

Chapitre 6

Étude exploratoire et suivi d'oiseaux

Le rôle joué par des oiseaux sauvages dans l'écologie des maladies de la faune se comprend plus facilement à travers les études préliminaires sur des espèces qui pourraient héberger, transmettre ou propager les pathogènes. Ces études préliminaires sur les populations d'oiseaux sauvages se composent en général de trois parties : l'inventaire et le suivi, les stratégies de mouvement et les études sur le comportement. Les études initiales porteront probablement sur l'inventaire et suivi avec des objectifs spécifiques comportant: 1) l'inventaire de toutes les espèces d'oiseaux dans une zone d'intérêt; 2) la mise au point de l'abondance et de la densité des espèces présentes; et 3) le suivi des changements saisonniers dans la composition et les nombres d'espèces. Appliquées aux études de l'émergence des maladies infectieuses comme l'*Influenza Aviaire H5N1*, ces techniques servent de système d'alerte rapide pour la détection des taux de mortalité dépassant toute prévision chez les populations d'oiseaux.

L'inventaire des espèces et le suivi de la population sont des tâches habituelles des biologistes, et une variété de techniques d'études exploratoires et de suivi d'oiseaux est disponible. Alors que chaque technique a ses avantages, celle qui est la plus appropriée dépendra des objectifs spécifiques de l'étude tels l'étendue de la zone d'étude, les caractéristiques des espèces et l'habitat d'intérêt, et aussi les logistiques et les faisabilités financières de la mise en place de l'étude. Ce manuel a pour objet de fournir un rapport sommaire sur certaines des techniques pratiques utilisées lors de l'étude et du suivi des populations aviaires avec un accent particulier sur celles applicables aux oiseaux d'eau, aux limicoles et aux autres espèces pouvant héberger, transmettre ou propager le virus H5N1.

Evaluer la composition et l'abondance des espèces d'oiseaux sauvages sur une zone d'intérêt peut se faire de manières différentes partant du dénombrement de l'ensemble de tous les animaux présents (recensement complet) aux stratégies d'échantillonnages qui présentent des estimations de la population pouvant être extrapolées sur la totalité de la zone d'étude. Quelle que soit la technique employée il faut tenir compte d'un précepte important: décrire toutes les techniques correctement et mener des études par des personnes compétentes utilisant des méthodes standards et consistantes. Les observateurs rencontreront certainement une variété d'espèces, de conditions et d'habitats pendant les études exploratoires mais les dénombremens sont peu utiles si l'identification des espèces est douteuse et si la méthodologie de l'étude varie d'un jour à l'autre ou entre les sites. Ainsi, les observateurs doivent pouvoir identifier la plupart sinon toutes les espèces qu'ils rencontreront probablement pendant un suivi y compris des espèces étroitement liées et presque identiques et des différents sexes et groupes d'âge à l'intérieur d'une espèce.

FIGURE 6.1
Dénombrement d'oiseaux à l'aide d'une télescope



TAEJ MUNDKUR

RECENSEMENTS COMPLETS

Le but d'un recensement complet est de dénombrer tous les animaux présents sur une zone déterminée afin d'obtenir une estimation objective de l'abondance sans déductions statistiques ni hypothèses fondamentales. Un recensement fiable repose sur l'hypothèse que tous les individus présents dans une zone peuvent être observés; ils sont donc très utiles dans le cas des espèces bien en vue occupant des habitats discrets et bien définis. Des cas où un recensement fiable est probablement possible comprennent des effectifs totaux d'hérons et de cormorans nichant dans des arbres le long des plaines côtières marécageuses, d'oiseaux d'eau fréquentant des petites zones humides ouvertes ou de limicoles aux sites de repos à marée haute dans des estuaires.

Cependant, dans beaucoup de cas, comme celui où les oiseaux d'eau sont nombreux ou sont rassemblés de manière serrée ou celui où le temps manque, il serait préférable d'estimer le nombre d'individus que de compter chaque individu. Les observateurs expérimentés peuvent estimer avec précision 10, 20, 50, 100 ou plus d'oiseaux presque instantanément et examiner sommairement les groupes d'oiseaux comptant en ces unités avec un compteur manuel. Il vaut mieux estimer en petite unité (l'unité la plus courante est probablement 10); unités de 100 ou plus sont généralement utilisées quand le temps est limité ou pour compter des oiseaux en vol ou qui couvrent leurs nids (pour des espèces nichant en colonies).

Un recensement complet est plus commode et même préférable quand les espèces ciblées sont grandes et visibles comme les cygnes ou les oies et qu'il existe des réseaux actifs de participants pour partager le travail. Ce genre d'approche est privilégié par les organismes tels que le groupe de spécialistes de cygnes de Wetlands International/IUCN/SSC pour des dénominations périodiques des cygnes au niveau régional (*par ex. voir* Worsten *et al.* 2006). Pour des dénominations coordonnées à grande échelle d'oiseaux d'eau

comme celui du Dénombrement Internationaux d'Oiseaux d'Eau annuel coordonné par le Wetlands International (Delany 2005a, 2005b), tous les oiseaux faisant partie des espèces appropriées choisies au sites adaptés choisis sont couverts lors des «suivis du coup d'œil» (*sensu* Bibby *et al.* 1998).

