étapes d'analyses par la méthode de Jolly**

1. calculer la largeur des bandes-échantillons, et N le nombre total de transects parmi lesquels 12 transects ont été choisis au hasard;
2. calculer la superficie de chaque transect, et la taille de l'aire de recensement;
3. transcrire chaque observation sur une feuille de données brutes, et le comptage par photo;
4. corriger les biais des observations par les photos;
5. intégrer les données de chaque observateur;
6. réaliser la feuille de comptage final.

#### **3.6.3.1. EXEMPLE DE TRAITEMENT PAR LA MÉTHODE DE JOLLY**

1. Calculer la largeur des bandes-échantillons et N le nombre total de transects parmi lesquels 12 transects ont été choisis au hasard

La largeur de la bande-échantillon pour ce recensement était fixée à 514 mètres à une altitude de 300 pieds.

Cependant lors du survol, le pointage à intervalle régulier du radar-altilimètre a montré que l'altitude réelle était en moyenne de 320 pieds, la largeur des bandes-échantillons est forcément différente.

Si

h = altitude choisie (300 pieds)

w = largeur choisie (514 m)

H = altitude réelle (320 pieds)

W = largeur réelle (?)

$$W = w \cdot H / h$$

$$W = 514 \times 320 / 300$$

$$W = 548 \text{ m} = 0.548 \text{ km}$$

N est le nombre total d'unités-échantillons qui est donné en divisant la ligne de base (ici 69 km) par la taille de l'unité-échantillon:

$$\text{soit } N = 69 / 0.548 = 126$$

Donc 12 transects sur 126 ont été choisis au hasard.

Le taux d'échantillonnage est donné par  $(12 / 126) \times 100 = 9.5 \%$

2. Calculer la superficie de chaque transect et la taille de l'aire de recensement

La superficie de chaque transect est obtenue en multipliant la longueur du transect par la largeur de la bande-échantillon.

$$\text{aire du transect 1} = 15 \text{ km} \times 0.548 = 8.2 \text{ km}^2$$

L'aire d'étude est obtenue par mesure sur carte par planimètre ou en numérisant la carte par un ordinateur et en l'intégrant dans un SIG (Système d'Information Géographique) qui peut calculer les surfaces. Dans ce cas-ci, la superficie vaut 2.829 km<sup>2</sup>.

## 3. Transcrire chaque observation sur une feuille de données brutes et le comptage par photo

Les données issues du dictaphone et des photos sont transcrites sur une feuille de données brutes (une pour chaque observateur). (NORTON-GRIFFITHS, 1978)

Date : 1.3.72  
Recensement : Zone Nord  
Décollage : 0725

a/c: Cessna 182  
Pilote : D.E.F.  
Atterrissage : 1235

Obs G : J.K.L..  
Obs D : X.Y.Z.

bande : 46

TR	s/u	s/st	film	sp	vis	ph	ph.c	Other Information
1	1 2 3	0750  0758	14	G G Gir Imp Imp	15 10 5 12 10	1 1 1 1 1		2 lions  Points d'eau
2	1-2 3 4 5	0800   0842		Gir Imp G T T	6 26 15 6 5	  1+2 1+1		Tous les transects en savane herbeuse
3	1  2  3 4 5 6 7 8-9 10	0855        0938		G G G G T T G G T G T Imp Gir Imp Imp Imp T T	4 7 14 16 7 3 13 11 27 3 4 24 8 26 7 46 35 7 16	  1 2   1 1 2/1/1+2 blanc  2/1 1 3 1+2  1		les deux dernières photos inutilisables noter la photo à blanc  savane boisée
4	1	0950	15	Gir G	7 3			

4. Corriger les biais des observations par les photos

Les comptages directs et par photos sont confrontés (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

Date : 1.3.72  
 Recensement : Zone Nord  
 Transect n°3

a/c: Cessna 182  
 Pilote : D.E.F.

Obs : J.K.L.  
 Côté de l'avion G

	Gnou		Girafe		Topi		Impala	
	vis	ph.c	vis	ph.c	vis	ph.c	vis	ph.c
	4	-	8	-	1	-	27	31
	7	-			3	-	26	34
	14	17			27	31	1	-
	16	19			4	-	46	manqué
	13	manqué			1	-	35	43
	11	14			16	19		
	3	-						
$\Sigma x_1$	14		8		9		1	
$\Sigma x_2$	13		-		-		46	
$\Sigma x_3$	41		-		49		85	
$\Sigma x_4$	50		-		50		108	
	0.82		-		0.86		0.79	
	16		-		-		58	
			8		53			
	80						167	

$$B = \Sigma x_3 / \Sigma x_4$$

$$\Sigma x_2 / B$$

$$y' = \Sigma x_1 + \Sigma x_4$$

$$y' = \Sigma x_1 + (\Sigma x_2 / B) + \Sigma x_4$$

Soit:

x1: nombre d'animaux contenus dans des groupes de moins de 10 individus;

x2: groupe d'animaux de plus de 10 individus qui ont été photographiés, mais qui pour certaines raisons le comptage par photos est impossible;

x3: groupe d'animaux de plus de 10 individus qui ont été photographiés, où le comptage par photo est possible;

x4 : comptage photographique de ces groupes.

5. Intégrer les données de chaque observateur

Les données corrigées des observateurs gauche et droit sont assemblées (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

Date : 1.3.72  
Recensement: Zone Nord

a/c: Cessna 182  
Pilote : D.E.F.

Obs G : J.K.L.  
Obs D : X.Y.Z

CR	Gnou			Girafe			Topi			Impala		
	G	D	total	G	D	total	G	D	total	G	D	total
1	30	28	58	5	7	12	0	2	2	28	12	40
2	18	26	44	6	11	17	11	15	26	33	18	51
3	80	35	115	8	9	17	59	51	110	167	150	317
4	73	68	141	7	5	12	45	37	82	140	182	322
5	70	81	151	11	5	16	40	49	89	26	31	57
6	74	70	144	6	0	6	35	10	45	15	18	33
7	62	69	131	5	1	6	20	22	42	9	0	9
8	65	70	135	5	6	11	29	21	50	36	28	64
9	59	45	104	4	6	10	27	20	47	2	0	2
10	62	49	111	0	1	1	16	7	23	4	0	4
11	62	68	130	0	0	0	18	12	30	0	0	0
12	66	70	136	1	0	1	23	31	54	1	0	1
Σ	721	739	1460	58	51	109	323	307	630	461	439	900

6. Traitement des données (NORTON-GRIFFITHS, 1978)

Date : 1.3.72  
 Recensement: Zone Nord  
 temps de vol total : 5 h 10 mins  
 Temps morts : 1 h 26 mins  
 temps de comptage : 3 h 44 mins  
 ligne de base : 69 km N = 126

a/c: Cessna 182  
 Pilote : D.E.F.  
 Obs G : J.K.L.  
 Obs D : X.Y.Z

hauteur réelle : 320 ft.  
 Largeur réelle : 548 m  
 Bande G : 260 m  
 Bande D : 288 m

n = 12

Superficie de la zone d'étude = 2829 km<sup>2</sup>

TR	temps min	longueur km	largeur km	Zone z	gnou y	Girafe y	Topi y	impala y
1	8	15	0.548	8.2	58	12	2	40
2	12	25	"	13.7	44	17	26	51
3	23	47	"	25.8	175	17	110	317
4	25	46	"	25.2	141	12	82	322
5	21	40	"	21.9	151	16	89	57
6	20	38	"	20.8	144	6	75	33
7	22	42	"	23.0	131	6	42	9
8	18	35	"	19.2	135	11	50	64
9	20	39	"	21.4	104	10	47	2
10	17	32	"	17.5	111	1	23	4
11	18	35	"	19.2	130	0	30	0
12	20	38	"	20.8	136	1	54	1
		$\Sigma z$		237	237	237	237	237
		$\Sigma y$			1460	109	630	900
		$\Sigma z^2$ or $\Sigma y^2$		4931	193262	1417	43868	216910
		$\Sigma z \cdot y$			30547	2143	13820	20824
		$\hat{R} = \Sigma y / \Sigma z$			6.16	0.46	2.66	3.80
		$S_y^2$			1421	39	981	13583
		$S_z^2$	23		23	23	23	23
		$S_{zy}$			156	-0.34	125	277
		$\hat{Y} = \hat{R} \cdot Z$			17427	1301	7525	10750
		$Var(\hat{Y}) = \frac{N(N-n)}{n} \cdot (S_y^2 - 2 \cdot \hat{R} \cdot S_{zy} + \hat{R}^2 \cdot S_z^2)$			445079	52883	573050	14136474
		$SE(\hat{Y}) = \sqrt{Var(\hat{Y})}$			667	230	757	3760
		Intervalle de confiance à 95% de Y = t SE (Y) out t = 2,2			± 1468	± 506	± 1665	± 8272
		Intervalle de Confiance à 95% en pourcentage de $\hat{Y}$			± 8%	± 30%	± 22%	± 77%

### **3.7. CALCULS À PARTIR DE RECENSEMENTS STRATIFIÉS**

La méthode consiste à effectuer le même processus pour chaque strate individuellement. L'estimation globale s'effectue ainsi :

1. Réaliser la somme des effectifs  $\hat{Y}$  ;
2. Réaliser la somme des variances  $\text{var}(\hat{Y})$
3. Calculer  $\text{SE}(\hat{Y})$  et IC 95 %

Exemple:

Tableau 2. Calcul à partir de recensements stratifiés

	Effectif $Y_h$	Variance $\text{var}(Y_h)$	nbre d'unités $n_h$
strate 1	4410	492810	15
strate 2	4600	835440	9
strate 3	4590	306330	21
total	13600	1634580	45

$$\text{SE}(\hat{Y}) = \sqrt{1634580} = 1279$$

$$\text{IC 95 \%} = \pm 1,96 \times 1279 = 2507$$

Pour  $n > 30$ ,  $t_{1-\alpha/2} = 1,96$  pour  $P = 0,05$  ou 95 %

### **3.8. QUELQUES COMPLICATIONS**

#### **3.8.1. Deux avions dans la même zone de recensement**

Lorsque deux avions se trouvent dans la même zone de recensement au même moment, les procédures sont identiques que citées plus haut. Le calcul de  $N$  est un peu plus compliqué. Il est préférable de calculer d'abord la véritable altitude de vol pour les deux avions et calculer ensuite une bande-échantillon moyenne pour les deux appareils (NORTON-GRIFFITHS, 1978)  $N$  est trouvé en mesurant la longueur de la ligne de base par la largeur moyenne de la bande échantillon.

Si par contre deux avions effectuent les comptages dans deux zones distinctes, il est préférable de stratifier la zone de recensement et de traiter les données des deux équipages séparément (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

#### **3.8.2. Deux avions dans des strates différentes**

Les données des deux équipages seront traitées séparément.

#### **3.8.3. Différences entre observateurs**

C'est le problème le plus difficile à résoudre à moins de le vérifier par comptage photographique. Lors d'un recensement, les observateurs devraient dénombrer chacun environ 50 % des animaux comptés. Dans le cas où l'on a 4 observateurs, 25 % des animaux devraient être comptés par chacun. De légères différences entre observateurs peuvent survenir, mais les différences importantes sont anormales.

Si par exemple un observateur dénombre 75 % des animaux comptés, c'est qu'il y a un problème lié à un des deux observateurs ou de conception du recensement. Il faut absolument déterminer la cause. Il faut d'abord vérifier si la taille de la bande-échantillon est équivalente à gauche et à droite. Si ce n'est pas le cas, un observateur peut être soumis au mal de l'air, ou avoir le soleil dans les yeux. D'autres observateurs peuvent s'être tassés sur leur siège de telle manière que la bande observée est plus large. Deux espèces peuvent avoir été confondues. Un observateur peut s'être endormi. La cause doit être déterminée, les données de l'observateur à l'origine de l'erreur doivent être écartées du traitement.

### **3.8.4. Correction des biais**

Même lorsque toutes les précautions ont été prises il se peut que les biais soient toujours présents. Si un cropping exact est nécessaire p. ex. la première étape doit être d'estimer le degré de biais acceptable. Si il représente 10% de l'erreur standard de l'estimation alors il n'affectera pas l'exactitude de l'estimation. Différentes solutions sont possibles.

#### **3.8.4.1. COMPTAGE D'UN SOUS-ÉCHANTILLON DE L'UNITÉ**

Consiste à recenser un sous-échantillon des unités-échantillon choisies dans l'échantillon initial.

#### **3.8.4.2. RECENSEMENT DE LA MÊME ZONE EN UTILISANT DES MÉTHODES DIFFÉRENTES**

Cela consiste à utiliser des méthodes différentes (comptages totaux, recensement aérien par échantillon, recensements terrestres directs et indirects) à la même période de l'année et d'en tirer des facteurs de corrections. Pour chaque espèce la méthode donnant l'estimation la plus élevée est retenue. A partir des résultats obtenus par les autres techniques des facteurs de corrections sont établis. Ainsi si par la suite, pour des raisons financières il est préférable de réaliser uniquement des recensement aérien p. ex., on utilisera pour chaque espèce un coefficient de correction.

Exemple :

Si l'année t un recensement aérien et un recensement terrestre de l'espèce x ont lieu à la même période : on compte par air 800 individus et au sol 1000 individus. Le facteur de correction est donc  $1000/800 = 1,25$ . Trois ans (t+3) après on n'effectue qu'un recensement aérien qui nous donne 1500 individus. Si le recensement aérien est réalisé dans les mêmes conditions que les années précédentes, on peut effectuer l'opération suivante :

$1500 \times 1,25 = 1875$  individus de l'espèce x : ce chiffre sera considéré comme le nombre réel cette année là.

L'idéal est d'établir des recensements sur une superficie déterminée contenant un certain nombre connu d'animaux de chaque espèce et d'y confronter les différentes techniques de comptages à la même période de l'année (MELTON, 1978 A & B) et en fonction des résultat obtenus de tirer les facteurs de corrections pour chaque espèce à partir des résultats réels.

#### **3.8.4.3. CORRECTION DES BIAIS PAR MANQUES IMPORTANT DE PHOTOS**

Si les photos se perdent , et que les biais ne peuvent pas être corrigés. La technique consiste à survoler des sous-échantillons dont les animaux seront photographiés.

#### **3.8.4.4. MÉTHODES POUR COMPARER ET AMALGAMER LES ESTIMATIONS**

##### **3.8.4.4.1. Test de la différence de deux estimations (Bailey 1984)**

Ce test permet de déterminer si deux estimations sont statistiquement différentes. Cela permet de savoir si la taille des populations a changé et donc estimer les tendances, mais aussi voir si deux méthodes donnent les mêmes résultats. Il est supposé que les deux échantillons sont obtenus de manière indépendante les uns des autres.

- Si  $n > 30$  à partir des calculs obtenus par la méthode de Jolly:

$$d = \frac{|\bar{y}_1 - \bar{y}_2|}{\sqrt{\frac{s_{\bar{y}_1}^2}{n_1} + \frac{s_{\bar{y}_2}^2}{n_2}}}$$

Afin de vérifier la différence entre deux estimations ( $\hat{Y}_1$  et  $\hat{Y}_2$ ) de la populations d est défini comme suit :

$$d = \frac{|\hat{Y}_1 - \hat{Y}_2|}{\sqrt{(\text{var}(\hat{Y}_1) + \text{var}(\hat{Y}_2))}}$$

Si  $d > 1,96$  ( $1,96 =$  valeur du  $t$  de Student à  $t_{1-\alpha/2}$  pour  $\alpha = 0,05$  donc  $5\%$  et  $n-1$  degré de liberté  $\geq 30$ ), les deux estimations sont significativement différentes à un niveau de  $5\%$ . Cette opération revient à faire un test  $t$  de Student (DAGNELIE, 1975).

- Si  $n < 30$ , dans ce cas la variable  $t$  est définie en fonction du niveau de probabilité et de la valeur de  $n$ , le nombre de degré de liberté. Si l'on suppose que les variances des estimations de la même population sont égales lors de deux comptages successifs, il est possible de combiner les variances individuelles ainsi :

$$s^2 = \frac{[\sum (y_1 - \bar{y}_1)^2 + \sum (y_2 - \bar{y}_2)^2]}{n_1 + n_2 - 2}$$

Où le dénominateur représente le nombre de degré de liberté.

La valeur observée de  $t$  s'exprime ensuite :

$$t_{obs} = \frac{|\bar{y}_1 - \bar{y}_2|}{s \cdot \sqrt{\left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}\right)}}$$

Si  $t_{obs} \geq t_{1-\alpha/2}$  pour  $n_1+n_2-2$  degrés de liberté, alors les moyennes observées sont significativement différentes.

La valeur de  $t$  sera grande si  $n$  est petit. La valeur de  $t$  tendra vers  $d$  si  $n$  est supérieur à  $30$ .

#### **3.8.4.4.2. Amalgameur deux ou plusieurs estimations indépendantes**

Si deux estimations ne sont pas statistiquement différentes, il peut être avantageux de les amalgamer de manière à obtenir un intervalle de confiance à  $95\%$  plus faible que les estimations d'origine. Soit  $\hat{Y}_i$  l'estimation de la population obtenue par le dénombrement  $i$ , et  $w_i$  l'inverse de la variance de  $\hat{Y}_i$ .

$$w_i = \frac{1}{\text{var}(\hat{Y}_i)}$$

Soit l'estimation amalgamée :

$$\hat{Y} = \frac{\sum \hat{Y}_i \cdot w_i}{\sum w_i}$$

Et

$$\text{var}(\hat{Y}) = \frac{1}{\sum w_i}$$

Exemple :

Trois recensements de Cobe de Lechwe dans la plaine de Kafue en Zambie donnent les résultats suivants (BELL & AL., 1973):

Tableau 3. Amalgame de recensement indépendants

Date	Estimation $\hat{Y}_i$	IC 95%	Précision	variance de $\hat{Y}_i$	$w_i$	$w_i \times \hat{Y}_i$
oct-70	94.075	11.451	12%	34.135.538	2,9295E-08	0,002755926
oct-71	94.215	15.958	16,90%	66.304.616	1,50819E-08	0,001420942
juin-72	93.158	21.891	23,50%	124.747.754	8,01618E-09	0,000746771
Somme					5,23931E-08	0,004923638

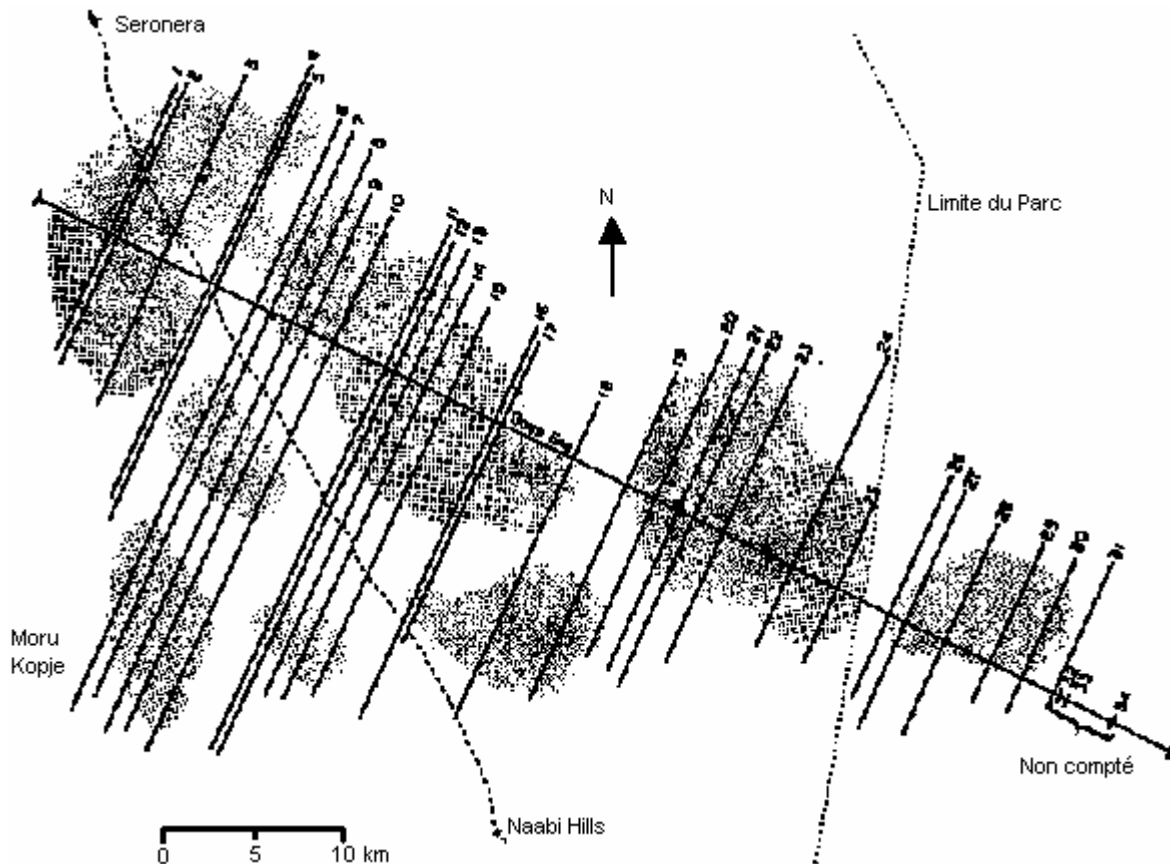
Par les formules ci-dessus et finalement par calcul de l'IC 95 % on obtient pour l'amalgame de  $\hat{Y}_i$  une valeur de  $93.975 \pm 8.563 (\pm 9,1\%)$  qui est donc plus précis et plus exact.

### 3.8.4.5. RÉOLUTION DE PROBLÈMES D'ÉCHANTILLONNAGES VARIÉS

#### 3.8.4.5.1. Manque de bonnes cartes

Le manque de carte peut dans certains cas se révéler un gros problème. Le recensement par échantillon est tout de même possible.

Le premier exemple provient du recensement des gnous du Serengeti (Carte 2). Le problème ici n'est pas dû au manque de carte mais au fait qu'il était difficile de déterminer une zone de recensement exacte. Une ligne de base suffisamment longue a été déterminée et des transects tirés au hasard ont été disposés le long de la ligne. Le transect ne débutait qu'à partir du moment où les gnous étaient observés. Si des troupeaux étaient situés au-delà de la ligne de base, celle-ci était tout simplement allongée jusqu'à ce qu'aucun groupe ne soit observé. En traitant les transects comme s'ils avaient la même longueur, une estimation valable de la population a été obtenue, même si la variance était un peu sur-estimée (NORTON-GRIFFITHS, 1973 & 1978).



Carte 2. Recensement par échantillon des gnou au Serengeti (NORTON-GRIFFITHS, 1973)

Le même type de problème s'est posé pour le comptage des cobes de lechwe en Zambie dans la plaine de la Kafue (BELL & AL, 1973). Le seul repère géographique était une rivière qui a servi de ligne de base et des transects tirés au hasard ont été disposés le long de la ligne. Le transect ne débutait qu'à partir du moment où les cobes de lechwe étaient observés. Si des troupeaux étaient situés au-delà de la ligne de base, celle-ci était tout simplement allongée jusqu'à ce qu'aucun groupe ne soit observé. Les transects étaient traités comme dans le premier exemple.

En résumé, si l'on manque de carte, on peut toujours tirer une ligne de base entre deux points reconnaissables sur le terrain (rivières, relief) la ligne de base peut être mesurée par GPS et l'on peut ensuite travailler comme dans les deux exemples ci-dessus.

#### **3.8.4.5.2. Stratifier les grands troupeaux**

Une recherche sur les topis (ou damalisque) au Serengeti recensés périodiquement a montré que les topis se répartissaient de manière assez homogène et donnaient des résultats consistants sur toute l'étendue de la zone de recensement, sauf pour un certain nombre de grands troupeaux. Lorsqu'un de ces troupeaux étaient recensés, les résultats montraient des variances très importantes et donc des résultats peu précis.

Les chercheurs ont alors décidé de recenser par échantillons les animaux répartis de manière assez homogènes et ensuite de visiter chaque grand troupeau et de les recenser totalement par photographies. On obtient ainsi deux résultats, un recensement par échantillon avec une variance et un autre provenant d'une « strate de grands troupeaux » qui est un comptage total. Le résultat global est obtenu en faisant la somme des estimations par échantillons et par comptage total et la variance du résultat global provient de la variance de l'estimation par échantillons. (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

#### **3.8.4.5.3. Stratification après recensement**

Si des transects sont disposés au hasard le long d'une ligne de base, alors cela signifie (théoriquement) que chaque transect a des densités semblables à celles de ses voisins. Des transects voisins peuvent donc être regroupés en strates sur base de leur densité ce qui occasionne une réduction de l'erreur d'échantillonnage. Dans un recensement où plusieurs espèces sont recensées différentes stratifications optimales peuvent être faites pour chaque espèce.

Cette méthode n'est pas approuvée par tous les auteurs et doit être utilisée avec prudence.

#### **3.8.4.5.4. Comptage du bétail**

La même technique peut être utilisée pour recenser le bétail. L'idéal est de recenser les troupeaux tôt le matin avant qu'ils ne se dispersent et de les photographier.

## **4. RECENSEMENTS AÉRIENS TOTAUX**

### **4.1. JUSTIFICATION**

Les comptages aériens totaux sont réalisés pour recenser des espèces particulières dont les résultats attendus doivent être plus fiables que les recensements par échantillons. Les principales espèces qui pourraient être comptées ainsi sont des espèces très grégaires et bien visibles à altitude moyenne et qui représentent des espèces importantes tant du point de vue récréatif, économique, ou de l'impact sur l'habitat tels que l'éléphant, le gnou et le buffle.

### **4.2. MÉTHODE**

#### **4.2.1. Blocs**

On divise l'aire protégée en blocs qui seront parcourus successivement le long de ligne en zig-zag. Il est nécessaire de la diviser en blocs d'environ 1.000 km<sup>2</sup> qui seront recensés par avion, ou par hélicoptère en quelques heures (GODDARD J. 1967 ; PIENAAR & AL, 1966 ; ELTRINGHAM S. K. 1972; SINCLAIR 1977 ; MELTON, 1978 A & B; MONFORT, 1979 & 80; DEJACE, 1995; CAMPBELL & BORNER, 1995 ; DOUGLAS-HAMILTON, 1996 BOUCHE 2004 A&B BOUCHE 2007) (Carte 3). Chaque troupeau ou individu observé ainsi que sa position sont notés sur une carte. Les animaux morts et vivants sont également comptés.

L'ensemble des animaux comptés représentent l'effectif total de l'aire inventoriée. Il est généralement peu probable que tous les individus aient pu être repérés. Les recensements donnent le plus souvent une estimation minimale (NORTON-GRIFFITHS, 1978; MONFORT, 1979-1980; JACHMANN, 1991, 2001, BOUCHÉ 2004 A&B BOUCHÉ 2007).

Il est recommandé de procéder à un jour d'essai avant de se lancer réellement dans le comptage de manière à limiter des erreurs dans les automatismes qui seront nécessaires lors du comptage. Il sera préférable de débiter par les blocs les moins fréquentés par les animaux et finir par les blocs supposés abriter les plus fortes densités (DOUGLAS-HAMILTON, 1996).

L'usage précis du GPS s'impose pour couvrir systématiquement tout le bloc sans le débiter ni s'arrêter avant la fin d'un bloc.

#### **4.2.2. Recherche**

Chaque bloc est survolé entre 70 et 300 m de haut à une vitesse de 130 à 160 km/h ceci pour des animaux bien visibles dans des espaces ouverts. Les zigzags devraient être orientés dans la plus petite dimension du bloc (figure 18). Si les pentes sont raides le pilote suivra les vallées de manière à permettre le comptage sur les flancs de collines Il est également possible de recenser par vol en spirale dans les cas où la végétation est très dense.

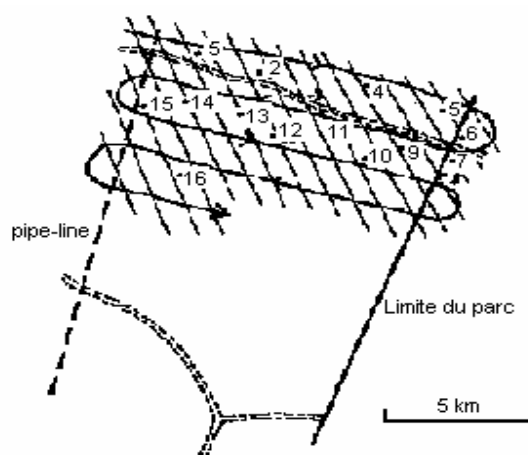


Figure 18. Recensement d'un bloc. La position des groupes est notée.

Il est également possible de suivre les fleuves ou les rivières (BOUCHÉ, 1996; DOUGLAS-HAMILTON, 1996). Le terrain est observé de part et d'autre ou de la rivière ou dans celle-ci. Le pilote dans ce cas-ci n'a pas besoin d'observer son GPS en permanence.



Carte 3. Comptage total des éléphants au PN de Tsavo (Kenya) et Mkomazi (Tanzanie) et zones annexes. La zone a été divisée en blocs comptés une escadrille de 8 avions qui ont couvert la zone de 39.000 km<sup>2</sup> pendant 5 jours (DOUGLAS-HAMILTON, 1996)

### **4.2.3. Comptage**

Les procédures à respecter sont les suivantes (NORTON-GRIFFITHS, 1978 ; DOUGLAS-HAMILTON, 1996).

Si les troupeaux ne peuvent être comptés depuis la ligne de vol, le pilote pourra la quitter pour s'approcher des troupeaux afin que l'équipage les dénombre plus facilement où prenne des photos.

Lors des recensements par hélicoptère Au PN Kruger, l'hélicoptère effectue des vols à basse altitude et divise les troupeaux en petits groupes qui sont ensuite comptés individuellement. Dans ce cas les photos sont inutiles

Si le pilote a quitté la ligne de vol, il devra la reprendre à l'endroit précis où il l'a quittée.

L'observateur avant et le pilote disposent chacun d'une carte et notent chacun la position des troupeaux à partir du GPS de l'observateur Avant (Oav). Chaque troupeau de plus de 15 individus est photographié. Le double comptage sera ainsi minimisé. La comparaison entre les estimations à l'oeil et par photos peut être réalisée.

La position avantageuse du pilote sera importante pour signaler les groupes qui passent dans l'axe de la ligne de vol.

L'Oav aura pour tâche de consigner sur fiche les données d'observations. La fiche comprendra des colonnes pour les points enregistrés (par GPS), espèce, l'estimation, n°de pellicule, prise de vue, comptage révisé et commentaires. Il faut également y noter le temps de vol heure de décollage, atterrissage. Le total des heures de vol servira à calculer le coût du comptage.

Les Observateurs arrières (Oar) auront comme tâche de repérer et compter les animaux. L'Oar devra signaler à l'Oav : le nombre suivi de l'espèce, le côté de l'avion, et l'estimation de la distance avion – animal. L'Oar doit signaler au pilote s'il désire se rapprocher du troupeau pour compter plus facilement. A son tour, l'Oav répétera à haute voix les résultats du comptage.

Si le troupeau est trop important et nécessite d'être photographié, l'Oar annoncera tout de même son estimation.

Les Oar doivent éviter d'annoncer leurs résultats en même temps.

Le pilote doit survoler le troupeau le plus bas possible et incliner l'avion de manière à ce que l'Oar aie une vue optimale.

Un dialogue type pourrait être :

*Oar 1 : Eléphant à gauche, 300 m estimation 12*

*Pilote : ceci est le point de repère 22 (pris sur GPS)*

*Oav : Eléphant à gauche, 300, nombre 12, point de repère 22*

Ou

*Oar 2 : Eléphant à droite, à 2 heures, estimation 20, veuillez poursuivre.*

*Pilote : ceci est le point de repère 23 (pris sur GPS)*

#### **4.2.3.1. TROUPEAUX COMPLEXES** (DOUGLAS-HAMILTON, 1996)

Plus la densité est importante plus le risque d'erreur est grand. Il est souvent nécessaire de quitter la ligne de vol. Bien souvent d'autres troupeaux sont repérés et mènent ensuite à d'autres etc. Après un moment il devient difficile de savoir quel groupe a été compté et celui qui ne l'a pas été. Il y

aussi risque de couper les autres lignes de vol, d'effectuer des doubles comptages et d'omettre des groupes car l'équipage pense qu'ils ont déjà été comptés !

Plusieurs méthodes peuvent éliminer ces erreurs. D'abord l'Oav doit se rappeler quel groupe a été compté, ensuite il ne faut pas trop s'éloigner de la ligne de vol initiale au risque de couper les autres.

Dans le cas de grands troupeaux complexes, le pilote prendra de l'altitude jusqu'à voir l'ensemble des groupes, et choisir un plan d'attaque systématique et établir l'ordre de comptage des groupes. Chacun devra s'en tenir strictement au plan établi.

L'Oar doit faire son comptage et attendre que l'Oav puisse lui consacrer toute son attention.

Il est préférable de laisser les troupeaux complexes et les zones de fortes densités à des observateurs expérimentés. Il est également possible d'envoyer un hélicoptère pour compter les troupeaux complexes s'il est disponible.

#### **4.2.4. Chevauchement**

Toutes les recherches sont étendues à 2 ou 3 km au-delà des limites du bloc compté. Ce qui donnera une zone de chevauchement de 4 à 6 km dans les blocs voisins. Cette zone de chevauchement sera donc comptée deux fois. La comparaison du nombre d'animaux présent dans chaque bloc avec ceux comptés dans la zone de chevauchement donnera une idée du pourcentage d'animaux manqués. (NORTON-GRIFFITHS, 1978 ; DOUGLAS-HAMILTON, 1996)

#### **4.2.5. Importance et constance des biais**

Ce type de recensement est à l'origine de deux types d'erreurs. Le premier type est dû à la proportion de l'aire d'étude non-recensée par l'observateur et le pilote de plus en plus rare avec l'utilisation du GPS. La seconde est due à la proportion d'animaux manqués par l'équipage (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

#### **4.2.6. Efficacité de comptage absolue**

Un pilote compte seul les troupeaux dans une zone déterminée. Par la suite un observateur survole la même zone et compte à son tour. On compare les comptes du pilote et de l'observateur. On envoie ensuite un second observateur qui fait le même travail. Ses comptages sont comparés entre ceux du pilote et du premier observateur et ainsi de suite. (NORTON-GRIFFITHS, 1978 ; DOUGLAS-HAMILTON, 1996)

Pour le comptage des buffles au Serengeti, à un taux de recherche de 240 km<sup>2</sup>/h, 94% des troupeaux et 89 % des solitaires ont été repérés. (NORTON-GRIFFITHS, 1978)

#### **4.2.7. Taux de recherche**

Le Groupe des Spécialiste des éléphants (Blanc & al. 2007) définit la qualité des données d'inventaire en fonction du taux de recherche allant de 1 à 3 (de la meilleure à la moins bonne) :

1. < 100 km<sup>2</sup>/h
2. entre 101 et 200km<sup>2</sup>/h
3. >200 km<sup>2</sup>/h

Un inventaire utilisant un espacement entre ligne de vol de 1 km fournit un taux de recherche situé entre 100 et 200 km<sup>2</sup>/h

#### **4.2.8. Distance entre les lignes de vols**

Une distance entre 0,5 à 3 km est généralement utilisée (NORTON-GRIFFITHS, 1978). Aucune corrélation n'existe entre le nombre d'animaux comptés dans un bloc et la distance entre les lignes de vols.

#### **4.2.9. Animaux manqués**

L'analyse des chevauchements montre que moins de 10 % des animaux connus sont manqués par l'équipage. Les nombres manqués dans les zones de chevauchement sont constants entre les recensements. On considérera donc une précision à 10 % près (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

#### **4.2.10. Estimations visuelles**

Les estimations visuelles sont généralement 20 à 40 % inférieures aux comptages par photos, d'où l'intérêt d'utiliser les deux méthodes. (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

#### **4.2.11. Mouvements et doubles comptages**

Le passage d'un troupeau d'un bloc à l'autre, ou le double comptage dans un même bloc peut facilement être corrigé par l'usage de photos qui permet de reconnaître les troupeaux et de les localiser. (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

#### **4.2.12. Autres facteurs**

Les erreurs peuvent être dues à trop peu de photos, des fautes de comptage des photos, mauvaises heures de la journée, animaux solitaires et les troupeaux en végétation dense (les biais de ce type sont faibles et constants) (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

En résumé il est impératif de (NORTON-GRIFFITHS, 1978):

- diviser la zone de recensement en blocs;
- d'indiquer à l'avance les lignes de vol sur la carte ainsi que les positions des différents troupeaux rencontrés;
- photographier les groupes de plus de 15 individus;
- de compter les animaux dans une zone de chevauchement entre les blocs;
- la durée de survol de chaque bloc doit être enregistrée;
- des tests doivent être entrepris afin de définir l'efficacité de chaque observateur.

### **4.3. APPUI ET TRAVAIL AU SOL** (DOUGLAS-HAMILTON, 1996)

Les activités de l'équipage en vol sont éprouvantes surtout quand le travail est effectué jour après jour. Il est donc recommandé d'avoir une équipe d'appui au sol qui se chargera de toutes les activités de routine comme le ravitaillement en carburant, le transport vers le terrain d'aviation, l'hébergement et les repas. Le tout doit être organisé afin de causer un minimum de tracas aux équipages.

Le personnel au sol devra également transférer les données des GPS sur ordinateurs, imprimer les lignes de vol et enregistrer les observations des points de repère, recueillir les fiches de données, les pellicules photos en vérifiant qu'il n'en manque pas, trier et classer les données selon les équipages, les jours et les blocs.

Il n'est pas toujours possible de prendre des notes propres et lisibles pendant le vol. Les Oav devront donc se réserver une heure après chaque journée de vol pour mettre à jour les données de la journée. Les fiches de données et les cartes de vol devront être mises au propre afin qu'elles soient lisibles par tout ceux qui veulent les consulter. Après vérification des données de vol initiales, les Oav doivent transférer sur une carte propre toutes les indications concernant les espèces et le nombre d'individus (ou nombre estimé d'individus). L'idéal serait d'imprimer cette carte à partir des données du GPS en indiquant distinctement la trajectoire de vol et le nombre de points de repère.

Ensuite, l'Oav n'aura plus qu'à rattacher les données sur les espèces, à chaque point de repère. Un simple code ou marquage en couleur peut être utilisé pour chaque espèce. Pour les comptage de Tsavo, il est d'usage d'utiliser un numéro entouré d'un cercle pour les éléphants, un

carré pour les buffles, une croix pour les éléphants morts et une croix dans un cercle pour les éléphants morts récemment.

Ces activités de mise à jour doivent absolument être faites le jour même où les données ont été recueillies, pendant que les impressions de la journée sont encore fraîches en mémoire.

Après avoir imprimé les emplacements, bloc par bloc, des groupes d'éléphants, il faut vérifier attentivement les informations afin d'éliminer les double-comptages. Ceci est très facile avec le GPS. Même quand on ne dispose pas d'ordinateurs ou de SIG, les données peuvent être rassemblées à la main, ainsi qu'il a été fait pour tous les comptages à Tsavo et Kruger, où des informations sont recueillies ainsi depuis des décennies.

En cas d'observations où des points GPS ont été enregistrés pour les éléphants se trouvant à une certaine distance des observateurs, une correction par un programme ordinateur peut facilement se faire. Par cette correction le point de repère peut être transposé à sa position correcte.

#### **4.4. Analyse** (Douglas-Hamilton, 1996)

Quand les données ont été compilées selon les instructions ci-dessus, elles formeront un rapport permanent pour l'avenir. Les feuilles de contrôle devront être copiées dans des tableaux et les données concernant chaque espèce pourront être compilées bloc par bloc. Depuis l'avènement du des SIG il est possible de combiner sur un tableau les points de repère GPS avec les données sur les espèces et obtenir ainsi une base de données SIG sur les observations.

Ce système permet un éventail plus large d'analyses géographiques, en relation avec d'autres facteurs introduits dans la base de données. Par exemple, les effectifs et les densités d'animaux peuvent être cartographiés et résumés sur des grilles de mailles différentes, en comptant par cases ou par d'autres unités de surface. Les distributions d'éléphants peuvent également être mises en relation avec des facteurs tels que le degré de protection, l'habitat, l'utilisation du sol, la densité des populations humaines, ou la proximité de routes ou de rivières. La pratique courante est de résumer les résultats en comptant les cases, ce qui révèle les grandes modifications des distributions, ou les tendances d'une année sur l'autre.

Il est possible de calculer les corrections à apporter aux données à partir des cases expérimentales. Le degré d'une insuffisance de compte peut être évalué à partir de quatre sources différentes (DOUGLAS-HAMILTON, 1996):

- I) Des comptages totaux répétés dans la même case à des intensités de repérage différentes: la différence entre la case étudiée à une intensité normale et à une forte intensité donne l'insuffisance de compte.
- II) Des comptages totaux en série effectués par plusieurs avions dans la même case: La différence entre le nombre obtenu par toutes les équipes donne l'insuffisance de compte.
- III) Comparaison des données obtenues par comptage total et comptage par échantillonnage, si cela a été fait sur une longue période de temps: le comptage par échantillonnage effectué à une intensité plus forte donnera un chiffre plus élevé et la différence donnera aussi l'insuffisance de compte.
- IV) Les éléphants morts peuvent servir d'indicateurs pour la mortalité relative de l'espèce, aussi bien pour la période des 12 mois précédents que pour des périodes plus longues. On pense que seulement un éléphant mort sur trois à un éléphant mort sur cinq sont effectivement repérés (DOUGLAS - HAMILTON, 1996).

Pour ce dernier point on distingue plusieurs catégories (DOUGLAS - HAMILTON, 1996) :

1. Frais : carcasse avec chair sous la peau, corps gonflé, liquides putrescents encore humides au sol : carcasses de moins de 3 semaines
2. Récente : Carcasses de moins d'un an repérable par la pourriture autour du corps dont les liquides de décompositions ont détruits la végétation. La peau est encore présente sur les os. Les os sont peu éparpillés, sauf dans les régions à forte densité de prédateurs.
3. Vieux : squelette, os blancs bien visibles, pas de pourriture sur le sol ou alors la végétation a repris. Dans les régions aride, la peau pourra encore être présente sur les os, mais aura disparu dans les régions plus humides: éléphants morts depuis plus d'un an.

4. Très vieux : Os commencent à se fêler et deviennent gris. Vu d'avion ils sont difficiles à voir, ils ne représentent plus un ensemble distinct. Les os peuvent conserver cet aspect pendant dix ans ou plus mais presque tous auront disparus après 7 ans

Les deux premières catégories sont réunies pour l'analyse et sont nommées « récent » les deux autres sont nommées « vieux ». La proportion de carcasses « récentes » par rapport à la population vivante est représentative de la mortalité de l'année précédente.

