

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA SITUATION DE LA BIODIVERSITE ANIMALE EN CONTEXTE D'EXPLOITATION AGRICOLE DE PALMIER A HUILE EN MALAISIE (BORNEO) ET EXPLOITATION DES PREMIERES DONNEES DE QUANTIFICATION DE LA BIODIVERSITE ANIMALE

THESE

pour obtenir le titre de
DOCTEUR VETERINAIRE

DIPLOME D'ETAT

*présentée et soutenue publiquement
devant l'Université Paul-Sabatier de Toulouse*

par

TRUPIN Léa

Née le 31/03/1997 à SAINTE-CATHERINE (62)

Directeur de thèse : M. Timothée VERGNE

JURY

PRESIDENT :

M. Stéphane BERTAGNOLI

Professeur à l'Ecole Nationale Vétérinaire de TOULOUSE

ASSESEURS :

M. Timothée VERGNE

Mme Mathilde PAUL

Maître de Conférences à l'Ecole Nationale Vétérinaire de TOULOUSE

Professeure à l'Ecole Nationale Vétérinaire de TOULOUSE

REVIEW DES PRINCIPALES TECHNIQUES DE SUIVI, DE QUANTIFICATION ET D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA BIODIVERSITE ANIMALE TERRESTRE ET PROPOSITION DE PLAN DE MONITORING POUR LE PROJET TRAILS (CIRAD/HUTAN)

THESE

pour obtenir le titre de
DOCTEUR VETERINAIRE

DIPLOME D'ETAT

*présentée et soutenue publiquement
devant l'Université Paul-Sabatier de Toulouse*

par

TRUPIN Léa

Née le 31/03/1997 à SAINTE-CATHERINE (62)

Directeur de thèse : M. Timothée VERGNE

JURY

PRESIDENT :

M. Stéphane BERTAGNOLI

Professeur à l'Ecole Nationale Vétérinaire de TOULOUSE

ASSESEURS :

M. Timothée VERGNE

Mme Mathilde PAUL

Maître de Conférences à l'Ecole Nationale Vétérinaire de TOULOUSE

Professeure à l'Ecole Nationale Vétérinaire de TOULOUSE

**Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation
ÉCOLE NATIONALE VÉTÉRINAIRE DE TOULOUSE**

Liste des directeurs/assesseurs de thèse de doctorat vétérinaire

Directeur : Professeur Pierre SANS

PROFESSEURS CLASSE EXCEPTIONNELLE

- M. **BERTAGNOLI Stéphane**, *Pathologie infectieuse*
- M. **BOUSQUET-MELOU Alain**, *Pharmacologie, thérapeutique*
- M. **BRUGERE Hubert**, *Hygiène et industrie des aliments d'origine animale*
- Mme **CHASTANT-MAILLARD Sylvie**, *Pathologie de la reproduction*
- M. **CONCORDET Didier**, *Mathématiques, statistiques, modélisation*
- M. **DELVERDIER Maxence**, *Anatomie pathologique*
- M. **ENJALBERT Francis**, *Alimentation*
- Mme **GAYRARD-TROY Véronique**, *Physiologie de la reproduction, endocrinologie*
- Mme **HAGEN-PICARD Nicole**, *Pathologie de la reproduction*
- M. **MEYER Gilles**, *Pathologie des ruminants*
- M. **SCHELCHER François**, *Pathologie médicale du bétail et des animaux de basse-cour*
- Mme **TRUMEL Catherine**, *Biologie médicale animale et comparée*

PROFESSEURS 1^{ère} CLASSE

- M. **BAILLY Jean-Denis**, *Hygiène et industrie des aliments*
- Mme **BOURGES-ABELLA Nathalie**, *Histologie, anatomie pathologique*
- Mme **CADIERGUES Marie-Christine**, *Dermatologie vétérinaire*
- M. **DUCOS Alain**, *Zootchnie*
- M. **FOUCRAS Gilles**, *Pathologie des ruminants*
- M. **GUERIN Jean-Luc**, *Aviculture et pathologie aviaire*
- M. **JACQUIET Philippe**, *Parasitologie et maladies parasitaires*
- Mme **LACROUX Caroline**, *Anatomie pathologique, animaux d'élevage*
- Mme **LETRON-RAYMOND Isabelle**, *Anatomie pathologique*
- M. **LEFEBVRE Hervé**, *Physiologie et thérapeutique*
- M. **MAILLARD Renaud**, *Pathologie des ruminants*