Atteindre les objectifs ambitieux d'un effectif habituel de dénombrement implique souvent des préparatifs logistiques considérables. Une zone de recensement de grande taille devra être divisée en petites unités pouvant être observées au fil du temps ou simultanément par un personnel itinérant multiple. Dans ce dernier cas l'équipe de suivi doit être formée dans : les techniques de dénombrement, l'identification des espèces, le comptage ou estimation précis et l'utilisation de l'équipement de terrain (par ex. télescope d'observation, Système de positionnement global - GPS). Dans chaque cas, la période de suivi doit aussi être respectée. Alors qu'il est essentiel que les observateurs aient suffisamment de temps pour faire une étude approfondie de chaque unité, ce temps ne doit toutefois pas être tel que les individus des espèces cibles se déplacent entre les unités observées et qu'ils sont comptées plus d'une fois.

La zone de recensement, en plus d'être cartographiée précisément doit être étudiée à fond. Les unités individuelles de suivi doivent être bien délimitées et clairement visibles pour éviter l'omission ou le double comptage des individus. Il faut chercher tous les habitats qui conviennent aux espèces cibles dans la zone de suivi. Une recherche incomplète (par ex. négliger certaines zones considérées peu convenables aux espèces cibles) risque de rater des individus et d'introduire des erreurs dans les données.

Depuis quelques années, des images vidéo et photographiques sont utilisées de façon efficace pour le recensement. Cette technique consiste à faire un jeu de photos ou d'images vidéo couvrant la zone entière de l'étude (avec tous les animaux dedans) qui peut être dénombrée ultérieurement. En général des suivis par le moyen des photos et des vidéo sont menées d'un avion mais toute plateforme qui permet d'avoir une vue dégagée de la zone de suivi conviendrait à ce genre de recensement.

D'une part, des suivis par photos doivent être réalisés d'une distance (ou une hauteur) qui donnera des images avec suffisamment de résolution pour permettre l'identification des espèces et pour distinguer chaque oiseau au sein d'un groupe ou d'une colonie dense; d'autre part, cette distance ne peut être si près que les rapports spatiaux parmi les images sont perdus. Il est conseillé de mener des suivis terrestres ou par bateau en même temps que des suivis aériens par photographies ou vidéo pour vérifier l'identification des espèces et examiner des erreurs éventuelles.

PARCELLES D'ÉCHANTILLON

Dans beaucoup d'études, le temps et l'effort nécessaires à la conduite d'un recensement complet et correct sont prohibitifs en raison de la zone d'intérêt qui est trop large pour être étudiée en un délai raisonnable. Dans de tels cas, des parcelles d'échantillon peuvent fournir des données relatives à la diversité des espèces et à l'abondance de chaque espèce à l'intérieur de la zone de l'étude. Des parcelles d'échantillon se prêtent facilement aux observateurs terrestres puisque le temps n'y est pas un facteur aussi limitatif que dans des suivis aériens ou par bateau où il faut déployer un plus grand effort de recherche pour dénombrer et identifier des espèces de manière exacte.

Les parcelles d'échantillon n'ont pas besoin d'être limitées au dénombrement réel des oiseaux et ne peuvent pas être utilisées avec cet objectif quand les oiseaux se déplacent entre les parcelles pendant les dénombrements. Elles sont très utiles quand les espèces cibles (ou objets) sont relativement immobiles pendant la période de suivi, à savoir, des échassiers visitant les sites de repos discrets. Les applications spécifiques de la technique des parcelles d'échantillon aux investigations de la faune sauvage liées à l'infection aviaire peuvent inclure l'estimation des densités de la nidification d'oiseaux d'eau ou du nombre de carcasses dans un site de flambée de H5N1.

La sélection des parcelles d'échantillon doit être prise en compte lors de la planification d'un suivi car les estimations de la population d'oiseaux dépendent énormément de la localisation de la parcelle. Des facteurs comme le comportement d'oiseaux ou des habitats hétérogènes qui peuvent donner lieu à des distributions non aléatoires d'animaux nécessitant des techniques d'échantillonnage stratifiées, doivent aussi être pris en compte. La conception plus sophistiquée d'une parcelle d'échantillon et les techniques d'analyse détaillées n'entrent pas dans le cadre de ce Manuel mais Bibby *et al.* (1998, 2000) fournit des références⁹ utiles.

Dans des applications les plus simples, un dénombrement complet de tous les animaux (n) dans des parcelles d'échantillon de taille connue (a) est réalisé et la densité de la parcelle est calculée comme $d=n/a$. La densité moyenne (D) de toutes les parcelles peut être calculée et extrapolée sur la zone entière de l'étude (A) pour arriver à une estimation de l'abondance totale animale ($N= D/A$) bien qu'il soit souhaitable d'utiliser des moyens plus sophistiqués pour déterminer la densité moyenne en étudiant la dispersion dans les parcelles d'échantillon.