Les taux de mortalité réels ne peuvent donc pas être calculés par rapport au nombre d'éléphants estimés. Le nombre de "mort récemment" par contre, est un indicateur précieux de la mortalité annuelle qui varie selon la région et d'année en année. Le "taux de carcasses" peut également servir d'indicateur utile de la mortalité sur une certaine durée de temps ou entre régions. Le calcul se fait en divisant tous les morts par les morts plus les vivants. On a constaté qu'il y a une grande variation entre régions et on a utilisé ces résultats comme indice des « effets relatifs du braconnage » ou d'autres causes de mortalité (DOUGLAS-HAMILTON, 1996).

## **5. RECENSEMENT DES HIPPOPOTAMES**

Cette espèce n'est pas toujours prise en compte dans les recensements. Cette espèce se trouve le plus souvent dans l'eau pendant la journée, il est logique que les observateurs ne les recensent pas. Cette espèce est cependant très intéressante du point de vue récréatif, économique (viande, ivoire) et écologique (fertilisation de l'écosystème aquatique) Le recensement des hippopotames doit faire l'objet d'une opération en soi. Il existe différentes techniques:

- Comptages à pied :

Cette technique a souvent été utilisée pour recenser les hippopotames (VERHEYEN, 1954 ; BOURLIÈRE & VERSCHUREN, 1960). La technique consiste à suivre la berge des rivières et la rive des lacs et de compter les individus. Il est préférable de choisir la saison sèche tous les animaux se concentrent dans des « pools » qui contiennent encore suffisamment d'eau et dans les rivières principales, ce qui réduit sensiblement les recherches. L'observateur terrestre intègre mentalement une série d'informations successives dont le résultat dépend fortement de lui. Certains observateurs comptent certains animaux deux fois (DELVINGT, 1978). Ce risque est d'autant plus élevé que le groupe observé est grand. De plus l'angle de vision est presque horizontal et il y a un risque que certains individus soient cachés par d'autres et soient manqués (DELVINGT, 1978). Le recensement pédestre (ou par barque) est beaucoup plus sujet à caution et la variabilité des résultats est plus grande (DELVINGT, 1978). A quelques exceptions près (zone de pilotage difficile, secteurs arborés, faible nombre d'animaux) le recensement terrestre ne sera pas retenu (DELVINGT, 1978).

- Comptages par voie d'eau :

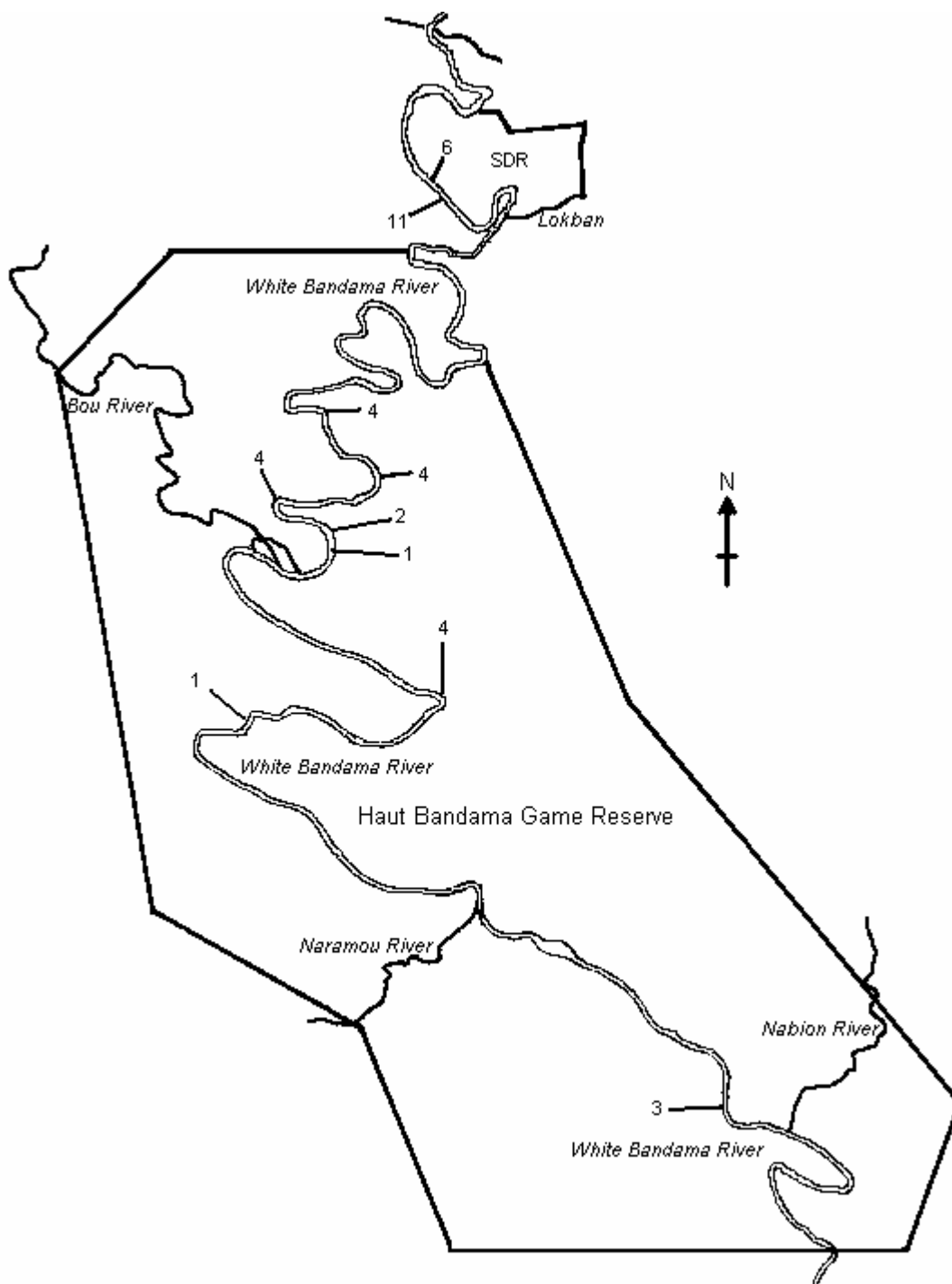
Elle consiste à suivre le cours de la rivière à bord d'un canot ou d'une barque et de compter les individus observés (ATTWELL 1963 ; BOUCHÉ, 1999). Cette méthode est très lente pour couvrir de grandes distances et est soumise aux mêmes remarques que pour le comptage terrestre.

- Comptage par air :

Il se réalise en utilisant un avion, un ULM ou mieux un hélicoptère (DELVINGT 1978 ; BOUSQUET., 1984B;VILJOEN 1995 ; BOUCHÉ, 1996) (carte 4). La technique consiste à suivre la rivière à l'altitude la plus basse possible de manière à recenser les animaux sous la frondaison de la galerie forestière. L'usage de l'ULM, plus maniable et moins rapide ou mieux, l'hélicoptère qui peut faire du surplace est très appréciable. Ce dernier étant souvent coûteux. L'ULM, si le vent est suffisant permet même de faire du surplace.

Du fait des méandres accentués de certains cours d'eau, il n'est parfois pas possible de placer l'aéronef au raz de l'eau. Dans ce cas le pilote maintiendra l'avion juste au-dessus de la canopée de la galerie forestière. Il y a cependant un risque de manquer des individus situés sous les frondaisons des arbres qui surplombent le cours d'eau.

Face à l'aéronef, les animaux se montrent tout d'abord curieux et lèvent la tête, puis à l'approche de l'appareil, plongent. Il est également possible de les compter sous l'eau. Il est préférable de choisir la saison sèche pour les recensements d'hippopotames car l'écoulement des rivières est faible ce qui occasionne moins de turbidité et permet d'observer les animaux sous l'eau, de plus à cette saison le niveau d'eau est très faible et tous les animaux se concentrent dans des « pools » qui contiennent encore suffisamment d'eau et dans les rivières principales, ce qui réduit sensiblement les recherches. (BOUCHÉ, 1996).



Carte 4. Distribution des hippopotame dans la Réserve du Haut-Bandama et le Ranch de Sourougou Dinga (SDR). Côte d'Ivoire.

- Comptages par photos :

Lorsque la population est très importante (plusieurs milliers à dizaine de milliers d'individus) les techniques précédentes sont inadéquates car elles sous-estiment toutes le nombre réel (DELVINGT, 1978). La technique consiste alors à réaliser des photos par avion des différentes zones de rivières et des lacs. Un échantillon de photos représentatif est tiré au hasard et les animaux observés sur photos sont comptés. Cet échantillon est extrapolé à la totalité des cours d'eau et des rives des lacs.

### **5.1. RECENSEMENT DE GRANDES POPULATIONS D'HIPPOTAMES** (DELVINGT, 1978)

Après analyse du rythme journalier des plongées et de surfaces et de l'influence du vent et donc des vagues sur le rythme de plongée des hippopotames, DELVINGT (1978 ; 1985) a montré qu'au Parc National de Virunga, la meilleure période pour recenser les hippopotames s'étale entre 6h30 et 8h30 en l'absence de vent donc sans vagues.

A partir des quatre méthodes citées plus haut, les deux premières ont été éliminées car leur lenteur ne permettaient pas de :

- Réaliser un dénombrement entre 6h30 à 8h30 ;
- Réaliser des recensements en peu de temps sur des superficies assez importantes que pour éliminer les erreurs dues aux migrations locales.

Par ailleurs certains endroits étaient inaccessibles en barque ou à pied.

L'usage de l'avion s'est donc imposé. Après de multiples essais les conclusions suivantes ont été tirées :

1. L'avion doit être très lent. Un Piper Super Cub a été spécialement utilisé à cet effet. Actuellement l'usage d'un ULM pourrait être intéressant.
2. La hauteur de vol doit se situer entre 250 et 300 pieds soit 75 à 91 m. Au dessus il est difficile de voir les animaux et en-dessous il est difficile de suivre les méandres parfois accentués des rivières.
3. La fatigue des recensements directs est importante et la variabilité d'un observateur à l'autre peut être grande et donc le choix de la photo s'est avéré le plus fiable.
4. L'utilisation d'un appareil 6x6 a été préférée à celle d'un appareil 24x36.
5. Les film utilisés était des films sensible de 20 DIN qui permette de photographier dans des conditions de faibles luminosités.

La technique utilisée fût la suivante :

1. La zone d'étude (le Parc National) a été divisée en 6 zones (ou blocs) en fonction du réseau hydrologique ;
2. Chaque zone a été subdivisée en secteur (unité échantillon) délimitée par des limites géographiques facilement repérables par le pilote ;
3. Dans les plus grandes zones, des secteurs types représentatifs des conditions moyennes de chaque zone ont été choisis ;
4. Les relevés photographiques ont été réalisés entre 6h30 et 8h30. L'observateur/photographe est situé derrière le pilote dans l'avion et photographie les animaux. La fenêtre était complètement relevée ;
5. Pour les zones dont seuls les secteurs types étaient recensés, chaque séance débutait par un relevé par photos des secteurs types correspondants. En cas de résultats très différents des résultats précédents (vagues), le vol était remis à un autre jour.
6. Le pilote signalait à l'observateur, le début de chaque secteur ;
7. Le photographe notait, le n° de secteur, l'heure exacte, et photographiait tous les groupes du secteur. A la demande du photographe le pilote revenait en arrière ou exécutait les manœuvres jugées nécessaires.
8. En fin de parcours le pilote revenait en arrière et le photographe comptait et notait les hippopotames isolés.

9. Le pilote exécutait ensuite un troisième passage et avertissait l'observateur de l'arrivée du secteur suivant.
10. Un rapport de vol était ensuite rédigé lors du retour au sol. (heure, date, pilote, obs, nbre de photos, n° chargeurs photos etc...)
11. Les négatifs étaient développés le jour même et examinés à la lumière de manière à pouvoir recommencer le lendemain en cas de mauvais résultats.
12. Les positifs étaient développés dès que possible au laboratoire de la station de recherche du Parc. Le format utilisé était 21 x 21 cm
13. Les comptages se faisaient à l'œil nu ou à la loupe binoculaire si nécessaire, par deux observateurs indépendants. En cas de désaccord les photos étaient réexaminées.

L'étude comparative des résultats des recensements pédestres et par photos aériennes montre qu'aucune des deux méthodes ne permet de comparer les résultats dans des conditions de comptages différents. Dans certains secteurs, les comptages à pieds étaient supérieurs aux comptages aériens tandis que dans d'autres l'inverse apparaissait. Les raisons étaient multiples (conditions d'observations en vol ou à terre, rendus des photos de qualité médiocre dans certaines conditions etc. ...).

### **5.1.1. Calcul des densités réelles**

#### **5.1.1.1. COMPTAGE PAR PHOTOS AÉRIENNES**

Le principe d'estimation des densités s'est effectué comme suit :

Soit un hippopotame dans une mare. Si  $p$  est le temps passé en plongée et  $s$  le temps passé en surface on a :

$$R = \frac{\sum s}{\sum s + p} = \frac{\bar{s}}{\bar{s} + \bar{p}}$$

Si l'on photographie la mare, la probabilité d'observer cet hippopotame sur la photo est égale à  $R$ .

Soit  $X$  hippopotames dans une mare. Leurs activités (plongées et séjour en surface) sont indépendantes. Si l'on photographie la mare et que l'on compte les animaux sur la photo, on effectue  $x$  expériences aléatoires identiques à chacune desquelles sont associés deux événements exclusifs « en plongée » et « en surface ». Le schéma de la probabilité correspond au schéma de Bernouilli (DAGNELIE, 1973). Soit  $y$  le nombre d'hippopotames comptés sur la photo. Statistiquement  $y$  peut varier de 0 à  $X$  et à chacune de ces valeurs correspond une probabilité  $P_y$  telle que :

$$P_y = C_x^y \cdot R^y \cdot (1 - R)^{x-y}$$

Cette équation caractérise une distribution binomiale de moyenne :

$$\bar{y} = X \cdot R$$

et de variance :

$$\sigma_y^2 = X \cdot R \cdot (1 - R) \approx s_y^2$$

La moyenne de  $y$  peut être obtenue en photographiant  $n$  fois le même secteur, ou la même mare, d'où :

$$\bar{y} = \frac{\sum y}{n} \quad \text{et} \quad s_y^2 = \frac{\sum y^2}{n} - \bar{y}^2$$

A partir des équations établies précédemment on peut en déduire que :

$$1 - R = \frac{s_y^2}{X \cdot R} = \frac{s_y^2}{\bar{y}}$$

$$R = \frac{\bar{y} - s_y^2}{\bar{y}}$$

$$X = \frac{\bar{y}^2}{\bar{y} - s_y^2}$$

Finalement selon le Prof Steyaert :

$$\sigma^2(x) = \left[ \frac{\bar{y}^2}{(\bar{y} - s_y^2)} \right]^2 \cdot s_{s_y^2}^2 + \left[ \frac{2 \cdot \bar{y}}{\bar{y} - s_y^2} - \frac{\bar{y}^2}{(\bar{y} - s_y^2)^2} \right] \cdot s_y^2$$

Equation dans laquelle

$$s_{s_y^2}^2 = \frac{2 \cdot (s_y^2)^2}{n}$$

$$s_{\bar{y}}^2 = \frac{s_y^2}{n}$$

Exemple :

Sur 11 relevés par photos on dénombre y: 395 – 398 – 373 – 388 – 397 – 393 – 379 – 372 – 390 – 383 – 370 :

La moyenne de y : 384,4

$s_y^2$  : 88,29 ;

R = 0,77

$\sigma^2(x) = 4.434,93$

L'auteur a constaté que la valeur calculée de R était nettement plus élevée que celles trouvées par observations ( $0,05 < R_{obs} < 0,53$ ). Ceci est le résultat de l'interférence de l'avion avec le phénomène observé. L'hippopotame est attiré par le bruit de l'avion, émerge puis éventuellement plonge. Si l'avion vole haut le bruit parvient à l'animal bien avant que l'avion soit à sa verticale. S'il plonge effrayé, l'observateur ne le verra pas. Si le vol se fait à faible hauteur, l'observateur aura plus de chance de le voir.

De plus l'indépendance stochastique des activités de plongées et de surface n'est pas toujours réalisée pour des groupes importants. Il suffit d'une plongée brutale pour parfois entraîner une fuite généralisée.

Si l'eau est claire, l'hippopotame reste visible sous l'eau jusqu'à une certaine profondeur. Un hippopotame qui a plongé brutalement laisse à la surface un cercle de vaguelettes caractéristique. Le phénomène observé est donc plus complexe que ne le décrit la formule. D'autres phénomènes n'ont pas été pris en compte comme les conditions d'observations ( ombres portées etc. ...).

Malgré toutes ces limitations l'auteur estime que la valeur calculée de 1/R soit  $1/0,80 = 1,25$  constitue un facteur de correction qui multiplié par les résultats de comptages sur photos donne un indice valable de la population. Les résultats obtenus avec cet indice ont été testé sur des petits nombres d'hippopotames et donne une estimation proche de la réalité mais légèrement inférieure.

### **5.1.1.2. RECENSEMENT PAR ÉCHANTILLONS DE PHOTOS AÉRIENNES**

1. Etablissement des densités relatives (forte, moyenne, faible) ;
2. Stratification en fonction des densités ;
3. Comptages de n unités-échantillons choisies au hasard dans chaque strate (soient X les valeurs trouvées) et à l'aide de photos (soient y les valeurs trouvées).

### **5.2. EXPRESSION DES RÉSULTATS**

A partir de ces recensements, les résultats peuvent être exprimés de deux manières. Soit on présente les résultats sous forme de nombre d'hippopotames par km de rivière, soit on les exprime en densité. On calcule ensuite l'aire effectivement utilisée en multipliant la longueur de rivière par la distance qui sépare la berge des pâturages d'hippopotame (OLIVIER & LAURIE, 1974, DELVINGT 1978, ELTRINGHAM, 1999). Cette dernière technique est plus difficile à mettre en œuvre car elle implique de suivre les pistes jusqu'aux pâturages utilisés par les hippopotames mais elle est très intéressante pour l'aménagiste.

## **PARTIE 3. RECENSEMENTS TERRESTRES DIRECTS**

Les recensements terrestres peuvent soit se réaliser à pied, soit à bord d'un véhicule. Le recensement terrestre est limité par les capacités de franchissement du véhicule ou du marcheur (falaise, marais, rivières ...).

L'avantage des méthodes terrestres est qu'il est possible de s'arrêter instantanément afin d'observer des détails et de faire des comptages précis que ne permettent pas nécessairement les recensements aériens.

Il faut cependant retenir que les animaux sont généralement peu effrayés par les véhicules alors qu'ils le sont souvent à l'apparition des hommes (WALTHER, 1969; SCHALLER, 1972; VERSCHUREN, 1993).

Le grand désavantage des recensements terrestres est que le taux de couverture du sol (km<sup>2</sup>/h) est faible et peu adapté pour le comptage sur de grandes superficies.

Il est nécessaire de se munir au minimum d'une boussole et d'un topofil ou mieux d'un GPS, d'un télémètre, d'une paire de jumelles, d'un toit ouvrant sur le véhicule.

### **1. RECENSEMENTS PAR BLOCS**

Ce type de comptage est intéressant car il permet de localiser chaque troupeau d'une même espèce sur des blocs de quelques centaines de mètres de côté, exactitude inégalée avec les recensements aériens, et de mesurer ainsi l'activité territoriale, sexuelle, l'existence de leks etc. (MONFORT & MONFORT, 1974; MONFORT, MONFORT & RUWET, 1973; MONFORT N, 1972, 1974, 1979, 1980; D'HUART, 1978; NORTON-GRIFFITHS, 1978). Elles sont également utilisées pour étudier la dynamique des populations (sex-ratio, structure par âge, femelles enceintes...) (SINCLAIR & GRIMSDALL, 1982).

#### **1.1. RECENSEMENT À L'AIDE DE RABATTEURS**

Cette technique consiste à ratisser une zone bien définie (D'HUART, 1978). Des hommes marchent parallèlement et sont espacés de 30 à 40 mètres selon l'habitat. Il restent en contact vocal. Le bruit produit par ce rang d'homme a pour effet de faire fuir les animaux. Les participants sont tenus de noter l'espèce observée la catégorie d'âge (mâle, femelle, juvénile) mais surtout l'heure et la direction de fuite, afin d'éliminer les doubles comptages. Cette technique est valable pour des zones de petite taille et à condition de disposer de suffisamment de personnel compétent et motivé.

### **2. RECENSEMENT TERRESTRE PAR TRANSECTS**

Ces techniques ont été largement utilisées dans des zones où l'usage de l'avion est inefficace de par la densité des habitats (D'HUART, 1978; BOUCHÉ, 1996 & 1999), de par la topographie du terrain (VANDE WEGHE, 1998), trop dangereux ou non valide pour de petites espèces qui se prêtent mal aux recensements par air (MDUMA, 1995; BOUCHÉ & AL. 2000).

Afin d'exécuter les mêmes transects d'une année à l'autre dans le cadre d'un suivi écologique à long terme p. ex. (long-term ecological monitoring), il est **impératif de marquer les transects** pour plusieurs années (peinture sur les arbres, plaques métalliques) (LAMPREY, 1964; BOUCHÉ, 1996). Ce travail est laborieux mais indispensable. On veillera cependant à maintenir la ligne de transect dans l'état le plus naturel possible. Il faut veiller à ne pas tracer de véritables pistes qui pourraient être utilisées par d'autres personnes ou même par des animaux, ce qui biaiserait les estimations.

## **2.1. ELABORATION D'UN RECENSEMENT TERRESTRE**

### **2.1.1. Recensement pédestre (Bouché & Lungren 2004 Bouché 2006, 2008)**

#### **2.1.1.1. EQUIPE**

Une équipe de recensement est généralement composée d'un chef d'équipe et de deux observateurs. Le chef d'équipe sera en charge de l'enregistrement des données tandis que les observateurs seront en charge de détecter et appuyer le chef d'équipe dans le comptage, l'identification et la composition des troupeaux. L'équipe se déplacera en file indienne le plus silencieusement possible le long des transects. Si le transect n'est pas marqué, l'orienteur se chargera de suivre le cap de préférence à la boussole avec **vérification** au GPS (et non l'inverse). Il faudra tenir compte de la déclinaison magnétique lors de l'usage de la boussole. Les observateurs se chargeront uniquement du recensement. Il est recommandé d'inclure dans chaque équipe un riverain pour deux raisons : les riverains sont souvent de meilleurs observateurs que les étrangers à la région, c'est aussi un moyen de les impliquer au programme de conservation. Un membre de l'équipe sera armé chargé de la protection du groupe.

Il est essentiel que l'orienteur sache lire et écrire, aie une bonne connaissance de l'usage des GPS, et qu'un des observateurs aie une formation scientifique et soit capable d'utiliser un télémetre, une boussole et un appareil photo. Un minimum d'une paire de jumelle par équipe est également nécessaire.

#### **2.1.1.2. MATÉRIEL**

Pour le recensement chaque équipe devra au moins disposer, d'un télémetre, d'une boussole, d'une paire de jumelle, si possible d'un GPS ordinaire mais à grande autonomie (2 piles AA pour 16 heures ou 4 pour 30 heures), une radio d'une carabine de gros calibre et munitions.

Ne pas oublier une provision d'eau suffisante pour l'équipe, et une petite réserve de nourriture.

L'organisation devra veiller à disposer d'une réserve de pile suffisante (3 jeux de piles par appareil). L'idéal sont les accumulateurs rechargeables si l'on dispose d'une source de courant électrique au campement ou de rechargement par panneau solaire. A noter que l'autonomie est souvent plus faible avec ces accumulateurs.

#### **2.1.1.3. PLANIFICATION**

L'équipe coordination sera chargée de définir le plan de recensement. Celui-ci devra tenir compte de deux facteurs :

1. Chaque transect n'excèdera pas 12 km de manière à ce qu'ils soient aisément parcourus pendant les premières heures de la matinée.
2. Le début et la fin de chaque transect (ou du moins le début et la fin du parcours) coïncidera avec une piste le long de laquelle circuleront les véhicules chargés de positionner et récupérer des équipes. Le début et la fin de chaque transect sera matérialisé par une plaque métallique qui correspondra au point de rendez-vous avec le véhicule

Une semaine à l'avance, d'effectuer la vérification du matériel (télémetres, boussoles, jumelles, GPS, piles), de former les équipes durant 1 à 2 jours. Avec un écartement entre transects de 2 km il faut compter une couverture de 150 à 160 km<sup>2</sup>/jour.

Préalablement au recensement, une formation ou recyclage de deux jours sera dispensée de manière à former les chefs d'équipe à l'usage des instruments (GPS, boussoles, télémetre ou estimation visuelle des distances) et le remplissage des fiches de données. Chaque chef d'équipe devra faire la preuve de ses capacités à utiliser le matériel, par un test en fin de formation.

Les équipes sont ensuite constituées et restent en principes inchangées. Chaque équipe reçoit un numéro. Le plus souvent une dizaine d'équipe sont alignées. Il est toujours préférable d'engager une

équipe complète en plus qui pourra remplacer au pied levé une équipe en difficulté (malade ou blessé). Ces équipes tourneront à tour de rôle.

#### **2.1.1.4. PARCOURS QUOTIDIEN**

Il est fortement recommandé de parcourir les transects pendant les heures fraîches de la journée correspondant au pic d'activités des animaux soit entre 6h et 9h30 du matin période où il y a plus de chance de les voir. Il faut donc que les équipes ne parcourent pas plus de 12 km de transects par jour. Au delà de 10 km la concentration des observateurs est nettement réduite par la fatigue de la marche du à la chaleur par le fait que les animaux se réfugient à l'ombre d'où ils sont moins visibles.

#### **2.1.1.5. SÉCURITÉ**

Chaque équipe devra avoir un minimum de connaissances du comportement des animaux face à l'homme et de l'attitude à adopter dans une telle situation. Aucun des membres ne doit jamais quitter le groupe quoiqu'il arrive. Le groupe reste la meilleure protection de chacun des membres l'équipe. En cas d'accident l'ensemble de l'équipe restera à proximité du blessé jusqu'à l'arrivée des secours, l'idéal est de munir chaque équipe d'une radio portable. L'équipe ne devra pas quitter le transect sans en référer au camp par radio. Dans tous les cas l'équipe devra disposer d'une carabine de grande chasse, d'une réserve suffisante d'eau, d'allumettes et un couteau qui permettra la survie du groupe au cas où il se perd.

#### **2.1.1.6. INTENDANCE**

Une équipe restera à la base (fixe ou mobile) et se chargera de l'intendance (préparation des repas, gestion du camp), de ramener les équipes du terrain vers la base, et de rester en contact radio avec les équipes. Elle se chargera aussi d'entretenir le matériel (recharge des piles GPS et télémètres) et d'intégrer les données des différentes équipes dans l'ordinateur. Elle se tiendra prête à tout moment avec des véhicules 4 x 4, un ULM ou un hélicoptère si disponible, pour porter secours aux équipes qui le nécessitent.

#### **2.1.1.7. BRIEFING/DEBRIEFING**

Au retour à la base, les chefs d'équipes remettent leur fiche du jour signée et leur GPS à l'organisateur. Celui-ci consigne les fiches dans un classeur et télécharge les points du GPS sur SIG. Les GPS sont ensuite déchargés et le transect du lendemain est chargé sur le GPS.

Dans l'après-midi, un debriefing a lieu. Chaque chef d'équipe présente les résultats du jour explique les difficultés rencontrées de manière à les corriger. Le parcours GPS est analysé et les déviations par rapport au transect sont constatées et les consignes sont rappelées par le coordinateur.

Le coordinateur attribue ensuite le ou les transects pour le lendemain et informe chaque chef d'équipe des repères topographiques particuliers (rivière, routes, collines etc...). Les transects sont attribués de manière à assurer une équité entre équipes (ne pas attribuer tous les longs transects à la même équipe chaque jour).

Enfin le coordinateur informe chaque chauffeur, qui dispose d'une carte, du parcours à réaliser le lendemain et des endroits (matérialiser par les plaques métalliques) où ils doivent déposer et récupérer les équipes qu'ils auront à transporter.

Le lendemain à entre 4h00 et 5h00 du matin un appel est réalisé et les équipes sont invitées à monter dans les véhicules chargés de les transporter.

### **2.1.2. Recensement par véhicule**

#### **2.1.2.1. EQUIPE**

Idéalement, minimum trois personnes sont requises par véhicules. Un chauffeur et minimum deux observateurs (un gauche, un droit). Le chauffeur est chargé de suivre le cap au GPS tandis que

les observateurs s'occupent du décompte des animaux. Le chauffeur roule à une vitesse comprise entre 10 et 15 km/h voire moins en hors-piste et s'arrête à la demande des observateurs.

Il est essentiel que le chauffeur aie une bonne connaissance de l'usage des GPS si le transect n'est pas marqué, et que les observateurs aient une formation scientifique et soient capables d'utiliser un télémètre, une boussole et un appareil photo. Un minimum d'une paire de jumelle par équipe est également nécessaire.

### **2.1.2.2. MATÉRIEL**

Pour le recensement chaque équipe devra au moins disposer, d'un télémètre, d'une boussole, d'une paire de jumelle, d'un GPS ordinaire avec câble allume-cigare et un véhicule 4x4 équipé pour placer les yeux des observateurs à 2,5 à 3m du sol (POILECOT & AL 1991, BOUCHÉ 2004B), une radio.

Ne pas oublier une provision d'eau suffisante pour l'équipe, et une petite réserve de nourriture.

### **2.1.2.3. PARCOURS QUOTIDIEN**

Il est conseillé que les équipes parcourent les transects uniquement lors des pics d'activités des animaux en évitant les heures chaudes : le matin entre 6h00 et 11h00 et le soir entre 15h30 et 17h30.

### **2.1.2.4. INTENDANCE**

Une équipe restera à la base (fixe ou mobile) et se chargera de l'intendance et de rester en contact radio avec les équipes.

## **2.2. ENREGISTREMENT DES DONNÉES**

Les paramètres à enregistrer dépendent des objectifs recherchés. Globalement les paramètres à enregistrer peuvent être les suivants :

### 1. Généraux sur toutes les fiches !!!

1. Date
2. Heure début et de Fin
3. Météo
  1. >30°C
  2. 21 - 30°C
  3. < 21
  4. couverture nuageuse 0 – 1/3 ;
  5. 1/3 – 2/3 ;
  6. 2/3 – complète ;
  7. pluie
4. Observateurs
5. N° appareil photo
6. N° de film et de photos par rapport aux observations

Avant chaque comptage : n° de transect, , heure début et de fin de transect

## **2. Observations**

**La position par GPS et l'heure sont requises pour chaque observation**

- A. Animaux
1. Espèce ;
  2. Nombre ;
  3. Composition de groupe (sexe, catégories d'âge)
  4. Habitats fréquentés
  5. Activités
    1. Boire
    2. Manger
    3. Pâture
    4. Brouter
    5. Coucher

6. À l'ombre
7. Debout
8. Courir
9. Marcher
10. Interactions sociales
6. Distance de l'eau
  1. 0 – 2 km
  2. 2 – 4
  3. 4 – 6
  - etc...
7. Carcasse.

B. Habitat :

1. Type
  1. Savane herbeuse
  2. Sav arbustive
  3. Sav arborée
  4. Sav boisée
  5. Forêt claire
  6. Forêt dense
  7. Gallerie forestière
  8. Inselberg
  9. Rivière/lac
2. Niveau de croissance de la savane
  1. Nouvelles pousses
  2. Montaison
  3. Épiaison non-mature
  4. Épiaison mature
  5. Fleurs mortes/feuilles vertes
  6. Feuille 0 - 25% sèche
  7. Feuilles 25 – 50 %
  8. Feuilles 50 – 75 %
  9. Feuilles 75 – 100 %
3. Niveau de pâturage
  1. Non-Paturé
  2. Sommet des feuilles/fleurs
  3. Feuilles à mi-hauteur
  4. Feuilles basses
  5. Tiges
4. Hauteur des herbes
  1. < 10 mm
  2. 10 – 20 mm
  3. 20 – 30 mm
  - etc ...
5. Couvert herbeux
  1. 75% ;
  2. 50 – 75 % ;
  3. 25 – 50% ;
  4. 1 – 25 % ;
  5. 0%.
6. Verdure des arbres et phénologie ;
7. Zones brûlées ;
8. zones cultivées ;
9. Verdeur des cultures .  
(Pour les points 6 à 9 estimation entre 0 et 100 %)

C. Eau:

1. Pas d'eau
2. Eau disponible uniquement pour le bétail ;
3. Disponibilité limitée –toutes espèces
4. Disponibilité illimitée – toutes espèces
5. Détrémpé
6. Inondation

D. Impacts humains :

1. Huttes ;
2. Campements ;
3. Villages (nombre d'habitations) ;

4. Activités
5. Cultures ;
6. Friches ;
7. Bétail (espèce, estimation) ;
8. Homme isolé.

Pratiquement :

Si seul le recensement des animaux est requis, seuls les paramètres généraux et les données du point A sont pris en compte selon les procédures spécifiques à la méthode choisie.

Si une étude de suivi écologique à long terme (long-term ecological monitoring) est requise alors les points B à D seront pris en compte en plus du point A.

Pour les points A, C et D, les données seront collectées au fur et à mesure qu'elles sont observées.

Pour le point B, la collecte des données se fait comme suit. Sur les transects choisis au hasard (ou systématiques) des points sont choisis à intervalle régulier (ex tous les 200 m pour un transect de 10 km) ou les variables environnementales du point B sont notées (WESTERN & GRIMSDELL, 1979). Il est bien évident que dans ce cas les transects doivent être durablement marqués de manière à être parcouru dans les mêmes conditions.

Il est toujours préférable d'enregistrer les données sur des fiches types plutôt que d'utiliser un dictaphone lors des recensements pédestres. La voix peut porter très loin et donc influencer la distribution des animaux. Moins on parle mieux cela vaut ! Par ailleurs, interdiction formelle de fumer ! Lors de recensement par véhicule le dictaphone peut être utilisé.

La position GPS ou le niveau sur le transect sera toujours notée entièrement pour chaque observation.

## **2.3. MÉTHODES DE RECENSEMENTS**

Il existe différentes méthodes de recensements terrestres. Elles consistent à déterminer le profil de visibilité, soit l'espace qui sera balayé par l'oeil de l'observateur.

### **2.3.1. Transect en bande (strip transect)**

#### **2.3.1.1. TRANSECT À LARGEUR FIXÉE (FIXED WIDTH, VARIABLE FIXED WIDTH TRANSECT)**

La méthode à largeur fixée (fixed width) consiste, le long d'un transect à fixer une distance de visibilité à 300 mètres p. ex. de part et d'autre de la ligne de transect (figure 19.). L'espace où les animaux sont dénombrés correspond à une superficie d'une largeur de 600 mètres et d'une longueur égale à celle du transect (figure 19.).

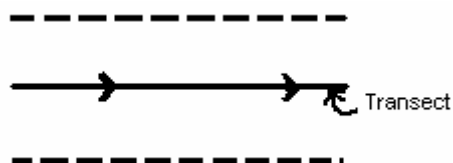
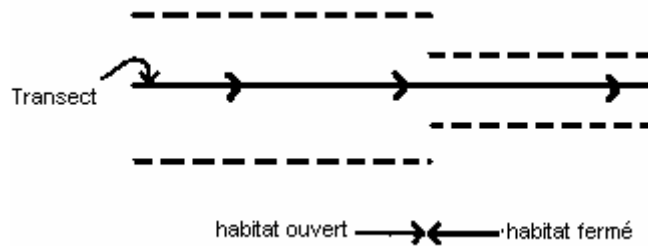


Figure 19. Transect à largeur fixée NORTON-GRIFFITHS (1978)

Une variante est la méthode à largeur fixée variable (variable fixed width) consiste à fixer une distance de visibilité qui va varier en fonction de la densité des habitats. P. ex. dans une savane ouverte la distance de visibilité sera fixée à 300 mètres de part et d'autre du transect et dans un milieu plus fermé la distance de visibilité sera fixée à 100 mètres de part et d'autre du transect (figure 20)



(NORTON-GRIFFITHS, 1978 ; BOUCHÉ, 1999).

Figure 20. Transect à largeur fixée variable NORTON-GRIFFITHS (1978)

Les méthodes de transect à largeur fixée ont l'avantage de ne pas être sujettes aux biais (NORTON-GRIFFITHS, 1978). Cependant, elles ne tiennent pas compte du fait que la probabilité d'observation d'un animal décroît avec la distance perpendiculaire.

En tenant compte du fait que les animaux de petites tailles (céphalophes, phacochères, mangoustes, primates, ...) sont moins visibles, pour ceux-ci une distance minimale peut être retenue en fonction de la densité des habitats (BOUCHÉ, 1999). Pour les espèces plus grandes (guib harnaché, cobe de Buffon, waterbuck, rouanne, ...) une distance de visibilité plus grande peut être fixée (BOUCHÉ, 1999).

La distance par rapport au transect est vérifiée grâce à un télémètre. Les animaux situés hors de la largeur fixée ne sont pas retenus dans les comptages. Le traitement est réalisé par la méthode de Jolly

### **2.3.1.2. TRANSECT À PROFIL DE VISIBILITÉ FIXÉ (FIXED VISIBILITY PROFILE)**

Cette technique a été fréquemment utilisée (MONFORT, 1973; NORTON-GRIFFITHS, 1978; BOUCHÉ, 1996, LAMPREY, 1964).

Le profil de visibilité est mesuré à chaque fois que l'observateur avance le long du transect et que la densité de la végétation change (BOUCHÉ, 1996). La technique consiste à envoyer une personne perpendiculairement au transect jusqu'à ce qu'elle soit hors de vue. La distance est mesurée grâce à un topofil (figure 21.). Ce travail reste fastidieux. Le traitement est réalisé par la méthode de Jolly.

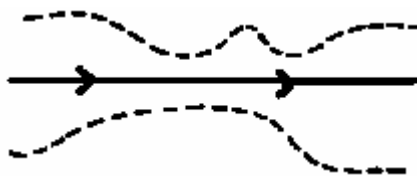


Figure 21. Transect à profil de visibilité fixé NORTON-GRIFFITHS (1978)

NORTON-GRIFFITHS (1978) remarque que pour cette méthode, c'est le profil de visibilité d'une personne et non d'un animal qui est retenu et qu'aucune étude n'a démontré que l'on puisse assimiler le profil de visibilité d'une personne à celui d'espèces animales de tailles différentes.

NORTON-GRIFFITHS (1978) souligne le fait que le profil maximal de visibilité est établi pour des animaux de grandes tailles et non pour les plus petits. Afin de pallier à ce problème des profils de visibilité pour les grandes espèces différents des petites espèces peuvent être établis.

NORTON-GRIFFITHS (1978) souligne que le profil de visibilité peut changer en fonction des régimes des feux et des pluies qui ne sont pas constants d'une année à l'autre.

### **2.3.2. Transect en ligne (line transect)**

Cette technique utilise la mesure de la distance perpendiculaire d'un animal par rapport à un transect (BURNHAM & AL, 1980; BOUSQUET, 1984; BUCKLAND & AL. 1993 ; DUNHAM K., 1994; JACHMANN, 1991 & 1996; SINSIN & AL, 1998, BOUCHÉ & LUNGREN 2004, BOUCHÉ 2006 A& B, BOUCHÉ 2007A & B) (Figure 22). Cette technique nécessite de mesurer pour chaque animal observé le long d'un transect :

- la distance entre l'observateur et l'animal :  $r$ ,
- l'angle entre la ligne de transect et la ligne joignant l'observateur à l'animal  $\theta$ , et ceci exactement où l'animal a été vu pour la première fois.

Il est ensuite possible par trigonométrie de calculer la distance perpendiculaire entre l'animal à la ligne de transect :  $x$ , par la formule :

$$x = r \cdot \sin \theta$$

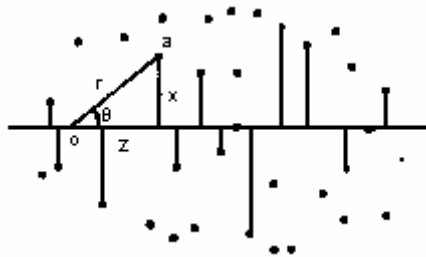


Figure 22. Acquisition des données par un transect en ligne

Cette distance perpendiculaire sera utilisée pour calculer la superficie et donc la densité d'animaux.

La distance  $r$  entre l'animal et l'observateur s'obtient grâce à une mesure prise par télémètre. Il existe deux types de télémètres :

- des télémètres optiques :  
Le principe consiste à effectuer une visée de l'objet choisit par un seul oculaire. L'image provient de deux lentilles qu'il suffit de régler avec une molette jusqu'à ce que les images des deux lentilles se superposent exactement. Ces télémètres ne sont pas faciles d'usage pour le néophyte et requièrent une expérience suffisante pour pouvoir faire des relevés fiables et rapides, généralement jusqu'à 200 ou 300 m. Le télémètre optique donne une précision de moins en moins grande au fur et à mesure que la distance augmente.
- des télémètres électroniques :  
Le principe consiste à effectuer une visée de l'objet choisit et à presser une touche qui déclenche l'émission d'un rayon laser infrarouge à une vitesse déterminée. Une fois réfléchi sur l'objet, il est capté instantanément par le télémètre et la distance s'inscrit dans le viseur. Ces télémètres sont facile d'utilisation pour tout un chacun et peuvent servir de jumelle (grossissement 4x). Les mesures peuvent être faites jusqu'à 900 m de l'objet (pour certains télémètres) voire plus si l'objet est brillant. Ce type de télémètre coûte 400 Euro.

L'angle  $\theta$  s'obtient en prenant une mesure précise de l'angle à la boussole. Il est dans ce cas préférable de se munir d'une boussole munie d'une bague graduée coulissante et d'un viseur. Leur prix est d'environ 50 à 100 Euro.

#### **2.3.2.1. HYPOTHÈSES DE BASES**

La plupart des modèles d'estimation ont été élaborés à partir des hypothèses de base suivantes (BURNHAM & AL, 1980 ; BUCKLAND & AL. 1993):

1. Les animaux ou objets (représentés par des points) à dénombrer sont distribués selon un processus stochastique, donc au hasard ;
2. Les transects sont des lignes de longueur  $L$  déterminées, distribués au hasard dans la zone à inventorier ;

3. Les animaux ou objets situés sur la ligne de transect sont toujours détectés (ils sont vus avec la probabilité 1) ;
4. Les animaux sont immobiles au moment où ils sont observés ; ils n'ont pas bougé avant d'avoir été détectés et aucun n'est compté deux fois (Dans le cas où les animaux ont été observés en train de fuir, les mesures doivent se référer à la première position observée) ;
5. Les distances et les angles sont mesurés exactement, sans arrondi, ni erreur de mesure ;
6. Chaque observation est un événement indépendant.

En pratique, il n'est pas nécessaire de poser des hypothèses (qui pourraient être erronées) quant à la distribution spatiale des objets (point 1), pourvu que les transects soient disposés au hasard (BURNHAM & AL, 1980 ; BUCKLAND & AL. 1993).