PROFESSEURS 2^{ème} CLASSE

- Mme **BOULLIER Séverine**, *Immunologie générale et médicale*
- M. **CORBIERE Fabien**, *Pathologie des ruminants*
- Mme **DIQUELOU Armelle**, *Pathologie médicale des équidés et des carnivores*
- M. **GUERRE Philippe**, *Pharmacie et toxicologie*
- Mme **MEYNADIER Annabelle**, *Alimentation animale*
- M. **MOGICATO Giovanni**, *Anatomie, imagerie médicale*
- Mme **PAUL Mathilde**, *Epidémiologie, gestion de la santé des élevages avicoles*
- M. **RABOISSON Didier**, *Médecine de population et économie de la santé animale*

MAITRES DE CONFERENCES HORS CLASSE

- M. **BERGONIER Dominique**, *Pathologie de la reproduction*
- Mme **BIBBAL Delphine**, *Hygiène et industrie des denrées alimentaires d'origine animale*
- Mme **CAMUS Christelle**, *Biologie cellulaire et moléculaire*
- M. **JAEG Jean-Philippe**, *Pharmacie et toxicologie*
- M. **LYAZRHI Faouzi**, *Statistiques biologiques et mathématiques*
- M. **MATHON Didier**, *Pathologie chirurgicale*
- Mme **PALIERNE Sophie**, *Chirurgie des animaux de compagnie*
- Mme **PRIYMENKO Nathalie**, *Alimentation*
- M. **VOLMER Romain**, *Microbiologie et infectiologie*

MAITRES DE CONFERENCES CLASSE NORMALE

- M. **ASIMUS Erik**, *Pathologie chirurgicale*
- Mme **BRET Lydie**, *Physique et chimie biologiques et médicales*
- Mme **BOUHSIRA Emilie**, *Parasitologie, maladies parasitaires*
- M. **CARTIAUX Benjamin**, *Anatomie, imagerie médicale*
- M. **CONCHOU Fabrice**, *Imagerie médicale*
- Mme **DANIELS Hélène**, *Immunologie, bactériologie, pathologie infectieuse*
- Mme **DAVID Laure**, *Hygiène et industrie des aliments*
- M. **DIDIMO IMAZAKI Pedro**, *Hygiène et industrie des aliments*
- M. **DOUET Jean-Yves**, *Ophthalmologie vétérinaire et comparée*
- Mme **FERRAN Aude**, *Physiologie*
- Mme **GRANAT Fanny**, *Biologie médicale animale*
- Mme **JOURDAN Géraldine**, *Anesthésie, analgésie*
- M. **JOUSSERAND Nicolas**, *Médecine interne des animaux de compagnie*
- Mme **LALLEMAND Elodie**, *Chirurgie des équidés*
- Mme **LAVOUE Rachel**, *Médecine Interne*
- M. **LE LOC'H Guillaume**, *Médecine zoologique et santé de la faune sauvage*
- M. **LIENARD Emmanuel**, *Parasitologie et maladies parasitaires*
- Mme **MEYNAUD-COLLARD Patricia**, *Pathologie chirurgicale*
- Mme **MILA Hanna**, *Elevage des carnivores domestiques*
- M. **NOUVEL Laurent**, *Pathologie de la reproduction*
- M. **VERGNE Timothée**, *Santé publique vétérinaire, maladies animales réglementées*
- Mme **WASET-SZKUTA Agnès**, *Production et pathologie porcine*