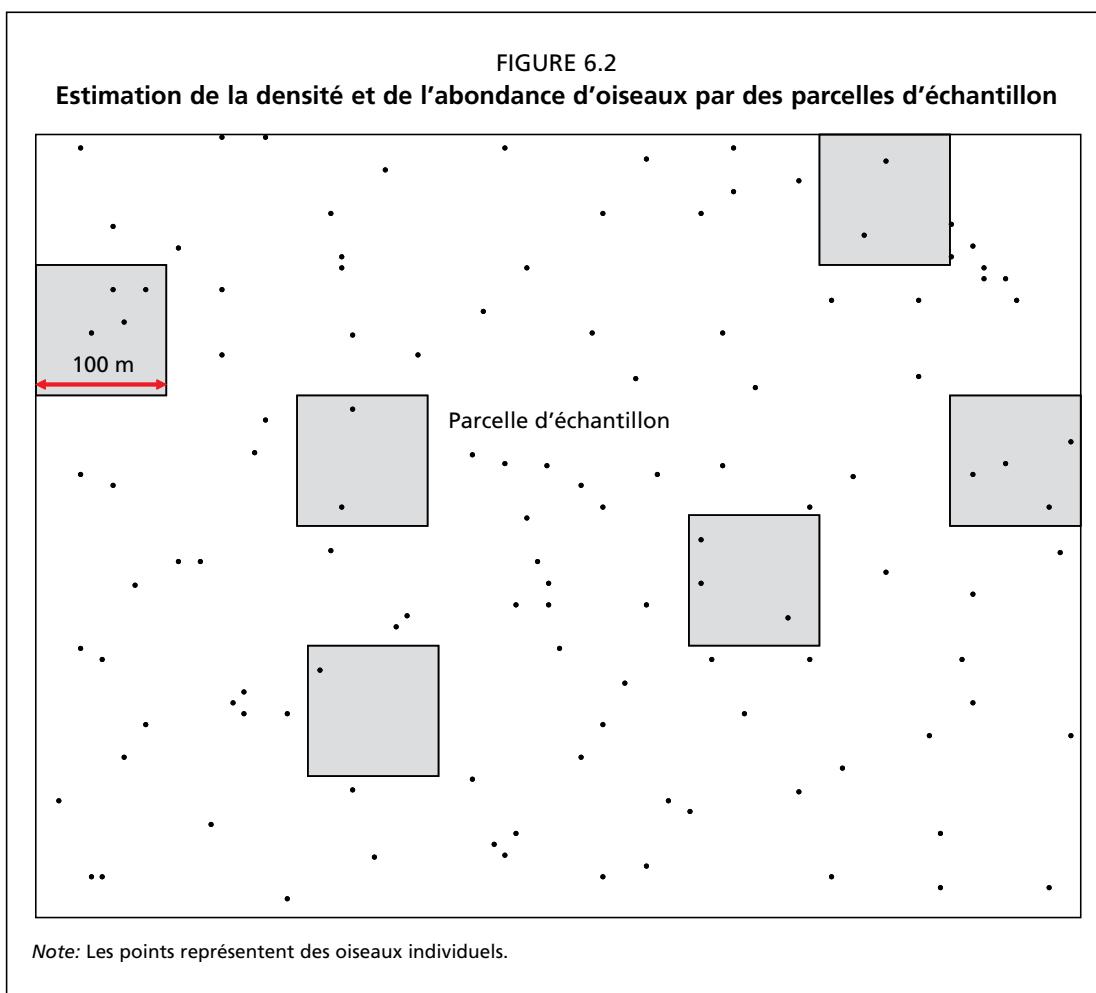
Figure 6.2 illustre un exemple simplifié de l'utilisation des parcelles d'échantillon pour déterminer la densité de nidification d'oiseaux d'eau et l'abondance.

La densité réelle dans cette population hypothétique de 120 nids répartis sur 0,48 km² est de 250 nids km⁻². Un total de 16 nids ont été trouvés dans les six parcelles de 100 m² sélectionnées au hasard pour une densité moyenne de 267 nids par km⁻² (16 nids / 0,06 km²) et une estimation d'abondance de 128 nids (267 nids par km⁻² x 0,48 km²) sur la zone entière de l'étude.

L'exactitude de l'estimation de densité augmentera avec l'augmentation de l'efficacité du suivi (le nombre ou la taille des parcelles). Dans l'exemple ci-dessus, l'échantillonnage d'une seule parcelle de 100 m² peut aboutir à des densités variant de 0 à 800 nids par km⁻². La taille et le nombre de parcelles d'échantillon dépendront de l'effort requis pour détecter les individus des espèces cibles. Intuitivement, davantage de ou plus large parcelles peuvent être établies pour des espèces qui sont plus faciles à détecter et qui requièrent moins de temps de recherche par individu s'approchant ainsi des conditions d'un dénombrement complet.