Dans le cadre des méthodes les plus couramment utilisées (estimateurs robustes, non paramétriques), seules les hypothèses 2 à 5 sont véritablement importantes. Les points 3 et 4 sont inhérents à la méthode choisie (BOUSQUET, 1984 A & B). Afin de répondre autant que faire ce peut aux conditions précédentes, il est nécessaire que :

1. Les inventaires soient réalisés avant que la rareté des points d'eau et la chaleur de la mi-journée n'affectent la distribution et la détectabilité des animaux (période idéale au Burkina Faso : janvier entre 6h00 et 10h00). Le grégarisme des grandes antilopes et des buffles suggère de porter les observations sur les groupes.
2. L'échantillonnage peut-être systématique ou au hasard. Dans le premier cas, seul le premier transect est tiré au hasard.
3. Les équipes de recensement doivent être numériquement aussi légères que possible (3 personnes par équipe), progresser en silence et maîtriser l'usage des instruments (boussole , télémètre et GPS) ;
4. Dans le cas d'animaux en fuite, l'un des membres de l'équipe recherche la première position observée de l'animal ou du troupeau (empreintes) et notamment le centre géographique du troupeau. La mesure est effectuée sur sa personne par l'autre membre de l'équipe resté sur le transect au point d'observation.

### 2.3.2.1. FONCTION DE DÉTECTION

Les données provenant d'un transect en ligne se résument à un ensemble de mesures de distance et d'angle. Afin d'estimer l'abondance d'animaux, il est nécessaire de disposer d'un modèle conceptuel qui lie les données aux paramètres d'abondance à estimer. L'idée de base sous-jacente d'un tel modèle général est que la probabilité de détecter un animal diminue quand la distance qui sépare cet animal du transect augmente. Mathématiquement, cette idée est représentée par une fonction (ou courbe)  $g(x)$ , appelée fonction de détection (d'un animal p ex) (figure 23 et 24)

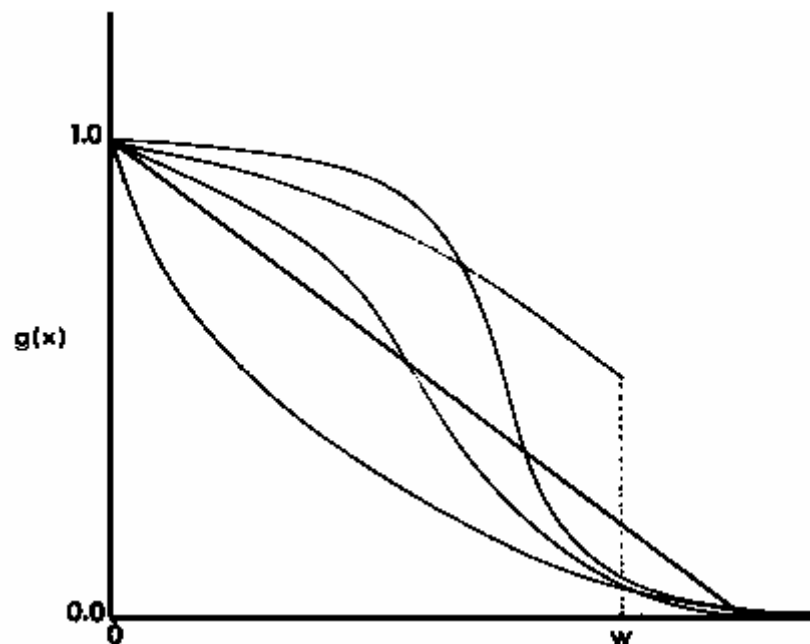


Figure 23. Représentation des différentes formes possibles que peut prendre la courbe de détection  $g(x)$ . Pour une des courbes, seules les données entre 0 et  $w$  seront collectées : c'est ce que l'on appelle une troncature des données. (BURNHAM & AL, 1980)

La fonction  $g(x)$  est la probabilité d'observer un objet ou un animal donné, situé à une distance perpendiculaire  $x$  de la ligne de transect. Ou encore la fonction  $g(x)$  définit la probabilité des points comme une fonction de leur distance les séparant de la ligne de transect.

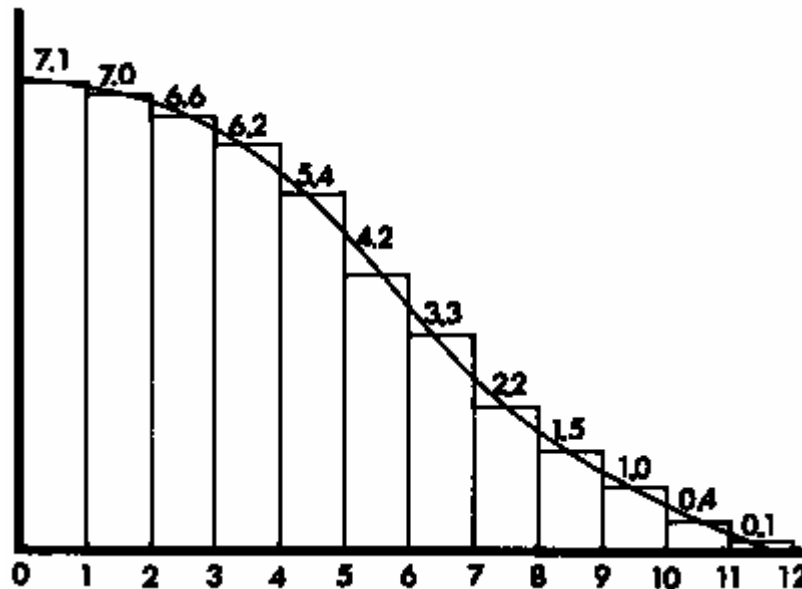


Figure 24. Histogramme de données de distances perpendiculaires théoriques (attendu) donc idéal . L'axe des ordonnées représente le nombre d'individus. (BURNHAM & AL, 1980)

Nous pouvons donc déduire que si le point (animal ou objet) est situé juste sur la ligne de transect (distance = 0), la probabilité d'observer le point est égale à 1. Mathématiquement  $g(0) = 1$ .

Il faut souligner que la fonction  $g(x)$  pour une aire d'étude donnée ne sera pas toujours la même. Elle pourra être influencée par un grand nombre de facteurs (expérience des équipes, météo, période de la journée et de l'année, taille des groupes, espèce, sexe, etc. ...).

### 2.3.2.2. ESTIMATION DE LA DENSITÉ

La densité pour une espèce donnée s'exprime comme suit:

$$\hat{D} = \frac{n}{\hat{S}}$$

D: densité en nombre d'individus/ km<sup>2</sup> ou ha;  
 n: nombre d'individus de l'espèce considérée;  
 S: superficie en ha ou km<sup>2</sup>.

où

$$\hat{S} = 2 \times L \times \hat{a}$$

Le calcul de la densité est donné par la formule générale suivante:

$$\hat{D} = \frac{n}{2 \cdot L \cdot \hat{a}}$$

D: densité

L: longueur du transect  
 a: la demi largeur effective du transect

où

$$a = \int_0^w g(x)d(x)$$

Dans cette équation  $w$  représente la distance perpendiculaire maximum à laquelle les observations ont été réalisées. La distance  $w$  peut être théoriquement finie ou infinie, mais en pratique  $w$  sera pris comme la plus grande valeur acceptable des distances perpendiculaires de l'échantillon. On a ainsi une ligne de transect de longueur  $L$  et de largeur  $2w$  centré sur la ligne de transect (figure 25). On retient  $w \geq w^*$  pour l'analyse.

$w$  = plus grande valeur réelle des distances perpendiculaires.  
 $w^*$  = plus grande valeur acceptable des distances perpendiculaires.

Parallèlement à l'existence de la fonction de détection d'un objet (individu p ex), ou  $g(x)$ , existe une fonction de détection de la densité d'un animal p. ex., notée  $f(x)$ . Cette fonction est liée à  $g(x)$  par l'équation suivante :

$$f(x) = \frac{g(x)}{a}$$

A noter que les courbes de  $g(x)$  et  $f(x)$  ont exactement la même forme.

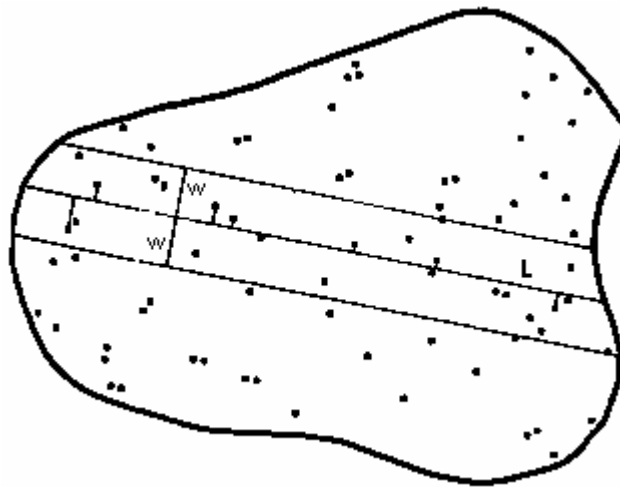


Figure 25. Représentation schématique d'un échantillon par transect en ligne de longueur  $L$  avec les limites finies,  $w$ . (BURNHAM & AL, 1980)

Selon notre première hypothèse (les animaux sur la ligne de transect sont vus avec une probabilité maximale = 1)  $g(0) = 1$  et donc :

$$f(0) = \frac{1}{a}$$

Et donc :

$$\hat{D} = \frac{n \cdot \hat{f}(0)}{2 \cdot L}$$

### 2.3.2.3. CARACTÉRISTIQUES MAJEURES D'UN ÉCHANTILLONNAGE PAR TRANSECT EN LIGNE

#### 2.3.2.3.1. Données tronquées

Les transects sont parfois parcourus avec une distance d'observation fixée ( $w$ ) perpendiculaire à la ligne de transect ou dans d'autres cas si  $w = \infty$  et  $w^* \leq w$ , tel que toutes les distances supérieures à  $w^*$  ne sont pas prises en compte dans l'analyse des données. Les données sont donc tronquées à partir d'une valeur supérieure à  $w$  ou  $w^*$  (figure 23). Il y a moyen de traiter les données sans troncatures, cependant il est préférable de ne pas tenir compte des données aberrantes. Certains modèles nécessitent cependant que le point de troncature  $w^*$  soit définis (séries de Fourier).  $w^*$  peut aussi être pris comme la plus large distance perpendiculaire, afin qu'aucune donnée ne soit perdue. L'exemple ci-dessous (tableau 4), illustre ce propos. Les valeurs de  $x =$  à 90 ou 100 sont extrêmes et une troncature de ces données est à recommander avant l'analyse.

Tableau 4. Données de distances perpendiculaires. Exemple de données qui justifient couramment une troncature des données et le groupement. La taille de l'échantillon est 197;  $x$  représente les distances perpendiculaires;  $n_x$ : la fréquence de cette distance. Les distances ont été enregistrées au pied près (0,3048 m) (BURNHAM & AL, 1980).

x	$n_x$		x	$n_x$
0	33		24	2
3	3		25	8
4	1		27	30
5	4		30	22
6	3		32	2
7	2		33	2
8	3		35	5
9	2		36	4
10	17		38	1
11	1		40	5
12	8		42	2
14	2		45	1
15	14		47	2
16	1		48	2
17	1		50	3
18	10		52	1
20	11		54	2
21	4		66	2
22	3		90	1
23	1		100	1

#### 2.3.2.3.2. Groupement des distances perpendiculaires

Il est parfois difficile de mesurer précisément la distance perpendiculaire (en vol p ex), et donc les données sont regroupées en catégories de distance (0 à 50 m; 51 à 100 m, ...). Si  $c_i$  représente une catégorie définie de distances perpendiculaires  $i$  à la ligne de transect et que pour  $k$  catégories de distances nous avons  $0 < c_1 < c_2 < c_3 < \dots < c_k \equiv w$ . Les données de bases sont les fréquences des points qui tombent dans chaque classe de distance. Si  $n_i$  = nombre de points compris dans la classe de distance  $i$  correspondant à l'intervalle  $(c_{i-1}, c_i)$  (figure 26 & 27).

A noter que  $c_0 = 0$  mais aussi  $w = c_k$  peut être fini ou infini. Finalement, l'échantillon total est :

$$n = \sum_{i=1}^k n_i$$

Figure 26. Données du tableau 2 groupées en 14 intervalles de taille égale (BURNHAM & AL, 1980).

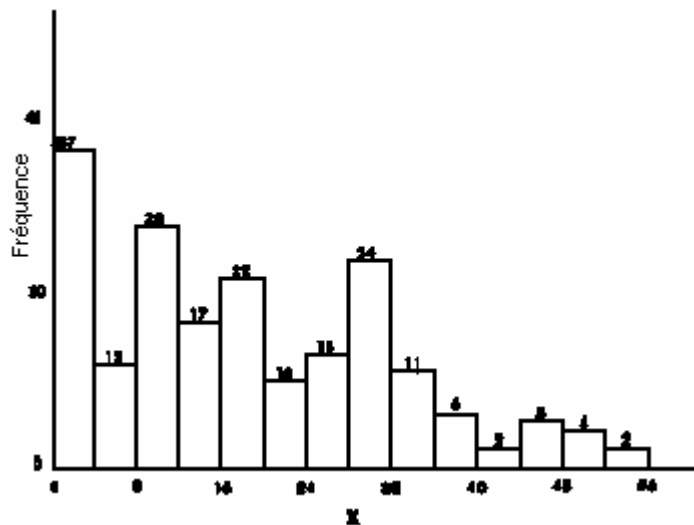


Figure 27. Données du tableau 2 groupées en 7 intervalles de taille égale (BURNHAM & AL, 1980).

### 2.3.2.3.3. Lignes répliquées

Il est rare qu'un recensement par transect en ligne soit composé d'une seule ligne de transect. Généralement plusieurs lignes de transect sont établies dans l'espace et le temps. Si  $l_1, \dots, l_R$  représentent les longueurs de R répliques de transect, alors la longueur totale  $L = l_1 + \dots + l_R$ . Il est cependant préférable d'enregistrer les données séparément pour chaque transect.

Pour un transect  $i$  quelconque, la densité du transect  $i$  s'exprime comme suit:

$$\hat{D}_i = \frac{n_i \cdot \hat{f}_i(0)}{2 \cdot l_i}$$

- $D_i$ : densité du transect  $i$
- $n_i$ : nombre d'individus comptés dans le transect  $i$
- $f_i(0)$ : valeur de  $f(0)$  pour le transect  $i$
- $l_i$ : longueur du transect  $i$

L'estimation de la densité totale  $D$  pour R transects s'exprime comme suit:  
où

$$\hat{D} = \frac{\sum_{i=1}^R (l_i \cdot \hat{D}_i)}{L} = \frac{\sum_{i=1}^R [n_i \cdot \hat{f}_i(0)]}{2 \cdot L}$$

$$L = \sum_{i=1}^R l_i$$

D'où la variance de l'estimation  $D$ :

$$\text{var}(\hat{D}) = \frac{\sum_{i=1}^R l_i \cdot (\hat{D}_i - \hat{D})^2}{L \cdot (R - 1)}$$

L'erreur standard de l'estimation de D:

$$\hat{SE}(\hat{D}) = \sqrt{\text{vâr}(\hat{D})}$$

L'intervalle de confiance à 95 %:

$$\hat{D} \pm t_{1-\alpha/2} \cdot \hat{SE}(\hat{D})$$

La valeur de  $t_{1-\alpha/2}$  est pris pour R – 1 degré de liberté (voir table de Student);  $t = 1.96$  si  $n \geq 30$

Dans le cas où l'on ne disposerait que de peu d'observations qui empêche le calcul d'estimations solides  $f_i(0)$ , il est préférable de regrouper toutes les données (distances perpendiculaires) obtenues pour chaque espèce et chaque zone d'inventaire sera traitée séparément.

#### **2.3.2.3.4. Animaux ou objets groupés**

Certains animaux apparaissent le plus souvent en groupe (troupeaux d'antilopes, de buffles). Dans ce cas le groupe doit être traité comme l'objet d'intérêt principal. Les mesures (distances et angles) se rapportent au centre géométrique du groupe. La densité peut facilement être déterminée. Afin de connaître la densité des individus, il suffit de multiplier la densité des groupes  $D_g$  par le nombre moyen d'individus en groupe.

Le calcul de la densité des groupes par la formule suivante :

$$\hat{D} = \bar{s} \cdot \hat{D}_g$$

Dans laquelle  $\bar{s}$  est la moyenne des tailles des troupeaux composant l'échantillon et sa variance est donnée par :

$$\text{vâr}(\bar{s}) = \frac{\sum (s_i - \bar{s})^2}{n \cdot (n-1)}$$

Il est ensuite nécessaire de passer de la variance de la densité des groupes à celle de la densité des individus :

$$\text{vâr}(\hat{D}) = \hat{D}_g^2 \cdot \text{vâr}(\bar{s}) + \bar{s}^2 \cdot \text{vâr}(\hat{D}_g) + \text{vâr}(\bar{s}) \cdot \text{vâr}(\hat{D}_g)$$

#### **2.3.2.3.5. Données complémentaires**

Concernent les données tels que, la composition des groupes, sexe, âges, taille des individus, météo ...

#### **2.3.2.3.6. Variabilité de la probabilité d'observation**

La probabilité d'observation des animaux sur un même transect peut varier d'un recensement à l'autre ou d'un moment à un autre pour diverses raisons (fatigue des observateurs, météo différente, l'heure, la taille des groupes, ...).

#### **2.3.2.3.7. Asymétrie de la fonction de détection**

Il n'est pas nécessaire que la fonction de détection aie la même courbe de part et d'autre de la ligne de transect. Il est supposé que les données sont traitées sans référence au côté de la ligne duquel l'animal a été vu.

#### 2.3.2.4. DÉFINITION DE CERTAINS TERMES

- Estimateur ou modèle robuste : estimateur de la densité  $D$  est robuste s'il ne dépend pas de quelque hypothèse que ce soit concernant la forme de la courbe de  $f(x)$ . Ou encore que l'estimateur est capable de s'ajuster aux diverses allures prises par la fonction  $f(x)$ .
- Approche paramétrique : pose que  $f(x)$  fait partie des courbes de probabilité de détection de forme connue mais dépendante d'un paramètre inconnu  $\theta$ ;
- Approche non paramétrique : aucune supposition n'est faite quant à la distribution spécifique concernant les variables aléatoires à l'étude. Il sont plus « robustes » que les estimateurs paramétriques mais sont moins précis.

#### 2.3.2.5. TAILLE DE L'ÉCHANTILLON

La taille de l'échantillon ne doit pas être trop importante de manière à ne pas être trop lourde à analyser, ni trop faible, ce qui causerait une erreur d'échantillonnage trop importante. D'un point de vue pratique un minimum de 40 données sont requises et de préférence entre 60 et 80 données.

La détermination de la taille de l'échantillon nécessite d'avoir une idée assez précise de la valeur de la densité comme fonction de la longueur de la ligne de transect. 2 équations sont nécessaires :

$$E(n) = \frac{2 \cdot L \cdot D}{f(0)}$$

$E$  qui désigne l'espérance mathématique du nombre d'unités-échantillons  $n$ , et

$$(cv(\hat{D}))^2 = \frac{\text{var}(n)}{(E(n))^2} + \frac{(\text{var} \hat{f}(0))}{(f(0))^2}$$

Qui représente le coefficient de variation ( $cv$ ) de l'estimation de  $D$ .

En première approximation on peut écrire:

$$\begin{aligned} \text{var}(n) &= a_1 \cdot n \text{ et} \\ \text{var}(\hat{f}(0)) &= \frac{(f(0))^2 \cdot a_2}{n} \end{aligned}$$

Ces relations ont été confirmées par l'expérience. Les constantes  $a_1$  et  $a_2$  sont des paramètres inconnus et sont indépendants de  $n$ ,  $L$  et  $f(0)$ . En remplaçant  $E(n)$  par  $n$ , on a :

$$(cv(\hat{D}))^2 = \frac{1}{n} \cdot [a_1 + a_2] = \frac{b}{n}$$

Où  $b$  est un paramètre inconnu.

La considération principale consiste à déterminer un coefficient de variation de l'estimation de  $D$  spécifique comme, 0,2 ; 0,1 ; 0,05 (20, 10, et 5 % respectivement). Sans la connaissance de  $b$ ,  $n$  ne peut être connu. Même si  $n$  est connu la longueur du transect  $L = n \cdot f(0)/2D$  ne peut être résolue que si  $D$  et  $f(0)$  sont connus. Toutes ces informations peuvent provenir d'une étude pilote ou d'une étude précédente.

Soit une étude pilote menée sur un transect de longueur  $L_1$ .  $n_1$  objets ont été observés avec

$$cv(\hat{D}) = \frac{SE(\hat{D})}{\hat{D}}$$

Cette information peut être utilisée pour calculer  $b$  et obtenir le rapport :

$$\frac{2 \cdot L_1}{n_1} = \frac{\hat{f}(0)}{\hat{D}}$$

Ainsi la valeur du cv de l'estimation de  $D$  peut être utilisée. Il est facile d'en tirer  $L$  et  $n$ .

Exemple :

Une étude pilote  $L_1 = 4$  km ou  $n_1 = 33$  et cv de l'estimation de  $D = 0,3$  ou 30 % alors,

$$b = n_1 \cdot (cv(\hat{D}))^2 = 33 \times (0,3)^2 = 3$$

Si le but est d'estimer  $D$  avec un cv de 10 % alors,

$$n = \frac{b}{(cv(\hat{D}))^2} = \frac{3}{(0,1)^2} = 300$$

La longueur de la ligne peut être résolue ainsi :  $(L/n) = (L_1/n_1)$  dans cet exemple :  $L/300 = 4/33$ , et donc  $L = (300 \times 4)/33 = 36,4$  km.

A partir des équations ci-dessus on peut estimer  $L$  :

$$L = \frac{b}{(cv(\hat{D}))^2} \cdot \left( \frac{L_1}{n_1} \right)$$

Les valeurs de  $b$  et  $(L_1/n_1)$  sont obtenues par l'étude pilote. Ce dernier rapport peu varier de manière importante d'une étude à l'autre. L'expérience montre qu'une étude pilote où 5 à 10 objets sont vus le long de  $L_1$  suffit à déterminer la taille de l'échantillon. Il suffit de répartir quelques transects au hasard et les parcourir jusqu'à ce que 10 objets soient observés en utilisant la même valeur de  $w$  que dans l'étude proprement dite.

Pour déterminer  $b$  par une étude pilote, il est nécessaire de disposer de 40 données et toute la rigueur d'une véritable étude. Heureusement  $b$  est stable et peut typiquement varier entre 2 et 4. L'étendue d'utilisation par l'expérience montre que c'est entre 1,5 et 3 qu'il est le plus efficace. Il est le plus conservatif pour  $b = 3$ , acceptable pour 2,5, et risque la sous-estimation pour  $b = 1,5$ .

Pour une ligne d'1 km ou 5 objets ont été vus, si  $b = 3$

$$L = \frac{3}{(cv(\hat{D}))^2} \cdot \left( \frac{1}{5} \right)$$

$$L = \frac{0,6}{(cv(\hat{D}))^2}$$

Bien souvent on ne dispose pas d'assez de moyen pour réaliser un recensement optimal, il faut alors calculer le cv de l'estimation de D.

$$cv(\hat{D}) = \sqrt{\left(\frac{0,6}{10}\right)} = 0,24$$

Ou 24%, dans certains cas cette variation sera inacceptable.

### **2.3.2.6. CRITÈRES POUR L'ESTIMATION ROBUSTE DE F(0)**

Six critères de robustesse ont été décrits (BURNHAM & AL. 1980) de manière à sélectionner les différents modèles proposés pour estimer la densité D. Chaque modèle doit être soumis à ces critères dans l'ordre !

1. Robustesse du modèle (model robustness) ;
2. Robustesse de regroupement des strates (pooling robustness) ;
3. Critère de la courbe de détection (shape criterion) ;
4. Efficacité de l'estimateur (estimator efficiency) ;
5. Troncature des données (Data truncation) ;
6. Regroupement des données (Data grouping).

Les quatre premiers critères se réfèrent au modèle indépendamment des données, tandis que les deux derniers se réfèrent aux propriétés des données, indépendamment du modèle d'estimateur choisi.

#### 1. Robustesse du modèle

Le modèle est robuste s'il est suffisamment flexible pour s'ajuster aux diverses allures prises par la fonction  $f(x)$  et ne dépend pas d'hypothèses injustifiées concernant la forme spécifique de  $f(x)$ .

#### 2. Robustesse de regroupement des strates

Le premier critère n'est pas suffisant pour réduire le nombre de modèles proposés. Le deuxième critère de  $f(x)$  indique que l'estimateur devrait être robuste aux variations de la probabilité de détection. Ces variations peuvent être des facteurs indépendants de l'espèce, ils sont liés à la météo, à la fatigue des observateurs, à la période de l'année etc. ... soit relatifs à l'espèce: agrégation des individus, sexe, âge, ...

La plupart des études sont constituées par plusieurs transects parcourus pendant un certain intervalle de temps, par différentes équipes. Pour toutes ces conditions et celles citées plus haut, la fonction de probabilité de détection variera. L'estimateur doit donc être robuste à toutes ces variations et donc ne pas en être affecté.

#### 3. Critère de la courbe de détection

Afin de réduire encore le nombre de modèles proposés, ce 3<sup>ème</sup> critère doit être respecté, à savoir que la forme de la courbe  $g(x)$  ou  $f(x)$  devrait montrer un « plateau » près de la ligne de transect, c'est à dire que la courbe prenne une allure sigmoïde à partir de la ligne de transect (figure 24). Cette forme est logique puisque le nombre d'observations près du transect devrait être plus important que le nombre d'observations d'objets éloignés du transect.

#### 4. Efficacité de l'estimateur

Ce critère devrait être utilisé pour sélectionner l'estimateur dont l'efficacité statistique est la meilleure, donc l'estimateur de  $f(0)$  devrait avoir la plus petite variance possible.

Si les données collectées sont « parfaites » alors les deux derniers critères ne sont pas nécessaires.

5. Troncature des données

Parfois il est possible de se trouver face à des données aberrantes ou qui dépassent la distance fixée  $w$ . Dans ce cas il est nécessaire de les exclure de l'analyse afin de ne pas surestimer  $w$  et donc sous-estimer la densité. Le modèle devra supporter la troncature des données.

6. Regroupement des données.

Lorsque les données sont nombreuses et surtout lorsque les données sont groupées à certaines distances et rares à d'autres et que la distribution n'est pas sigmoïde, il est nécessaire de les grouper en classes (maximum 10) adaptées afin de les manipuler plus facilement (figure 26 et 27).

**2.3.2.6.1. Tests de sélection des modèles**

Avant de décrire les tests de sélection il est nécessaire de décrire la fonction probabilité logarithmique (log-likelihood function) :

Sous la distribution de probabilité multinomiale pour des données groupées, supposons que les observations  $x$  sont groupées, le  $i^{\text{ème}}$  groupe couvrant l'intervalle  $(c_{i1}, c_{i2})$ ,  $i=1, \dots, u$ . Pour les transects en ligne il est habituel que  $c_{i1} = 0$  (pas de troncature à gauche) et  $c_{i2} = c_{i+1,1}$ ,  $i=1, \dots, u-1$  la probabilité des fréquences de comptage observées est donnée par :

Probabilité  $(n_1, \dots, n_k) = A (p_1)^{n_1} \cdot (p_2)^{n_2} \dots (p_k)^{n_k}$

$$p_i = \int_{c_{i1}}^{c_{i2}} f(x) d(x)$$

Où  $A$  est donné par

$$A = \frac{(n!)}{(n_1! \dots n_u!)}$$

Et les probabilités  $p_1, p_2, \dots, p_k$  sont des fonctions des paramètres inconnus  $a_1, \dots, a_m$

Pour un ensemble donné de données, une fonction spéciale appelée fonction probabilité logarithmique (log-likelihood function) s'écrit:

$$\ln L (a_1, \dots, a_m) = \ln(A) + \sum_{i=1}^u n_i \cdot \ln(p_i)$$

Les bonnes estimations des paramètres  $a_1, \dots, a_m$  peuvent être trouvées comme la valeur de  $a_i$  qui maximise la fonction de probabilité. On l'appelle Estimateur de probabilité maximum.

Pour les données non-groupées la fonction probabilité logarithmique (log-likelihood function) s'écrit :

$$\ln L (a_1, \dots, a_m) = \prod_{i=1}^n f(x_i)$$

- Test chi carré d'ajustement

Afin de pouvoir tester les différentes hypothèses par rapport à chacun des modèles choisis. Le test peut se faire à partir des valeurs de  $E(n) = 2LD/f(0)$ . Le test chi carré est basé sur les données qui doivent être groupées pour les raisons évoquées plus haut notamment.

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^u \frac{[n_i - E(n_i)]^2}{E(n_i)}$$

Tableau 5. Résultat d'un test Chi<sup>2</sup> pour des données analysées par les Séries de Fourier relatives au graphe 1 (w= 56 ; k = 14)

Intervalles	Limites d'intervalle	Valeurs Observées ni	Valeurs attendues E(ni)	Valeur Chi <sup>2</sup>
i = 1	0-4	37	25.2	5.583
2	4-8	12	24.6	6.439
3	8-12	28	23.5	0.875
4	12-16	17	21.9	1.086
5	16-20	22	19.9	0.228
6	20-24	10	17.6	3.257
7	24-28	13	15.1	0.283
8	28-32	24	12.5	10.566
9	32-36	11	10.0	0.098
10	36-40	6	7.7	0.376
11	40-44	2	5.7	2.401
12	44-48	5	4.1	0.197
13	48-52	4	3.0	0.341
14	52-56	2	2.4	0.073
Total		valeur chi-square =		31.801

- Test du rapport des probabilités (likelihood ratio test)

Soit un modèle 1 à  $m_1$  termes d'ajustement et un modèle 2 à  $m_2$  termes d'ajustement. L'hypothèse nulle est que le modèle 1 avec  $m_1$  termes d'ajustement est le vrai modèle. L'autre hypothèse est que le modèle 2 avec tous les  $m_1+m_2$  termes d'ajustement est le vrai modèle. Le test statistique est :

$$\chi^2 = -2 \cdot \ln\left(\frac{L_1}{L_2}\right)$$

$$= -2 \cdot [\ln(L_1) - \ln(L_2)]$$

Où les valeurs de  $l_1$  et  $l_2$  sont les valeurs maximums des fonctions de probabilité pour les modèles 1 et 2 respectivement. Si le modèle 1 est le vrai, alors le test chi<sup>2</sup> suit une distribution avec  $m_2$  degrés de liberté.

- Critère d'information de Akaike (Akaike's information criterion AIC)

C'est une méthode quantitative de sélection de modèle. Les valeurs de  $l$  sont les valeurs maximums des fonctions de probabilité et  $q$  est le nombre de paramètres dans le modèle.

$$AIC = -2 \cdot \ln(L) + 2 \cdot q$$

### 2.3.2.7. ANALYSE DES DONNÉES

Le choix de la méthode utilisée pour l'analyse des données dépend de la population animale étudiée. Il faut souligner que les estimateurs non-paramétriques restent plus « robustes » que les paramétriques mais sont moins exacts.

Un logiciel comme DISTANCE 5.0 mettent différents estimateurs à disposition mais ne choisissent pas le meilleur estimateur. Il est nécessaire de réaliser un test de sélection afin de déterminer ce choix.

Les seuls résultats des tests ne sont pas déterminants pour juger de la valeur d'ajustement d'un modèle aux données récoltées sur une espèce. Si le test est négatif, le modèle en question doit être écarté. Si le test est bon, alors il faut comparer la superposition de la courbe (pdf) de fonction de probabilité de densité ( $f(0)$ ), à l'histogramme des fréquences sélectionnés (plusieurs dimensions de

classes d'intervalles ainsi que la fonction cumulative). Il n'est parfois pas possible de trancher entre plusieurs estimateurs. Si l'on regroupe les données, on utilise un découpage en classes égales des données perpendiculaires. Si aucun estimateur n'est satisfaisant on peut recommencer le traitement en découplant les données en les groupant en classes de tailles inégales pour faire disparaître les pics anormaux dans l'histogramme de fréquence. Les résultats doivent être exposés sous réserve car dans ce cas il est possible que les données aient été mal collectées.

Le programme DISTANCE sélectionne automatiquement le modèle qui fournit la valeur du Critère d'Information de Akaike (*Akaike Information Criterion AIC*) Buckland & al. (2001 et 1993) la plus faible. Cependant cette sélection ne représente pas nécessairement le meilleur choix, même si pourtant beaucoup d'utilisateurs acceptent sans discrimination l'estimateur sélectionné par DISTANCE (Jachmann 2001). Jachmann (2001) recommande de ne pas accepter sans discrimination le modèle choisi par le Programme Distance, car bien souvent certains paramètres comme la largeur de bande effective (ESW) la taille moyennes des groupe E(S) calculées par les modèles sont parfois très différents de la réalité.

Le processus de présélection et de sélection a été effectué en tenant compte de plusieurs étapes recommandés par Jachmann (2001) :

1. La première action consiste à calculer sur fichier Excel<sup>TM</sup>, à partir des données brutes, les distances perpendiculaires pour chaque espèce et d'en calculer ensuite la moyenne (DPM). Par ailleurs la taille moyenne des groupes (TMG) a également été calculée pour chaque espèce.
2. Sous Distance 5.0, un diagramme des distances perpendiculaires accompagné d'un graphique de la courbe de détection pour chaque espèce est ensuite réalisé. Les données sont poolées de manière à fournir un test Chi<sup>2</sup> avec  $P > 0,05$  avec un nombre de classe le plus élevé possible. Plusieurs combinaisons ont été testées par espèce afin de trouver le meilleur compromis entre le nombre de classes et la meilleure valeur Chi<sup>2</sup>.
3. Les modèles sont ensuite testés dans la même fonction clé en utilisant les différents termes d'ajustement, ceci requière 12 analyses. Il a ensuite été vérifié dans les pages de détail des résultats que pour chaque modèle utilisé les paramètres clés d'ajustement ne sont pas à la limite supérieur ou inférieure (*key parameters at upper or lower bound*). Si cela est le cas et si l'échantillon est important ( $n > 80$ ), les données ont été tronquées, dans le cas contraire la taille des intervalles utilisés pour construire de diagramme des fréquences a été changée ;
4. Le modèle retenu a ensuite été sélectionné en tenant compte de l'ordre des priorités suivant :
  - a. De la valeur de la largeur de la bande effective (Effective Strip Width ESW). Celle-ci ne doit pas être très différente de la distance perpendiculaire moyenne calculée au point 1.
  - b. De la valeur de la taille moyenne des groupes (*Cluster size*) calculée par le logiciel. Celle-ci ne doit pas être très différente de la TMG calculée au point 1.
  - c. La valeur Critère d'Information de Akaike (*Akaike Information Criterion AIC*) Buckland & al. (2001 et 1993) et de Thomas & al. (2006 b) fournie par *DISTANCE 5.0*.

Le test d'ajustement à une à une distribution pdf est généralement négatif à  $p = 95\%$  pour les petits mammifères (Céphalophes, Ourébi) pour un nombre d'observations peu élevé (BOUSQUET, 1984 a & b).

Dans des secteurs subissant une forte pression de chasse ou de braconnage, les animaux sont devenus craintifs, il est souvent difficile de les apercevoir avant qu'ils ne soient en alerte. Pendant les quelques secondes d'immobilité il est nécessaire de repérer un arbre ou une termitière pour déterminer l'endroit où se trouvait l'animal. Les mesures sont ensuite prises après la fuite des animaux.

Dans les savanes herbeuses et ouvertes, les animaux sont repérés de loin, la mesure peut être effectuées directement sur eux. Les petits animaux (ourébis, céphalophes) sont parfois repérés lorsqu'ils sont en fuite. Si la position de départ ne peut être retrouvée (par les traces, herbes couchées), les mesures ne peuvent pas être précises et les hypothèses de bases ne sont pas respectées et  $g(0) < 1$  (figure 28).



Figure 28. Histogramme de distances perpendiculaires lorsque les animaux exhibent des mouvements de fuite vis-à-vis de l'observateur. La véritable fonction de détection (courbe sigmoïde) est dessinée à titre de comparaison.

Le modèle polynomial exponentiel se révèle mieux adapté au cas de mouvements discrets. Le modèle semi-normal (HNOR) peut également se révéler aussi robuste que FSER en cas de mouvement de la part de l'animal (BOUSQUET, 1984 a & b)

Trois recommandations afin de limiter les conséquences des mouvements des animaux et donc réduire les biais négatifs introduits sur la densité calculée :

1. Choisir un estimateur dont la fonction est monotone ;
2. Regarder de préférence droit devant soi, plutôt que latéralement ;
3. Diminuer le pourcentage des animaux non détectés, avant mouvement, par la recherche systématique de leur position initiale par les traces au sol.

Le calcul de passage de la densité de groupe à la densité des individus sous-entend que la détectabilité des animaux n'est pas accrue lorsqu'ils sont en groupe. Il faut donc vérifier par analyse de variance l'hypothèse nulle d'indépendance entre  $s_i$  (taille des groupes) et  $x_i$  (distances perpendiculaires)

### **2.3.2.7.1. Collecte des données de terrains**

On ne peut que conseiller de mettre les données brutes à disposition des autorités locales afin d'établir une base de données de toutes les informations collectées sur le terrain pour permettre un suivi continu des populations animales.

Afin d'améliorer l'obtention des données et la précision des estimations il est recommandé de :

1. faire coïncider les périodes de recensement avec le début de la journée quand les animaux sont les plus actifs ;
2. parcourir les transects à une vitesse ne dépassant pas 1 km/20 minutes soit 3 km/heure afin de se donner le temps d'analyser le terrain avec attention ;
3. En ce qui concerne les espèces solitaires, de mesurer la distance et l'angle de vue pour chaque animal repéré, et pour les espèces grégaires de faire les mêmes mesures sur le centre géométrique des troupeaux ;
4. Composer des équipes de gens motivés qui feront de leur mieux pour repérer les animaux ;
5. Noter les individus situés hors transect ;
6. Amalgamer les résultats successifs ;

Ce travail permet en outre de pénétrer dans des régions inaccessibles autrement qu'à pied. Les recensements représentent une occasion pour les gardes et les villageois d'acquérir une meilleure connaissance de l'écologie et du degré de braconnage d'une zone dont ils sont les garants sur le terrain.

### **2.3.2.8. TECHNIQUES DE RECENSEMENTS ROBUSTES**

Les méthodes robustes sont de loin celles qui sont les plus utilisées à savoir les Séries de Fourier et les estimateurs de Hayne (Généralisés et Modifiés). Ces trois techniques sont les plus efficaces dans tous les cas. Il sera toujours préférable d'utiliser les Séries de Fourier. Si l'on manque de données les estimateurs de Hayne seront utilisés (JACHMANN, 1996). Ces méthodes sont

disponibles sur le programme « Transect ». Les autres techniques de recensements sont beaucoup moins utilisées et recommandées à quelques exceptions près (BURNHAM & AL. 1980, BOUSQUET 1984A & B) et sont exposées ici à titre informatif. Depuis l'avènement du logiciel « Distance », l'utilisation des méthodes à taux de hasard et semi-normales sont utilisées avec autant de succès que les FSER (BUCKLAND & AL. 1993).

### **2.3.2.8.1. Analyses des données avec le Programme DISTANCE**

Le processus de modélisation se fait en deux temps. Une première étape consiste à rechercher la **fonction clé** et ensuite à lui attribuer une **extension de séries**.

La fonction clé est sélectionnée dès le départ, basée notamment sur l'inspection visuelle de l'histogramme des distances, après troncatures éventuelles.

La fonction clé uniforme n'a pas de paramètres à définir tandis que la semi-normale a un paramètre inconnu à définir à partir des distances perpendiculaires. Le modèle à taux de hasard nécessite la connaissance de deux paramètres.

L'extension de séries est utilisée pour ajuster la fonction clé pour améliorer l'ajustement du modèle aux données de distance. Conceptuellement la fonction de détection suit la forme générale :

$$g(x) = \text{clé}(x) (1 + \text{séries}(x))$$

La fonction seule peut être adéquate pour déterminer  $g(x)$ , spécialement si la taille de l'échantillon est petit.

Fonction clé

Extension de séries

Uniforme,  $\frac{1}{w}$

Cosinus,  $\sum_{j=1}^m a_j \cdot \cos\left(\frac{j \cdot \pi \cdot x}{w}\right)$

Polynomial simple,  $\sum_{j=1}^m a_j \cdot \left(\frac{x}{w}\right)^{2j}$

Semi – Normal,  $\exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma^2}\right)$

Cosinus,  $\sum_{j=2}^m a_j \cdot \cos\left(\frac{j \cdot \pi \cdot x}{w}\right)$

Polynomial Hermite,  $\sum_{j=2}^m a_j \cdot H_{2j} \cdot \left(\frac{x}{\sigma}\right)$

Taux de hasard,  $1 - \exp\left(-\left(\frac{x}{\sigma}\right)^{-b}\right)$

Cosinus,  $\sum_{j=2}^m a_j \cdot \cos\left(\frac{j \cdot \pi \cdot x}{w}\right)$

Polynomial simple,  $\sum_{j=2}^m a_j \cdot \left(\frac{x}{w}\right)^{2j}$

La combinaison de la fonction uniforme + l'extension cosinus correspond au modèle des séries de Fourier (BURNHAM & AL, 1980). Le modèle uniforme + polynomial simple inclut le modèle de Anderson et Pospahala (v plus loin).

Comme les histogrammes de données des distances déclinent souvent de manière marquée avec la distance de la ligne de transect, le modèle semi-normal peut représenter un bon choix de la

fonction clé. La fonction uniforme + cosinus représente souvent un bon modèle pour établir les ajustement avec une série de termes d'ajustement.