INGENIEURS DE RECHERCHE

- M. **AUMANN Marcel**, *Urgences, soins intensifs*
- M. **AUVRAY Frédéric**, *Santé digestive, pathogénie et commensalisme des entérobactéries*
- M. **CASSARD Hervé**, *Pathologie des ruminants*
- M. **CROVILLE Guillaume**, *Virologie et génomique cliniques*
- Mme **DEBREUQUE Maud**, *Médecine interne des animaux de compagnie*
- Mme **DIDIER Caroline**, *Anesthésie, analgésie*
- Mme **DUPOUY GUIRAUTE Véronique**, *Innovations thérapeutiques et résistances*
- Mme **GAILLARD Elodie**, *Urgences, soins intensifs*
- Mme **GEFFRE Anne**, *Biologie médicale animale et comparée*
- Mme **GRISEZ Christelle**, *Parasitologie et maladies parasitaires*
- Mme **JEUNESSE Elisabeth**, *Bonnes pratiques de laboratoire*
- Mme **PRESSANTI Charline**, *Dermatologie vétérinaire*
- M. **RAMON PORTUGAL Félipe**, *Innovations thérapeutiques et résistances*
- M. **REYNOLDS Brice**, *Médecine interne des animaux de compagnie*
- Mme **ROUCH BUCK Pétra**, *Médecine préventive*

A Monsieur le Professeur Stéphane Bertagnoli

Maître de conférences à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse
Virologie-Infectiologie

Qui m'a fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury de thèse,
Hommages respectueux.

A Madame le Professeur Mathilde Paul

Professeur à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse
Epidémiologie, gestion de la santé des élevages avicoles et porcins

Pour avoir accepté de participer à ce jury de thèse,
Sincères remerciements

A Monsieur le Professeur Timothée Vergne

Maître de conférences à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse
Epidémiologie, Santé publique vétérinaire

Pour avoir accepté de m'encadrer durant la préparation de cette thèse, pour sa patience, sa réactivité et sa compréhension,
Sincères remerciements.

A mon grand-père, Papi Frantz,

Pour m'avoir toujours soutenue derrière ta façade bourrue, pour les crocodiles, pour les belotes, pour le patois, Merci.

Tu nous manques terriblement.

A mes parents,

Pour m'avoir encouragée dans cette voie, pour m'avoir permis des folies et des lubies, pour ces années sacrifiées au centre équestre et les fortunes dilapidées en livres, Merci.

A mon frère,

Pour relever le niveau de la fratrie, pour ta sensibilité et tes passions, pour ton côté précieux et soigné, pour ton amour bien caché et tes silences bien trop longs, Merci.

A Martin,

Pour tous ces moments passés et pour notre avenir ensemble, pour ton soutien indéfectible et ta tolérance incroyable ; pour ta patience, ton soutien et ton amour, Merci.

A Nami,

Pour m'avoir épaulée durant des périodes difficiles, pour ta bonne humeur inébranlable, pour les gouttes, les menades et les baballes à venir, Merci.

A Poka,

Pour m'avoir acceptée dans ta maison, pour ton air si suprêmement critique, pour m'accueillir maintenant comme ton Hôôman, Merci.

Au club des Cinq, Elo, Elé, Mathilde et Margaux,

Pour avoir été soudées depuis le premier jour à l'Ecole, pour tous nos souvenirs ensemble, pour nos joies et nos peines communes, pour notre amitié indéfectible, Merci.

A Océane,

Pour nos 22 ans d'amitié, pour ton sourire et ta positivité, pour avoir toujours répondu présente même après 6 mois d'absence, pour être ma meilleure amie par-delà la distance, Merci.

A Alisée, Damien et Kenza,

Pour être devenus de véritables amis, pour votre tolérance et votre ouverture d'esprit, Merci.

A tous les autres, ma famille, mes amis,

A tous ceux qui ont un jour cru en moi, m'ont soutenue, m'ont supportée et ont partagé des moments de ma vie, Merci.

A tous les poilus qui ont croisé mon chemin et m'ont donné le goût de ce métier,

Plume, Grisouille, Lilo, Frimousse, Cortex, Cooper, Prim', Dadou, Oswald, Cariñosa, Jipine, Joy, Patchou, Renzo, Nami, Nickie, Maylo, Ollie, Dahée, Poppy, Django/Djévin, Rabastan, Oriana, Rhadja, Mystic, Malicia, Poka, Nintendo, Nougat et tous les autres, Merci.