Des parcelles d'échantillon n'ont pas besoin d'être carré (quadrats), quoique les parcelles de formes régulières (par ex. carré ou cercle) se prêtent plus facilement à la délimitation et à la recherche. Si les parcelles doivent être étudiées à plusieurs reprises, les limites doivent être tracées et les coordonnées relevées à l'aide d'un GPS.

⁹ Téléchargement gratuit à <http://conservation.bp.com/advice/field.asp#fsm>.



TRANSECTS EN BANDE

Des transects en bande sont une des techniques de suivi la plus communément utilisée pour déterminer la composition et la densité des espèces d'oiseaux. Ils sont essentiellement des versions modifiées d'une parcelle d'échantillon dans laquelle l'observateur effectue les dénombrements en parcourant le long d'une ligne de transect au lieu de chercher une parcelle entière.

Les transects se trouvent souvent d'une manière aléatoire à l'intérieur des sous zones stratifiées de la surface totale de l'étude pour obtenir les échantillons représentatifs des espèces et les effectifs de chaque espèce présente. Pour avoir des estimations de densité, seuls les objets qui se trouvent à l'intérieur d'une distance fixe de la ligne de transect sont comptés. Dans de tels cas, la parcelle échantillonnée devient une bande rectangulaire formée en élargissant la ligne de transect latéralement par une distance spécifiée.

Des transects en bande ont été adaptés à une variété d'espèces et d'habitats ayant des applications directes aux études relatives à l'*Influenza Aviaire*. Des techniques de transect en bande aérien et par bateau ont été développées particulièrement pour des espèces aquatiques visibles et ces techniques se sont révélées les plus recherchées des méthodes de suivi pour des habitats d'eau larges et ouverts. Les transects en bande aériens peuvent être établis pour évaluer la distribution et l'abondance des anatidés sur des zones géographiques larges où leur habitat chevauche sur l'exploitation avicole, les terres agricoles et les autres zones

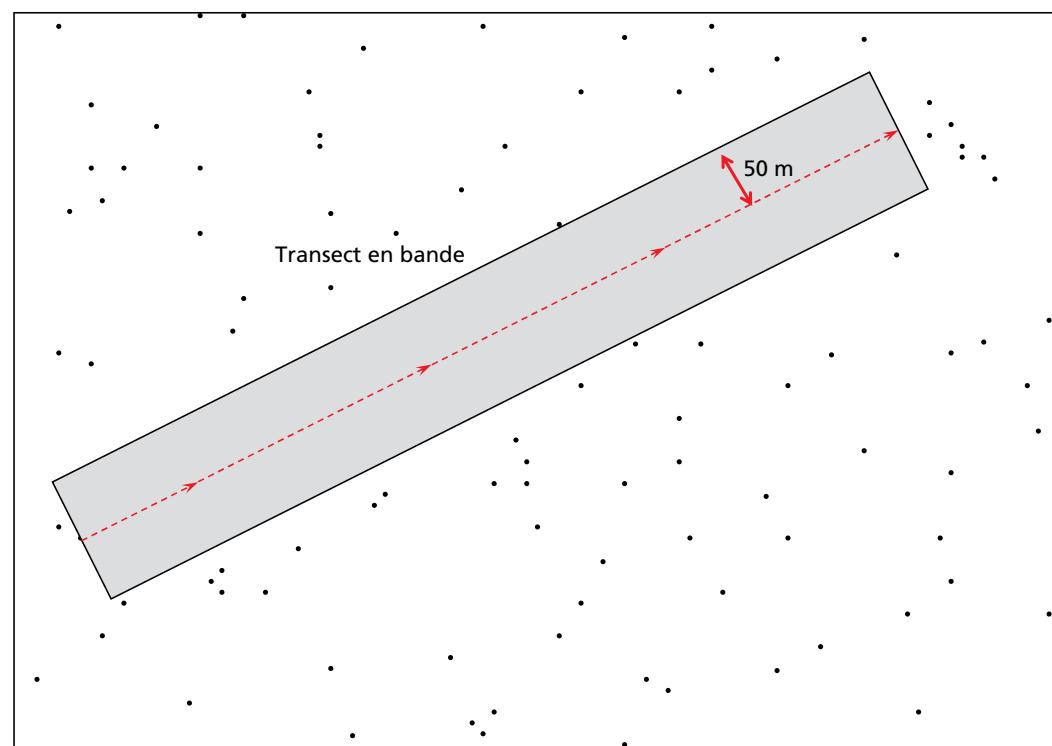
potentielles de foyer d'infection H5N1. A de plus petites échelles, des transects en bande terrestres établis le long de l'interface entre les habitats des oiseaux d'eau et les exploitations avicoles peuvent identifier des espèces particulières qui pourraient utiliser les deux habitats.

Dans le cas des parcelles d'échantillon, la densité d'un transect en bande peut être extrapolée sur la zone de l'étude pour obtenir une estimation d'abondance. Figure 6.3 illustre un exemple simplifié d'un transect en bande de 50 m (élargi de 50 m sur chaque côté de la ligne).