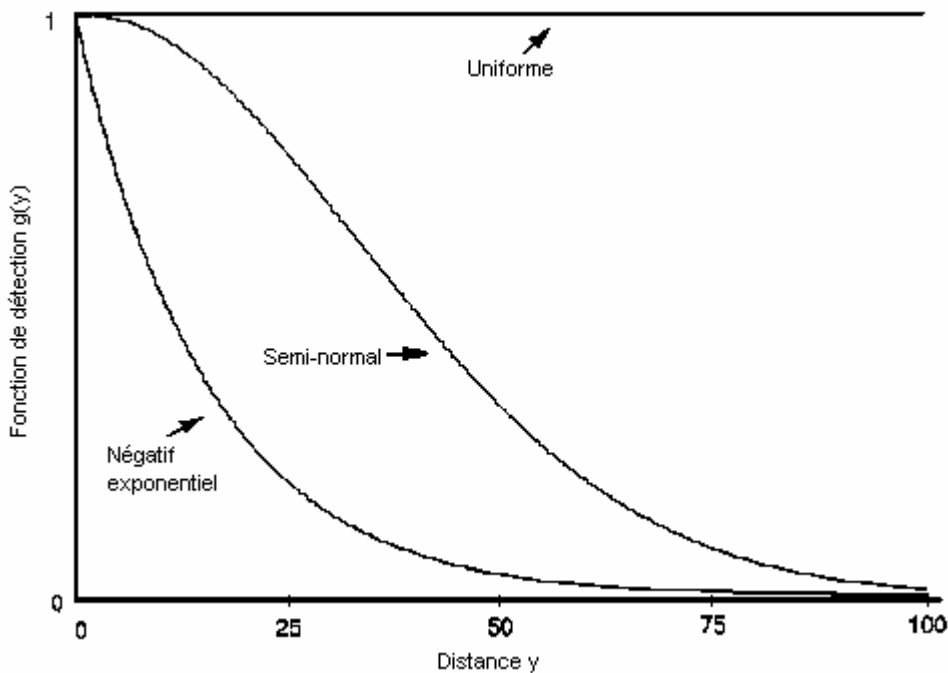


Figure 29. Représentation graphique des principales fonctions clés (BUCKLAND & AL, 1993)

Pour les cas de données non-tronquées, des raisons théoriques suggèrent d'utiliser le semi-normal + polynomial hermite. Ce point est mineur et doit pratiquement être considéré comme une forme alternative de fonction polynomiale.

Le modèle de taux de hasard possède de bonnes propriétés spécialement pour des données enregistrées de manière authentique – contrairement aux enregistrements grossiers, arrondis p ex - De plus ce modèle montre un plateau marqué qui est presque plat jusqu'à une certaine distance de la ligne ou du point de transect (figure 30).

### 1. Taux de hasard

#### Transect en ligne

Pour n'importe quel point dans le temps, il y a un « hasard » qu'un objet soit détecté par l'observateur, qui est une fonction de la distance  $r$  séparant l'objet de l'observateur. Si l'objet est sur la ligne, l'observateur avancera directement vers lui, ainsi  $r$  décroîtra d'autant plus rapidement. Si le point est éloigné de la ligne, le taux de décroissance de la distance  $r$  sera moins rapide, ainsi l'observateur aura plus de temps pour détecter l'objet situé à plus grande distance de la ligne. L'analyse du taux hasard montre cet effet et permet au hasard de dépendre de l'angle de l'objet par rapport à la direction de parcours de l'observateur.

Supposons qu'un objet situé à la distance perpendiculaire  $x$  de la ligne transect, et soit la longueur  $z$  de la ligne de transect entre l'observateur et le point de la ligne de transect le plus proche de l'objet, satisfaisant à  $r^2 = x^2 + z^2$ . Supposons aussi que l'observateur approche d'un point éloigné sur le transect ainsi  $z$  peut être considéré comme décroissant de  $\infty$  à  $0$ , et supposons par simplicité que l'objet ne peut plus être détecté une fois que l'observateur a passé le point le plus proche de la ligne de transect. Soit :

$$h(z,x) dz = pr \text{ (objet vu lorsque l'observateur est dans } (z, z - dz) \text{) } \mid \text{ non vu lorsque l'observateur est entre } \infty \text{ et } z$$

et

$p(z,x) = pr(\text{objet non vu lorsque l'observateur est entre } \infty \text{ et } z)$

où les deux probabilités sont conditionnées par les distances perpendiculaires  $x$ . Les équations suivantes peuvent être écrites :

$$p(z-dz, x) = p(z,x) \cdot (1 - h(z,x) dz)$$

pour  $p(z,x)$ , et si  $p(\infty, x) = 1$ , on peut écrire :

$$p(z, x) = \exp\left\{-\int_z^{\infty} h(z,x) dz\right\}$$

ainsi

$$g(x) = 1 - p(0,x) = 1 - \exp\left\{-\int_0^{\infty} h(z,x) dz\right\}, \quad 0 \leq x < \infty$$

Changeant la variable d'intégration de  $z$  à  $r$  donne :

$$g(x) = 1 - \exp\left\{-\int_x^{\infty} \frac{r}{\sqrt{(r^2 - x^2)}} \cdot k(r,x) dr\right\}, \quad k(r,x) \equiv h \cdot \left\{\sqrt{(r^2 - x^2)}, x\right\}$$

Le temps pourrait être incorporé dans le modèle, mais pour processus de taux de hasard continu, ceci est de faible intérêt, car la vitesse de l'observateur n'est pas très variable.

Pour progresser plus avant il est nécessaire de restreindre la forme du hasard. Un hasard plausible devrait satisfaire les conditions suivantes :

1.  $k(0, 0) = \infty$  ;
2.  $k(\infty, x) = 0$  ;
3.  $k(r, x)$  est non croissant en  $r$  pour tous  $x$  fixés.

Par exemple supposons le hasard peut être définis par :

$$\int_x^{\infty} \frac{r}{\sqrt{(r^2 - x^2)}} \cdot k(r,x) dr = \left(\frac{x}{\sigma}\right)^{-b}$$

La première fonction du taux hasard de la détection est fonction de  $r$  seul :

$$k(r,x) = c \cdot r^{-d}, \quad r \geq x$$

le paramètre  $c$  est la fraction d'échantillonnage généralement égale à 1 mais parfois égale à 0,5 si seulement un côté de la ligne de transect est recensée.

Ainsi  $b = d - 1$  et

$$\sigma = \left\{ \frac{c \Gamma\left(\frac{d-1}{2}\right) \cdot \Gamma(0,5)}{2 \Gamma\left(\frac{d}{2}\right)} \right\}^{\frac{1}{(d-1)}}$$

$\Gamma(n)$  représente la fonction gamma qui s'exprime comme suit :

$$\Gamma(n) = (n-1)!$$

$$\Gamma(n) = \int_0^{\infty} x^{n-1} \cdot e^{-x} dx$$

La seconde fonction de hasard de détection permet au hasard de détection d'être plus grand pour les objets situés directement en face de l'observateur que pour les objets situés sur le côté. En pratique il peut se présenter qu'un objet à la distance  $r$  est plus enclin à fuir quand l'observateur avance vers lui, ou si l'observateur concentre l'effort de recherche vers l'avant. La forme fonctionnelle s'écrit :

$$k(r,x) = c \cdot r^{-d} \cdot \cos \theta, \quad \text{où } \sin \theta = x/r$$

Ainsi  $b = d - 1$  et

$$\sigma = \left\{ \frac{c}{d-1} \right\}^{\frac{1}{(d-1)}}$$

La fonction générale de la famille de fonction de hasard s'exprime :

$$g(x) = 1 - \exp\left(-\left(\frac{x}{\sigma}\right)^{-b}\right)$$

Le paramètre  $b$  est un paramètre de forme tandis que le paramètre  $\sigma$  est un paramètre d'échelle. Le modèle devrait donner une bonne représentation de la fonction de détection lorsque le processus de hasard est continu. Les conditions d'observation homogènes et la visibilité (ou le son) chutent avec la distance et sont une fonction de puissance, cependant le modèle apparaît être robuste lorsque ces conditions sont violées. Il peut être montré que  $g'(0) = 0$  pour  $b > 0$ , qui couvre toutes les valeurs des paramètres pour lesquels la fonction de détection est une fonction décroissante. Les fonctions à partir de données collectées précisément, répondent toujours au critère de la forme.

Pour des données non tronquées la fonction intègre jusqu'à une valeur finie si  $b > 1$ . Pour des données tronquées, la dernière partie de la courbe est longue et le plateau est court si  $b < 1$ , et des problèmes de convergence peuvent être rencontrés pour des groupes de données extrêmes. Ces problèmes peuvent être évités si la valeur de  $b \geq 1$  est imposée. L'équation est représentée graphiquement pour un ensemble de valeurs du paramètre de forme  $b$  semblable à ce qui peut être rencontré dans les ensembles réels de données (figure 30).

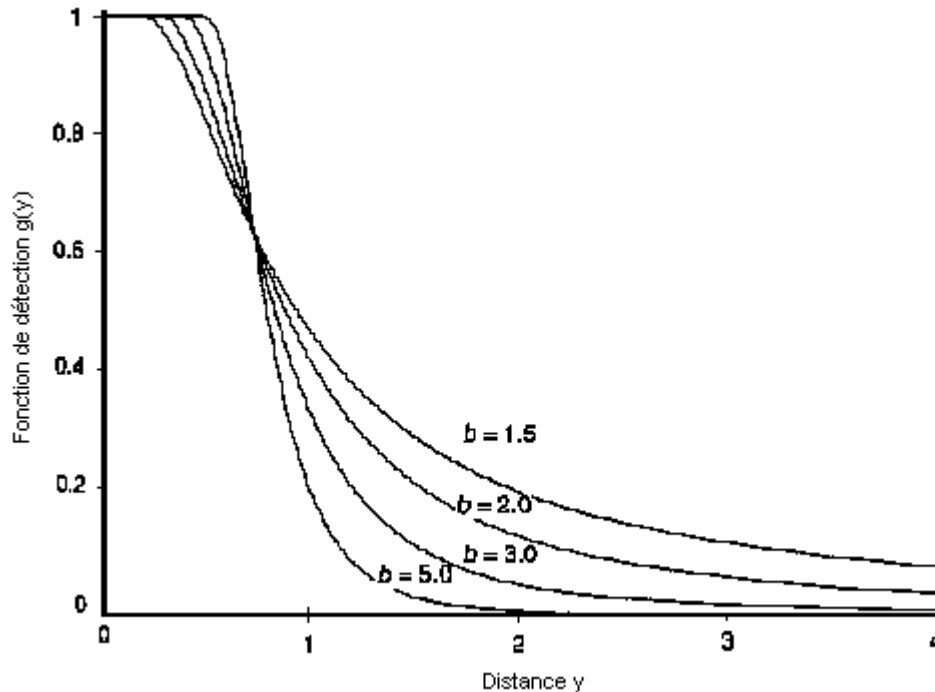


Figure 30. Représentation graphique de distribution à taux de hasard. (BUCKLAND & AL. 1993)

## 2. Séries de Fourier (Fourier Series FSER) (BURNHAM & AL, 1980)

Largement utilisé en Amérique du Nord et en Afrique, ce modèle est robuste, il est peu exigeant en assertions de base et permet de donner une estimation peu biaisée de la densité. Par contre il faut se contenter d'un intervalle de confiance relativement large avec un risque de 1<sup>ère</sup> espèce de plus de 5%. Cet échange exactitude contre biais est dû à la règle d'arrêt qui ne sélectionne pas nécessairement le meilleur coefficient. On utilise ce modèle dans le cas où l'on dispose d'au moins 40 données par transect ou de préférence entre 60 et 80 données par transect, ce qui peut se révéler fastidieux pour certains comptages.

Les séries de Fourier sont périodiques mais l'on ne s'intéresse qu'à leurs développements dans l'intervalle  $(0, w^*)$  où  $w \geq w^*$ .

la valeur de  $f(x)$  est donnée par l'équation suivante:

$$f(x) = \frac{1}{w^*} + \sum_{k=1}^m \left[ a_k \cdot \cos\left(\frac{k \cdot \pi \cdot x}{w^*}\right) + b_k \cdot \sin\left(\frac{k \cdot \pi \cdot x}{w^*}\right) \right]$$

si  $x = 0$  puisque  $\sin 0 = 0$  et que  $\cos 0 = 1$ , alors,

$$\hat{f}(0) = \frac{1}{w^*} + \sum_{k=1}^m \hat{a}_k$$

le coefficient  $a_k$  a pour expression

$$\hat{a}_k = \frac{2}{n \cdot w^*} \cdot \left[ \sum_{i=1}^n \cos\left(\frac{k \cdot \pi \cdot x_i}{w^*}\right) \right]$$

pour  $k = 1, 2, 3, \dots$

Le choix du nombre de coefficients est quelque peu arbitraire. Les auteurs de la méthode ont définis une règle d'arrêt « stopping rule » pour  $\delta \geq m$ . On choisira la première valeur du paramètre  $m$  qui satisfasse à l'inéquation:

$$\frac{1}{w^*} \cdot \sqrt{\left(\frac{2}{n+1}\right)} \geq |\hat{a}_{m+1}|$$

La variance de  $a_k$  s'exprime comme suit:

$$\text{vâr}(\hat{a}_k) = \frac{1}{(n-1)} \cdot \left[ \frac{1}{w^*} \cdot \left( \hat{a}_{2 \cdot k} + \frac{2}{w^*} \right) - \hat{a}_k^2 \right]$$

avec  $k \geq 1$

La covariance de  $a_k a_j$  s'exprime comme suit:

$$\text{côv}(\hat{a}_k, \hat{a}_j) = \frac{1}{(n-1)} \cdot \left[ \frac{1}{w^*} \cdot (\hat{a}_{k+j} + \hat{a}_{k-j}) - (\hat{a}_k \cdot \hat{a}_j) \right]$$

avec  $k > j > 1$

La variance de  $f(0)$  est la somme de toutes variances et covariances des coefficients  $a_k$  sachant que:

$$\text{vâr} \hat{a}_k = \text{côv}(\hat{a}_k, \hat{a}_k)$$

on peut écrire:

$$\text{vâr}(\hat{f}(0)) = \sum_{j=1}^m \sum_{k=1}^m \text{côv}(\hat{a}_j, \hat{a}_k)$$

Ce qui revient à réaliser une matrice  $m \times m$ . Si  $m = 3$ :

$$\begin{bmatrix} \text{vâr}(\hat{a}_1) & \text{côv}(\hat{a}_1, \hat{a}_2) & \text{côv}(\hat{a}_1, \hat{a}_3) \\ \text{côv}(\hat{a}_2, \hat{a}_1) & \text{vâr}(\hat{a}_2) & \text{côv}(\hat{a}_2, \hat{a}_3) \\ \text{côv}(\hat{a}_3, \hat{a}_1) & \text{côv}(\hat{a}_3, \hat{a}_2) & \text{vâr}(\hat{a}_3) \end{bmatrix}$$

Enfin, la variance de l'estimation de  $D$  s'exprime comme suit:

$$\text{vâr}(\hat{D}) = (\hat{D})^2 \cdot \left[ \frac{\text{vâr}(n)}{n^2} + \frac{\text{vâr}(\hat{f}(0))}{(\hat{f}(0))^2} \right]$$

Lorsque  $n$  est grand,  $n$  et  $f$  se comportent comme s'ils étaient indépendants. Cette équation peut encore s'écrire :

$$\text{vâr}(\hat{D}) = (\hat{D})^2 \cdot [(\hat{c}v(n))^2 + (\hat{c}v(f(0)))^2]$$

$$(\hat{c}v(\hat{D}))^2 = \frac{\text{vâr}(\hat{D})}{(\hat{D})^2} = [(\hat{c}v(n))^2 + (\hat{c}v(f(0)))^2]$$

cv indique un coefficient de variation par rapport à la moyenne.

A partir de quoi on calcule l'erreur standard (standard error: SE) de l'estimation de D :

$$\hat{SE}(\hat{D}) = \sqrt{\text{vâr}(\hat{D})}$$

L'intervalle de confiance à 95 %:

$$\hat{D} \pm t_{1-\alpha/2} \cdot SE(\hat{D})$$

La valeur de  $t_{1-\alpha/2}$  est pris pour  $n - 1$ (voir table de Student);  $t = 1,96$  si  $n \geq 30$

**Exemple de traitement par transect en ligne par les séries de Fourier** (BURNHAM & AL, 1980)

Soit un transect dont la largeur est ( $w =$ ) de 65 m et de longueur égale à 1.000 mètres.

A partir des données brutes présentées au tableau 6, il est possible de calculer par la formule:

$$\hat{a}_k = \frac{2}{n \cdot w^*} \cdot \left[ \sum_{i=1}^n \cos\left(\frac{k \cdot \pi \cdot x_i}{w^*}\right) \right]$$

On obtient tableau 4:

$$a_1 = \frac{2}{40 \times 65} (10.586) = 0.008$$

$$a_2 = \frac{2}{40 \times 65} (-2.888) = -0.002$$

$$a_3 = \frac{2}{40 \times 65} (1.332) = 0.001$$

Pour  $a_1 = 0.008912$ ;  $a_2 = -0.002896$ ;  $a_3 = 0.001063$ ;  $a_4 = 0.001046$ ;  $a_5 = -0.001446$   
et  $a_6 = 0.0011480$

On utilise ensuite la règle d'arrêt pour fixer la valeur de  $m$  par la formule:

$$\frac{1}{w^*} \cdot \sqrt{\left(\frac{2}{n+1}\right)} \geq |\hat{a}_{m+1}|$$

Dans notre exemple:

$$\frac{1}{65} \left(\frac{2}{41}\right)^{\frac{1}{2}} = 0.003398 \geq |a_{m+1}|$$

L'inégalité est satisfaite pour  $m = 1$  car  $0.003398 > |a_{1+1}| = |a_2| = 0.002896$

La valeur de  $f(0)$  est obtenue par la formule suivante:

$$\hat{f}(0) = \frac{1}{w^*} + \sum_{k=1}^m \hat{a}_k$$

Dans cet exemple:

$$\begin{aligned} f(0) &= \frac{1}{65} + a_1 \\ &= 0.015385 + 0.008912 \\ &= 0.0243 \end{aligned}$$

La densité est obtenue par:

$$\begin{aligned} D &= \frac{n \cdot f(0)}{2 \cdot L} \\ &= \frac{40 \times 0.0243}{2 \times 1000} \end{aligned}$$

= 0,000486 ou 4,86 objets par ha

Tableau 6. Exemple de données provenant d'un recensement par transect en ligne :  $n = 40$ ,  $w = 65$  m,  $\sigma = 33.334$ ,  $f(0) = 0,0252$ ,  $L = 1000$  m. Les distances perpendiculaires  $x_i$  sont exprimées en mètre.

ni	xi	k= 1		k=2		k=3	
		kpxi/w	cos(kpxi/w)	kpxi/w	cos(kpxi/w)	kpxi/w	cos(kpxi/w)
1	24.10	1.165	0.395	2.330	-0.688	3.495	-0,938
2	32.92	1.591	-0.020	3.182	-0.999	4.773	0.061
3	8.53	0.412	0.916	0.824	0.679	1.236	0.329
4	36.76	1.777	-0.204	3.554	-0.916	5.330	0.579
5	2.14	0.103	0.995	0.206	0.979	0.309	0.953
6	37.61	1.818	-0.244	3.636	0.880	5.454	0.675
7	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000
8	43.16	2.086	-0.493	4.172	-0.514	6.258	1.000
9	10.98	0.531	0.862	1.062	0.487	1.593	-0.022
10	43.20	2.088	-0.494	4.176	-0.511	6.264	1.000
11	27.26	1.317	0.251	2.634	-0.874	3.951	-0.690
12	14.27	0.690	0.771	1.380	0.190	2.070	-0.479
13	61.88	2.991	-0.989	5.982	0.955	8.973	-0.900
14	36.33	1.756	-0.184	3.512	-0.932	5.268	0.527
15	5.99	0.290	0.958	0.580	0.836	0.870	0.645
16	16.28	0.787	0.706	1.574	-0.003	2.361	-0.710
17	8.30	0.401	0.921	0.802	0.695	1.203	0.360
18	27.61	1.334	0.234	2.668	-0.890	4.002	-0.652
19	25.25	1.220	0.343	2.440	-0.764	3.660	-0.869
20	16.25	0.785	0.707	1.570	0.001	2.355	-0.706
21	59.69	2.885	-0.967	5.770	0.871	8.655	-0.718
22	25.31	1.223	0.341	2.446	-0.768	3.669	-0.864
23	3.05	0.147	0.989	0.294	0.957	0.441	0.904
24	9.06	0.438	0.906	0.876	0.640	1.314	0.254
25	48.56	2.347	-0.701	4.694	-0.018	7.041	0.726
26	32.68	1.579	-0.009	3.158	-1.000	4.737	0.025
27	23.58	1.140	0.418	2.280	-0.651	3.420	-0.961
28	24.78	1.120	0.365	2.240	-0.620	3.360	-0.976
29	44.42	2.147	-0.545	4.294	-0.406	6.441	0.988
30	6.94	0.335	0.944	0.670	0.784	1.065	0.484
31	13.18	0.637	0.804	1.274	0.292	1.911	-0.334
32	41.01	1.982	-0.400	3.964	-0.680	5.946	0.944
33	48.05	2.322	-0.683	4.644	-0.068	6.966	0.776
34	17.48	0.845	0.664	1.690	-0.119	2.535	-0.822
35	14.99	0.724	0.749	1.448	0.122	2.172	-0.566
36	37.84	1.829	-0.255	3.658	-0.870	5.487	0.699
37	5.32	0.257	0.967	0.514	0.871	0.771	0.717
38	27.73	1.340	0.229	2.680	-0.895	4.020	-0.638
39	23.71	1.146	0.412	2.292	-0.660	3.438	-0.956
n = 40	7.95	0.384	0.927	0.768	0.719	1.152	0.407
			10.586		-2.888		1.332

Les valeurs sont en radian et non en degré.

L'estimation de la variance est obtenue:

$$\hat{\text{var}} \hat{a}_k = \frac{1}{(n-1)} \cdot \left[ \frac{1}{w^*} \cdot \left( \hat{a}_{2,k} + \frac{2}{w^*} \right) - \hat{a}_k^2 \right]$$

Dans notre exemple:

$$\begin{aligned} \text{var } a_1 &= \frac{1}{39} \left[ \frac{1}{65} \left( -0.002896 + \frac{2}{65} \right) - 0.008912^2 \right] \\ &= 0.000008959 \end{aligned}$$

Il n'y a pas de calcul de la covariance puisque la matrice de variance-covariance contient un seul élément (var (a<sub>1</sub>)) et dans ce cas var (f(0)) = var (a<sub>1</sub>).

La variance de l'estimation de D est donnée par la formule:

$$\begin{aligned} \hat{\text{var}}(\hat{D}) &= (\hat{D})^2 \cdot \left[ \frac{\hat{\text{var}}(n)}{n^2} + \frac{\hat{\text{var}}(\hat{f}(0))}{\hat{f}(0)^2} \right] \\ &= (0.000486)^2 \left[ \frac{40}{1600} + \frac{0.000008959}{(0.0243)^2} \right] \\ &= (0.00009739)^2 \end{aligned}$$

erreur standard (SE) de D = 0.00009739

L'intervalle de confiance à 95 % est donné par D ± 1.96 . SE(D) = 0.000295 et 0.000677

donc 2.95 < **4.86 (=D)** < 6.77 objets par ha

Prenons l'exemple ou m = 3 alors:

$$\hat{f}(0) = \frac{1}{w^*} + \sum_{k=1}^m \hat{a}_k$$

$$f(0) = \frac{1}{65} + (a_1 + a_2 + a_3)$$

$$= 0.022463$$

$$\hat{D} = \frac{n \times \hat{f}(0)}{2 \times L}$$

$$= \frac{40 \times 0.022463}{2 \times 1000}$$

= 0,000449 ou 4,49 objets par ha

Puisque m = 3 alors le calcul de la covariance est donné par une matrice 3 x 3 :

$$\begin{pmatrix} 0,000008959 & 0,000004597 & -0,000000973 \\ 0,000004597 & 0,000012335 & 0,000003024 \\ -0,000000973 & 0,000003024 & 0,000016930 \end{pmatrix}$$

en sommant les 9 éléments, on finit par obtenir  $\text{var}(f(0)) = 0.000047296$

On calcule ensuite la variance de la densité.

$$\text{var}(\hat{D}) = (\hat{D})^2 \cdot \left[ \frac{\text{var}(n)}{n^2} + \frac{\text{var}(\hat{f}(0))}{\hat{f}(0)^2} \right]$$

$$= (0.000449)^2 \left[ \frac{1}{40} + \frac{0.0000473}{(0.022463)^2} \right]$$

$$= 0.0000000239$$

$$\text{se}(D) = 0.0001547$$

L'intervalle de confiance à 95 % =  $D \pm 1.96 \times \text{se}(D)$ : 1.46 et 7.52

donc  $1.46 < \mathbf{4.49 (=D)} < 7.52$  objets par ha

### **2.3.2.8.2. Méthode de la Distance Perpendiculaire Moyenne (DPM) (Burnham 1980)**

La méthode de Distance Perpendiculaire Moyenne (DPM) utilise la méthodologie de collecte des données du transect en ligne, mais pas les modèles du transect en ligne.

Rappelons que le calcul de la densité est donné par la formule générale suivante:

$$\hat{D} = \frac{n}{2 \cdot L \cdot \hat{a}}$$

D: densité

L: longueur du transect

n : le nombre d'animaux observé ou le nombre

a: la demi largeur effective du transect

Si nous comptons 100 groupes d'animaux (n) sur 10 transects à largeur fixe avec une longueur de transect de 100 km (L) et une largeur de 0.1 km de chaque côté (1/2 a) la densité serait :

$$D = 100 / (0.2 \times 100 \text{ km}) = 5 \text{ groupes d'animaux par km}^2$$

Si nous comptons 100 groupes d'animaux (n) sur 10 transects à largeur fixe avec une longueur de transect de 100 km (L) et une largeur de 0.1 km de chaque côté (1/2  $p_m$ ) le résultat serait le même, la seule différence est que 1/2 a est remplacé par 1/2  $p_m$ . L'usage de la DPM dans la méthodologie du transect en ligne est un cas particulier, d'un transect à largeur fixe.

Il faut cependant éviter de promouvoir cette méthode en toute circonstance. Il est fortement conseillé d'appliquer les modèles du transect en ligne avec les logiciels appropriés et réserver cette méthode au cas où la taille des échantillons est faible et où les logiciels sont peu ou pas disponibles. La méthode DPM fournit une alternative du transect en ligne aussi longtemps que ses faiblesses sont bien comprises.

Analyse utilisant la Méthode de la Distance Perpendiculaire Moyenne

L'analyse suit les étapes suivantes :

1. Convertir les caps ( $\alpha$ ) et distances d'observation (r) et calculer les distances perpendiculaires pour chaque observation.
2. Calculer la longueur totale de tous les transects
3. Calculer le nombre total d'individus observé pour l'espèce en question
4. Calculer la DPM comme suit :

Considérons un échantillon de  $m$  transects avec  $n$  observations de groupe d'animaux.

4.1. La distance perpendiculaire moyenne ( $p_m$ ) est simplement calculée en divisant les distances  $i$  ( $i$  est la première observation) à  $n$  ( $\sum p_i$  en km) par le nombre de groupe comptés ( $n$ )

$$p_m = \frac{\sum p_i}{n} \text{ (km)}$$

4.2. Ceci représente la moitié de la largeur de la bande effective, qui doit être multipliée par 2 pour obtenir la largeur totale de la bande :

$$\frac{\sum p_i}{n} \cdot 2 \text{ (km)}$$

4.3. En multipliant la largeur de la bande effective avec la longueur total du ième (le premier transect) au m transects combiné ( $\sum L_i$ , en km) donne le total de la superficie échantillonnée ( $A_s$  en km<sup>2</sup>)

$$A_s = \frac{\sum p_i}{n} \cdot 2 \cdot \sum L_i$$

4.4. La densité des groupes de l'espèce ciblée ( $D_g$ ) peut maintenant être estimée en divisant le nombre total de groupe observé ( $n$ ) dans  $m$  transects par la superficie totale échantillonnée ( $A_s$ )

$$D_g = \frac{n}{\frac{\sum p_i}{n} \cdot 2 \cdot \sum L_i} = \frac{n}{A_s}$$

4.5. En multipliant la densité des groupes ( $D_g$ ) par la superficie de la zone recensée ( $A_t$ ) donne le nombre total de groupes dans la zone de recensement ( $D_t$ )

$$D_t = D_g \cdot A_t$$

4.6. La taille de la population ( $N$ ) peut être estimée en multipliant le nombre total de groupes ( $D_t$ ) par la taille moyenne des groupes ( $G_m$ )

$$N = D_t \cdot G_m$$

Où

$$G_m = \frac{\sum b}{n}$$

où  $\sum b$  est le nombre total d'animaux observé

La formule pour calculer l'estimation de la population avec deux fois la DPM est :

$$N = \frac{A_t \cdot \sum b}{\frac{\sum p_i}{n} \cdot 2 \cdot \sum L_i}$$

$N$  : estimation de la population

$\sum p_i$  : les distances perpendiculaires de  $i$  à  $n$  observation

$\sum b$  est le nombre total d'animaux observé

$\sum L_i$  : la longueur totale de  $i$  à  $m$  transects (en km)

$n$  : nombre total de groupes observés

$A_t$  : superficie de la zone recensée

5. Calculer le niveau de précision comme suit :

La variance peut être estimée directement en estimant la taille de la population pour chaque transect. L'estimation directe est possible seulement si chaque transect dispose de suffisamment d'observations . Si il n'y a pas suffisamment d'observations la variance sera estimée indirectement ou bien les données de plusieurs transect parallèles seront poolées

L'estimation directe de la variance ce fait comme suit :

Une taille de la population pondérée est obtenue comme suit (Burnham & al 1980)

$$N_w = \frac{\sum_{i=1}^m L_i \cdot N_i}{L}$$

$L_i$  : la longueur du  $i^{\text{ème}}$  transect (i à m transects dans l'échantillon)

$N_i$  : estimation de la population pour le  $i^{\text{ème}}$  transect

$L$  : longueur de tous les transects combinés

$M$  : nombre de transects couverts durant le transect

Estimation de la variance se fait comme suit :

$$Var(N_w) = \frac{\sum_{i=1}^m L_i \cdot (N_i - N_w)^2}{L \cdot (m - 1)}$$

Var : Variance

$N_w$  : l'estimation pondérée la taille de la population

L'erreur standard et l'intervalle de confiance se calcule comme démontré plus haut

Avec des densités faibles il y a des transects avec et d'autres sans observations. Si nous disposons de 20 transects il est nécessaire de pooler les données en 4 groupes de 5 de transects dans ce cas  $m=4$  puis de suivre la procédure suivante :

A ; pooler les données de plusieurs transects parallèles de manière à calculer au moins 4 estimations de population  $N_i$

b. Estimer la taille de chaque population des données poolées par groupe de transect  $N_t$  avec la méthode DPM

c. calculer la taille de la population pondérée  $N_w$

d. Estimer la variance comme suit (Burnham & al 1980) :

$$Var(N_w) = L \cdot \frac{\sum_{i=1}^m L_i \left( \frac{n_i}{L_i} - \frac{n}{L} \right)^2}{m - 1}$$

$$SE(n) = \sqrt{Var(n)}$$

$$CV(n) = \frac{SE(n)}{n}$$

$$Var\left(\frac{1}{w}\right) = \frac{\sum_{i=1}^m \left( \frac{1}{w_i} - \frac{1}{w_m} \right)^2}{m - 1}$$

$$SE\left(\frac{1}{w}\right) = \sqrt{Var\left(\frac{1}{w}\right)}$$

$$Var(N_w) = N_w^2 \cdot \left[ (CV(n))^2 + \left( CV\left(\frac{1}{w}\right) \right)^2 \right]$$

$L$  : longueur de tous les transects combinés

$L_i$  : la longueur du  $i^{\text{ème}}$  transect ( $i$  à  $m$  transects dans l'échantillon)

$n_i$  : le nombre de groupe observé dans le  $i^{\text{ème}}$  transect

$n$  : le nombre de groupe observé dans tous les transects

$m$  : nombre de groupes de transects poolés

CV : Coefficient de Variation

$w_i$  : la DPM dans le  $i^{\text{ème}}$  groupe de transects

$w_m$  : la DPM dans tous les transects combinés

$N_w$  : la taille de la population pondérée

### **3. RECENSEMENTS LE LONG DES PISTES**

Cette méthode de comptage est utilisée lorsqu'il est impossible de réaliser des recensements en hors-piste. Le véhicule ou l'observateur circule le long des pistes et les animaux sont comptés dans une bande de largeur définie de part et d'autre de la piste.

Plusieurs auteurs (FOSTER & KEARNEY, 1966; FOSTER & COE M, 1968; MONFORT, 1973; LEUTHOLD & LEUTHOLD, 1976; MILLIGAN & AL., 1982; WALKER & AL., 1987; VANDE WEGHE & AL., 1987; VANDE WEGHE, 1998; JACHMANN, 1991, 2001; BOUCHÉ, 1996 ; BOUCHÉ & RENKENS 2004, 2005, 2006, 2007) utilisent néanmoins cette technique car elle reste pratique et souvent la seule solution (le choix judicieux des pistes peut contribuer à minimiser les biais).

Un certain nombre de biais apparaît lors de l'utilisation de ce type de recensement car le réseau de piste ne passe pas nécessairement par tous les habitats représentatifs de la zone de recensement Norton-Griffiths, 1978.

Les pistes sont généralement tracées de manière à passer par les endroits les plus attrayant pour les touristes (points d'eau, points de vue), mais pour des raisons techniques, les pistes longent aussi les rivières et les contours plutôt que de les traverser. Tout ceci a pour effet de renforcer les biais. Les animaux se distribuent principalement le long des rivières et des contours. Les biais varient avec les distributions au cours des saisons et des années. Par ailleurs certaines espèces utilisent la piste de manière fréquente (éléphants, gazelles).

Un exemple est montré à la figure 37. Une piste est tracée dans trois types d'habitat (A, B, C) et les animaux sont comptés à une distance fixe de la route. Le pourcentage de chaque type de végétation échantillonné par le réseau de piste montre que les types A et B sont sous-échantillonnés. Une estimation correcte nécessite de tenir compte de la longueur totale des pistes dans chaque type d'habitat et de la superficie de chaque habitat (tableau 7).

Les résultats de trois comptages (tableau 8) montrent que dans une zone contenant 1.000 animaux le recensement en saison des pluies montre que le plus grand nombre d'individus se trouve en A, cette tendance s'inverse et la plupart des animaux sont en C pendant la saison des pluies avancée. On constate que les chiffres de recensement par piste ne reflètent pas la réalité et les estimations sont erronées en saison des pluies avancées (1.800) et en saison sèche (840) qui conduirait à une mauvaise gestion.

Exemple : Biais potentiels dans un comptage par piste

Une zone (ligne continue) est divisée par 3 types de végétation A, B, et C. Les lignes pointillées représentent le réseau de piste compris dans chaque type de végétation.

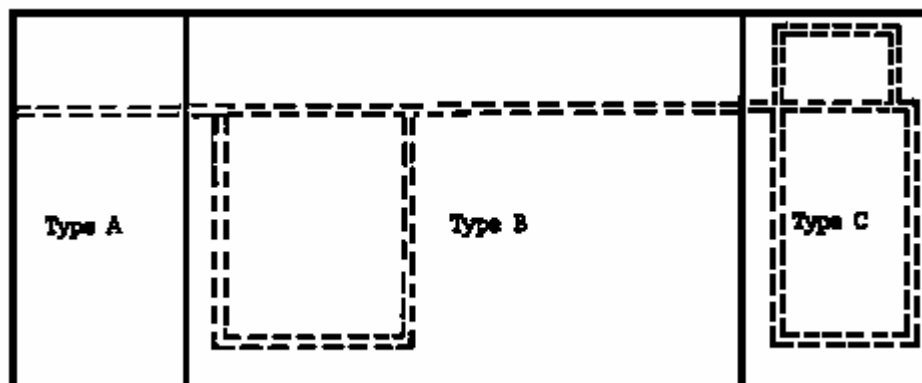


Figure 37. Répartition schématique de pistes dans différents habitats (Norton-Griffiths, 1978)

Tableau 7. Effort d'échantillonnage par piste dans chaque habitat (Norton-Griffiths, 1978)

	A	B	C
Superficie de chaque type de végétation	20%	60%	20%
Pourcentage du réseau de pistes dans chaque type végétation	10%	51%	39%
Pourcentage de chaque type végétation échantillonné par le réseau de piste	10%	18%	41%
Sous-échantillonné	x	x	
Sur-échantillonné			x

Supposons que 1.000 animaux vivent dans la zone et que leur distribution change pendant l'année de la manière indiquée dans le tableau 6. le comptage terrestre indiquera une croissance graduelle des nombres au fur et à mesure que la saison sèche avance.

X = nombre d'animaux dans chaque type de végétation.

x = nombre d'animaux compté par le comptage par piste

Tableau 8. Recensement dans les différents habitats à différentes périodes de l'année (Norton-Griffiths, 1978)

		A	B	C	Somme	Densité	Estimation
Saison humide	X	600	200	200	1000	2,5	1000
	x	60	36	83	179	2,1	840
Début saison sèche	X	100	700	200	1000	2,5	1000
	x	10	125	83	218	2,6	1040
Fin saison sèche	X	50	100	850	1000	2,5	1000
	x	5	18	351	374	4,5	1800

Si l'on compte des animaux dans trois types d'habitats, la densité dans chaque habitat sera multipliée par la superficie de chacun de ces habitats. Ceci donnera une estimation du nombre total d'animaux pour chaque habitat.

En règle générale le comptage le long des routes n'est donc pas recommandé. Cependant des expériences récentes menées dans des zones où le réseau de piste est suffisamment dense (au moins 0.4 à 0.5 km de piste /km<sup>2</sup>) permet de couvrir la plupart des habitats et fourni des résultats proches de ceux fournis par comptage pédestre par transect en ligne pour la plupart des antilopes

(Bouché & Renkens 2005, 2006, 2007, Bouché 2008, Jachmann 2001) mais est souvent peu adaptées aux comptages d'espèces grégaires (buffle, éléphant).

Dans tous les cas il est préférable de valider le comptage par route avec le comptage pédestre par transect en ligne.

Le comptage en véhicule le long des pistes doit respecter les normes suivantes :

- vitesse entre 15 et 20 km/h entre les arrêts
- Usage d'un pick up de préférence Land Cruiser
- au moins 3 observateurs et maximum 6 qui se tiennent debout dans le pick up

## **4. MÉTHODES DIVERSES**

### **4.1. RECONNAISSANCE INDIVIDUELLE**

Ce type de recensement a été réalisé pour l'étude de certaines espèces comme

- les lions sur base de l'implantation des vibrisses, dont la disposition est unique pour chaque animal, mais aussi des cicatrices, malformations, queue coupée, etc ... (PENNYCUICK C. J. & RUDNAI J. 1970; SCHALLER, 1972; ELLIOT & MC TAGGART, COWAN, 1978; ANDERSON, 1980-81; RUGGIERO, 1991),
- les éléphants (MOSS, 1996) sur base de la taille, la forme des défenses, cicatrices. Près de 700 éléphants sont ainsi connus individuellement dans l'écosystème d'Amboseli et leur généalogie est suivie depuis plus de trente ans ;
- les rhinocéros (MUKINYA, 1976), les antilopes (hirola) (Obs pers.), les buffles, sur base de la forme des cornes, cicatrices, marques etc. ... ;
- les hippopotames (BOUCHÉ, 1999) à partir des marques naturelles sur la face ou le corps.

### **4.2. COMPTAGES D'ESPÈCES INFÉODÉES À DES HABITATS LINÉAIRES**

Les habitats linéaires sont représentés par des rivières, des galeries forestières ... Cette méthode est utilisée pour recenser les guibs harnachés hors des transects (qui sont généralement perpendiculaires aux cours d'eau) dont les galeries constituent un habitat de prédilection à certaines heures de la journée.

Le parcours sera constitué d'un certain nombre de tronçons le long d'une rivière de quelques km de long. Les tronçons seront tirés au hasard sur carte. Une seule rive sera explorée et les résultats seront multipliés par deux (sauf si les animaux sont comptés dans le lit de la rivière). Il est préférable de compter avant les heures chaudes. Le nombre d'animaux non détectés sera proportionnel à la densité du sous-bois et l'épaisseur de la galerie :

Estimateur de la population :

$$\hat{Y} = \frac{N}{n} \cdot \sum y_i$$

N étant le nombre d'unités-échantillons (le kilométrage total du cours d'eau considéré dans l'aire protégée), n le nombre de kilomètre échantillonnés,  $y_i$  le nombre d'animaux observés sur l'unité  $i$ .

On peut ensuite calculer la variance et l'IC à 95 % :

$$\begin{aligned} \text{vâr}(\hat{Y}) &= \frac{N(N-n)}{n} \cdot s_y^2, \\ s_y^2 &= \frac{1}{n-1} \left[ \sum y_i^2 - \frac{(\sum y_i)^2}{n} \right], \\ IC95\% &= \hat{Y} \pm t_{1-\alpha/2} \cdot \sqrt{\text{vâr}(\hat{Y})} \end{aligned}$$

### **4.3. DÉNOMBREMENT PAR IDENTIFICATION DES GROUPES ET CARTOGRAPHIE DES DOMAINES VITAUX OU COMPTAGE À DEUX TEMPS**

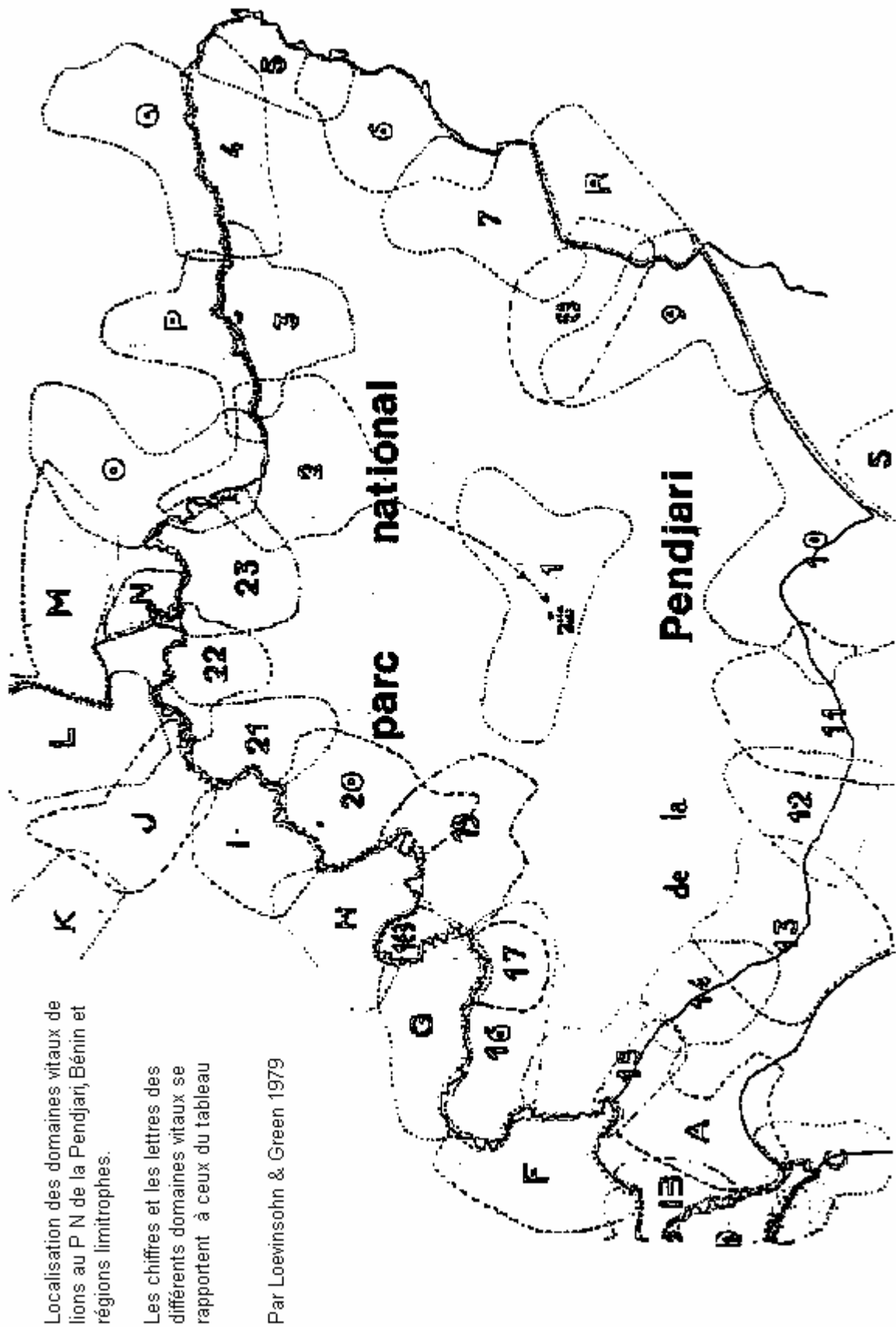
Cette technique consiste dans un premier temps à repérer pour une espèce considérée chaque groupe et leur domaine vitaux ou leur territoire sont délimités aussi précisément que possible. Ceci est facilité par l'usage de la télémétrie (radio-tracking) de quelques individus. Ensuite une analyse de la composition exacte de chaque groupe est ensuite réalisée. (SCHALLER 1972 ; BERTRAM 1975 ; ELLIOTT & MC COWAN, 1978 ; HANBY & BYGOTT, 1979 ; BURROWS, 1995, BOUCHÉ & RENKENS 2005, 2006, 2007).