TABLE DES MATIERES

Remerciements.....	6
Remerciements personnels.....	7
Liste des abréviations et acronymes	12
Table des graphiques.....	13
Table des figures.....	13
Table des tableaux.....	14
Table des cartes.....	14
Liste des Annexes.....	15
Introduction	16
Partie I – REVIEW DES TECHIQUES D’INVENTAIRE, DE SUIVI ET DE QUANTIFICATION DE LA BIODIVERSITE ANIMALE TERRESTRE	16
1. Définitions	16
a. Biodiversité.....	16
b. Endémicité.....	17
c. <i>Inventing</i> – Inventaire	18
d. <i>Monitoring</i>	18
e. Présence et absence.....	19
f. Distribution.....	20
g. Densité.....	20
h. Abondance.....	21
i. Index d’abondance relative	21
ii. L’abondance sommée ou cumulée	22
i. Fréquence	22
j. Richesse.....	23
k. Résilience	23
2. Mise en place du programme de suivi et de gestion de la biodiversité	25
a. Objectif du suivi et de la gestion de la biodiversité.....	25
i. Les objectifs d’Aichi	25
b. Objectifs du monitoring	26
c. Quelles valeurs monitorer ?	27
i. Sélection des indicateurs de biodiversité.....	27
1. Les espèces indicatrices.....	27
2. Mesures de l’abondance	28
a. Un indicateur populationnel : le LPI (<i>Living Planet Index</i>)	28
i. Principes généraux	28
ii. Le LPI-D : un LPI pondéré.....	30
3. Mesures de la distribution des espèces.....	31
a. Le SHI (<i>Species Habitat Index</i>)	31
4. Mesures du risque d’extinction	23
a. Le RLI (<i>Red List Index</i>)	23
5. Mesures de la composition des communautés.....	35
a. Le BII (<i>Biodiversity Intactness Index</i>)	35
b. Le MSA (<i>Mean Species Abundance</i>)	36
6. Mesure de la diversité neutre.....	37
a. Indice de Shannon.....	38
b. Indice de Simpson.....	38
7. Mesures de la richesse	38
a. Richesse spécifique	38
8. Variables essentielles de la biodiversité.....	39

9.	Sélection des indicateurs pour l'inventaire, le <i>monitoring</i> et l'évaluation de la biodiversité.....	41
3.	Méthodes d'échantillonnage	44
a.	Rappels sur les plans d'échantillonnage les plus courants.....	44
i.	L'échantillonnage systématique.....	44
1.	Avantages.....	44
2.	Inconvénients.....	44
ii.	L'échantillonnage aléatoire.....	44
1.	L'échantillonnage aléatoire à un niveau.....	44
a.	L'échantillonnage aléatoire simple.....	45
i.	Avantages.....	45
ii.	Inconvénients.....	45
2.	Aléatoire à plusieurs niveaux.....	45
a.	L'échantillonnage stratifié	45
i.	Avantages.....	46
ii.	Inconvénients.....	46
b.	L'échantillonnage en grappes.....	46
i.	Avantages.....	46
ii.	Inconvénients.....	46
c.	L'échantillonnage par niveaux.....	46
3.	L'échantillonnage empirique.....	47
a.	Avantages.....	47
b.	Inconvénients.....	47
b.	Décompte total.....	47
i.	Principe et méthode.....	47
ii.	Analyse.....	47
c.	Décompte partiel	48
i.	Séquençage temporel.....	48
1.	Principe.....	48
2.	Méthode.....	48
3.	Analyse.....	48
ii.	Séquençage spatial.....	49
1.	Quadrats.....	49
a.	Principe.....	49
b.	Quadrats permanents.....	49
c.	Quadrat temporaires.....	50
d.	Méthode et analyse.....	50
2.	Echantillonnage par la distance.....	50
a.	Méthode des transects.....	52
b.	Décompte au point.....	53
4.	Méthodes d'inventaire, de suivi et de quantification de la biodiversité	54
a.	Méthodes de capture.....	54
i.	Capture avec prélèvement.....	54
ii.	Capture, marquage, recapture.....	55
1.	Principe.....	55
a.	Avantages.....	55
b.	Inconvénients.....	55
2.	Méthodes de capture et de marquage.....	56
a.	Avantages et utilisations connues.....	56
b.	Inconvénients et controverses.....	56
b.	Méthodes d'observation.....	57
i.	Observation directe.....	57