Comme dans l'exemple précédent, la densité réelle est de 250 animaux par km^{-2} . Un total de 17 animaux sont observés dans le transect de 700 m de long sur 100 m de large pour une densité de 243 animaux par km^{-2} ($17 \text{ animaux} / 0,07 \text{ km}^2$) et une estimation d'abondance de 117 animaux ($243 \text{ animaux par } \text{km}^{-2} \times 0,48 \text{ km}^2$) sur la zone entière de l'étude.

En pratique, la méthodologie du transect en bande n'est rarement aussi simple que montre l'exemple ci-dessus et il faut tenir compte de plusieurs facteurs avant d'entreprendre des suivis. Si les estimations de densité sont recherchées, le choix d'une largeur appropriée du transect en bande est un compromis entre l'augmentation de la probabilité de détection au maximum pour les espèces cibles et le suivi d'une zone aussi large que possible. Logiquement, la probabilité de détection (et la largeur du transect en bande) augmente dans le cas des espèces larges et visibles dans des habitats plus ouverts. Donc, ça ne sert à rien d'établir un transect en bande de 400 m de large pour compter les minuscules bécasseaux fouillant une zone marécageuse couverte de végétation pour se nourrir tout comme il est inefficace d'utiliser un transect de 50 m pour compter les cygnes larges et visibles dans un lac.

FIGURE 6.3
Estimation de la densité et de l'abondance d'oiseaux par des transects en bande



Note: Les points représentent des oiseaux individuels.

Comme des parcelles d'échantillon, les estimations de densité suite à des suivis par transect se basent sur l'hypothèse que tous les animaux dans la parcelle sont détectés; les suivis sont ainsi mieux conduits dans des habitats ouverts ayant un champ de vision libre. Cependant, contrairement aux parcelles d'échantillon, l'observateur ne quitte pas la ligne de transect pour chercher la parcelle, ainsi il est difficile de réaliser une détection complète de tous les animaux dans la parcelle. D'habitude des jumelles (modèle avec la stabilité d'image sont les meilleurs) sont utilisées pendant des suivis terrestres et par bateau utilisant des transects en bande pour aider à la détection visuelle et à l'identification des espèces, mais les aides visuelles sont peu utiles lors des suivis aériens.

Pour des estimations fiables de densité, il est impératif d'avoir la capacité d'évaluer rapidement et correctement les localisations d'oiseaux par rapport aux limites du site suivi. Toute erreur dans l'estimation des localisations d'oiseaux par rapport à la ligne de transect peut avoir un effet considérable sur les estimations de densité. Dans l'exemple illustré (Figure 6.2), compter trois individus qui se trouvent en dehors de la limite donne une densité de 287 animaux par km^{-2} , alors qu'en exclure trois juste à l'intérieur de la limite donne 200 animaux par km^{-2} .

Des estimations consistantes de la localisation d'oiseaux par rapport à la limite exigent que les suivis aériens soient menés à la même altitude et que les observateurs d'un bateau soient positionnés aux pareilles hauteurs au dessus de l'eau (et que ces paramètres sont notés avec exactitude). Les aides à l'appréciation des distances telles que les télémètres ou des marquages sur les fenêtres d'avion ou sur les haubans de voilure sont utiles à un observateur en train de se former pour apprendre à se focaliser mais ces aides le détournent quand même des tâches principales de l'identification et le comptage d'oiseaux.

Des suivis par des transects en bande peuvent être menés du sol, d'un bateau ou d'un avion. Les suivis aériens offrent beaucoup plus de couverture spatiale (à un coût plus élevé) par rapport aux deux autres mais le plus grand rayon d'action s'obtient souvent aux dépens de l'exactitude puisque la vitesse de l'aéronef limite le temps d'observation rendant ainsi le comptage exact et l'identification d'espèce plus exigeant. En effet, effectuer un bon suivi aérien demande une formation particulière et de l'expérience.

En cas d'erreurs suspectes parmi les platesformes de suivi, il est préférable d'effectuer des dénombrements simultanés utilisant des méthodes différentes de suivi (triangulation des données et des informations). Par exemple, les observateurs aériens pourraient rater les oiseaux seuls ou les oiseaux d'une espèce particulière. Des suivis terrestres («vérification au sol») menés en même temps que des suivis aériens peuvent souvent détecter ces erreurs et si ces erreurs se répètent systématiquement, un «facteur de correction» suivant le rapport moyen de dénombrements entre les types de suivis peut être déterminé pour prendre en compte les oiseaux probablement omis par les observateurs aériens.