Cette technique nécessite de rester une longue période de temps sur le terrain afin d'en acquérir une connaissance spécifique de manière à accumuler et recouper les données. Les résultats sont généralement très intéressants, très complets et précis. Les techniques d'aménagement adéquates peuvent ensuite être appliquée avec moins d'incertitudes.

Cette technique a été utilisée à la Pendjari pour recenser les buffles et les lions (Loevinsohn & Green, 1979) notamment. (carte 5 & tableau 7).

Tableau 9. Composition et répartition des bandes de lions à la Pendjari

Nom	Composition des groupes						Domaine vital en km <sup>2</sup>
	m	f	p	a	i	total	
1	1	2	2			5	104
2	2	3				5	104+103 = 207
3	1	1	4			6	95
4			2	2		4	
5				2		2	
6			2	2		4	
7					4	4	
8			2	2		4	
9					2	2	115
10			2	2		4	
11					4	4	
12					2	2	
13					4	4	
14				2		2	
15				3		3	
16	1	1	2			4	
17				1		1	
18				1		1	
19			2	2		4	
20				4		4	
21				2		2	
22	1	1	2			4	
23	1	1				2	
A	1	1				2	
B				2		2	95
C				2		2	95
D				2		2	
E			2	2		4	
P				2		2	
G				2		2	
H	1	2	2			5	
I	1	1				2	
J	1	1				2	
K				2		2	
L	1	3	2			6	103
M	1	1	2			4	100
N		1				1	25
O	1	1	4			6	142
P	1	1	2			4	
Q	1	1	2			4	
R				2		2	
S				2		2	
133							



Carte 5. Localisation des bandes de lions au PN de la Pendjari. Loevinsohn et Geen 1979.

#### **4.4. COMPTAGES NOCTURNES**

Des techniques de comptage au phare ont été utilisées pour recenser certaines espèces de primates nocturnes (galago), mais également certains carnivores (lions, hyènes panthères). Ceux-ci sont attirés par la présence d'une carcasse placée dans un arbre et par l'émission de cris de détresse d'herbivores pour attirer les prédateurs. Pour déterminer un indice d'abondance kilométrique des cervidés dans les forêts européennes cette technique est également utilisée. Ces techniques ont souvent un usage limité et dépendent de plusieurs facteurs, température, phases lunaires, météo.

Des recensements pourraient être utilisés à l'aide d'amplificateur de brillance ou d'optiques à infrarouge qui intensifient la lumière 30 à 40.000 fois. Ces appareils au départ à usage militaire étaient coûteux mais se démocratisent lentement. Les prix de ces appareils varient entre 500 et 3.500 Euro (pour des modèles américains). L'idéal est que le modèle soit intégré dans un casque afin de ne pas devoir tenir ces appareils en main en permanence (2.000 Euro). Les caméras HI8mm courantes du commerce permettent de filmer en totale obscurité avec une amplification de brillance très intéressante.

#### **4.5. MÉTHODE DE CAPTURE-RECAPTURE (INDEX DE LINCOLN)**

Il consiste à tirer un certain nombre d'animaux au hasard, à les marquer et les relâcher ensuite. Il est nécessaire de laisser s'écouler un certain laps de temps (quelques semaines) après la capture pour que les animaux marqués se mélangent de nouveau à ceux de la population totale. Une nouvelle capture est réalisée dans laquelle des individus marqués sont trouvés. Le nombre total d'animaux peut être estimé par la proportion d'animaux marqués et non-marqués observés (BOUSQUET, 1984A ; MONFORT, 1975). Cette méthode est efficace si:

- le mélange est aléatoire;
- il n'y a pas d'émigration ou d'immigration;
- il n'y a pas de mort ni de naissance durant les recensements.

Ces conditions sont rarement respectées dans la nature. Cette technique fut néanmoins utilisée pour compter les lions (SCHALLER, 1972; SMUTS, 1976 & 1978; SMUTS & AL 1977; MILLS & AL. 1978; NORTON-GRIFFITHS, 1978 ; BERTRAM, 1979) et les hyènes (KRUUK, 1972).

$$\frac{N}{n} = \frac{M}{m}$$

N = Effectif de la population;

n = Nombre d'individus observés après recapture;

M = Nombre d'individus capturés, marqués et relâchés;

m = Nombre d'individus marqués, observés après recapture ou nombre d'individus marqués parmi n.

et donc:

$$Y = \frac{(M + 1) \cdot n}{m - 1}$$

l'erreur standard : S. E. :

$$SE(Y) = \sqrt{\frac{(M - m + 1) \cdot (N + 1) \cdot (Y - M)}{m \cdot (m + 2)}}$$

l'intervalle de confiance à 95%, t pris pour n-1 degré de liberté:

$$Y \pm t_{1-\alpha/2} \cdot SE.$$

Exemple (BOUSQUET, 1984A):

Dans un ranch de gibier clôturé où toute émigration et immigration est impossible et à une époque située hors de la période des naissances, 27 phacochères sont marqués par un numéro ou par la physionomie et les caractéristiques physiques en une semaine. Après trois mois, on observe lors d'un comptage au hasard de durée limitée, 23 phacochères dont 17 portent un numéro.

Le calcul donne :

$$Y = \frac{(27 + 1) \times 23}{17 - 1} = 40,25$$

$$SE(Y) = \sqrt{\frac{(27 - 17 + 1) \times (23 + 1) \times (40,25 - 27)}{17 \times (17 + 2)}} = 3,29$$

$$Y = 40 \pm 6.6$$

#### **4.6. RECENSEMENT DE CARNIVORES RÉSIDENTS ET MIGRANTS**

Le PN du Serengeti abrite est renommé pour la migration d'un million et demi d'herbivores à travers tous l'écosystème (30.000 km<sup>2</sup>). Les hyènes représentent certainement le prédateur le plus important avec 9000 individus. La migration annuelle est liée à l'eau. Pendant la saison des pluies, les herbivores migrent vers les plaines d'herbes courtes et nutritives du sud de l'écosystème. Quand vient la saison sèche, le climat semi-aride des plaines ne permet pas à la strate herbacée de se maintenir et les herbivores reprennent leur migration vers le Nord et le lac Victoria où le gradient des précipitations est le plus fort. Une partie des hyènes est résidente tandis que l'autre est migrante. (HOFER & EAST, 1995)

Lors d'études sur les hyènes au Serengeti HOFER & EAST (1995) ont constaté que le recensement des hyènes est relativement complexe car durant le jour les hyènes sont à couvert ou se dissimulent dans leur terrier. Par ailleurs il a été montré que :

1. Que n'importe quelle zone contient à la fois des hyènes résidentes et migrantes ;
2. Que le rapport résident/migrant ne peut être déterminé de part les seuls résultats des recensements ;
3. Que le rapport résident/migrant varie d'une région à l'autre ;
4. Que le rapport résident/migrant varie d'une saison à l'autre ;

Puisque les résidents peuvent avoir parcourus une distance considérable jusqu'à leur position actuelle, la zone géographique qui inclut tous les territoires des résidents et des migrants recensés (la zone source) s'étend au-delà de l'aire d'étude. Le résultat du recensement doit être distingué de la taille de la population estimée qui vit dans la zone source que l'on appelle la population source. Au Serengeti la population source est définie comme la partie de la population de hyènes qui migre ou qui vit sur le sol natal des troupeaux d'herbivores en migrants, qui contient la majorité des hyènes de l'écosystème.

##### Méthodologie

On recense en saison des pluies dans les plaines du Serengeti qu'occupe la migration d'herbivore.

On recense en suite dans la même zone pendant la saison sèche qui suit.

On détermine ainsi la proportion de résidents en saison des pluies  $p_w$  et en saison sèche  $p_d$ .

##### Estimation

La population source totale  $N_s$  :

$$N_s = \frac{(p_d \cdot N_w - p_w \cdot N_d)}{[p_d \cdot (1 - p_w)]}$$

$N_w$  et  $N_d$  : estimations des recensements en saison des pluies et en saison sèche respectivement,  $p_w$  et  $p_d$  sont de 0.22 et 0.56. Le traitement des applique la méthode de Jolly à partir d'un recensement par transect en bande à partir de véhicules.

Le nombre de résidents dans la plaine  $N_p$

$N_h$  nombre d'hyènes résidentes présentes dans leur clan au moment du recensement :

$$N_h = N_d \times p_d$$

et

$$N_d = N_h + N_t$$

$N_t$  population de migrant en transit est inconnu mais sans doute très petit car ces individus se déplacent surtout pendant la nuit donc hors de la période de recensement. Si l'on ignore  $N_t$  l'erreur sera faible et on peut écrire  $N_p = N_d/p_d$

Si le nombre total d'hyène  $N_r$  représente les migrants de la plaine en saison des pluies.  $N_c$  le nombre de migrants pendant la saison des pluies est la différence entre le recensement pendant la saison des pluies  $N_w$  et le nombre de résidents  $N_c = N_w - N_p$ .

Certains membres des clans desquels les migrants de saison des pluies sont originaires sont chez eux ( $N_o$ ) et sont donc hors de la zone de recensement en saison des pluies.  $N_r$  le nombre total d'hyènes représentées par des migrants pendant le recensement en saison des pluies est plus grand que  $N_c$  et donc  $N_r = N_o + N_c$  ou  $N_o = N_r \times p_w$  et  $N_h = N_p \times p_d$ . Nous pouvons écrire :  $N_r = N_c/(1-p_w)$  et  $N_s = N_r + N_p$

## **PARTIE 4. RECENSEMENTS INDIRECTS**

### **INTRODUCTION**

Certaines situations ne permettent pas d'appliquer des méthodes de comptages directs lorsque les animaux sont peu visibles ou si le couvert végétal est dense.

Les comptages indirects se pratiquent de plus en plus couramment depuis le début des années 80 (JACHMANN & BELL, 1979, JACHMANN, 1991; BARNES, 1996 ; BARNES & AL. 1997 ; BOUCHÉ 1997).

### **1. RECENSEMENTS INDIRECTS PAR TRANSECT EN LIGNE**

Ils sont utilisés notamment dans des régions de végétation dense tels les savanes boisées et les forêts (BURNHAM & AL, 1980; JACHMANN, 1991; HÖFT & HÖFT, 1995; BARNES, 1996; BARNES & AL. 1997 ; BOUCHÉ, 1997, 2007; MAISELS & CRUICKSHANK, 1997,) où les comptages aériens et certains types de comptages terrestres directs sont impossibles à réaliser. Ces techniques ont été utilisées pour compter des objets inanimés en l'occurrence les fèces, les nids, les carcasses ... ou au contraire des objets animés : chants d'oiseaux, comptage de souffles ou des nageoires caudales des baleines (cue counts)(BUCKLAND & AL. 1993).

La technique consiste à compter le long de transects de longueur déterminée, tous les objets d'une espèce donnée et de relever la distance perpendiculaire séparant le centre géométrique de chaque objet ou groupe d'objets de la ligne de transect ainsi que la distance parcourue depuis le début du transect.

En Afrique les recensement indirects des fèces ou des nids de certaines espèces africaines s'est largement répandu.

- Eléphant

Cette espèce porte-drapeau était généralement recensée par air en savane. Cependant l'abondance de l'espèce dans les grands massifs forestiers d'Afrique centrale était peu connue. Comme l'éléphant en forêt est difficile à observer, les techniques indirectes basées sur les fèces se sont développées depuis le début des années 90 (BARNES, 1996; BARNES & AL. 1997)

On recense les fèces comprises dans une bande de 6 mètres de part et d'autre du transect (BOUCHÉ, 1997). Chaque excrément est classé dans une des 5 catégories suivantes:

- A: excrément frais, humides, avec odeurs, boli intacts
- B: boli intacts, sans odeur, frais mais secs.
- C: + de 50 % des boli sont intacts
- D: - de 50 % des boli intacts
- E: boli totalement décomposés, tas de paille, bouses transformées en litière.

La densité des fèces fait l'objet d'un traitement par des programmes tels « Distance », « Eléphant » ou « Transect ».

La densité d'éléphants (E) est ensuite estimée par la formule suivante (BARNES R., 1996):

$$E = \frac{Y \cdot r}{D}$$

E: densité d'éléphants (n/km<sup>2</sup>);

Y: taux de défécation (nombre de fèces produites par éléphant et par jour);

r: taux de décomposition des fèces (vitesse de dégradation des fèces pour le milieu donné);

D: densité des fèces (n/km<sup>2</sup>) obtenue par l'utilisation d'un programme comme Distance.

Les valeurs de Y et r nécessitent des informations supplémentaires soit par la littérature en extrapolant ces valeurs provenant d'autres régions au biotope et au climat semblable soit en réalisant des études spécifiques dans la région concernée. L'estimation de la valeur de Y nécessite une observation convenable assez longue des éléphants ce qui en milieu fermé peut se révéler assez complexe.

La valeur de r peut être déterminée en repérant la position d'un échantillon de fèces et de venir revoir à intervalles réguliers l'état de décomposition. Attention l'état de décomposition n'est pas le même d'une saison à l'autre ni d'un biotope à l'autre. La dégradation est plus rapide en saison humide et en forêt qu'en saison sèche et en savane.

- Primates anthropoïdes

Pour d'autres espèces comme les primates anthropoïdes (chimpanzés et gorilles) on se base sur l'abondance des nids (MAISELS & CRUICKSHANK, 1997). Sachant que chaque nuit un individu sevré construit son propre nid on utilise la formule suivante :

$$G \text{ ou } C = \frac{(N \times g)}{V}$$

G = gorilles sevrés/km<sup>2</sup>

C = chimpanzés sevrés/km<sup>2</sup>

N = groupes de nids/km<sup>2</sup>

g = taille moyenne des groupes de nids

V = vitesse de dégradation des nids (en jours)

Les gorilles construisent leurs nids principalement au sol mais parfois aussi dans les arbres. Les chimpanzés ne construisent leurs nids que dans les arbres.

La valeur de V est également spécifique de la zone étudiée et nécessite des informations supplémentaires soit par la littérature en extrapolant ces valeurs provenant d'autres régions au biotope et au climat semblables soit en réalisant des études spécifiques dans la région concernée.

- Remarques générales

La classification des fèces en différentes catégories n'est pas toujours aussi simple que celle décrite plus haut. Il arrive à plusieurs reprises que des fèces ne correspondent pas à une des catégories.

Il a été remarqué que certaines fèces composées de boli apparemment intacts constituaient la partie supérieure d'une termitière. Les termites avaient en effet colonisé la partie interne du boli qui était alors soudé au sol. Si nous n'avions pas retourné les boli, ils auraient été classés en catégorie B puisqu'ils étaient intacts.

Il faut souligner que dans ces programmes il n'est pas tenu compte de l'état de dégradation des fèces lors de l'encodage des données. Seul un taux général de dégradation des fèces est pris en compte. Ce taux varie bien sûr d'un endroit à l'autre et d'un milieu à l'autre.

Une des faiblesses de certains programmes informatiques c'est qu'ils exigent une précision importante et nécessitent un minimum d'informations à traiter (MAISELS & CRUICKSHANK, 1997). Il est nécessaire de fournir un minimum de 40 données par transect et de préférence entre 60 et 80 données (BURNHAM & AL, 1980 ; MAISELS & CRUICKSHANK, 1997) pour que le résultat ne soit pas considéré comme non significatif par l'ordinateur. Malheureusement les transects où les fèces sont aussi nombreuses sont très rares ou alors beaucoup plus longs. Il est arrivé sur certains transects en forêt de ne pas observer de fèces durant 2 km de transect (BOUCHÉ, 1997, 2007). Le temps nécessaire pour parcourir les 2 km rend difficile la réalisation de transects plus longs. Dans ce cas il est nécessaire de recourir à la technique des lignes répliquées (Partie 3. § 2.3.2.3.3.).

Les taux de défécation et vitesse de dégradation des fèces ou des nids utilisés sont obtenus à partir des rares études qui ont été réalisées parfois dans des biotopes très différents de ceux où les études sont effectuées.

Il serait nécessaire d'évaluer le taux de dégradation pour chacune des saisons dans la région étudiée. Le taux de dégradation dépend de facteurs abiotiques tels l'humidité, la température, les précipitations ..., mais aussi de facteurs biotiques tels la composition des escouades (Diptères, Isoptères, Coléoptères ...). Les facteurs abiotiques sont évidemment très différents dans des milieux forestiers côtiers et d'altitude ou de savane semi-aride p. ex. De même les facteurs biotiques des différents milieux sont également particuliers.

Dans le cas où un seul recensement est effectué chaque année, il serait nécessaire de le réaliser en saison sèche. En effet les taux de dégradation des fèces trouvés dans la littérature ont été calculés pour cette saison (JACHMANN & BELL, 1979; JACHMANN, 1991).

En ce qui concerne les nids, environ 25 % des nids de gorilles peuvent être confondus avec ceux de chimpanzés. En effet les gorilles construisent des nids aussi bien au sol que dans les arbres, cependant les nids au sol disparaissent plus vite que ceux dans les arbres. L'observateur ne voyant plus de nid au sol risque de prendre ceux dans l'arbre pour ceux de chimpanzés. (MAISELS & CRUICKSHANK, 1997)

### **3. RECENSEMENTS PAR VOCALISES**

Cette technique a été mise au point spécifiquement pour les lions car leurs rugissements sont audibles à plusieurs km (RODGERS, 1974).

Elle consiste à enregistrer les vocalises à des points précis séparés de plusieurs km (RODGERS, 1974). Chaque campement est séparé du précédent par minimum 13 km. On change de campement chaque nuit. 23 nuits ont été passées sur le terrain et au cours de 18 nuits des rugissements ont été entendus. On suppose que :

- Un rugissement est audible dans un rayon de 4 km ;
- La taille des groupes est égale à la taille moyenne des groupes vus pendant l'année ;
- Chaque nuit où le rugissement est entendu, on considère qu'un seul groupe est présent.

Cette estimation est minimale car elle ne tient compte ni des groupes ne faisant pas de bruit, ni des autres bandes faisant du bruit.

$$N = \frac{R \cdot Z \cdot n}{r \cdot z}$$

n = Taille moyenne de groupe de lion : 3,2 (n = 36)

Z = Superficie de l'aire de comptage : 1900 km<sup>2</sup>

z = Superficie du diamètre d'écoute :  $\pi \times 4^2 = 50,2$  km<sup>2</sup>

r = Nombre total de nuits à l'écoute : 23

R = Nombre de nuits où des rugissements ont été entendus : 18

N = Population minimum estimée : 97

### **4. RECENSEMENTS PAR TRACES**

Ce type de recensement peut être utilisé à condition que le substrat le permette, ou à moins de disposer des bancs de sables ou d'utiliser des layons ou des quadrats préalablement nettoyés. Cette technique est généralement peu utilisée.

Les traces sont comptées chaque jour et les endroits sont ensuite nettoyés. Avant d'estimer la population il faut recourir à certains modèles mathématiques pour établir la relation entre le nombre de

traces et l'effectif et ensuite la densité des animaux. Il est nécessaire de distinguer le comptage par trace :

- d'une population résidente ;
- d'une population en migration.

#### **4.1. POPULATION RÉSIDENTE**

Cette méthode a été utilisée pour recenser les cerfs (VAN LAVIEREN, 1976). On suppose :

- les cerfs occupent la même bauge pendant plusieurs jours successifs ;
- l'activité nocturne est limitée à une « étendue de déplacement » D.

Ainsi on peut imaginer un cercle de diamètre D au centre d'un domaine homogène d'une espèce. La ligne de circonférence est nettoyée afin que les traces des animaux qui traversent la ligne soient détectables. Le nombre d'animaux compris dans le cercle est égal à  $n$ ; chaque animal imprime deux séries de quatre traces dans le cercle pendant la période d'activité précédente. On suppose une activité idéalisée, à savoir un trajet rectiligne allant de la bauge à la ligne de circonférence. Donc D représente la moitié de la distance parcourue par un cerf pendant la période d'activité. Il n'est pas nécessaire qu'un animal retourne exactement dans le cercle au même endroit.

On note ainsi :

La circonférence du cercle en km :  $\pi D$  km

La superficie du cercle :

$$\frac{\pi \cdot D^2}{4} \text{ km}^2$$

Le nombre de traces trouvées sur la ligne de circonférence :  $t$

Le nombre d'animaux présents dans le cercle :

$$n = \frac{t}{2}$$

Le nombre de traces par km de circonférence de cercle :

$$\frac{t}{\pi \cdot D}$$

Nombre d'animaux par  $\text{km}^2$  :

$$\frac{4 \cdot n}{\pi \cdot D^2} / \text{km}^2$$

La ligne de circonférence est nettoyée chaque jour après le comptage des traces.

La détermination de D n'est pas aisée. Le rythme d'activité circadiens n'est pas toujours compris, de plus la distribution des animaux se fait rarement au hasard. Les sols ne se prêtent pas toujours à ce type d'investigation (VAN LAVIEREN, 1976).

#### **4.2. POPULATION EN MIGRATION**

Dans ce cas ci il suffit de compter le nombre de traces produites par les individus d'une population en migration qui traversent une piste nettoyée.

Les rythmes d'activités annuels ne sont pas toujours connus. Ce type de recensement est peu appliqué (VAN LAVIEREN, 1976).

### **4.3. IDENTIFICATION DES TRACES**

L'analyse des traces permet dans certains cas de reconnaître un animal et de le suivre. La reconnaissance spécifique peut se réaliser en relevant des cicatrices, la taille, griffes manquantes, etc ... ou tout autre élément particulier (MILLS & AL, 1978; BOTHMA & LE RICHE, 1984 & 1993).

Cette technique fût utilisée dans des déserts pour suivre des panthères en Namibie, déterminer leur taux de prédation.

L'expérience de terrain est indispensable. Cette technique est fort utile lorsqu'elle est utilisée à intervalle de temps régulier. Il est conseillé de combiner l'observation directe de l'animal et de ses traces avant d'identifier de nouvelles traces.

Les traces d'une même espèce peuvent varier entre pattes avant et arrière, selon l'âge (éléphants) (WESTERN & AL., 1983), le sexe. L'idéal dans une région donnée est d'établir une collection de référence avec des moulages en plâtre (VAN LAVIEREN, 1976).

### **5. COMPTAGE DES GÎTES ET DES TERRIERS**

Cette technique n'a pas été souvent utilisée en Afrique car les résultats sont souvent peu précis. Les terriers sont comptés le long d'un transect. Cependant il faut déterminer le nombre de terriers :

- abandonnés
  - occupés par l'espèce concernée ;
  - occupés par d'autres espèces ;
  - creusés par individus et par famille ;
- mais aussi le nombre d'individus par terrier occupé.

En Afrique les terriers souvent creusés par les oryctéropes, peuvent avoir été occupés par une série d'espèces (phacochère, mangoustes, hyène etc ...). L'identification des traces à l'entrée du terrier peut partiellement résoudre ce problème.

### **6. COMPARAISON DES MÉTHODES AÉRIENNES PAR TRANSECTS EN BANDE, TERRESTRES DIRECTES ET INDIRECTES PAR TRANSECTS EN LIGNE**

Une comparaison de différentes techniques a permis de constater les faits suivants (JACHMANN, 1991):

Les résultats de techniques de comptages directs (aériens, transect en bande et terrestres transects en ligne) donnent une estimation instantanée de la population durant la période de collecte des données, alors que le comptage des fèces donne des informations sur la distribution de la population accumulée sur plusieurs mois.

Dans les zones à végétation dense, le comptage aérien est soumis à certains biais: les observateurs peuvent rater certains groupes ou individus; le double comptage ou l'omission de groupes passant d'une zone recensée à une qui ne l'est pas et vice-versa; enfin la fatigue des observateurs.

Le comptage aérien total donne une estimation très exacte en milieu ouvert et reste la meilleure alternative pour compter les éléphants et les buffles dans ce type de milieu. Il offre une estimation minimum généralement égale ou supérieure à l'estimation moyenne d'un inventaire par échantillon (Bouché 2004).

En milieu fermé les comptages indirects d'éléphants (comptages sur quadrats) réalisés en saison sèche donnent une estimation de la population proche de celle des comptages aériens dans le même milieu, et avec un intervalle de confiance plus faible que pour toutes les autres techniques.

Les inventaires pédestres fournissent des estimations des espèces de taille inférieure au buffle plus proches de la réalité mais avec des IC parfois important. Les inventaires par véhicule offre une

estimation proche des inventaires pédestre mais avec des IC plus faibles. Ces deux types d'inventaires sont recommandés pour les espèces de taille inférieure au buffle.

Le coût d'un recensement par comptage indirect par quadrats est sensiblement identique à celui d'un comptage aérien.

Il faut par ailleurs noter que certaines espèces se prêtent mal au comptage aérien et que dans ces cas un recensement terrestre est plus approprié (MELTON, 1978 A & B, MDUMA, 1995 ; BOUCHÉ & AL 2000).

## PARTIE 5. EVALUATION DES RESSOURCES

L'estimation d'une densité absolue n'est pas toujours requise et un indice de densité est parfois largement suffisant. Ils pourront être utilisés pour déterminer des tendances d'une année à l'autre.

### 1. INDICES D'ABONDANCE ET MÉTHODES BASÉES SUR LES PRÉLÈVEMENTS

Les indices d'abondance sont des estimations de densité relative. Les relations qui peuvent exister entre les indices d'abondance (I) et les densités absolues (D) peuvent avoir plusieurs allures (BOUSQUET, 1984A).

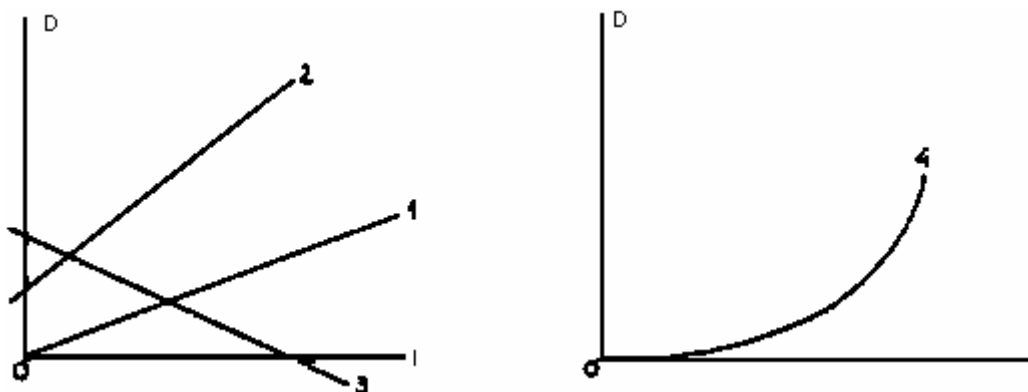


Figure 37. Relations possibles entre indices (I) d'abondance et densité (D) (BOUSQUET, 1984A)

- Linéaire passant par l'origine ( $D = aI$ ) : 1 ;
- Linéaire ne passant pas par l'origine ( $D = aI + b$ ) : 2 et 3 ;
- Non linéaire (exponentielle) : 4.

Il est préférable de choisir un indice correspondant à une relation linéaire passant par l'origine car c'est le plus pratique : si la valeur de l'indice (I) double c'est que la densité a doublé.

Les indices de densité les plus souvent utilisés en Afrique sont les comptages d'animaux :

- Nombre de grands mammifères/ km de piste (VERSCHUREN 1982, 1988, 1993, RENKENS & BOUCHÉ 2003, BOUCHÉ & RENKENS 2004, 2005, 2006, 2007) ;
- Nombre d'éléphants/ points d'eau en une nuit ;
- Nombre d'hippopotame et de nids de crocodiles/km de rivière ;
- Nombre d'antilopes observées par avion et par minute à 100 m du sol.

Ces exemples partagent trois caractéristiques : la régression « densité absolue-indice » est vraisemblablement linéaire, la droite passe par l'origine et la pente est positive.

L'indice d'abondance kilométrique (*kilometric abundance index* KAI) est une technique très facile à mettre en œuvre et requiert peu de moyen. Même si elle ne permet pas nécessairement de connaître les densités d'animaux elle est par contre un outil relativement puissant et très intéressant pour le biomonitoring.

L'idéal est de parcourir des transects répartis au hasard ou de préférence manière systématique. Les transects sont parcourus régulièrement 1 ou 2 fois par mois par deux observateurs. Ceux-ci n'ont qu'à noter le nombre d'individus des différentes espèces ainsi que le sexe et la classe d'âge et si possible la position des animaux vu.

Si cette technique ne permet pas de déceler les densités d'animaux elle permet de détecter les variations de fréquentation des animaux dans une zone.

## **2. ESTIMATION DE LA TAILLE D'UNE POPULATION À PARTIR DE LA DENSITÉ CONNUE D'UNE AUTRE ESPÈCE**

Si les indices d'abondances sont connus, il est possible de déterminer la densité d'une espèce X à partir de la densité d'une espèce Y (BOUSQUET, 1984A)

Si :

$N_x$  : nombre inconnu d'animaux de l'espèce X ;

$N_y$  : nombre connu d'animaux de l'espèce Y ;

$n_x$  : nombre d'animaux de l'espèce X comptés dans un échantillon ;

$n_y$  : nombre d'animaux de l'espèce Y comptés dans ce même échantillon.

On peut construire la relation :

$$N_x = \frac{N_y \cdot n_x}{n_y}$$

Pour que cette technique soit valide, les indices d'abondance doivent être équivalents c'est-à-dire que les deux espèces doivent réagir de façon sensible à la présence de l'observateur, avoir une répartition spatiale identique, une même distance de fuite... Les associations suivantes sont valides : Impala – Bubale ; Buffle – Zèbre – Gnou ; Ourébi – Céphalophe de Grimm ; Bubale – Damalisque (BOUSQUET, 1984A).

## **3. RELATIONS ENTRE INDICE ET DENSITÉ**

Le nombre de données nécessaires pour établir la régression de la densité avec l'indice dépend de la complexité de la relation. Si l'on sait qu'elle est linéaire, deux points sont nécessaires pour la construire lorsqu'elle ne passe pas par l'origine (droite définie par  $D = a + b$ , les constantes a et b étant déterminée par simple analyse de la régression).

Lorsque la régression de la densité avec l'indice est curvilinéaire, il est nécessaire de collecter un nombre de données suffisant pour établir cette régression et en calculer l'équation, soit en rectifiant la relation qui lie les deux variables (ex : transformation logarithmique).

Il est possible d'estimer la densité absolue d'une population en comptant le nombre d'animaux dans des quadrats distribués au hasard. Parfois les espèces recensées sont très farouches et ne se prêtent pas bien à ce type de comptage ou le champs de vision réduit limite le champ d'application de cette méthode. On recueillera plutôt des données liées à la présence ou l'absence d'animaux sur chaque placette. On établira alors la fréquence des placettes contenant des animaux. La relation entre la fréquence et la densité est non linéaire. Si les animaux ont une distribution aléatoire, la fréquence moyenne par quadrat, f, peut être transformée en densité moyenne par placette m.

La proportion des placettes contenant 0, 1, 2, ... animaux est donnée par la distribution de Poisson, dont le premier terme est  $e^{-m}$ .

$1 - f = e^{-m}$  est la proportion de quadrats ne contenant aucun animal et

$f = 1 - e^{-m}$  est la proportion de quadrats contenant au moins un animal ;

m peut être déterminé par  $\log(1 - f) = -m$ .

Exemple :

Afin d'estimer une population de renards Wood (1958) a posé 3.058 pièges et obtenu les résultats suivants :

Renards capturés	nbre de pièges occupés	Nombre de pièges calculés	Chi <sup>2</sup>
0	2468	2412,74	1,27
1	475	571,82	16,39
2	98	67,76	13,50
3	15	5,35	17,38
4	2	0,32	8,93
N	3058	3057,98	57,47
Moyenne	0,237		

La proportion de pièges non occupés est :

$$1 - f = 2468/3058 = 0,807$$

$$\text{D'où } \log(0,807) = -0,214$$

Ainsi  $m = 0,214$  renards par piège

Cette estimation est proche de la moyenne observée des renards par piège :

$$\frac{(475 \times 1) + (98 \times 2) + (15 \times 3) + (4 \times 2)}{3058} = 0,237$$

Le calcul théorique du nombre de pièges contenant r renards provient de l'équation de Poisson :

$$\frac{e^{-m} \cdot m^r}{r!} \cdot N$$

La valeur élevée du Chi carré signifie que la distribution des renards par piège n'est pas due au hasard ou indépendante et par conséquent ne s'ajuste pas bien à la loi de Poisson. Cette distribution est de type agrégée.

A souligner que cette méthode donne une estimation raisonnablement proche du nombre moyen par piège, sur la base des seuls pièges vides par calcul.

#### **4. MÉTHODE DE LESLIE (1939)**

L'idée est d'établir une droite de régression entre le nombre de captures (ou d'animaux chassés) par unité d'effort (p. ex. une semaine avec le même pression de chasse, c'est à dire le même nombre de chasseurs passant chaque semaine le même temps à chasser), et le total cumulé des prises (ou animaux tués) (BOUSQUET, 1984A).

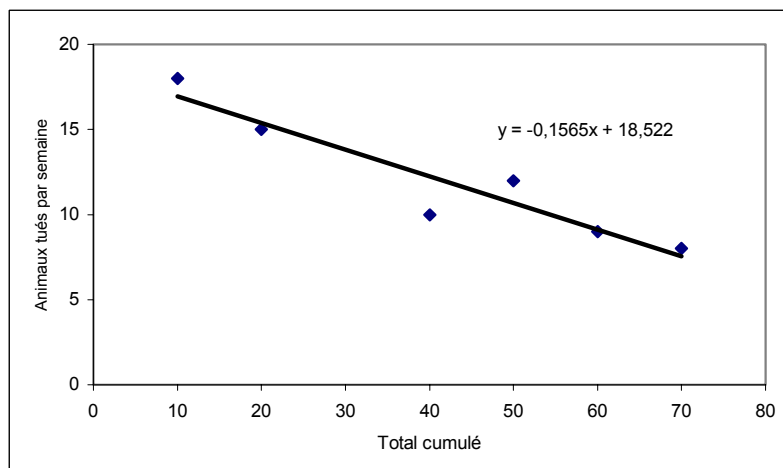


Figure 38. Régression entre le nombre d'animaux abattus et le total cumulé de prises (BOUSQUET 1984 A)

La pente de la droite correspond à la « probabilité de récolte » de la population. Dans notre exemple  $a = -0,16$  indique qu'en moyenne, deux chasseurs tuent par semaine 16 % des animaux prescrits dans leur zone au début de la semaine.

La population  $N_1$  avant la chasse sera donnée par l'intersection de la droite avec l'axe des x. Les conditions d'application de la méthode supposent que :

1. La probabilité de capture soit constante pour tous les animaux à chaque « effort de récolte » (vérifier la linéarité de  $y = ax + b$ , sinon abandon de la méthode). En réalité les animaux deviennent de plus en plus méfiants au fur et à mesure que l'effort de chasse se poursuit.
2. La densité soit suffisamment importante pour que la capture d'un individu n'influence pas la capture d'un autre ;
3. Aucune naissance, mortalité, immigration ou émigration n'aie lieux pendant l'expérience.

Cette méthode est relativement peu précise. On pourra l'utiliser en annexe d'une opération de prélèvement dans une zone donnée.

## 5. MÉTHODE DE DELURY

Cette méthode est définie par l'équation suivante :

$$N_1 = \frac{C}{1 - (1 - p)^n}$$

$N_1$  : taille de la population avant capture

$N$  : nombre d'unité d'effort de capture ;

$C$  : nombre total de prises ;

Exemple :

Unités d'effort de capture semaine	Effort précédents semaine	capture	ln 10 (capture)
1	0	25	1,40
2	1	26	1,42
3	2	15	1,18
4	3	13	1,11
5	4	12	1,08
6	5	13	1,11
7	6	5	0,70

$a = -0,1007$  (pente de la droite de régression entre capture et log 10 capture)

$1 - p = 10^a = 0,793$

$C = 109$

$p = 0,207$

$N_1 = 136$

## 6. MÉTHODE DE COMPARAISON DE DEUX INDICES

Considérons une population coupée de tout contact avec les autres dans un ranch clôturé (ni recrutement, ni sorties).

Si l'on choisit un indice d'abondance lié à la densité par une relation linéaire de la forme :

$$I = aD$$

Exemple :

Soit un ranch clos de 3.000 ha (A) contenant une population de bubales. 500 placettes de 25 m<sup>2</sup> sont réalisées.

On obtient 65 fèces/placette, d'où  $I_1 = 0,65$  (on ne tient compte que des fèces fraîches ou moyennement fraîche)

Une pression de chasse de 45 bubales menée par deux chasseurs pendant 3 mois.

$I_2$  est calculé et vaut 0,5.

Il est possible d'estimer la population pré et post chasse si l'on suppose qu'il n'y a eu ni décès , ni naissances entre les deux inventaires de fèces.

$$I_1 = a \cdot D_1 = a \cdot \frac{N_1}{A} \Rightarrow N_1 = \frac{A \cdot I_1}{a}$$

$$I_2 = a \cdot D_2 = a \cdot \frac{N_2}{A} \Rightarrow N_2 = \frac{A \cdot I_2}{a}$$

$$I_2 - I_1 = \frac{a}{A} \cdot (N_2 - N_1) = \frac{a}{A} \cdot C$$

$$\Leftrightarrow \frac{A}{a} = \frac{C}{I_2 - I_1}$$

D'où

$$N_1 = \frac{I_1 \cdot C}{I_2 - I_1}$$

$$\text{et } N_2 = \frac{I_2 \cdot C}{I_2 - I_1}$$

Dans notre exemple :

$$N_1 = \frac{0,65 \times 45}{0,65 - 0,5} = 195$$

$$N_2 = \frac{0,50 \times 45}{0,65 - 0,50} = 150$$

## PARTIE 6. ANALYSES & APPLICATIONS

### 1. ANALYSES

#### 1.1. ANALYSE DE RÉPARTITION ET PRÉFÉRENDA ÉCOLOGIQUES

##### 1.1.1. Répartition

Cette méthode est simple, le but ici est de donner une première approche de la distribution des habitats des herbivores recensés le long d'un transect ou dans un quadrat.

La méthode consiste à relever les animaux observés ainsi que les traces, et les fèces.

Afin d'avoir une idée des habitats préférentiellement utilisés par chaque herbivore, des histogrammes représentant le pourcentage des observations dans chaque habitat ont été dressés.

Exemple :

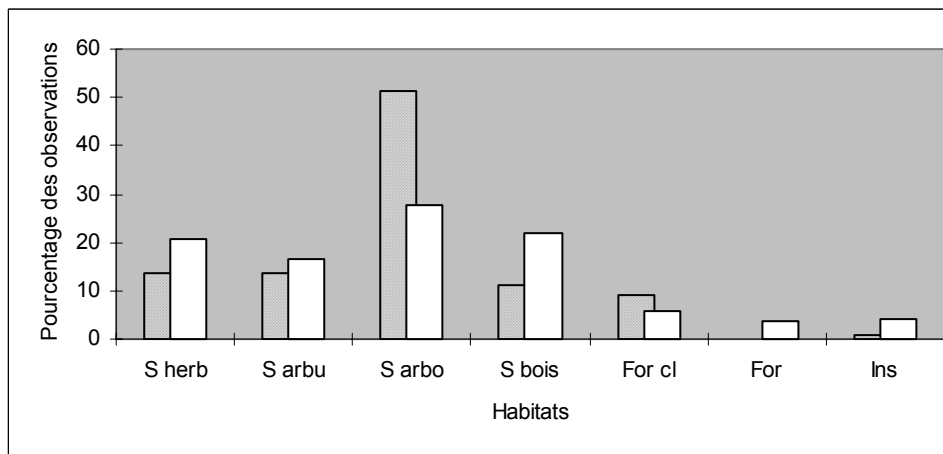


Figure 39. Répartition des individus (hachuré) (n=152) et des traces et fèces (blanc) (n=170) de cobes de Buffon dans les différents habitats (BOUCHE, 1999).

##### 1.1.2. Préférendes écologiques

###### 1.1.2.1. Analyse par test $\chi^2$ .

La répartition des espèces dans les différents habitats donne une idée des habitats les plus fréquentés. Cependant les histogrammes ne tiennent pas compte de l'importance de la superficie de l'habitat considéré. Les habitats ne couvrent pas tous la même superficie. Il est donc opportun de considérer le nombre d'animaux comptés dans chaque habitat en fonction de la proportion de chacun de ceux-ci dans les limites de l'aire d'étude.

La méthode consiste, à partir du nombre d'animaux comptés directement dans chaque habitat de comparer ces nombres *observés* en fonction des nombres *attendus* comme si les animaux étaient distribués au hasard en tenant compte de l'étendue de chaque habitat. L'hypothèse nulle est donnée par le fait que le nombre d'animaux attendu dans un habitat donné devrait être proportionnel à l'étendue de celui-ci dans les limites de l'aire d'étude. Un habitat qui représente 10% de la superficie totale devrait abriter 10 % des animaux observés. Un test  $\chi^2$  à 1 degré de liberté est ensuite effectué de la manière suivante :

$$\chi^2 = \frac{(\text{Observés} - \text{Attendus})^2}{\text{Attendus}}$$

Si le test  $\chi^2$  est significatif cela indique que le milieu est préférentiellement sélectionné ou évité. La sélection ou l'évitement est donné par le signe de la différence entre les valeurs *Observées* et *Attendues*. Si le résultat est non significatif « n. s. » ceci indique qu'il n'y a pas de préférence ou d'évitement pour le milieu considéré.

Le seul désavantage de cette méthode résulte dans le fait qu'il est assez aisé d'obtenir des résultats significatifs principalement lorsque les nombres d'animaux observés sont élevés (NORTON-GRIFFITHS, 1978).

Exemple :

Tableau 10. Calcul de la sélection ou de l'évitement du cobe de Buffon pour les différents habitats au Ranch de Sourougou Dinga. Côte d'Ivoire.(BOUCHÉ, 1999)

Habitats	S herb	S arbu	S arbo	S boisée	For claire	Forêt	Inselbergs	Total
Superficie (ha)	270,0	257,5	335,0	1.830,0	545,0	137,5	42,5	3.417,5
% age de l'aire totale	7,9	7,5	9,8	53,5	15,9	4,0	1,2	100,0
Superficie échantillonnée (ha)	58,1	73,7	190,0	224,0	93,6	19,8	14,0	673,2
Nombre d'animaux observé	21,0	21,0	78,0	17,0	14,0	-	1,0	152,0
Nombre d'animaux attendu	12,0	11,5	14,9	81,4	24,2	6,1	1,9	152,0
$\chi^2$	6,731914312	7,958628854	267,2279424	50,94351228	4,32576958	6,11558157	0,4192954	
	**	***	***	***	*	**	ns	
	sélectionné	sélectionné	sélectionné	évité	évité	évité		
	$P < 0,01$	$P < 0,005$	$P < 0,005$	$P < 0,005$	$P < 0,05$	$P < 0,025$		

### 1.1.2.2. Analyse par l'analyse de variance ANOVA

Soit une zone couvertes par différents types d'habitats et traversée par une série de transects (BOUSQUET, 1984A).

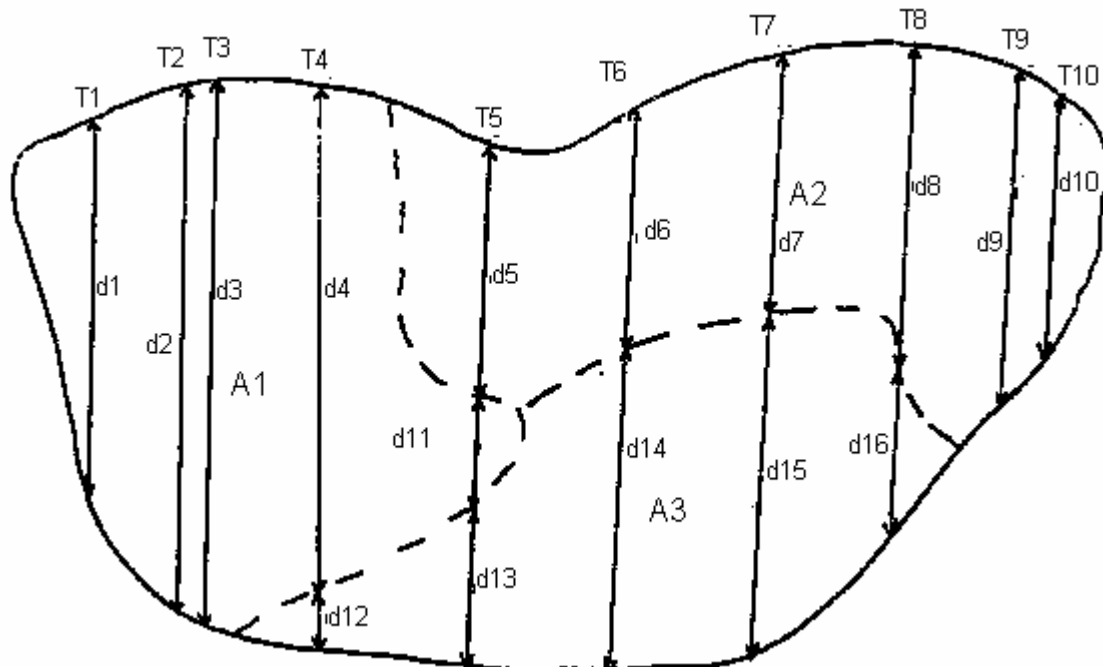


Figure 40. Transects traversant différents habitats A1, A2 et A3

On distingue trois types de végétation A1, A2 et A3 (figure39)

- Type A1 : la densité est calculée à partir de : d1, d2, d3, d4, d11 ;
- Type A2 : la densité est calculée à partir de : d5, d6, d7, d8, d9, d10 ;

- Type A3 : la densité est calculée à partir de : d12, d13, d14, d15, d16.

L'ANOVA à 1 critère de classification permet de comparer la densité d'une espèce dans chaque type de végétation avec la densité moyenne globale ; on peut aussi comparer les densités dans chaque type de végétation.

L'ANOVA à 2 critères de classification permet de tester un certain nombre d'espèces et de types de végétation.

L'ANOVA à 3 critères de classification permet de tester en plus le rôle du facteur saisonnier.

Exemple :

Sur base du schéma ci-dessus, on a séparé les tronçons de transects et ils ont été rassemblés par habitat.

L'hypothèse de départ est que les différences sont dues à des fluctuations fortuites.

Les résultats de l'inventaire par habitat sont inscrits dans le tableau suivant :

Tableau 11. Répartition des individus dans les différents habitats

	Type A1	Type A2	Type A3	Totaux
	180	199	191	
	177	203	194	
	175	200	201	
	170	194	193	
	182	195	197	
	181	204	195	
	177	206	203	
	180	207	199	
	183	202	199	
	185	200	201	
			206	
			197	
n.	10	10	12	32
Somme	1790	2010	2376	6176
Moyenne	179	201	198	578
Var	19,11111111	18,44444444	19,0909091	
Moyenne des moyennes	193			
SCEr	172	166	210	548
SCEf	2903,55556			

Tableau 12. Réalisation de l'ANOVA

Sources de variations	Degrés de liberté	SCE	Carrés Moyens	F
Différences entre habitats	2	2903	1451,5	
Différences entre transects d'un habitat donné	29	548	18,9	76,8
Totaux	31	3451		

La valeur de F critique est donnée par la table de F de Snedecor. Pour  $v_1 = 2$  et  $v_2 = 29$ , F critique est de 3,3 au seuil de probabilité de 95 % et de 5,4 au seuil de probabilité de 99 %. Il faut donc admettre que l'hypothèse de départ n'est pas vérifiée et qu'il existe une différence réelle entre les trois types de végétation en ce qui concerne l'attraction des animaux de l'espèce x.

### 1.1.3. Coefficient d'association et indice d'association

#### 1.1.3.1. Indice d'association

La méthode est basée seulement sur la présence – absence du nombre d'animaux par quadrat peut être utilisé pour obtenir un index d'association des individus. La formule est :

$$I = 2 \cdot \left[ \frac{J_i}{A+B} - 0,5 \right], \quad -1 \leq I \leq +1$$

$J_i$  : nombre de quadrats dans lesquels des espèces A et B sont trouvés ensembles ;  
 $A + B$  : nombre d'individus des espèces A et B dans tous les quadrats.

#### 1.1.3.2. Coefficient interspécifique d'association de Cole et les tables de contingences 2 x 2.

Si une table de contingence montre une association significative par un test  $\chi^2$  il est ensuite possible de calculer un coefficient d'association.

Le plus utile est certainement le coefficient d'association de Cole, qui donne une valeur comprise entre  $-1$  (association totalement négative) et  $+1$  (association complètement positive),  $0$  indiquant une association aléatoire.

Un point important dont il faut tenir compte est que le coefficient variera avec la taille de la maille (d'un quadrat) sélectionnée. Si la taille d'un quadrat est de  $10 \times 10$  km, celle-ci est trop importante que pour étudier des successions d'herbivores sur un pâturages. Cette technique est également utile pour comparer une série d'observations dans le temps.

Ce coefficient a été utilisé pour évaluer les interactions entre herbivores pousseurs, en utilisant des quadrats de  $800 \times 800$  m (WESTERN & GRIMSDELL, 1979). Une autre étude a utilisé ce coefficient pour étudier la sélection des habitats par le buffle (SINCLAIR, 1977).

#### Tables de contingences 2 x 2

		Espèce A		
		Présent	Absent	
Espèce B	Présent	a	b	a + b
	Absent	c	d	c + d
		a + c	b + d	

N B :

Ce type de table devrait toujours être construite de manière à ce que l'espèce A soit plus abondante que B ( $a + b < a + c$ ).

Un test  $\chi^2$  approprié devrait être utilisé pour voir si l'association est due à la chance ou est significative. Si l'association est due à la chance, l'analyse ne doit pas être poursuivie.

#### Coefficient interspécifique d'association de Cole

Différentes formules doivent être utilisées dépendant des valeurs de la table :

- Si  $ad \geq bc$

$$C_{AB} = \frac{a \cdot d - b \cdot c}{(a+b) \cdot (b+d)} \pm \sqrt{\frac{(a+c) \cdot (c+d)}{n \cdot (a+b) \cdot (b+d)}}$$

- Si  $bc > ad$  et  $d \geq a$

$$C_{AB} = \frac{a \cdot d - b \cdot c}{(a+b) \cdot (a+c)} \pm \sqrt{\frac{(b+d) \cdot (c+d)}{n \cdot (a+b) \cdot (b+d)}}$$

- Si  $bc > ad$  et  $a > d$

$$C_{AB} = \frac{a \cdot d - b \cdot c}{(b+d) \cdot (c+d)} \pm \sqrt{\frac{(a+b) \cdot (a+d)}{n \cdot (b+d) \cdot (c+d)}}$$

Exemple :

Association entre les huttes des tribus de pasteurs nomades et de leur bétail

		Moutons et chèvres	
		+	-
Huttes	+	a 59	b 19
	-	c 39	d 61

$n = 178$

Valeur du test  $\chi^2 = 23,85$

		Huttes	
		+	-
Dromadaires	+	a 39	b 27
	-	c 39	d 73

$n = 178$

Valeur du test  $\chi^2 = 9,21$

Comme dans les deux cas  $ad > bc$  la formule appropriée est :

$$C_{AB} = \frac{a \cdot d - b \cdot c}{(a+b) \cdot (b+d)} \pm \sqrt{\frac{(a+c) \cdot (c+d)}{n \cdot (a+b) \cdot (b+d)}}$$

Résultats :

$C_{\text{moutons/chèvres et huttes}} = +0,46 \pm 0,09$  (erreur standard)

$C_{\text{huttes \& dromadaires}} = +0,27 \pm 0,09$  (erreur standard).

Conclusions :

Les deux associations sont positives mais les ovins semblent plus fortement associés aux huttes que les dromadaires.

## **2. APPLICATIONS**

### **2.1. ELABORATION DES LIMITES D'AIRES PROTÉGÉES**

Les résultats d'une étude de distribution peut être importante pour élaborer la taille de la forme des aires protégées. Il est largement reconnu que si la faune est isolée dans un espace trop étroit, elle devient « insulaire ». Le manque de contacts avec d'autres populations, l'arrêt des migrations, va peu à peu provoquer une perte d'une partie des espèces originellement présentes. Le nombre d'espèces qu'une biocénose insulaire perd est fonction de sa taille géographique et des sources de colonisation potentielles (WESTERN & GRIMSDELL, 1979).

En général une grande réserve est plus viable que plusieurs petites car plus d'espèces sont à l'équilibre et le taux d'extinction est plus faible.

Si une grande réserve n'est pas concevable, les petites réserves doivent être suffisamment proches pour permettre des mouvements d'animaux de l'une à l'autre en établissant par exemple des couloirs de migration.

Les réserves doivent être élaborées de manière à maximiser la superficie par rapport au périmètre : éviter les enclaves (WESTERN & GRIMSDELL, 1979 ; BOUCHÉ & AL. 2000).

Cependant une aire protégée d'habitat uniforme contiendra moins d'espèces qu'une réserve de même taille contenant plusieurs habitats.

L'idéal est que les limites d'une aire protégée épousent celles de l'écosystème. Ceci est rarement possible. Certains parcs petits par la taille accueillent souvent la grande proportion des populations en saison sèche, tandis que les populations se dispersent dans tout l'écosystème en saison des pluies (Amboseli, Zakouma). Un monitoring adapté en fonction des espèces présentes est le meilleur guide pour établir les limites d'un écosystème ou d'une réserve.

### **2.2. SUIVI DES INSTALLATIONS HUMAINES**

L'analyse des distributions est particulièrement intéressante pour étudier la répartition des populations humaines et leurs activités. En comptant les huttes des pasteurs, des agriculteurs, des bâtiments en dur, les cultures, le bétail etc. ..., il est possible d'estimer rapidement les occupations des populations dans les divers secteurs de l'économie.

### **2.3. ANIMAUX ET FLUCTUATIONS DES RESSOURCES AU COURS DU TEMPS**

L'analyse des distributions dans le temps permet également d'apporter des réponses sur la réaction des hommes et des animaux à la suite d'une sécheresse par exemple et mettre en perspective les distributions avec différentes variables écologiques.

Un exemple est donné pour une région du Sud du Kenya (figure 41).

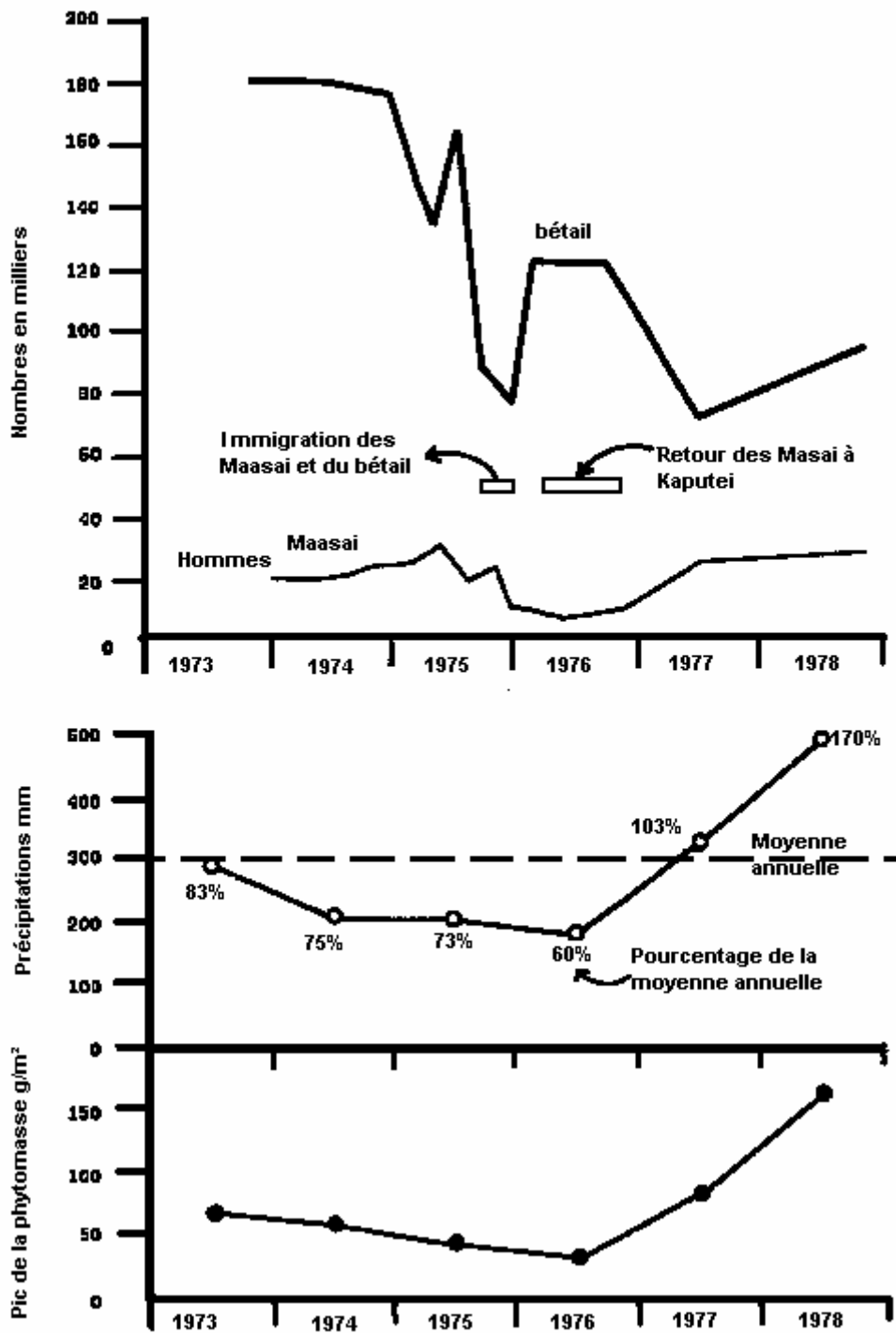


Figure 41. Analyse comparée de l'importance du bétail et de la présence des populations humaines en fonction de la végétation et des précipitations dans l'écosystème d'Amboseli Kenya (WESTERN & GRIMSDALL, 1979).

## 2.4. DISTRIBUTION ANIMALE EN RELATION AVEC L'EAU

En milieu aride ou semi-aride la relation de chaque espèce avec l'eau peut être étudiée par les distributions (WESTERN, 1975 ; WESTERN & GRIMSDALL, 1979, BOUCHÉ & AL. 2004 A&B). Chaque espèce en saison sèche s'écarte d'un rayon maximum des ressources en eau en fonction de sa physiologie (figure 42). Ces données peuvent permettre de définir la distribution rationnelle des futurs points d'eau artificiels.

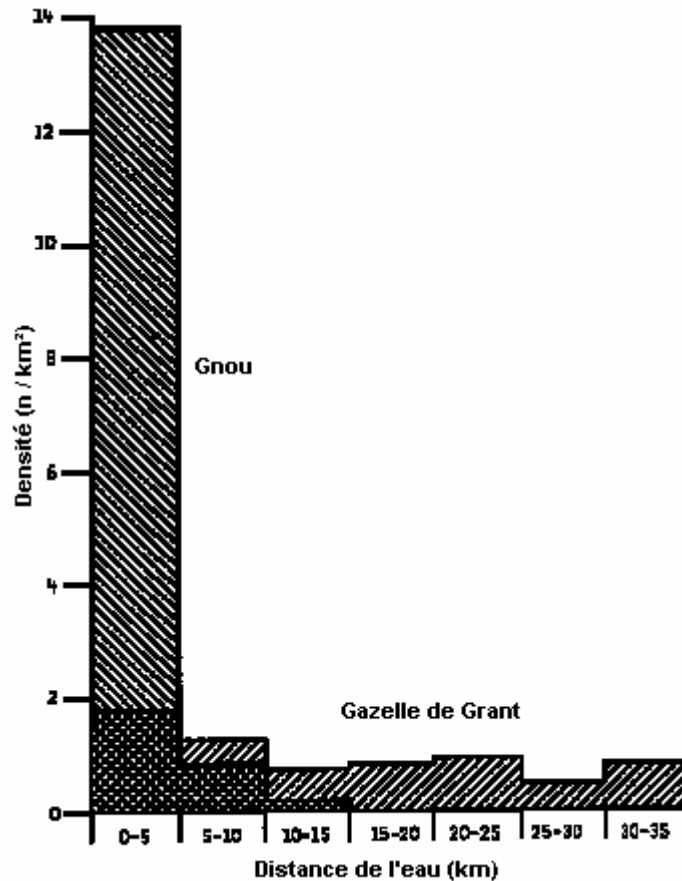


Figure 42. Distribution des densités de gnous et de gazelles de Grant en relation avec l'eau (WESTERN & GRIMSDALL, 1979)

## 2.5. CALCUL DES COMPENSATIONS

Lors de la création du Parc d'Amboseli en 1974, les pasteurs Masai et leur bétail ont été évacués. Par la suite des compensations ont été distribuées aux anciens propriétaires sous forme de participation à l'utilisation de la faune sur leur territoire.

$$C = \frac{B}{W} \cdot (V - M)$$

C : coût pour les Masai qu'engendrent des animaux sauvages pâturant sur leur terre ;

B : Biomasse moyenne annuelle des animaux sauvages hors du parc ;

W : poids moyen par animal supposé = 180 kg (poids d'un zébu) ;

V : valeur moyenne de chaque unité de bétail considéré comme équivalent d'une unité faune (ce qui surestime les pertes pour les pasteurs) ;

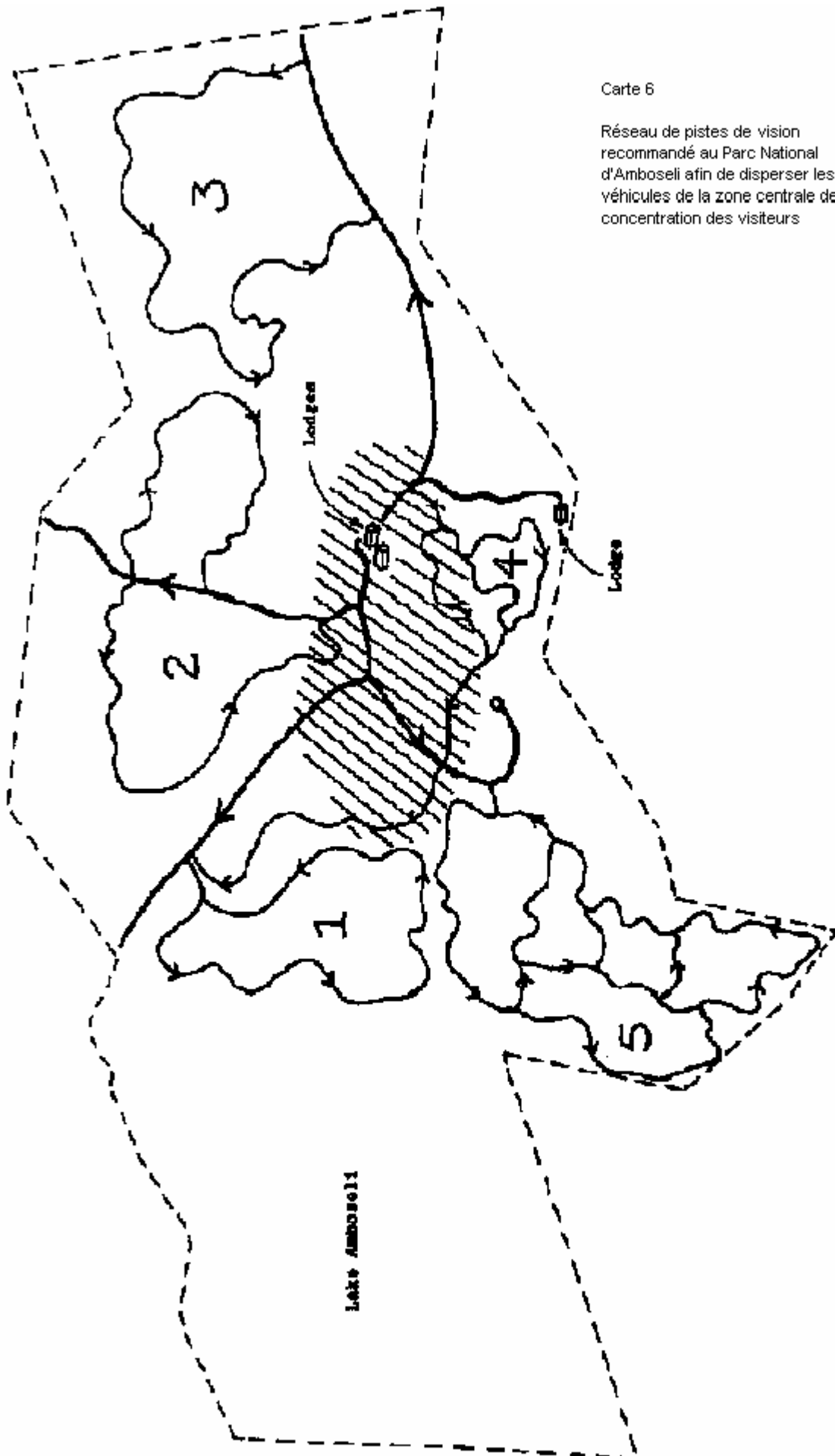
M : coût de la gestion par animal domestique.

## **2.6. ELABORATION D'UN RÉSEAU DE PISTES DE VISION**

La connaissance de la distribution des animaux dans les différents habitats peut être utilisée pour élaborer le réseau de pistes de vision. La planification minutieuse permettra de concevoir un réseau routier qui permettra de réguler le flux de touristes.

Le Parc National d'Amboveli au Kenya fait partie des parcs les plus visités dans ce pays car il est surplombé par le Mont Kilimanjaro qui offre aux touristes une vue unique de la grande faune au pied de ce majestueux volcan. (Ceci se traduit par un droit d'entrée élevé : 30US\$/personne/jour + 20US\$/véhicule). L'afflux d'un grand nombre de touristes motorisés cause un problème important de dégradation du réseau de piste et d'érosion essentiellement à proximité des lodges (hôtels) où l'activité est la plus importante.

Afin de limiter l'impact des véhicules, des circuits de pistes ont été élaborés loin des lodges, tandis qu'entre les lodges les pistes les plus courtes possibles ont été tracées (carte 6.).



Carte 6

Réseau de pistes de vision  
recommandé au Parc National  
d'Amboseli afin de disperser les  
véhicules de la zone centrale de  
concentration des visiteurs

## **2.7. APPLICATIONS LIÉES À LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS** (CAUGHLEY, 1977B)

Sur base de plusieurs recensements exécutés dans les mêmes conditions sur plusieurs années, il est possible de pouvoir dégager les tendances des populations (croissantes ou décroissantes). Sur base des tendances dégagées mais également sur base de la connaissance de la capacité de charge et donc de la dynamique des populations, trois choix de gestion pour chaque espèce sont possibles (Caughley, 1977b ; WALKER & AL.1987) :

:

1. Conservation ;
2. Récolte ;
3. Contrôle.

### **2.7.1. Conservation**

La conservation concerne la protection des espèces rares et la recherche des raisons du déclin de certaines populations avec comme objectif de stopper ou d'inverser la tendance.

Les raisons du déclin d'une population peuvent être dues à la :

1. Modification de l'habitat ;
2. Réduction de l'habitat ;
3. Compétition due à une autre espèce animale ;
4. Chasse, braconnage ou prédation excessifs ;
5. Maladie ;
6. Combinaison de deux ou plusieurs de ces facteurs.

De nombreux problèmes de conservation s'avèrent souvent être, non pas de simples problèmes techniques, mais plutôt des problèmes économiques ou de société. Le plus difficile étant de persuader les responsables de prendre des mesures adaptées lorsque la situation d'une espèce l'impose. Mais les intérêts économiques à court terme priment souvent sur la sagesse.

Si l'on étudie un problème de conservation et que l'on découvre qu'une ou plusieurs espèces sont en déclin, des décisions adaptées doivent être prises. Si la raison est évidente, il n'est pas nécessaire de se lancer dans une étude à long terme. Dans les cas où les causes ne sont pas évidentes une marche à suivre en deux temps doit être réalisée (CAUGHLEY, 1977b) :

#### **1<sup>ère</sup> phase d'investigation**

Le problème sera simplifié si l'on a accès ailleurs à une population saine de la même espèce. L'habitat, les ressources en eau et en nourriture, l'état de santé des animaux (mesure de l'indice de graisse du rein – « Fat Kidney Index », ou par la méthode d'évaluation de la condition physique des herbivores (RINEY, 1960 SINCLAIR & DUNCAN, 1972)), incidence de la maladie sur la population menacée peuvent être comparée avec les mêmes facteurs chez la population saine. Des différences peuvent se dégager, il sera alors nécessaire de pousser plus loin l'investigation.

Si par exemple, la population menacée vit sur une aire pâturée par le bétail, mais que celui-ci est absent de l'aire utilisée par la population saine et que cette différence est la seule constatée entre les deux populations, on peut alors en déduire que le bétail est la cause du déclin. La solution sera de retirer le bétail de l'aire et voir si le déclin est stoppé. D'autres problèmes de conservation sont moins simples et nécessitent une 2<sup>ème</sup> phase.

#### **2<sup>ème</sup> phase d'investigation**

Suite à la première phase, il en résulte que la raison du déclin n'est ni simple ni évidente.

Il est alors nécessaire de mesurer le taux de fécondité afin de déterminer si la cause du déclin est due à une baisse de la reproduction. Si c'est le cas, il est nécessaire d'investiguer plus profondément. Une baisse de reproduction est rarement une cause de déclin. Chez certaines espèces l'impact de poisons déversés dans l'environnement (produits phytosanitaires) peut affecter la physiologie de la reproduction. Ce fut le cas pour le faucon pèlerin qui a complètement disparu de

plusieurs régions d'Europe. Par ailleurs un stress chronique peut être à l'origine d'un arrêt des naissances (éléphants ayant subi un braconnage important pendant de nombreuses années, populations européennes pendant les guerres).

Puisqu'une naissance ne peut provenir que d'une fécondité réduite ou d'une mortalité excessive, si les taux de fécondité sont à un niveau correct, c'est que la mortalité est excessive.

Si la mortalité est anormalement élevée à l'âge adulte, alors que les taux de mortalités des juvéniles est à un niveau normal, on peut en déduire que la chasse excessive est la cause du déclin. En effet toutes autres causes (sources de nourritures réduites, habitats dégradés ...) affecteraient en premier lieu les jeunes.

La procédure d'identification de la classe d'âge affectée est plus rapide si l'on dispose d'une table de survie (SINCLAIR & GRIMSDALL, 1982) de la population menacée. La comparaison de la table de survie de la population menacée et avec celle de la population saine peut être comparée, et révélera la classe d'âge qui est affectée. La réalisation d'une table de survie reste une opération de longue haleine qui ne peut valablement être mise sur pied qu'après avoir collecté un échantillon de taille suffisante.

Lorsque la qualité de l'habitat est suspectée, l'investigation se portera à la fois sur l'étude de la végétation par comparaisons de photos aériennes ou satellites, ainsi que sur l'étude des paramètres météorologiques (températures, précipitations), climatiques (saisons) et hydrologiques au cours des 10 années précédentes.

### **2.7.2. Principe de récolte**

Si une population doit être gérée dans un but d'exploitation commerciale, la gestion vise à maintenir une récolte au Rendement Soutenu RS (Sustained Yield harvesting), donc une récolte qui peut être réalisée sans entraîner de déclin chez la population concernée.

Pour une population donnée, il n'y a pas qu'une seule valeur de RS, mais différentes valeurs correspondant à un mode de gestion donné. Un mode de gestion efficace consiste à procurer un Rendement Maximum Soutenu (RMS) (Maximum Sustained Yield MSY) qui maximisera le revenu ou la valeur récréationnelle procurée par la population gérée.

Soit  $r$  : le taux d'accroissement. Par conséquent une population qui s'accroît d'un coefficient  $e^r = 1,2$  ( $r = 0,182$ ) peut être exploitée au taux  $H = 0,182$ .

Soit  $h$  : l'effectif moyen d'une population au cours de l'année. Le prélèvement total par an sera  $H$ . animaux. Dans le cas où la population n'est récoltée que durant une période de l'année, RS n'est plus calculé à partir du taux instantané de récolte  $H$  mais à partir du taux isolé de récolte :  $h$  où  $h = 1 - e^{-H}$ .

Exemple : Soit une population de 1.000 individus après naissance qui s'accroît de 18,2 %/ an ( $r = 0,182$ ), et subissant une mortalité naturelle  $n$  constante durant l'année, à un taux moyen  $\bar{n} = 0,25$  % par an (0,0236%/mois). S'il n'y a pas prélèvement, l'effectif va décroître tout au long de l'année comme dans la première colonne du tableau 1. A la fin de l'année, il ne reste plus que 750 animaux qui donneront naissance à  $m = 0,6$  naissance par individu, (soit  $e^r/2$ ), portant la population à  $750 \times (1 + m) = 1200$ .

On désire ensuite opérer des prélèvements par des chasseurs sportifs, (1 saison/an) pour rendre  $r = 0$ . Afin de déterminer les quotas, le taux instantané de récolte  $H = 0,182$  est transformé en un taux de mortalité isolé dû à la chasse,  $h$  :

$$h = 1 - e^{-H} = 1 - e^{-0,182} = 0,167$$

A n'importe quel moment de l'année, on pourra prélever des animaux sur une période assez courte, pour maintenir la population à un niveau constant. Il est évident que le RS approprié variera selon le moment que l'on choisit pour la chasse, car la mortalité naturelle réduit progressivement entre les naissances, le nombre d'animaux exposé aux risques de mortalité par la chasse.

Tableau 13. Effet produit sur une population isolée par une récolte annuelle

Mois	pas de récolte	naissance	taux de récolte	après récolte le 1er mois	naissance	taux de récolte	après récolte le 5ème mois	naissance
1	1000		1000	$h = 0,167$	833	1000		
2	976				813	976		
3	953				794	953		
4	931				775	931		
5	909				757	909	$h = 0,167$	757
6	887				739			739
7	866				722			722
8	846				705			705
9	826				688			688
10	807				672			672
11	788				656			656
12	769				641			640
1	751	+ 750 m			625	+ 625 m		625 + 625 m
		1200				1000		1000
		$m = 0,6$			$m = 0,6$			$m = 0,6$
		$r = 0,182$			$r = 0,0$			$r = 0,0$
		$RS = 0$			$RS = 167$			$RS = 151$
					$h = 0,167$			$h = 0,167$

Le tableau 1 montre l'effet de la récolte effectué immédiatement après les naissances quand on peut prélever  $1000 \times 0,167$  individus, et 5 mois plus tard  $909 \times 0,167$  individus.

Si l'on désire prélever à 2 moments différents dans l'année, le taux de récolte à chaque occasion est calculée en réduisant H de moitié et en calculant un nouveau taux isolé de mortalité par la chasse :

$$h_2 = 1 - e^{-H/2} = 0,087 \text{ (tableau 14)}$$

De la même manière si l'on voulait prélever en 12 occasions, à chaque fois il faudrait prélever :

$$h_{12} = 1 - e^{-H/12} = 0,015.$$

Ceci reviendrait à prélever 146 animaux par an. Si les animaux doivent être prélevés avec cette fréquence, cela revient à les prélever tout au long de l'année, sans période de fermeture de la chasse. L'effet est le même. Dans ce cas, une récolte continue à un taux approprié donne une population moyenne tout au long de l'année de  $\bar{N} = 800$  (col 3 tableau 14) et le RS est :

$$H = 0,182 \times 800 = 146 \text{ animaux}$$

Tableau 14. Effet produit sur une population isolée par une récolte bisannuelle

Mois	pas de récolte	naissance	Récolte le 9 & 11 ème mois			Récolte le 6 & 7ème mois		
			taux de récolte		naissance	taux de récolte		naissance
1	1000		1000			1000		
2	976		976			976		
3	953		953			953		
4	931		931			931		
5	909		909			909		
6	887		887			887	$h_2 = 0,087$	810
7	866		866			722	$h_2 = 0,087$	791
8	846		846			705		
9	826		826	$h_2 = 0,087$	754	688		
10	807				736	672		
11	788		656	$h_2 = 0,087$	719	656		
12	769		641			641		
1	751	+ 750 m	625		+ 625 m	626		+ 625 m
		1201				1000		1000
		$m = 0,6$			$m = 0,6$			$m = 0,6$
		$r = 0,182$			$r = 0,0$			$r = 0,0$

Cet exemple chiffré reste théorique. En réalité, on peut avoir affaire à des populations qui ont atteint leur densité maxima compte tenu des ressources du milieu ( $r = 0$ ) dans ce cas  $H = 0$  ou  $RS = 0$ . Si l'on veut tirer profit d'une telle population stable il faut donc gérer de manière à réduire sa densité (ou accroître les ressources disponibles), et donc faire en sorte que  $r > 0$  (figure 43).

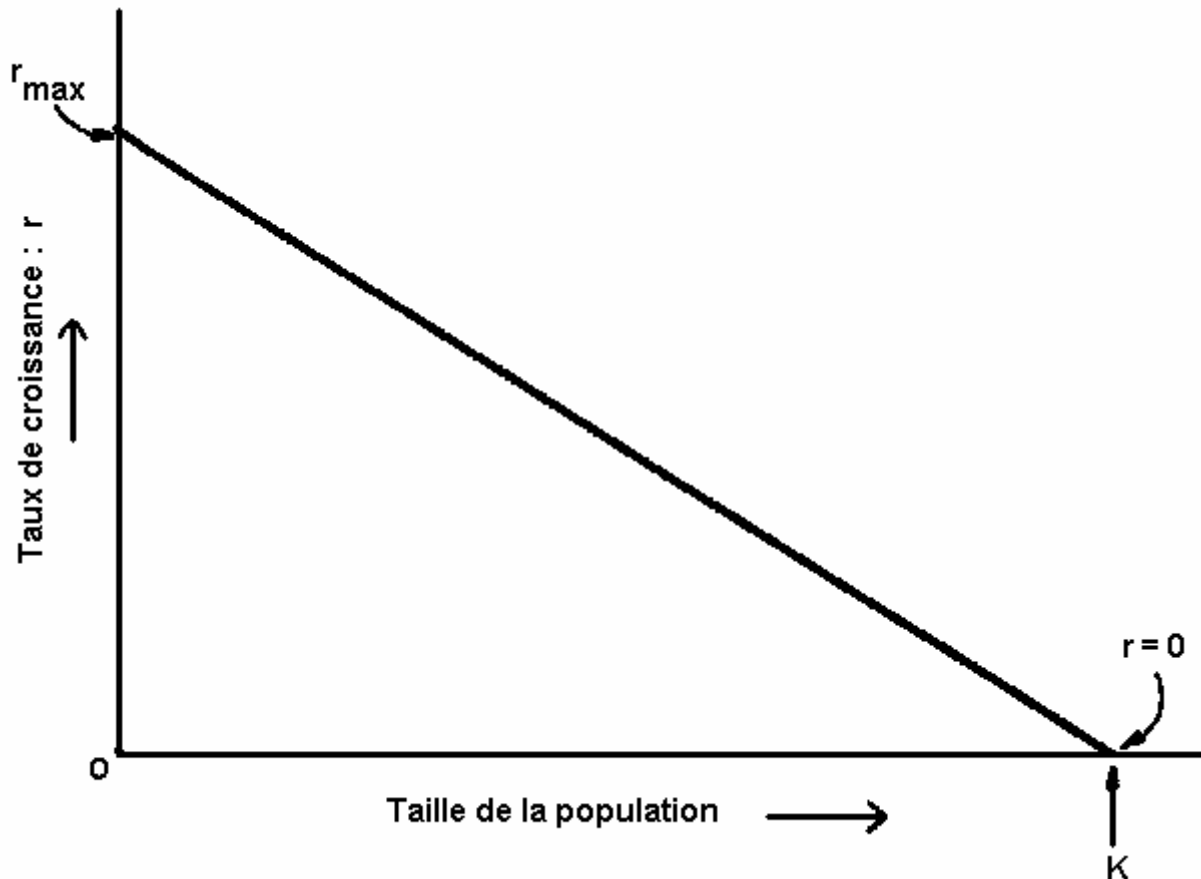


Figure 43. Relation entre la taille de la population et le taux de croissance  $r$  (SINCLAIR & GRIMSDELL, 1982)

On cherchera donc à effectuer des prélèvements juste après la réduction de population, au taux où la population aurait cherché à revenir vers sa densité initiale sans la chasse. D'une manière générale, et à condition de rester dans certaines limites, plus on abaissera l'effectif d'une population au dessous de la densité optimale, plus fort sera le taux induit d'accroissement, et donc plus fort celui des prélèvements pour maintenir la population à un niveau stable.