POINTS DE COMPTAGE

Une des techniques utilisées couramment pour déterminer la composition et l'abondance des espèces d'oiseaux est le point de comptage. Ils sont essentiellement des transects en bande de longueur zéro dans laquelle l'observateur effectue le comptage en un arc de 360° autour d'une station de suivi fixe. Ces stations sont situées au hasard d'un bout à l'autre de la zone de l'étude pour obtenir des échantillons représentatifs des espèces et des nombres

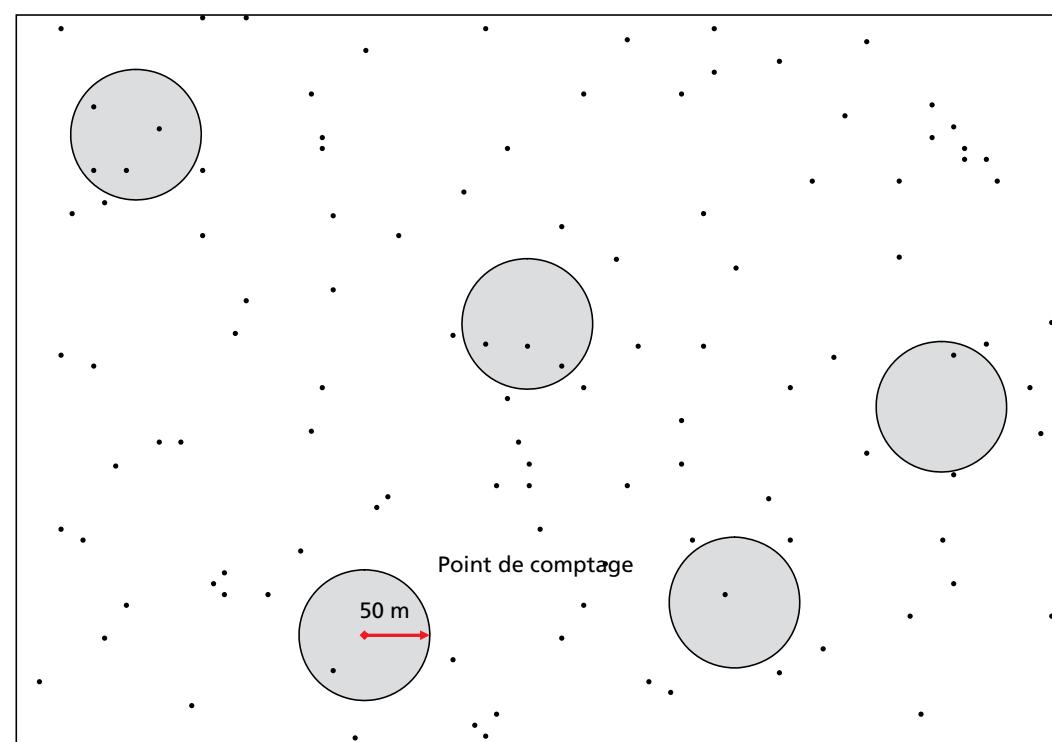
de chaque espèce présente. Si les estimations de densité sont recherchées des points de comptage, les dénombrements sont limités à des objets qui se trouvent à l'intérieur d'un rayon fixe du point de suivi. Dans de tels cas, la parcelle échantillonnée devient une parcelle ronde d'un rayon spécifié à partir du point de suivi (Figure 6.4).

En tant que techniques analogues, les transects en bande et les points de comptage ont plusieurs points en commun. Cependant il existe des différences importantes à noter. A la différence des suivis par transects en bande, des points de comptage sont menés pendant un temps prédéterminé et fixe, d'habitude le dénombrement commencera après que la population aviaire s'est «calmée». Les suivis par points de comptage ne se font que du sol ou en bateau car les observateurs doivent être au poste de comptage fixe.

Des suivis par points de comptage sont utilisés dans des cas où les autres techniques de comptage se sont avérées inefficaces. Des points de comptage sont particulièrement utiles dans des terrains difficiles où il est impossible d'établir des transects ou d'effectuer des dénombrements tout en parcourant la ligne de transect; par exemple des comptages terrestres d'oiseaux de zones humides dans des habitats marécageux peu profonds avec des substrats mous, ou des comptages dans des terres agricoles en terrasses à forte pente.

Comme les observateurs de points de comptage sont sédentaires, ils ont plus de possibilité de détecter les oiseaux timides qui, autrement, se cacherait et échapperait à la détection par les observateurs mobiles et visibles de transects en bande. Ainsi, des points de comptage peuvent être utilisés pour inventorier des espèces «relais» timides et réservés dans le voisinage immédiat des élevages avicoles et des sites de flambée de maladie.

FIGURE 6.4
Estimation de la densité et de l'abondance d'oiseaux par des points de comptage



Note: Les points représentent des oiseaux individuels.

La technique de points de comptage fondée sur des signaux vocaux a été développée pour des situations où des signaux visuels sont moins fiables, à savoir, les suivis nocturnes ou des habitats avec une végétation luxuriante. Dans le cas de certaines espèces, les signaux vocaux seraient les seuls moyens fiables de détection; par exemple, la plupart des comptages des rallidés discrets dans les marais avec une végétation dense se sont appuyés sur des signaux vocaux pour déterminer leur présence et leur abondance. Cependant, comme il est souvent difficile de déterminer les distances à partir de la station du point de comptage en fonction des signaux vocaux, les estimations de densité deviennent difficiles.