Le Modèle Logistique :

Il a été vu en dynamique des populations, que la courbe logistique (figure 45) avait pour équation :  
Et,

$$\frac{N_{t+1}}{N_t} = e^{rt},$$

$$N_{t+1} = e^{rt} \cdot N_t,$$

$$\ln N_{t+1} = \ln N_t + rt$$

Et

$$r = r_m \cdot \left(1 - \frac{N}{K}\right) \Leftrightarrow \frac{dN}{dt} = r_m \cdot N \cdot \left(1 - \frac{N}{K}\right)$$

N = taille de la population  
K = taille de la population à la capacité de charge  
 $r_m$  = taux d'accroissement intrinsèque  
r = taux d'accroissement réel

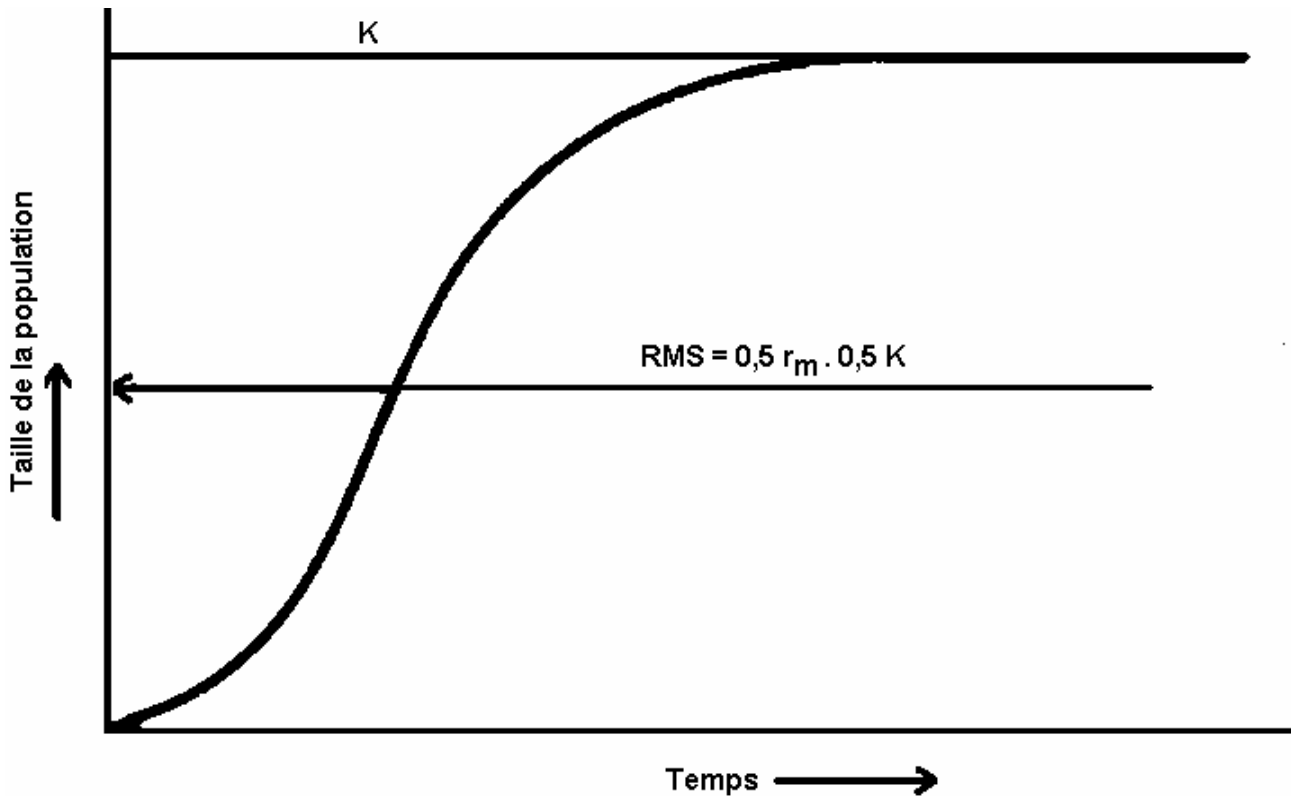


Figure 45. Courbe logistique de dynamique de population (SINCLAIR & GRIMSDELL, 1982)

On voit que  $rN$  est la production instantanée d'animaux en surplus, donc c'est aussi le rendement soutenu ( $H = r$ ). Donc:  $RS = HN = r_m N(1 - N/K)$  qui est de la forme:  $y = bx - cx^2$ , graphe d'une parabole convexe passant par l'origine (figure 46). On voit que RMS sera obtenu pour  $y' = 0$ ,

soit :

$$0 = b - 2 \cdot c \cdot x \Leftrightarrow$$

$$0 = r_m - 2r_m \cdot \frac{N}{K}$$

$$\Rightarrow N = \frac{K}{2}$$

Cette densité donne un RMS de :

$$\frac{r_m \cdot K}{4}$$

On réduit donc la population à la moitié de la capacité de charge puis on prélève à un taux égal à la moitié du taux intrinsèque d'accroissement (figure 45) :

$$\frac{1}{2} \cdot r_m \cdot \frac{K}{2} = RMS$$

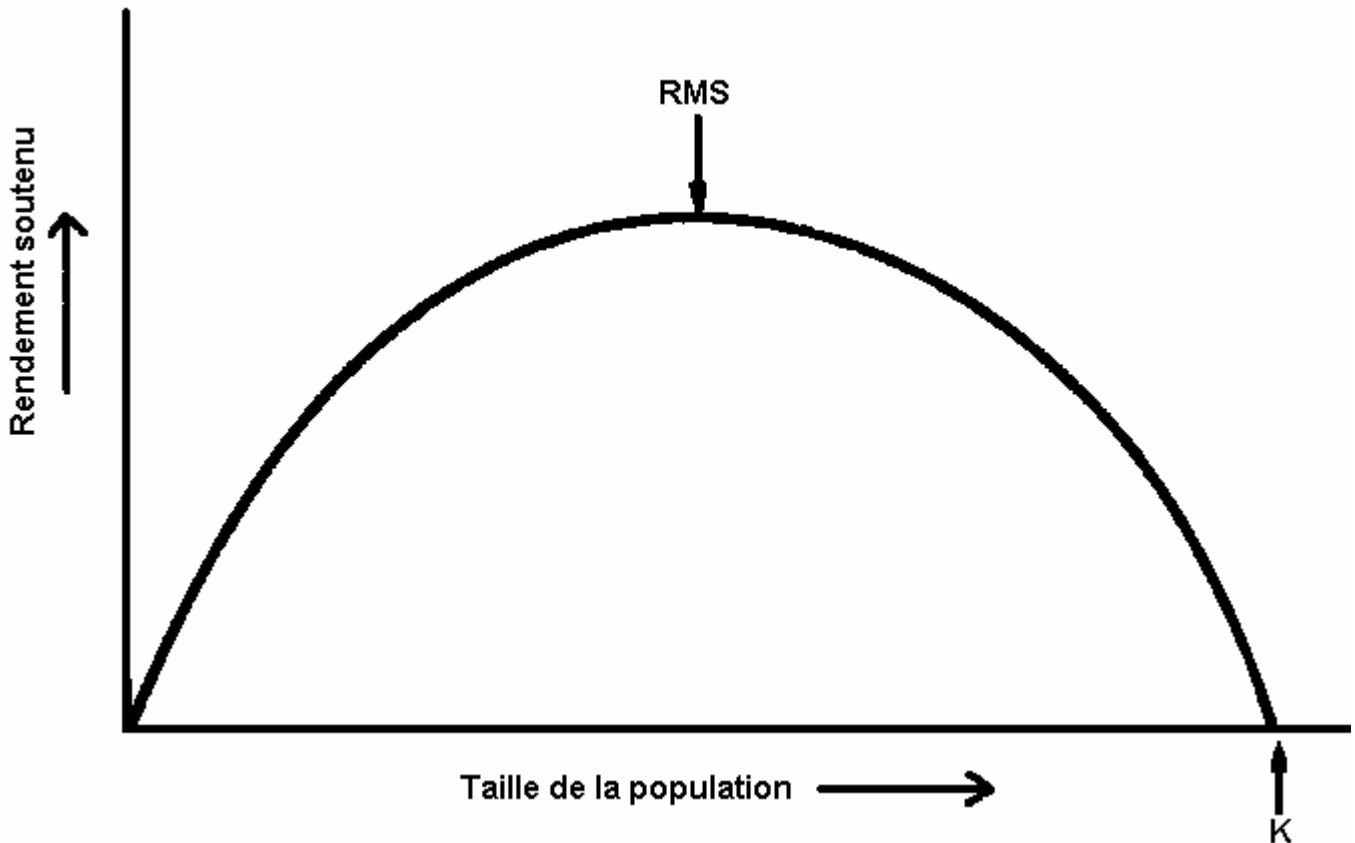


Figure 46. Relation entre la taille de la population et le rendement soutenu (SINCLAIR & GRIMSDELL, 1982)

A chaque densité correspond un taux de croissance  $r$  qui se manifesterait si l'on cessait les récoltes. Autrement dit avec  $H = r$ , on maintient l'effectif de la population. Mais tandis que  $H$  augmente comme  $D$  baisse, il n'en va pas de même, pour RS.

Il n'existe donc qu'une seule densité à laquelle correspond un RMS. De plus, il faut d'abord réduire une population dont la densité atteint son seuil de capacité de charge, pour pouvoir commencer à prélever.

La question qui se posera au gestionnaire est: quelle est la densité de population que l'on doit obtenir, (réduction ou augmentation) en vue d'opérer des prélèvements suivant un taux optimal (RMS) ?

Il a par ailleurs été montré que la valeur maximum du taux d'accroissement intrinsèque  $r_m$  d'une espèce considérée est fixée par :

$$r_m = 1,5 \cdot W^{-0,36}$$

$W$  : étant le poids moyen en kg de l'espèce considérée. (SINCLAIR & GRIMSDELL, 1982)

En pratique cette valeur est difficilement estimable. Une estimation peut être faite sur une population protégée vivant à des densités faibles sur une zone qui potentiellement pourrait atteindre des densités beaucoup plus élevées.

Pour des espèces polygames, le taux de croissance intrinsèque sera plus élevé si la population est biaisée en faveur des femelles, ce qui fera une grande différence de RMS. Ex : si la récolte sélective des sexes se fait vers les mâles d'une espèce polygame, cela peut induire une forte augmentation de RMS (SINCLAIR & GRIMSDELL, 1982).

Par opposition, on peut simuler par ordinateur si une récolte sélective de certaines classes d'âge est ou non bénéfique. La récolte la plus productive est celle qui est aléatoire par rapport à l'âge. (SINCLAIR & GRIMSDELL, 1982)

Si le modèle logistique fournit une bonne description de la croissance de la population, les estimations de K et  $r_m$  sont insuffisantes pour évaluer RMS.

Cas où la population s'accroît : K et  $r_m$  sont inconnus

On montre que :

$$\frac{N_{t+1} - N_t}{N_t}$$

est linéaire en fonction de  $N_{t+1}$  dans la croissance logistique. D'où :

$$\frac{N_{t+1} - N_t}{N_t} = a \cdot \left(1 - \frac{N_{t+1}}{K}\right),$$

$$a = e^{r_m} - 1,$$

$$\frac{N_{t+1} - N_t}{N_t} = (e^{r_m} - 1) \cdot \left(1 - \frac{N_{t+1}}{K}\right)$$

K et  $r_m$  seront estimés par régression (moindre carré), si on peut avoir des estimations de N sur 3 ou plusieurs années consécutives. Puis on prendra  $H = r_m/2$  pour un effectif de K/2.

Cas où la population s'accroît : K connu,  $r_m$  inconnu

La population va essayer de revenir vers la valeur de K à un taux d'accroissement donné par :

$$\frac{dN}{dt} = r_m \cdot N \cdot \left(1 - \frac{N}{K}\right),$$

$$N = \frac{K}{1 - e^{a - r_m t}} \Leftrightarrow$$

$$\ln \frac{(K - N)}{N} = a - r_m t$$

La pente étant égale à  $r_m$  de la droite  $\ln (K-N)/N$  en fonction de t.

Exercice

Calcul du RMS d'une population avec K = 1000 et les résultats suivants d'inventaire (N.) :

Année (x)	N	K-N/N	Ln((K-N)/N)
0	800	0,250	-1,39
1	850	0,176	-1,74
2	890	0,123	-2,10

La résolution graphique du problème est la suivante :

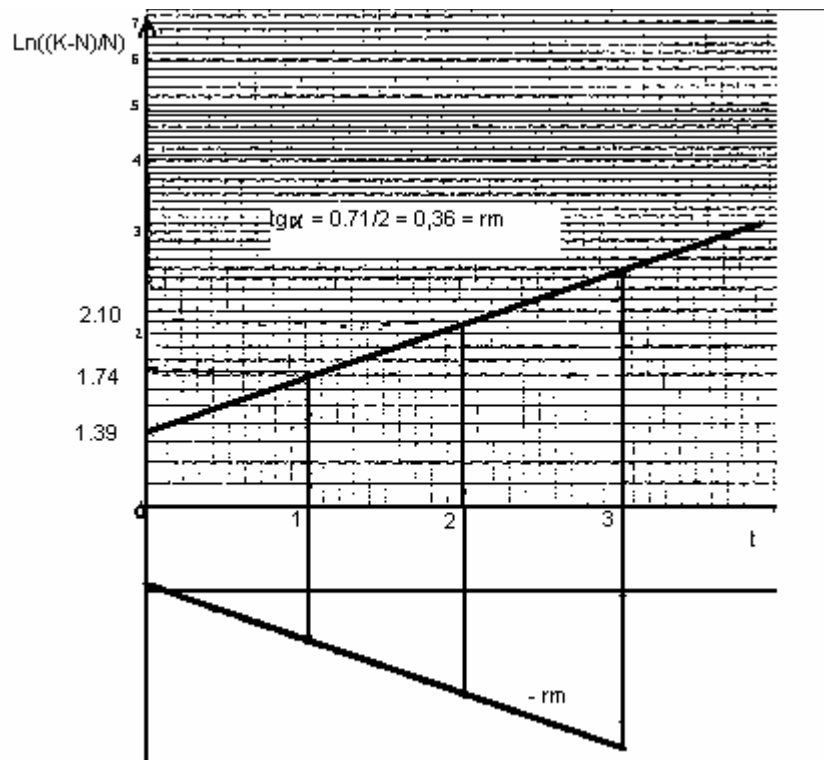


Figure 47. résolution graphique de  $r_m$

La résolution algébrique est :

$$|r_m| = \frac{n \cdot \sum x \cdot y - (\sum x) \cdot (\sum y)}{n \cdot \sum x^2 - (\sum x)^2}$$

Ici  $r_m < 0$

Cas où K et RS sont connus

Population dans laquelle on prélève annuellement des animaux (RS) à partir d'un effectif connu. La capacité de charge est aussi connue. De l'équation :

$$r = r_m \frac{(K - N)}{K}$$

Où  $r = H_1$   
Et  $N = N_1$

$$\Rightarrow r_m = \frac{H_1 K}{K - N_1}$$

$H_1$  est le taux de prélèvement qui conduit à RS avec l'effectif  $N_1$ . Donc, RMS sera prélevé à  $H = r_m/2$  d'un effectif  $K/2$ .

**Cas où RS est connu pour 2 niveaux de récolte**

Exemple :	Récolte 1	Récolte 2
N	4 800	3 900
RS	384	546

Exercice : Calculer  $r_m$  et K

$H = RS/N$	0,080	0,140
$H = -\ln(1-h)$	0,083	0,151

On a :

$$r_m = \frac{H_1 K}{K - N_1} = \frac{H_2 K}{K - N_2} \Leftrightarrow$$

$$K = \frac{H_1 N_2 - H_2 N_1}{H_1 - H_2} = 5900 \text{ animaux,}$$

$$\text{d'où } r_m = \frac{KH}{K - N} = 0,45$$

RMS  $\Rightarrow K/2 = 2950$ , qui est récolté à un taux instantané (chasse) de  $r_m/2 = 0,22$ .

Le taux de récolte approprié pendant une saison de chasse de durée très limitée est par conséquent :  $h = 1 - e^{-0,22} = 0,20$  qui donne un RMS =  $0,20 \times 2950 = 590$  animaux.

Cet exemple était celui d'une population de cerfs à queue blanche, que l'on a longtemps exploitée au taux 1 (384 animaux/an), puis on a décidé de doubler les licences de chasse. Avec ce nouveau régime, le rendement annuel s'est finalement stabilisé à 546 cerfs prélevés à partir d'une population de 3.900 animaux au début de chaque saison de chasse.

Comme on considère que la saison de chasse est courte, et que la majorité des cerfs sont prélevés les premiers jours de chasse, les taux de récoltes calculés comme RS/stock sont des taux isolés de mortalité :  
stock  $h = 1 - e^{-H}$ .

**Cas où la population ne fait pas l'objet de prélèvements et où, ni  $r_m$ , ni K sont connus :**

En clair, il s'agit d'une population pour laquelle on n'a pas de données, mais que l'Administration décide d'exploiter sans délais pour des raisons d'ordre politique et économique. Cette situation n'est pas tragique pour le gestionnaire si les animaux sont récoltés et inventoriés de façon systématique pendant les premières années.

Le problème revient donc à considérer les résultats des prélèvements comme des statistiques sur la population, à partir desquelles on pourra déterminer RMS.

On estime la densité initiale à K, ce qui est malheureusement très rarement le cas en Afrique (braconnage).

Avec la méthode de la comparaison d'indices (partie 4 §6), on va pouvoir déterminer K

$$K = \frac{I_1 \cdot C}{I_2 - I_1}$$

(C > 0 puisque "récolte").

Pour déterminer  $r_m$ , il faut au minimum 3 estimations de population, réalisées immédiatement avant la chasse sur 3 années successives. On a

$$N_{t+1} = N_t \cdot (1 - h) \cdot e^{(r_m - bN_t)},$$

si  $h = \frac{C}{N_t}$ , on arrive à :

$$\text{Ln} \frac{N_t}{N_t - C} = (r_m - b \cdot N_t)$$

On en calcule ensuite la droite de régression.

Note : Il est souhaitable que le prélèvement reste égal d'une année à l'autre.

#### RÉCOLTE SÉLECTIVE DES SEXES

La plupart des populations de grands mammifères contiennent plus de mâles que nécessaire pour fertiliser les femelles en âge de se reproduire.

Ainsi, une réduction progressive de la proportion des mâles dans une population n'a que peu d'effet sur la fécondité des femelles jusqu'à ce qu'un seuil soit atteint. Ce seuil peut être très bas, particulièrement chez les espèces à forte promiscuité sexuelle, ou lorsque quelques mâles dominants possèdent les harems de femelles.

Il y a deux facteurs séparés qui déterminent le niveau auquel les mâles peuvent être prélevés sans influencer la fécondité des femelles .

1) La densité D: Le nombre des contacts entre mâles et femelles est :

$$f(\sqrt{D})$$

Au-dessous d'un certain seuil de densité, le pourcentage des femelles fertilisées décroît à un taux accéléré.

Ce facteur n'a que peu d'importance dans le cas d'un programme soutenu de récolte puisque le RMS est toujours au-dessus de ce seuil.

2) Le sex-ratio R :

$R = N_m/N_f$  : est le rapport du nombre de mâles par le nombre de femelles. Soit  $k$  le nombre maximum d'accouplement par femelle pendant la saison du rut.

Le nombre moyen d'accouplements par femelle est  $kR$ .

Ex : Dans une population où un mâle copule avec plusieurs femelles la proportion des femelles fertilisées suit une loi de Poisson :

$P = 1 - e^{-kR}$  (femelles qui copulent 0, 1, 2...n fois) figure 48

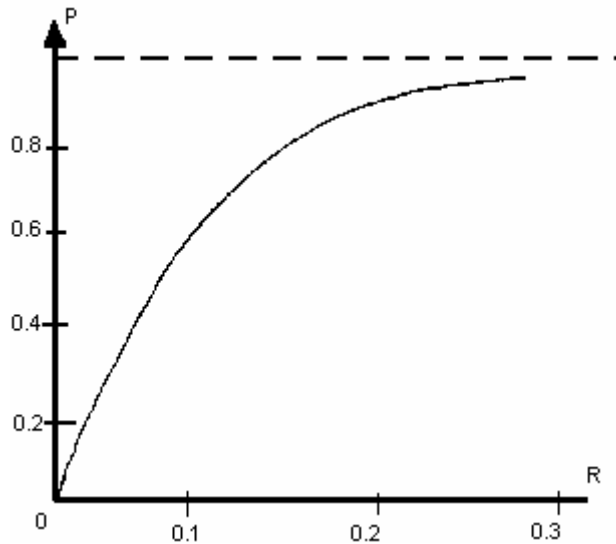


Figure 48. Probabilité par la loi de Poisson

Quel est à présent le gain que l'on peut estimer d'une récolte sélective des sexes ?

Hypothèses:

$P_f = 0,5$  à tous les âges (proportion de femelles); la densité donne le RMS.

$m = 0,5$  (taux de fécondité = nombre de femelles nées /femelle/an)

$\bar{p} = 0,8$  (taux moyen de survie/individu, en l'absence de récolte)

=>  $\bar{p} = 1 - \bar{n}$  ( $\bar{n}$  = taux moyen isolé de mortalité)

La population est récoltée chaque année juste après les naissances de telle façon que l'on garde un effectif de 1000 individus.

La mortalité naturelle va la réduire jusqu'à  $N \bar{p} = 800$  animaux.

Ces  $N \bar{p}$  animaux vont se reproduire l'année suivante pour donner  $N \bar{p} m$  jeunes progénitures = 400, ce qui va amener l'effectif à  $800 + 400 = 1200$  animaux. Le rendement de la récolte sera **de 200**

animaux.

$$h = \frac{N\bar{p} + N\bar{p}m - N}{N\bar{p} + N\bar{p}m} = 0,1667$$

or,  $\bar{p} + \bar{p}m = (1 - \bar{n}) \cdot (1 + m) = e^r$  (taux d'accroissement sans récolte),

$$\Rightarrow h = 1 - e^r$$

RS =  $N \bar{p} + N \bar{p} m - N = 800 + 400 - 1000 = 200$ , récolté à un taux de :

$$\begin{aligned} RS_{femelle} &= N \cdot Pf \cdot \bar{p} + N \cdot Pf \cdot \bar{p}m - N \cdot Pf \\ &= N \cdot Pf \cdot (\bar{p} + \bar{p}m - 1) \\ &= 500 \cdot (0,8 + 0,4 - 1) = 100 \text{ femelles} \end{aligned}$$

On doit à présent réécrire ces formules pour chaque sexe, si on veut les prélever séparément :

récoltées à un taux de :

$$\begin{aligned} h_{femelles} &= \frac{RS_{femelles}}{\text{Nombre de femelles}} = \frac{N \cdot Pf \cdot (\bar{p} + \bar{p}m - 1)}{N \cdot Pf} \\ h_{femelles} &= \frac{(\bar{p} + \bar{p}m - 1)}{\bar{p} + \bar{p}m} = \frac{0,2}{1,2} = 0,1667 \end{aligned}$$

**Pour les mâles :**

$$\begin{aligned} RS_{mâles} &= N \cdot (1 - Pf) \cdot \bar{p} + N \cdot Pf \cdot \bar{p}m - N \cdot (1 - Pf) = 100 \text{ mâles} \\ &= N \cdot (1 - Pf) \cdot (\bar{p} - 1) + N \cdot Pf \cdot \bar{p}m \\ &= N \cdot [(1 - Pf) \cdot (\bar{p} - 1) + Pf \cdot \bar{p}m] = 100 \text{ mâles} \end{aligned}$$

récoltés à un taux :

$$\begin{aligned} h_{mâles} &= \frac{RS_{mâles}}{\text{Nombre de mâles}} = \frac{N \cdot (1 - Pf) \bar{p} + N \cdot Pf \cdot \bar{p}m - N(1 - Pf)}{N \cdot (1 - Pf)} \\ h_{mâles} &= 1 - \frac{(1 - Pf)}{\bar{p} \cdot (1 - Pf + Pf \cdot m)} \\ &= 1 - \frac{1 - 0,5}{0,8 \cdot (1 - 0,5 + 0,25)} = 0,1667 \end{aligned}$$

A présent, supposons qu'on veuille toujours maintenir l'effectif à 1000 individus mais que par un prélèvement sélectif, on maintienne les femelles à la proportion de 0,6 et les mâles à celle de 0,4 (femelles : Pf. = 0,6 ; mâles : 1 - Pf = 0,4). On a :

$$RS_{\text{femelles}} = (1000 \times 0,6) (0,8 + 0,4 - 1) = 120 \text{ femelles}$$

Et

$$RS_{\text{mâles}} = 1000 (0,24 - 0,48 + 0,6 + 0,8 - 1) = 160 \text{ mâles}$$

Ensuite

$$h_{\text{femelles}} = 0,1667$$

$$h_{\text{mâles}} = 0,285$$

Soit

$$RS_{\text{mâles}} + RS_{\text{femelles}} = N \cdot Pf \cdot (\bar{p} + \bar{p}m - 1) + N \cdot Pf \cdot (\bar{p}m + 1 - \bar{p}) + N\bar{p} - N$$

$$= (N \cdot Pf) \cdot (2 \cdot \bar{p}m) - N \cdot (1 - \bar{p})$$

RS s'accroît de manière linéaire avec Pf : ( $y = ax + b$ ) figure 49.

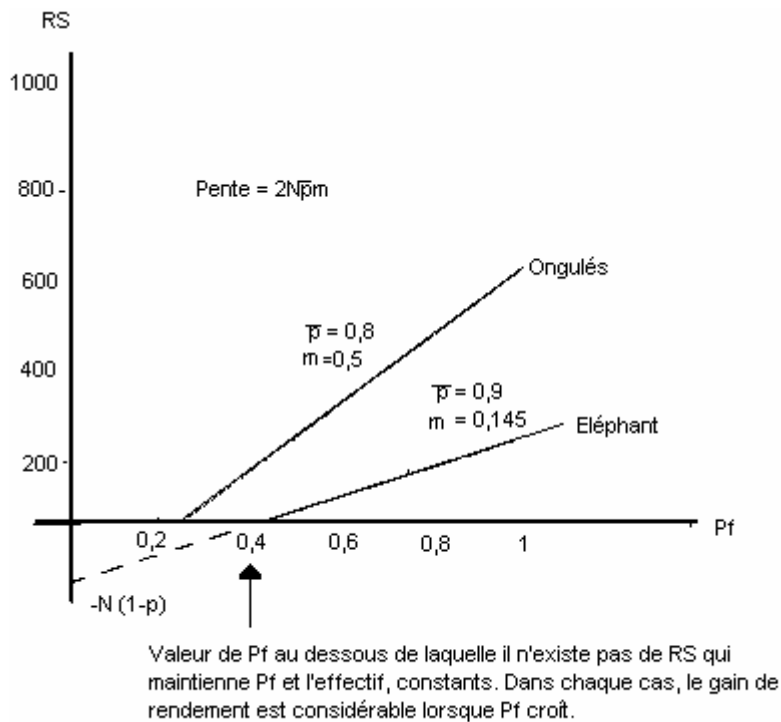


Figure 49. Relation entre le Rendement soutenu et Pf

#### Application (d'après O.N.C . le Cerf)

Soit à gérer une population de Cerf d'Europe. Les données biologiques sont :  
 Taux d'accroissement annuel = taux de reproduction moyen : 60 % (nombre de femelles + mâles nés par femelles /an),  
 d'où : taux de fécondité  $m = 0,3$  (30%) (nombre de femelles nées /femelle/an)

- mortalité annuelle des faons = 10%
- mortalité annuelle des adultes = 3 %

Ces taux de mortalités sont liés à des conditions hivernales rigoureuses, circulation routière, animaux blessés, braconnage , prédateurs/ divers...

On veut garder un sex-ratio de 1/1 (R = 1).

Problème :

Ajuster le prélèvement à l'accroissement dans le cas d'une population de 100 animaux avant naissances (Avril). On veut garder un effectif de 100 animaux dans l'unité de gestion.

1) Calcul de  $\bar{n}$  :

6 animaux vont disparaître lors de l'hiver 84 - 85, (3 faons et 3 adultes) :

$$\bar{n} = \frac{6}{130} = 0,05$$

$$\bar{p} = 1 - \bar{n} = 0,95$$

2) Calcul du prélèvement Sept 84

Avril	Septembre	
50♂ 50♀	130 animaux	50♀ et 50♂ à conserver 6 (♀ + ♂) pertes annuelle suite à l'hiver RS à prélever

$$RS = N\bar{p} + N\bar{p}m - N$$

$$= 100 \times 0,95 + 100 \times 0,95 \times 0,3 - 100 = 23,5 \text{ (h = 0,19)}$$

$$\text{si } R = 1, \text{ alors } 24 = 12 \text{ ♀} + 12 \text{ ♂}$$

Note :

- On essaiera de faire un prélèvement bien réparti dans les classes d'âges (vieux cerfs et biches, cerfs et biches d'âge moyen, jeunes cerfs, daguets, bichettes, .. faons).
- On orientera le prélèvement sur les animaux déficients.
  - Animaux malades ou infirmes ;
  - Faons faibles, orphelins ;
  - Biches non suitées ;
  - Cerfs porteurs de mauvais bois

Respecter : Biches, meneuses, biches suitées, cerfs de qualité.

Remarques

Il n'existe pas vraiment d'exemple de récolte RMS pour les grands mammifères africains. En pratique une estimation du RMS serait utile pour déterminer l'exploitation maximale à mener. Dans les zones peu étudiées il est préférable de se limiter à un niveau minimal d'exploitation, jusqu'à ce que la valeur du RMS soit connue.

Il est essentiel de poursuivre les recensements afin de déterminer si les populations ne sont pas surexploitées et réduites à un niveau improductif.

Il est également important de ne pas confondre le RMS et le rendement économique optimal. Les impératifs économiques doivent faire l'objet d'une analyse en soi.

Différentes manières permettent de déterminer la valeur de K. Soit en étudiant la végétation et déterminer ainsi la quantité de fourrage en pleine saison sèche quand les conditions sont les plus difficiles (BOUDET, 1991) soit en se basant sur les résultats d'études antérieures menées dans la région que l'on désire étudier, qui donne les densités maximales de faune enregistrées pour chaque espèce ou dans des zones proches qui recèlent des densités plus importantes (BOUCHÉ & AL., 2000). Soit encore par estimation de la production de biomasse végétale par télémétrie satellitaire.

Il est à noter que les densités qui peuvent être atteintes dépendent du niveau de gestion (qualité des brûlis, distribution régulière des points d'eau, lutte anti-braconnage).

Les objectifs de gestions peuvent être divers :

- Si une zone est uniquement dédiée à la production de viande, on maintient le niveau de Rendement Maximum Soutenable (0,5K),
- Si par contre le tourisme de vision et la chasse sportive font partie de la stratégie de production, on maintient les populations au niveau de Rendement Optimal Soutenable (0,7K).
- Si la chasse au trophées est recherchées, il est recommandé (BELL, 1986) pour les zones relativement peu connues de ne pas dépasser un quota conservateur de 2% pour les espèces comme le buffle, et 3% pour les antilopes. Ceci afin de garantir d'année en année une proportion d'animaux porteurs de trophées de qualité. Si ces quotas sont dépassés il y a risque de surexploitation des beaux porteurs et donc à terme une baisse de la qualité des trophées.

### 2.7.3. Contrôle

Le contrôle des populations implique l'ajustement d'une population animale à un niveau prédéterminé en accord avec les objectifs de gestion spécifique (WHYTE & AL. 1998 & 1999).

L'évolution des populations animales à l'approche de K par rapport à la capacité de charge peut prendre les formes suivantes :

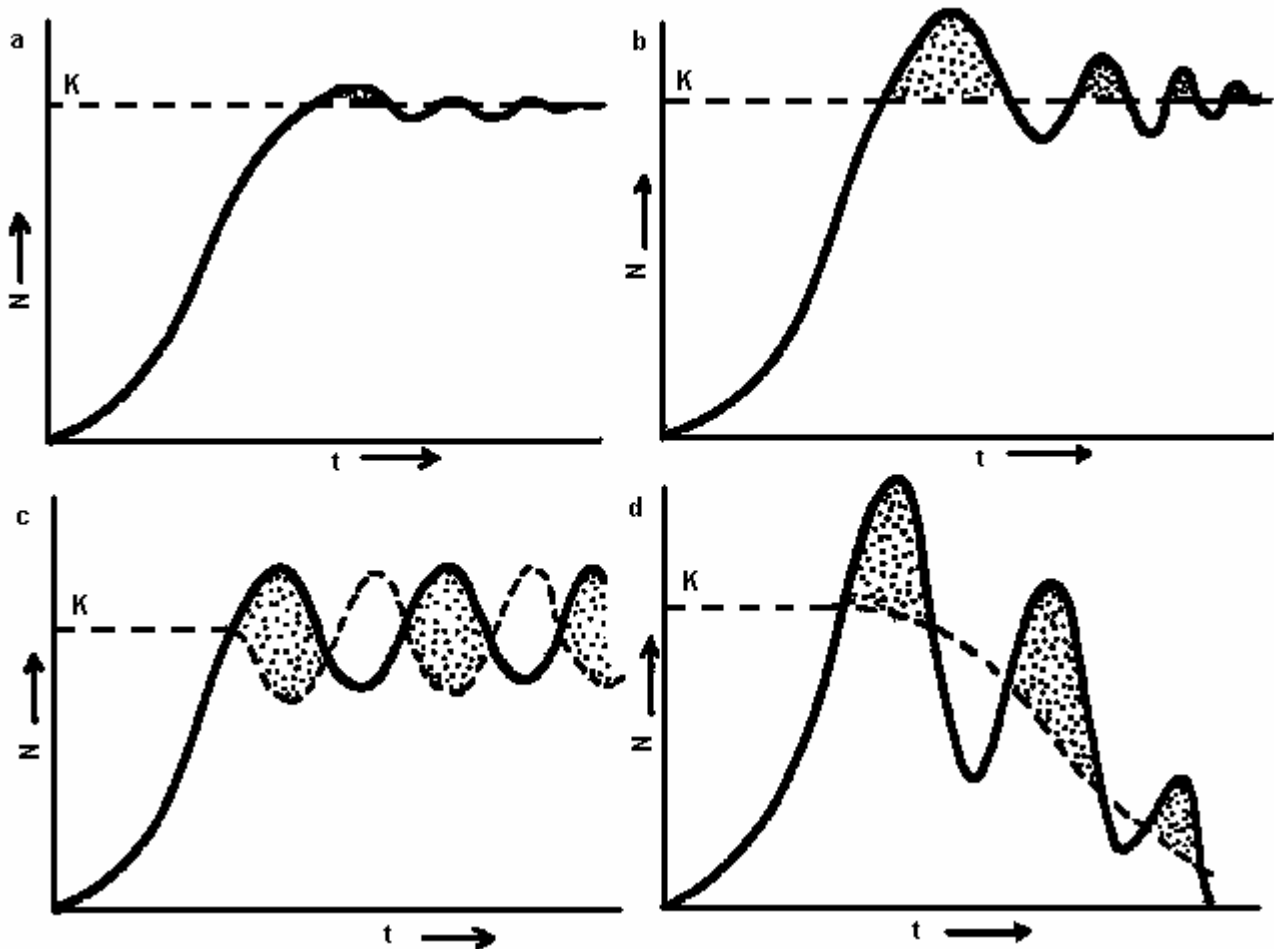


Figure 50. Différentes formes de courbe logistique (SINCLAIR & GRIMSDALL, 1982).

La courbe a montre une régulation presque parfaite au niveau d'équilibre avec des fluctuations mineures autour de K.

La courbe b montre une régulation moins exacte au début mais progressivement le niveau d'équilibre est atteint et puis maintenu

La courbe c montre que la régulation parfaite n'est jamais atteinte, la population montre des cycles de changements constants, oscillant avec K de manière régulière. Ceci est appelé un cycle à limite stable « stable limit cycle » (CAUGHLEY, 1976)

La courbe d montre un cas extrême où la population surexploite tellement le milieu que K lui-même finit par décliner et la population finit par s'éteindre.

L'accroissement important d'une espèce par rapport à une autre peut conduire à une compétition alimentaire qui va se traduire par l'exclusion de l'espèce par rapport à une autre (gnou vs buffle au Serengeti Tanzanie (JARMAN & SINCLAIR, 1979); Hippopotame vs buffle au Queen Elisabeth Uganda ; ELTRINGHAM, 1999). Dans d'autres cas une population importante d'animaux en milieu semi-

aride confrontés à une sécheresse subite se traduira par une mortalité importante de l'espèce en question (au Parc National de Tsavo au début des années 70 plusieurs milliers d'éléphants sont morts de soif et de faim)

Il y a deux manières d'exercer un contrôle sur les populations :

1. Opération de contrôle directe
2. Gestion de l'habitat

#### 2.7.3.1. Opération de contrôle directe

Elle consiste à éliminer une proportion des effectifs soit par le tir (safari chasse et récolte commerciale) soit par capture et translocation.

Dans certains cas le contrôle a consisté en une élimination totale d'espèces par le tir. Ce fut le cas au Botswana pour lutter contre les hôtes de la trypanosomiase. Cette technique est souvent injustifiée et inefficace. Nous ne nous étendrons pas plus sur cet aspect du problème.

Dans un cas de contrôle mesuré, la population est donc réduite à un niveau inférieur à la valeur de  $K$ . Le but est de stabiliser la population à un niveau arbitraire ( $v$  plus haut). Ceci se fait en prélevant à intervalle régulier (cropping) une proportion constante de la population en veillant à ce que cette proportion ne dépasse pas la valeur de  $r_m$ .

Dans d'autres cas les mesures ponctuelles (culling) de contrôle peuvent servir à prévenir les changements importants d'habitat et doivent être menées à un stade précoce. Ce fut le cas pour des populations d'éléphants et d'hippopotames (FIELD, 1970) en Ouganda.

#### 2.7.3.2. Gestion de l'habitat

Le moyen le plus sophistiqué pour contrôler les populations animales reste la gestion et l'aménagement de l'habitat.

Ce moyen requiert une connaissance détaillée de l'écologie des espèces et du comportement alimentaires des espèces en question et des préférences écologiques ( $v$  plus haut). En Afrique les exemples sont rares et dans la plupart des cas ils ont encouragé les populations à croître.

L'outil le plus efficace pour ce type de manipulation est le feu. Des brûlis adaptés peuvent soit encourager la croissance de la savane boisée soit herbeuse, altérer ou non la couverture herbeuse. Une autre technique est de favoriser la croissance d'une espèce qui concurrencera sur le plan alimentaire l'espèce en surnombre.

Les modèles en dynamique des populations peuvent aider à déterminer si un contrôle est opportun ou non. Cependant ces modèles sont basés sur des paramètres environnementaux considérés comme stables et peuvent fausser la réalité. Il est donc nécessaire de confronter le modèle avec le suivi à long terme des populations afin d'avoir une vision la plus concrète possible de la réalité.

## **2.8. ETUDE DES MOUVEMENTS ET DES DISTRIBUTIONS (NORTON-GRIFFITHS, 1978)**

### **Introduction**

Les animaux exercent des relations dynamiques avec leur environnement. D'une part les facteurs environnementaux de l'écosystème fixent les patrons des distributions des espèces, et d'autre part les individus d'une espèce répondent aux fluctuations locales et temporaires de l'environnement en quittant momentanément la zone devenue inadéquate pour leur survie.

Le premier type de relations tend à rester constant dans le temps, variant seulement en réponse à des changements à long terme du climat, du sol, de la végétation et des populations humaines. Le second type de relations, est fluide et variable et dépend largement de la réponse de chacune des espèces par rapport aux fluctuations des ressources.

### **2.8.1. Etude des mouvements sur de larges superficies**

Un grand nombre d'aspects du management nécessite des informations sur la distribution et les mouvements d'animaux sur de larges superficies comme les aires protégées, les écosystèmes ou même à l'échelle d'un pays. Il s'agit de superficies variant entre 5.000 et 500.000 km<sup>2</sup>.

Quatre catégories d'information sont intéressantes:

- La zone d'extension maximale des espèces migratoires et résidentes, plus particulièrement les zones de dispersions en saison des pluies et les zones de concentrations en saison sèches, et la distribution des densités de chaque espèce à l'intérieur de son domaine vital. Ces informations sont importantes afin de fixer ou d'étendre les limites d'une aire protégée. Il est évidemment indispensable de tenir compte des activités humaines (élevage, agriculture, chasse sportive, ...) pratiquées à la périphérie de l'aire protégée. Il est donc nécessaire de prévoir un plan de développement et d'aménagement rural.
- Identifier les unités de population. C'est une des tâches qui relève du management surtout dans des zones de migration à grande échelle. Il est préférable pour l'étude de la dynamique des populations de tenir compte d'une unité de population plutôt que d'une partie. D'autre part dans les activités de cropping il est préférable d'éliminer une unité entière plutôt qu'une partie de l'une ou l'autre.
- Identifier les zones de grande diversité et densité animale pour la planification du développement touristique notamment.
- Identifier les principaux facteurs environnementaux en regard des patrons de distributions et de mouvements observés.

La méthode la plus utilisée pour collecter ce type d'information est certainement le Vol de Reconnaissance Systématique (VRS) ou *Systematic Reconnaissance Flight (SRF)*. (NORTON-GRIFFITHS, 1978; WESTERN & GRIMSDALL, 1979; CAMPBELL & BORNER, 1995)

L'idée de base consiste à appliquer à la zone qui nous intéresse une grille de quadrats ou graticule. Des lignes de vols sont ensuite dessinées passant par le milieu de chaque ligne ou colonne de carrés et les données sont collectées systématiquement dans chacun des carrés le long de chaque ligne de vol.

La taille des quadrats est définie par un compromis entre la taille de la zone à investiguer et l'échelle des mouvements attendus. Les petites aires protégées jusque 5.000 km<sup>2</sup> peuvent être divisées en quadrats de 2 x 2 km. Des quadrats de 5 x 5 km sont requis pour des zones jusque 10.000 km<sup>2</sup>, et des quadrats de 10 x 10 km pour des zones jusque 500.000 km<sup>2</sup> (fig 51 & 52).

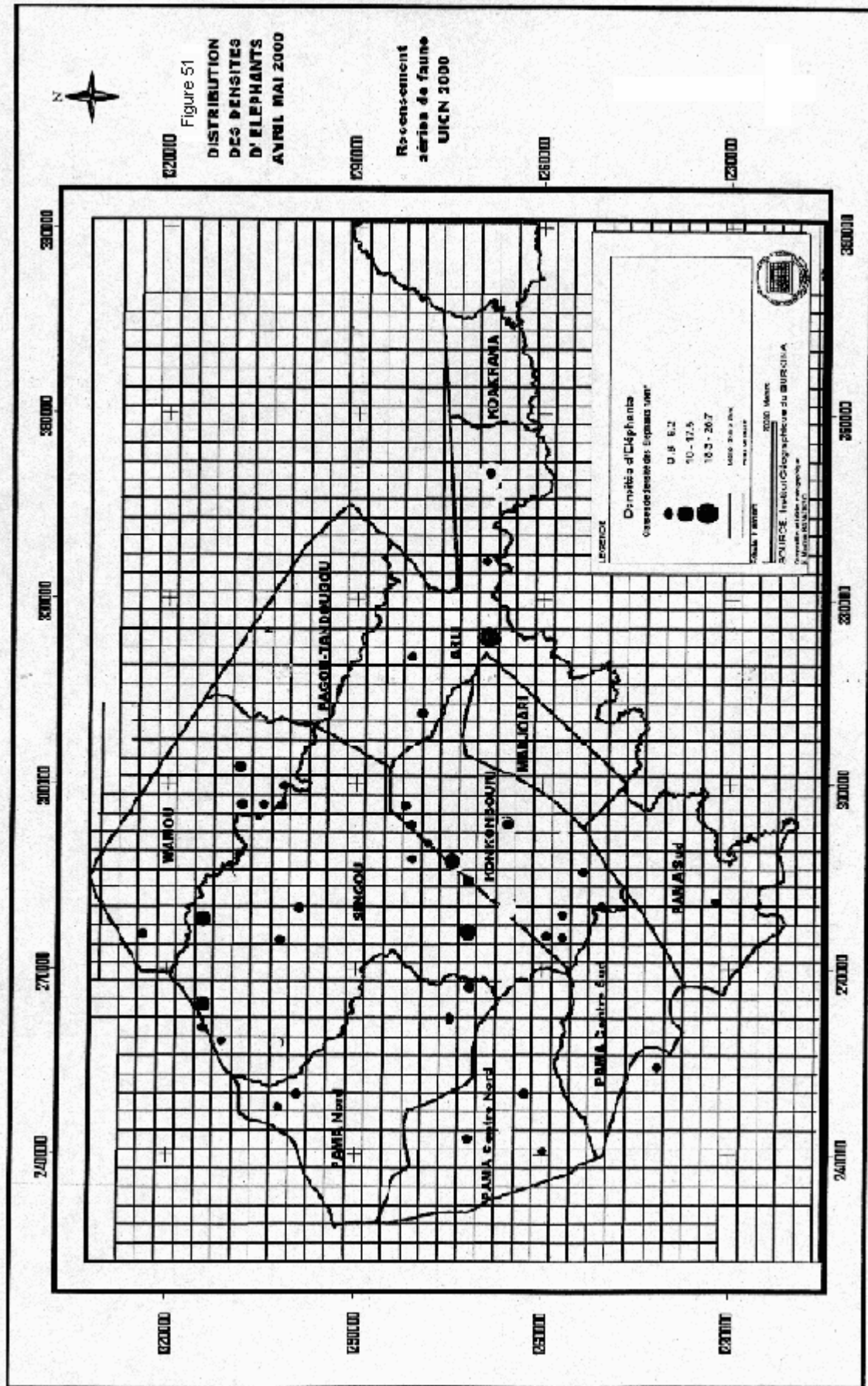


Figure 51. Répartition des densités d'éléphants dans des mailles de 3x3 km dans UC d'Arly Burkina Faso (BOUCHÉ & AL. 2000)

Lors de la conception d'un VRS il faut garder à l'esprit que:

- Il faut travailler, dans un premier temps, sur une zone plus étendue que celle qui est occupée par les animaux. Il sera toujours possible de réduire les limites de cette zone par la suite.
- Il est aussi important de visiter les zones où se trouvent les animaux que de visiter celles où ils ne se trouvent pas. Les observations négatives sont aussi importantes que les observations positives.
- Les données devraient être collectées pour toutes les espèces rencontrées.
- Les recensements devraient être répétés tout au long de l'année, et idéalement pendant plusieurs années, ainsi le patron des mouvements peut être décrit. Un VRS en pleine saison des pluies et un à la fin de la saison sèche constituent le minimum requis.
- Garder en mémoire que les mouvements à une échelle inférieure à celle de la maille de la grille de quadrat ne seront pas observés. De manière identique, des mouvements qui ont lieu sur une période plus courte que l'intervalle entre les échantillons ne pourront être détectés. En Afrique de l'Est des VRS ont été menés sur une base mensuelle ou bimensuelle sur une période de 6 ans.