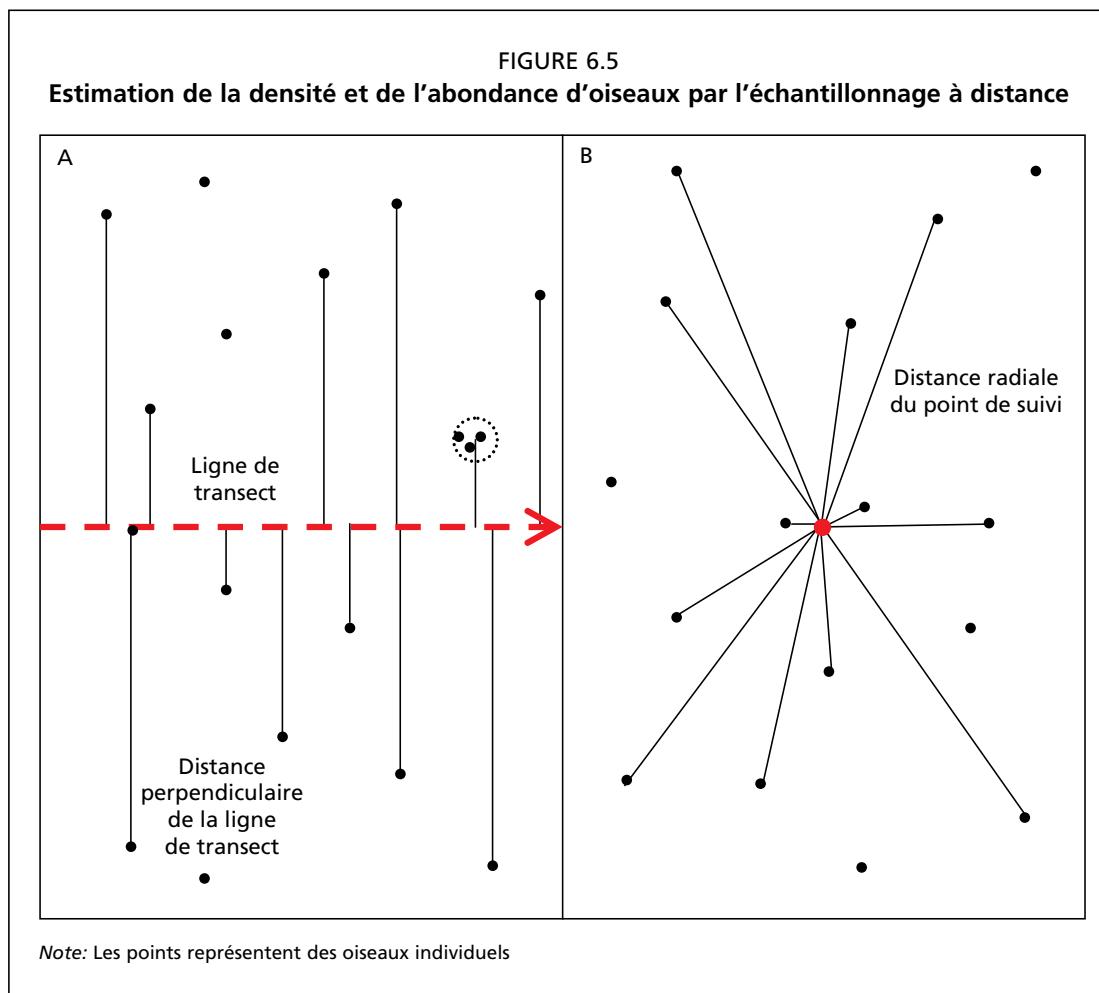
ÉCHANTILLONNAGE À DISTANCE

Plusieurs études ont montré qu'une proportion importante d'animaux à l'intérieur d'une parcelle définie n'est pas prise en compte pendant le dénombrement par transect en bande et par points de comptage, surtout ceux qui sont un peu éloignés de la ligne de transect ou du point de suivi. A la différence de ces techniques, celle d'échantillonnage à distance prend en compte la probabilité décroissante de la détection d'animaux à mesure que leur distance de l'observateur augmente. En théorie, l'échantillonnage à distance s'avère une méthode sûre à considérer lorsque l'étude vise principalement les estimations absolues et fiables de la densité et de l'abondance.

Les techniques de suivi par échantillonnage à distance se ressemblent presque à celles de transect en bande et de points de comptage avec une seule exception majeure; des données relatives à la distance (les distances perpendiculaires de la ligne de transect ou les distances radiales du poste de points de comptage) concernant chaque animal (ou groupe d'animaux) observé (Figure 6.5) sont notées.

Contrairement au transect en bande ou aux points de comptage, l'échantillonnage à distance ne presuppose pas que tous les individus à l'intérieur d'une aire définie sont détectés; toutefois la méthode d'échantillonnage à distance ne peut s'employer avant de satisfaire les trois hypothèses suivantes: 1) tous les objets sur la ligne ou le point doivent être détectés; 2) les objets doivent être détectés à leur position initiale avant tout mouvement causé par la présence de l'observateur; et 3) les distances doivent être mesurées correctement. En plus, l'échantillon d'observations recueilli doit être suffisant pour modéliser la fonction de détection de manière acceptable. L'échantillonnage à distance pourrait fournir des estimations de populations plus fiables que les estimations analogues fondés sur des transects en bande et des points de comptage à condition de satisfaire les hypothèses et les besoins en échantillon précisés.