Une méthode standard consiste à orienter les lignes de vols dans l'axe Nord-Sud ou Est-Ouest le long des lignes de la grille de coordonnées UTM (Universal Transverse Mercator : projection géographique Mercator). Par convention les lignes de vols Nord-Sud suivent la limite Ouest des quadrats de la grille UTM, tandis que les lignes de vols orientées Est-Ouest suivent les limites Sud des quadrats. L'usage standardisé du système UTM est indispensable.

Les méthodes, procédures, altitudes et vitesses de vol des VRS sont identiques pour n'importe quel recensement aérien par transects. Une altitude moyenne de 100 m et une vitesse de 100 à 160 km/h sont requises. La largeur des bandes-échantillons sera de 150 à 200m de chaque côté de l'avion.

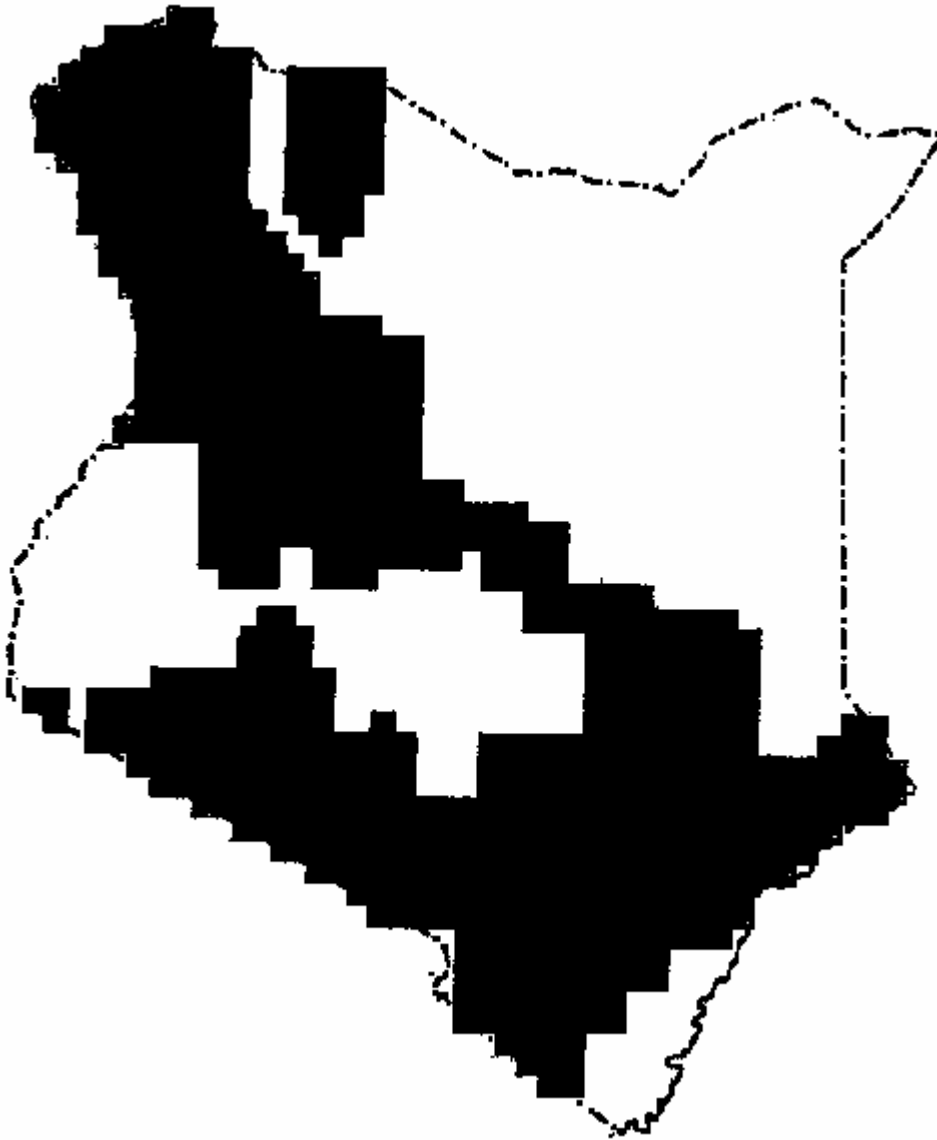
Le pilote est responsable de la navigation (au GPS) et du maintien de l'altitude. Il indique à l'équipage le début et la fin de chaque ligne de vol et des quadrats tous les 2, 5 ou 10 km (indiqués par le GPS). Ce travail réclame une attention soutenue de la part du pilote ainsi que des cartes précises avec l'indication des lignes de vols et des quadrats.

Le copilote sert de centralisateur des données. Il enregistre les heures de décollage et d'atterrissage, le début et la fin de chaque ligne de vol. Il enregistre de plus, les lectures du radar-altimètre au moins une fois par sous-unité (= quadrat). Il est également chargé de noter les différentes données concernant l'environnement (GRIMSDALL, 1978) ainsi que leur position par GPS: extension des zones brûlées; état de la verdure; état du couvert herbacé et ligneux; couleur du sol; type de végétation, érosion; densité de drainage; caractéristiques du paysages; disponibilité en eau dans les points d'eau permanents, non-permanents et les rivières; densité d'occupations humaines; cultures pratiquées et stade de croissance. Ces données sont, de préférence, transcrites sur papier. Une ligne par sous-unité.

Les observateurs réalisent le même travail que décrit plus haut.

Un effort particulier doit être fourni afin d'être sûr qu'aucune sous-unité n'est perdue. Vérifier le stade des bandes magnétiques régulièrement!

Les données brutes consistent en une série de données pour chaque sous-unité. La première étape consiste à dénombrer les animaux dans chaque sous-unité et à exprimer ces résultats en densité. Les nombres d'animaux comptés par chaque observateur sont sommés et divisés par la somme des superficies des bandes-échantillons. Ce travail est largement facilité par l'utilisation d'un ordinateur. Pour chaque sous-unité des données concernant l'environnement peuvent y être ajoutées.



Carte 7. Répartition des zèbres au Kenya. Une maille de 10 x10 km a été utilisée pour déterminer la distribution. (KREMU in WESTERN & GRIMSDALL, 1979)

Il existe de nombreuses méthodes d'analyse:

- Carte de distribution générale

Se réalise en calculant les densités moyennes dans chaque sous-unité après une série de VRS. La représentation sur carte des zones de fortes densités sont ainsi plus parlantes (v fig 52 ). Des comparaisons de distributions peuvent être réalisées entre différentes espèces en regard des facteurs environnementaux.

- Domaines de saisons des pluies et de saisons sèches.

Les domaines vitaux de saison sèche et saison des pluies sont observés en faisant la moyenne des densités d'une part en saison sèche et en saison des pluies d'autre part (Figure 52)

- Mouvements

L'extension et les taux de mouvements sont trouvés par simple inspection de plusieurs VRS.

- Associations d'espèces

L'analyse d'associations révélera les caractéristiques des différentes communautés d'animaux et leurs distributions.

- Diversité d'espèces  
Diversité d'espèces et les nombres, sont intéressantes pour le développement du tourisme.
- Densité totale et biomasses  
La densité totale est trouvée en sommant les densités de chaque espèce dans chaque quadrat. La biomasse par unité de surface est obtenue en multipliant la densité par le poids moyen de l'espèce considérée.
- Facteurs sous-jacent à la distribution et aux mouvements  
Des corrélations peuvent être réalisées entre les distributions animales et les différents facteurs environnementaux et humains. De fortes corrélations ne signifiant pas pour autant des liens de cause à effet!!
- Nombres  
Les nombres sont obtenus en totalisant les animaux de chaque ligne de vol et non de chaque sous-unité. Chaque ligne de vol est considérée comme un transect et le traitement statistique est identique au traitement des recensements aériens par transects.

L'utilisation d'un Système d'Information Géographique est très appréciable, car il permettra d'intégrer toutes les données et de comparer chaque type de données deux à deux (distribution des éléphants et des cas de braconnage; distribution d'espèces différentes, routes de migration et distribution des implantations humaines, ...). Il permettra en outre d'imprimer des cartes précises reprenant les données que l'on désire exposer.

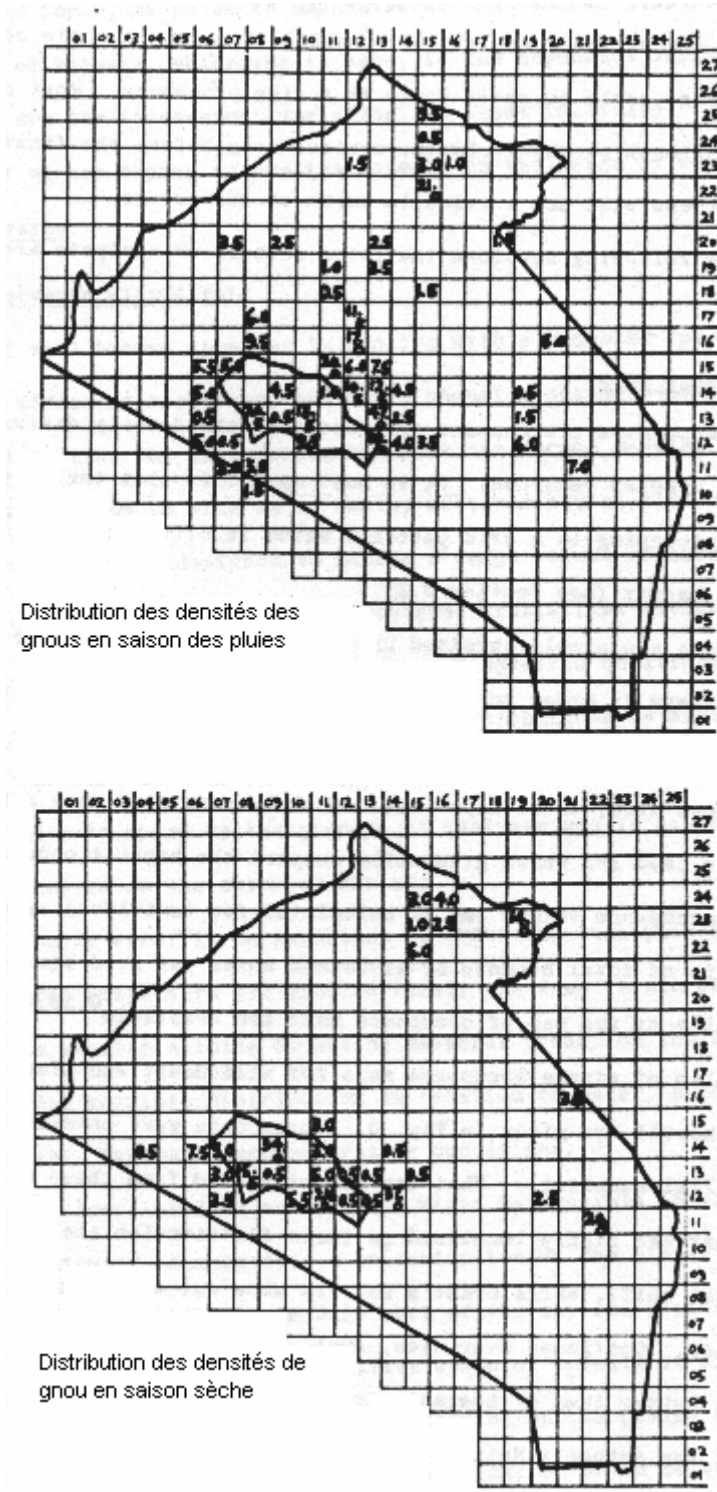


Figure 52. Distribution des gnous en saison sèche et saison des pluies

## RÉFÉRENCES

- ANDERSON J. L. 1980-81  
The re-establishment and management of lion *Panthera leo* population in Zululand. South Africa. *Biological Conservation*, **19**, 107-117
- ATTWELL R. I. G. 1963  
*Surveying Luangwa hippo*. Puku **1**, 29-49
- BARNES R. 1996  
Estimation de l'abondance des éléphants de forêts par le comptage des excréments. 42-53 in Kangwana K. (ed.) *L'étude des éléphants*. Série des manuels techniques n° 7. African Wildlife Foundation. Nairobi 190 p
- BARNES R F W, BEARDSHLEY K., MICHELMORE F., BARNES K. L., ALERS M. P. T. & BLOM A.. 1997  
Rainfall and the population dynamics of elephant numbers with dung counts and a GIS. *J. Wildl. Manage.* **61** (4) 1384-1393
- BAILEY N. T. J. 1995  
*Statistical Methods in Biology*. Third Edition. Cambridge University Press. 255 pp.
- BELL R. H. V. 1986  
Carrying capacity and off-take quotas p 185-182 in *Conservation and Wildlife Management in Africa*. US Peace Corps, Washington D. C., USA xxix+646 pp
- BELL R. H. V., GRIMSDALL J. J. R., VAN LAVIEREN S. P. & SAYER J. A. 1973  
Census of the Kafue Lechwe by aerial stratified sampling. *E. Afr. Wildl. J.* **11**, 55-74
- BERTRAM B. C. R. 1975  
The social system of lions. *Scientific American*, **226**, 54-65
- BERTRAM B. C. R. 1979  
*Studying predators*. 2nd edition. Handbook no 3. African Wildlife Foundation. Nairobi. 44 p
- BLANC J.J., BARNES R.F.W., CRAIG C.G., DUBLIN H.T., THOULESS C. R., DOUGLAS-HAMILTON I., AND HART J.A. 2007.  
*African Elephant Status Report 2007. An update from the African Elephant Database*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 33. IUCN. Gland, Switzerland. 284 pp
- BLAKE S., BOUCHÉ PH, RASMUSSEN H., DOUGLAS-HAMILTON I. 2003  
The Last Sahelian Elephants. Ranging Behavior, Population Status and Recent History of the Deserts Elephants of Mali. *Save the Elephant* 47pp
- BOUCHÉ PH. 1996  
Contribution à l'aménagement d'un game-ranching sur le Haut Bandama. Côte d'Ivoire. Institut de Zoologie. Université de Liège. 270 p
- BOUCHÉ P. 1997  
Effets du confinement des éléphants *Loxodonta africana* et de leurs impacts sur l'habitat à Shimba Hills et au Mont Kenya. Institut Vétérinaire Tropical. Université de Liège. Shimba Hills, Mweiga, Liège
- BOUCHÉ P. 1999  
Ecologie de la Faune du Haut Bandama. Côte d'Ivoire. Institut Vétérinaire Tropical. Université de Liège. Sourougou Dinga, Liège. 139 p.
- BOUCHE PH. 2002A  
Elephant survey in Mole National Park. Report of the aerial survey. CITES-MIKE. Wildlife Division Ghana. 55pp

- BOUCHÉ PH. 2004A  
Analyse comparée de différentes méthodes de comptage de la faune utilisées en Afrique de l'Ouest. *West African Wildlife Services* 46pp.
- BOUCHÉ PH. 2004B.  
Hippopotamus of the W-Arli-Pendjari-Oti-Mandouri-Keran Ecosystem. West Africa. Status, Distribution and Conservation Issues. *Hippo, Pigs and Peccaries Newsletter* 4 (1) 14-19
- BOUCHÉ PH. 2006  
Recensement pédestre des grands Mammifères de la Zone de Chasse de Konkombouri. Burkina Faso. Mai 2006. PMZCK/2006/01. Burkina Safari Club. ADEFA. 37pp
- BOUCHÉ PH 2007A  
Dry season status, trends pattern and distribution of Konkombouri elephant and implications for management. Burkina Faso. *Pachyderm* 42, 33-42
- BOUCHÉ PH 2007B  
Northern Ghana elephant survey *Pachyderm* 42, 58-69
- BOUCHÉ PH 2007C  
III. Les éléphants du Ranch de Gibier de Nazinga p 259-268 in Delvingt et Vermeulen 2007. *Nazinga*. Région Wallonne, Presse Agronomique de Gembloux, Nature+, APEFE, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie (Burkina Faso)
- BOUCHÉ PH. 2008  
Recensement pédestre des grands Mammifères de la Zone de Chasse de Konkombouri. Burkina Faso. Mai 2008. PMZCK/2008/01. Burkina Safari Club. ADEFA. 44 pp
- BOUCHÉ PH., HEYMANS J.-C., LUNGREN C. G., OUEDRAOGO L. K. 2000  
Recensement des animaux sauvages dans les concessions de faune de l'Est. Ministère de l'Environnement et de l'Eau. Burkina Faso. UICN 2000. 96 p + annexe
- BOUCHE PH, LUNGREN C. G., OUEDRAOGO L. K. 2002B  
Statut et tendances des effectifs d'éléphants dans les aires protégées de l'Est du Burkina Faso *Pachyderm* 32, 49-54
- BOUCHÉ PH., LUNGREN C.G., HIEN B. & OMONDI P. 2004A  
Recensement aérien total de l'Ecosystème W-Arly-Pendjari-Oti-Mandouri-Kéran (WAPOK). CITES-MIKE, ECOPAS, PAUCOF, Benin, Burkina Faso, Niger, Togo. 114pp
- BOUCHÉ PH., LUNGREN C.G. & HIEN B. 2004B  
Recensement aérien total de l'Ecosystème Po Nazinga Sissili (PONASI). CITES-MIKE. Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie. Burkina Faso. 95pp
- BOUCHÉ PH. & LUNGREN C.G. 2004C  
Recensement pédestre des grands mammifères de la Zone de Chasse de Konkombouri. Burkina Faso. Avril 2004. PMZCK/2004/02. Burkina Safari Club. ADEFA. PAUCOF. AFD. 43pp
- BOUCHÉ PH & RENKENS D. 2004  
Suivi de la Faune de la Zone Cynégétique de Konkombouri. Décembre-Mai 2004. Rapport n°PMZCK/2004/02. Burkina Safari Club. Burkina Faso. 114 pp
- BOUCHÉ PH. & RENKENS D. 2006  
Suivi de la Faune de la Zone de chasse de Konkombouri. Décembre-Mai 2006. Rapport n°PMZCK/2006/03. Burkina Safari Club. Burkina Faso. 100pp

- BOUCHÉ PH. & RENKENS D. 2007  
Suivi de la Faune de la Zone de chasse de Konkombouri. Décembre-Avril 2007. Rapport n°PMZCK/2007/02. Burkina Safari Club. Burkina Faso. 100pp
- BOUCHÉ PH, DOAMBA B, SISSOKO B, BOUJU S. 2008  
Les éléphants du Gourma. Mali. Statut et menaces pour leur conservation. *Pachyderm* **45** sous presse
- BOUDET G. 1991  
*Manuel sur les pâturages tropicaux et les cultures fourragères*. Institut d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des pays tropicaux. Collection Manuel et précis d'élevage. La Documentation Française. 266 p.
- BOURLIÈRE F. & VERSCHUREN J. 1960  
*Introduction à l'écologie des ongulés du Parc National Albert*. Inst. Parcs Nat. Congo Belge, Expl. Parc Nat. Albert. Bruxelles, 1: 158 p.
- BOUSQUET B. 1984A  
*Méthodes et techniques de dénombrement des ongulés sauvages en savane*. ENGREF Département « Forêts en régions chaudes ». Formation en Gestion de la Faune et des aires protégées (FOGEFAP). Montpellier.
- BOUSQUET B. 1984B  
*Méthodes et résultats des inventaires de grands mammifères en vue de leur gestion rationnelle en Haute Volta*. Thèse de doctorat. Académie de Montpellier. Université des Sciences et Techniques du Languedoc 302 p
- BOUSQUET B., CHAREST A., GANSAORE G. & OUEDRAOGO L. 1982  
Inventaire des ressources en faune sauvage et étude économique sur son utilisation en zone rurale. Résultats des inventaires à pied de la faune dans les parcs nationaux. FAO. Rapport FO : DP/UPV/78/008 Document de terrain n° 5. Rome
- BOTHMA J. DU P. & LE RICHE E. A. N. 1984  
Aspects of the ecology and the behaviour of the leopard *Panthera pardus* in the Kalahari desert. *Koedoe*, **27** Supplement, 259-279
- BOTHMA J. DU P. & LE RICHE E. A. N. 1993  
Disturbance bias when tracking Kalahari leopards *Panthera pardus* by spoor. *Koedoe*, **36** (2), 109-112
- BROTEN M. D. & SAID M. 1995  
Populations trends of ungulates in and around Kenya's Maasai Mara Reserve. 169-193. in SINCLAIR A. R. E. & ARCESE P. (editors). *Serengeti II. Dynamics, management and conservation of an ecosystem*. Chicago University Press. Chicago, London. 665 p.
- BUCKLAND S. T, ANDERSON D. R., BURNHAM K. P. & LAAKE J. L. 1993  
*Distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. Chapman & al., London, reprinted in 1999 by RUWPA, University of St Andrews, Scotland 446 pp
- BURNHAM K. P. ANDERSON D. R. & LAAKE J. L. 1980  
Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* **72**, 202 p
- BURROWS R. 1995  
Demographic change and social consequences in wild dogs, 1964-1992. 400-420 in SINCLAIR A. R. E. & ARCESE P. (editors). *Serengeti II. Dynamics, management and conservation of an ecosystem*. Chicago University Press. Chicago, London. 665 p
- CAMPBELL K. & BORNER M. 1995

- Population trends and distribution of Serengeti herbivores: implications for management. 117-145. in SINCLAIR A. R. E. & ARCESE P. (editors) 1995. *Serengeti II. Dynamics, management and conservation of an ecosystem*. Chicago University Press. Chicago, London. 665 p.
- CAUGHLEY G. 1976  
The elephant problem - an alternative hypothesis. *E. Afr. Wildl. J.*, **14**, 265-283
- CAUGHLEY G. 1977 (A)  
Sampling in aerial survey. *J Wildl Manage.* **41** (4) : 605-615
- CAUGHLEY G. 1977 (B)  
*Analysis of vertebrate populations*. Wiley, London
- CAUGHLEY G. & GODDARD J. 1975\*  
Abundance and distribution of elephants in the Luangwa Valley, Zambia. *E. Afr. Wildl. J.*, **13**, 39-48
- CRAIG C. 1993.  
Options for Aerial Surveys of Elephants. *Pachyderm* **16**, 15-20
- CROZE H. 1972  
A modified photogrammetric technique for assessing age structures of elephant population and its use in Kidepo National Park. *E. Afr. Wildl. J.*, **10**, 91-115
- CROZE H. 1974\*  
The Seronera bull problem: I. The elephants. *E. Afr. Wildl. J.*, **12**, 1-27
- DAGNELIE P. 1973  
*Théories et méthodes statistiques Vol 1. La statistique descriptive et fondements de l'inférence statistique*. Les presses agronomiques de Gembloux. Gembloux. 378 p
- DAGNELIE P. 1975  
*Théories et méthodes statistiques Vol 2. Les méthodes de l'inférence statistique*. Les presses agronomiques de Gembloux. Gembloux. 463 p
- DEJACE PH. 1995.  
Rapport d'activité 1993-1995. Direction des Parcs Nationaux et Réserves de Faune. Ministère de l'Environnement et du Tourisme. République du Tchad.
- DEJACE PH., GHAUTIER L. & BOUCHÉ PH. 2000  
Les populations de grands mammifères et d'autruches du Parc National de Zakouma au Tchad. Statut et tendances évolutives. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, **55** (4), 305-320
- DELVINGT W. 1978  
Ecologie de l'hippopotame (*Hippopotamus amphibius*) au Parc National des Virunga (Zaïre). Thèse de Doctorat. Faculté des Sciences Agronomiques de l'Etat. Gembloux. 333 p.
- DELVINGT W. 1985\*  
Les recensements d'hippopotames (*Hippopotamus amphibius* L..). Etude méthodologique en vue du choix d'un système de dénombrement. *Cahiers d'Ethologie appliquée*, **5** (1), 31-50
- D'HUART J.-P. 1978  
*Ecologie de l'hylochère (Hylochoerus meinertzhageni Thomas) au Parc National des Virunga*. Expl. du Parc Nat des Virunga. FFRSA Fasc. 25. Bruxelles. 156 p
- DOUGLAS-HAMILTON I. 1996  
Comptage des éléphants par l'air. Comptages totaux. 31-41. in Kangwana K. (ed.) (1996) *L'étude des éléphants*. Série des manuels techniques AWF n° 7. African Wildlife Foundation. Nairobi. 190 p

- DUNHAM K. 1994.  
The effect of drought on the large mammal populations of Zambezi riverine woodlands. *J of Zool. Lond.* **234**, 489-526.
- ELLIOT J. P. & MC TAGGART. COWAN I. 1978  
Territoriality, density, and prey of the lion in Ngorongoro Crater, Tanzania. *Can. J. Zool.*, **56**, 1726-1734
- ELTRINGHAM S. K. 1972  
A test of the counting of elephants from the air. *E Afr. Wildl. J.* **10**, 299-306
- ELTRINGHAM S. K. 1999  
*The hippos*. T & A D Poyser Ltd. 184 pp.
- FOSTER J. B. & KEARNEY D. 1966  
*Nairobi National Park game census, 1966*. *E. Afr. Wildl. J.*, **5**, 112-120
- FOSTER J. B. & COE M. J. 1968  
The biomass of game animals in Nairobi National Park, 1960-66. *J. Zool., Lond.*, **155**, 413-425
- GODDARD J. 1967  
The validity of censusing black rhinoceros populations from the air. *E Afr. Wildl. J.* **5**, 18-23
- GODDARD J. 1969  
Aerial census of black rhinoceros using stratified random sampling. *E Afr. Wildl. J.* **7**, 105-114
- GRAHAM A. & BELL R. 1989  
Investigating observer-bias in aerial survey by simultaneous double-count. *J. Wildl. Manage* **53** (4), 1009-1016
- GRIMSDALL J. J. R. 1978  
*Ecological monitoring*. Handbook no 4. African Wildlife Foundation. Nairobi. 73 pp
- GREEN A. A. 1979  
Density estimate of the larger mammals of Arli, Upper Volta. *Mammalia*, **43** (1), 59-70
- HANBY J. P. & BYGOTT J. D. 1979  
Population changes in lions and other predators 249-262 in SINCLAIR A. R. E. & NORTON-GRIFFITHS M. (editors) 1979. *Serengeti. Dynamics of an ecosystem*. Chicago University Press. Chicago, London. 389 p.
- HOFER & EAST, 1995  
Population dynamics, population size and the commuting system of Serengeti spotted hyaenas. 332-363. in Sinclair A. R. E. & Arcese P. (editors) 1995. *Serengeti II. Dynamics, management and conservation of an ecosystem*. Chicago University Press. Chicago, London. 665 p.
- HÖFT R. & HÖFT M. 1995  
The differential effects of elephants on rain forest communities in the Shimba Hills, Kenya. *Biological Conservation*, **73**, 67-79
- JACHMANN H. 1991  
Evaluation of four survey methods for estimating elephant densities. *Afr. J. Ecol.* **29**, 188-195
- JACHMANN H. 1996  
Comptages directs des éléphants au sol. 54-62. in Kangwana K. (ed.) (1996) *L'étude des éléphants*. Série des manuels techniques n° 7. African Wildlife Foundation. Nairobi. 190 p
- JACHMANN H. 2001  
*Estimating Abundance of African Wildlife : An Aid to Adaptive Management*. Kluwer Academic Publishers. Boston Dordrecht London 285pp

- JACHMANN H. & BELL R. H. V. 1979  
The assesment of elephant numbers and occupance by means of droppings counts in the Kasungu National Park, Malawi. *Afr. J. Ecol.* **17**, 231-239
- JARMAN P. J. & SINCLAIR A. R. E 1979  
Feeding strategy and the pattern of resource-partitioning in ungulates 130-163. in SINCLAIR A. R. E. & NORTON-GRIFFITHS M. (editors). *Serengeti. Dynamics of an ecosystem*. Chicago University Press. Chicago, London. 389 p.
- JOLLY G. M., WATSON R. M. 1979  
Aerial sample survey methods in the quantitative assessment of ecological resources 203-216. In COMRACK R. M., PATIL G. P., RABRON D. S. (eds) *Sampling Biological Populations*. Statistical Ecology Series, Vol 5,
- KAHURANANGA J. 1981  
Population estimates, densities and biomass of large herbivores in Simanjiro Plains, Nothern Tanzania. *Afr. J. Ecol.* **19**, 225-238
- KRUUK H. 1972  
*The Spotted Hyaena*. Chicago University Press. Chicago, London.
- LAMPREY H. F. 1964  
*Estimation of large animal densities, biomass and energy exchange in the Tarangire Game Reserve and the Masai steppe in Tanganyika*. *E. Afr. Wildl. J.*, **2**, 1-46
- LEUTHOLD W. & LEUTHOLD B. M. 1976  
Density and biomass of ungulates in Tsavo East National Park, Kenya. *E. Afr. Wildl. J.*, **14**, 49-58
- MAISELS F.G. & CRUICKSHANK A. J. 1997  
Inventaire et recensement des grands mammifères. Formation en méthodologie de recensement des grands mammifères. Projet Conkouati (Congo). UICN. Rapport final
- MBUGUA S. 1996  
*Comptage des éléphants par l'air. Comptages par échantillonnage*. 23-30. in Kangwana K. (ed.) 1996 *L'étude des éléphants*. Série des manuels techniques n° 7. African Wildlife Foundation. Nairobi. 190 p
- MDUMA S. A. R. 1995  
*Distribution and abundance of oribi, a small antelope*. in Sinclair A. R. E. & Arcese P. (editors) 1995. *Serengeti II. Dynamics, management and conservation of an ecosystem*. Chicago University Press. Chicago, London. 665 p.
- MELTON D. A. 1978 A  
Undercounting bias of helicopter censuses in Umfolozi Game Reserve. *Lammergeyer*, **26**, 1-6
- MELTON D. A. 1978 B  
The validity of helicopter counts as indices of trend. *Lammergeyer*, **26**, 28-43
- MILLIGAN K., AJAYI S. S. & HALL J. B. 1982  
Density and biomass of the large herbivore community in Kainji Lake National Park, Nigeria. *Afr. J. of Ecol.*, **20**, 1-12
- MILLS M. G. L., WOLFF P., LE RICHE E. A. N. & MEYER I. J. 1978  
Some population characteristics of the lion *Panthera leo* in the Kalahari Gemsbock National Park. *Koedoe*, **21**, 163-171
- MONFORT A. 1973

- Etude des références alimentaires de quelques ongulés du Rwanda oriental. Densité, biomasses et productivités des grands ongulés du Parc National de l'Akagera. Thèse de Doctorat. Université de Liège. 304 p.
- MONFORT A. 1974  
La grande faune africaine: simple curiosité pour le naturaliste ou potentiel économique inexploité? 27-51. In Ruwet J.C. (ed.) (1974). *Zoologie et Assistance Technique*. FULREAC Université de Liège 381 p.
- MONFORT A. 1975  
Les techniques de dénombrement adaptées à l'étude quantitative des populations d'ongulés sauvages. *La Terre et la Vie*, **29** (1) 3-19
- MONFORT A. & MONFORT N. 1974  
Notes sur l'écologie et le comportement des oribis (*Ourebia ourebia* Z.). *La Terre et la Vie*, **28**, 169-208
- MONFORT A., MONFORT N. & RUWET J.-C. 1973  
Éco-éthologie des ongulés au P N de l'Akagera (Rwanda). *Annales de la Société Royale Zoologique de Belgique*, **103**, 177-208.
- MONFORT N. 1972  
Contribution à l'étude des structures sociales et du comportement des ongulés du Parc National de l'Akagera (Rwanda). 1ère partie le Topi. 171 p. 2ème partie l'Impala 118 p  
Thèse de doctorat, Université de Liège.
- MONFORT N. 1974  
Quelques exemples de structures sociales chez les ongulés africains 53-76. in Ruwet J. - C. (ed.) 1974. *Zoologie et Assistance Technique*. FULREAC Université de Liège 381 p
- MONFORT N. 1979  
Étude des populations de buffles, *Syncerus caffer* (Sparrman) du Parc National de l'Akagera (Rwanda). I. Répartition spatiale et distribution. *Z. Säugetierkde.* **44**, 111-127.
- MONFORT N. 1980  
Étude des populations de buffles, *Syncerus caffer* (Sparrman) du Parc National de l'Akagera (Rwanda). II. Organisation et adaptation au milieu. *Z. Säugetierkde.* **45**, 173-188.
- MOSS C. 1996  
Apprendre à connaître une population 64-82. In Kangwana K. (ed.) (1996) *L'étude des éléphants*. Série des manuels techniques n° 7. African Wildlife Foundation. Nairobi. 190 p
- MUKINYA J. G. 1976  
An identification method for black rhinoceros (*Diceros bicornis* Linn. 1758). *E. Afr. Wildl. J.*, **14**, 335-338
- NORTON-GRIFFITHS M. 1973  
Counting the Serengeti migratory wildebeest using two-stage sampling. *E. Afr. Wildl. J.*, **11**, 135-149
- NORTON-GRIFFITHS M. 1974  
Reducing counting bias in aerial censuses by photography. *E. Afr. Wildl. J.*, **12**, 245-248
- NORTON-GRIFFITHS M. 1975  
The numbers and distribution of large mammals in Ruaha National Park, Tanzania. *E. Afr. Wildl. J.*, **13**, 121-140
- NORTON-GRIFFITHS M. 1976  
Further aspects of bias in aerial census of large mammals. *J. Wildl. Manage.*, **40** (2), 368-371

- NORTON-GRIFFITHS M. 1978  
*Counting animals*. 2nd edition. Handbook no 1. African Wildlife Foundation. Nairobi. 139 p.
- OLIVIER R. C. D. & LAURIE W. A. 1974  
Habitat utilization by hippopotamus in the Mara River. *E. Afr. Wildl. J.*, **12**, 249-271
- POILECOT P. (ED.), BONFOU K., DOSSO H., LAUGINIE F., N'DRI K., NICOLE M., SANGARE Y. 1991  
*Un écosystème de savane soudanaise: le parc national de la Comoé*. Côte d'Ivoire. UNESCO, PNUD, MAB, Patrimoine Mondial, République de Côte d'Ivoire. 346 p.
- PENNYCUICK C. J. & RUDNAI J. 1970  
A method of identifying lions (*Panthera leo*) with an analysis of the reliability of identification. *J. Zool. Lond.*, **160**, 497-508
- PENNYCUICK C. J. 1973  
The shadowmeter : a simple device for controlling an aircraft's height above the ground. *E. Afr. Wildl. J.* **11** (1), 109-112
- PENNYCUICK C. J. & WESTERN D. 1972  
An investigation of some source of bias in aerial transect sampling of large mammal populations. *E. Afr. Wildl. J.* **10** (1), 175-191
- PENNYCUICK C. J., SALE J. B., STANLEY PRICE M. & JOLLY G. M. 1977  
Aerial systematic sampling applied to censuses of large mammal populations in Kenya. *E. Afr. Wildl. J.* **15**, 139-146
- PIENNAAR U. DE V., WYK P. VAN & FAIRALL N. 1966  
An aerial census of elephant and buffalo in the Kruger National Park and the implications thereof on intended management schemes. *Koedoe* **40-107**
- RENKENS D. & BOUCHÉ PH 2003  
Suivi de la Faune de la Zone Cynégétique de Konkombouri. Mars-Mai 2003. Rapport n°PMZCK/2003/01. Burkina Safari Club. Burkina Faso. 46pp
- RINEY T., 1960.  
A field technique for assessing physical condition of some ungulates. *J. Wildl. Manage.*, **24** (1), 92-94
- RODGERS W. A. 1974  
The lion (*Panthera leo*) population of the eastern Selous Game Reserve. *E. Afr. Wildl. J.*, **12**, 313-317
- RODGERS W. A. 1982  
*The decline of large mammal populations on Lake Rukwa grasslands, Tanzania.* *Afr. J. of Ecol.*, **20**, 13-22
- RUDNAI J. 1974  
The pattern of lion predation in Nairobi Park. *E. Afr. Wildl. J.*, **12**, 213-225
- RUGGIERO R. G. 1991  
Prey selection of the lion (*Panthera leo* L.) in the Manovo-Gounda-St. Floris National Park, Central African Republic. *Mammalia*, **55** (1), 24-33
- SCHALLER G. B. 1972  
*The Serengeti lion. A study predator-prey relations.* Chicago University Press. Chicago 480 p
- SINCLAIR A. R. E. 1977  
*The African Buffalo. A study of resource limitation of populations.* University of Chicago Press, Chicago & London. 355 p.

- SINCLAIR A. R. E. & DUNCAN P. 1972  
Indices of condition in tropical ruminants. *E. Afr. Wildl. J.*, **10**, 143-149
- SINCLAIR A. R. E. & GRIMSDELL J. J. R. 1982  
*Population dynamics of large mammals*. 2nd edition. Handbook no 5. African Wildlife Foundation. Nairobi. 59 p.
- SINSIN B., DAOUDA I, AHOKPE E. 1998  
Abondance et évolution des populations de mammifères des formations boisées de la région des Monts Kouffé au Bénin. *Les Cahiers d'Ethologie*, **18** (2), 261-282
- SINSIN B. 2000  
Dénombrement de la faune dans la Réserve de la Biosphère de la Pendjari. Avril 2000. PCGPN. CENAGREF, GTZ, 55 p
- SINSIN B. 2001  
Dénombrement de la faune dans la Réserve de la Biosphère de la Pendjari Avril 2001. PCGPN. CENAGREF, GTZ, 40 p, 13p, 6p
- SMUTS G. L. 1976  
Population characteristics and recent history of lions in two parts of the Kruger National Park *Koedoe*, **19**, 153-164
- SMUTS G. L. 1978  
Interrelations between predators, prey, and their environment. *Bioscience*, **28** (5), 316-320
- SMUTS G. L., WHYTE I. J. & DEARLOVE T. W. 1977  
A mass capture technique for lions. *E. Afr. Wildl. J.*, **15**, 81-87
- SPINAGE C. A., GUINNESS F., ELTRINGHAM S. K. & WOODFORD M. H. 1972  
Estimation of large mammal number in the Akagera National Park and Mutara Hunting Reserve, Rwanda. *La Terre et la Vie*, **4**, 561-570
- STEWART D. R. M. 1963  
Wildlife census - Lake Rudolf. *E Afr Wildl J.* **1**, 121
- VANDE WEGHE J.-P. 1998  
Evolution des populations d'ongulés et de l'écosystème terrestre du Parc National de l'Akagera, Rwanda. *Les Cahiers d'Ethologie*, **18** (2), 207-254
- VAN LAVIEREN L. P. 1976  
Méthodes d'inventaires des populations de grands mammifères d'Afrique. FAO Rap/74/056, Ecole pour la formation des spécialistes de la faune, Garoua, Cameroun.
- VERHEYEN R. 1954  
*Monographie éthologique de l'hippopotame* (Hippopotamus amphibius). Inst. Parc Nat. Congo Belge. Bruxelles. 91 p.
- VERSCHUREN J. 1982  
*Recherches scientifiques dans les Parcs Nationaux du Sénégal. XIX. Notes de bio-écologie des grands mammifères au Parc National du Niokolo-Koba. Examen comparé avec le Zaïre et l'Afrique de l'Est.* Mémoires de l'Institut fondamental d'Afrique Noire, Dakar. 92, 234-278
- VERSCHUREN J. 1988  
*Notes sur l'évolution des habitats et de la grande faune depuis 1948.* Expl. Parc Nat. Akagera. FFRSA. 2ème série, fasc. 3. Bruxelles. 61 p.
- VERSCHUREN J. 1993  
*Les habitats et la grande faune: évolution et situation récente.* Expl. Parc Nat. Virunga. FFRSA. 2ème série, fasc. 29. Bruxelles. 133 p.

- VILJOEN P. C. 1995  
Changes in number and distribution of hippopotamus (*Hippopotamus amphibius*) in the Sabie River, Kruger National Park, during the 1992 drought. *Koedoe* **38** (2), 115-121
- WALKER B. H., EMSLIE R. H., OWEN-SMITH R. N. & SCHOLLES R. J. 1987  
To cull or not to cull: lessons from a southern african drought. *J. of applied Ecol.*, **24**, 381-401
- WALTHER F. R. 1969  
Flight behaviour and avoidance of predators in Thomson's gazelle (*Gazella thomsoni* Guenther 1884). *Behaviour*, **34**, 184-221
- WATSON R. M., PARKER I. S. C. & ALLAN J. 1969A  
A census of elephant and other large mammals in the Mkomazi region of northern Tanzania and Southern Kenya. *E. Afr. Wildl. J.* **7**, 11-26
- WATSON R. M., GRAHAM A. D. & PARKER I. S. C. 1969B  
A census of the large mammals of the Loliondo Controlled Area, Northern Tanzania. *E. Afr. Wildl. J.* **7**, 43-59
- WESTERN D. 1975  
Water availability and its influence on the structure and dynamics of a savannah large mammal community. *E. Afr. Wildl. J.* **13**, 265-286
- WESTERN D. & GRIMSDELL J. J. R. 1979  
*Measuring the distribution of animals in relation to the environment*. 2nd edition. Handbook no 2. African Wildlife Foundation. Nairobi. 64 p
- WESTERN D., MOSS C. J., GEORGIADIS N. 1983  
Age estimation and population age structure of elephants from footprint dimensions. *J. Wildl. Manage.* **47** (4), 1192-1197
- WHYTE I. J., VAN AARDE R. & PIMM S.L. 1998  
Managing the elephant of Kruger National Park. *Animal Conservation*, **1** (2), 77-83
- WHYTE I. J., BIGGS H. C., GAYLARD A. & BRAACK L. E. O., 1999.  
A new policy for the management of the Kruger National Park's elephant population. *Koedoe*, **42** (1), 111-132.