Le logiciel DISTANCE (Thomas et al. 1998) utilise des données de distance pour générer une fonction de détection qui modélise la probabilité décroissante de détecter un objet avec l'augmentation de la distance. DISTANCE est un logiciel convivial et offre une variété d'options d'entrée et d'analyse bien qu'une étude détaillée de la méthode d'échantillonnage à distance ne fasse pas partie du cadre de ce manuel. Une excellente introduction à l'échantillonnage à distance par Buckland et al. (2001) fournit des renseignements et discussions généraux sur des sujets pertinents comme: sélection de modèle, regroupement de données et troncature, dénombrement de groupes contre d'individus, etc.



CAPTURE-MARQUAGE-RECAPTURE

Des études sur la capture-marquage-recapture (CMR) sont utilisées depuis longtemps pour estimer l'abondance de populations et il existe des documentations considérables consacrées à l'utilisation des modèles CMR. La théorie fondamentale de la modélisation CMR peut être expliquée de façon simple: à l'intérieur d'une population fermée d'animaux (N), deux échantillons (n_1 et n_2) sont capturés, marqués et remis en liberté aux moments 1 et 2 de sorte que le nombre d'animaux recapturés au moment 2 (m_2) peut être déterminé avec de l'exactitude. Logiquement, la proportion d'animaux marqués dans le second échantillon (m_2/n_2) doit être égale à la proportion de tous les animaux dans la population totale (n_1/N) capturés au moment 1, ou $N = n_1 n_2/m_2$, où N est la taille de la population totale.

Ce modèle de base appelé le modèle Lincoln-Petersen se base sur plusieurs hypothèses que très peu de populations naturelles arrivent à satisfaire. Cependant, de nombreuses modifications ont été introduites dans le principe de base pour que les analyses CMR soient permises même si les hypothèses de base ne sont pas respectées.

Comme une discussion approfondie de tous les différents modèles est audelà de la portée de ce Manuel, ceux qui cherchent des informations supplémentaires sur la modélisation CMR peuvent consulter des références aux revues utiles inclus à la fin du chapitre. Le programme CAPTURE (Rexstad et Burnham, 1991) comprend les modifications du modèle Lincoln-Petersen donnant des estimations de population avec des données CMR qui tien-

ment compte des probabilités de capture inégale. Le modèle Jolly-Seber est le modèle CMR de base pour les estimations des populations ouvertes. Des programmes qui fournissent des estimations de population Jolly-Seber à partir des données CMR incluent POPAN (Arnason et Schwartz, 1999), JOLLY (Pollock et al. 1990) et MARK (White et Burnham, 1999).

RÉFÉRENCES ET SOURCES D'INFORMATION

- Arnason, A.N. & Schwartz, C.J.** 1999. *Using POPAN-5 to analyse banding data*. Bird Study, 46: S157-168.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.H.** 2000. *Bird Census Techniques*. 2nd edition. Academic Press, London.
- Bibby, C., Jones, M. & Marsden, S.** 1998. *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Royal Geographical Society, London.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L.** 2001. *Introduction to distance sampling, estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, London.
- Delany, S.** 2005a. *Guidelines for participants in the International Waterbird Census (IWC)*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. (disponible à l'adresse: <http://www.wetlands.org>).
- Delany, S.** 2005b. *Guidelines for National Coordinators of the International Waterbird Census (IWC)*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. (disponible à l'adresse: <http://www.wetlands.org>).
- Javed, S & Kaul, R.** 2002. *Field Methods for Bird Surveys*. Bombay Natural History Society, Mumbai, India.
- Lancia, R.A., Kendall, W.L., Pollock, K.H. & Nichols, J.D.** 2005. *Estimating the number of animals in wildlife populations*. In C.E. Braun, ed. *Techniques for wildlife investigations and management*, pp. 106-153. The Wildlife Society, Bethesda, USA.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C. & Hines, J.E.** 1990. *Statistical inference for capture-recapture experiments*. Wildlife Monographs No. 107. The Wildlife Society, Bethesda, USA.
- Rexstad, E. & Burnham, K.P.** 1991. *User's guide for interactive program CAPTURE*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, USA.
- Thomas, L., Laake, J.L., Derry, J.F., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Strindberg, S., Hedley, S.L., Burt, M.L., Marques, F., Pollard, J.H. & Fewster, R.M.** 1998. *Distance 3.5*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, St Andrews, UK.
- White, G.C. & Burnham, K.P.** 1999. *Program MARK: survival rate estimation from both live and dead encounters*. Bird Study, 46:S120-139.
- Worden, J., Cranswick, P.A., Crowe, O., McElwaine, G. & Rees, E.C.** 2006. *Numbers and distribution of Bewick's Swan Cygnus columbianus bewickii wintering in Britain and Ireland: results of international censuses*. January 1995, 2000 and 2005. Wildfowl . 56: 3-22 (aussi disponible à l'adresse: www.wwt.org.uk/research/pdf/worden_et_al_2006.pdf).