ii.	Observation indirecte : identification des indices de présence.....	57
1.	Historique de chasse, de trafic et de consommation.....	57
2.	Enquêtes participatives	57
3.	Pièges à traces.....	58
a.	Revoirs.....	58
b.	Pièges à encre, aluminium, talc, etc.....	58
4.	Pièges à phanères.....	58
a.	Tubes capteurs.....	59
b.	Paillason.....	59
c.	Identification des poils.....	59
iii.	<i>Camera-trapping</i>	59
1.	Utilisation du <i>camera-trapping</i>	60
2.	Avantages du <i>camera-trapping</i>	60
3.	Inconvénients du <i>camera-trapping</i>	61
c.	Méthodes indirectes.....	62
i.	ADN environnemental.....	62
1.	Avantages et utilisations connues.....	62
2.	Inconvénients et controverses	62
ii.	Bioacoustique.....	63
1.	Avantages et utilisations connues	63
2.	Inconvénients et controverses.....	65
5.	Méthodes de suivi et d'échantillonnage préconisées par taxon	66
a.	Choisir un plan de monitoring.....	66
b.	Monitoring des mammifères.....	66
i.	Petits mammifères.....	67
1.	Petits mammifères non volants.....	67
2.	Petits mammifères volants (chauves-souris)	68
ii.	Moyens mammifères	68
iii.	Grands mammifères	68
c.	Monitoring des oiseaux.....	68
d.	Monitoring de l'herpétofaune	71
e.	Monitoring des invertébrés.....	74
	Partie II – PROPOSITION DE PLAN DE MONITORING POUR LE PROJET TRAILS	77
1.	Contexte et situation de départ	77
a.	Importance de la biodiversité animale terrestre	77
i.	Mammifères.....	78
1.	Petits mammifères.....	79
2.	Moyens et grands mammifères.....	80
ii.	Oiseaux.....	80
iii.	Reptiles.....	82
iv.	Amphibiens.....	83
v.	Invertébrés.....	84
b.	La Malaisie.....	84
i.	Zone géographique, climat et ressources.....	84
ii.	Biodiversité malaisienne.....	86
1.	Mammifères emblématiques malaisiens.....	87
a.	Orang-outan (Pongo sp.)	87
b.	Elephant pygmée de Bornéo	89
c.	Rhinocéros de Sumatra	89
d.	Tapir malais.....	90
e.	Tigre de Malaisie	91
f.	Ours malais.....	92

g. Panthère nébuleuse	92
2. Oiseaux emblématiques malaisiens.....	93
a. Calao rhinocéros.....	94
b. Barbu malais.....	94
3. Reptiles emblématiques malaisiens	95
a. Tortue luth.....	95
b. Tortue épineuse.....	96
4. Amphibiens emblématiques malaisiens.....	96
a. Grenouille miniature.....	96
b. Grenouille palmée des plaines	97
5. Invertébrés emblématiques malaisiens.....	97
iii. Exploitation de l'huile de palme.....	98
1. Qu'est-ce que l'huile de palme ?.....	98
2. Production de l'huile de palme et conséquences.....	99
3. Retombées positives.....	101
4. Politiques nationales.....	101
c. Partenaires.....	102
i. L'ONG HUTAN.....	102
ii. Le Cirad.....	102
iii. La plantation.....	9103
iv. Universiti Putra Malaysia.....	103
d. Présentation du projet <i>TRAILS</i>	103
i. Créer des paysages innovants.....	103
ii. Identifier les facteurs-clefs de la résilience climatique.....	104
iii. Analyser les impacts socio-économiques de cette transition agro-écologique.....	105
2. Plan de monitoring proposé pour le projet TRAILS	105
a. Etude préliminaire : utilisation de la bioacoustique.....	105
i. Justification.....	105
ii. Proposition de matériel.....	106
iii. Proposition de protocole.....	106
iv. Résultats attendus.....	106
b. Etude de la différence de biodiversité entre les trois parcelles : utilisation de l'ADN environnemental.....	107
1. Justification.....	107
2. Proposition de matériel.....	107
3. Proposition de protocole.....	107
4. Résultats attendus.....	107
ii. Etude de l'utilisation effective des parcelles comme milieux de vie plutôt que comme lieux de passage.....	108
1. Justification.....	108
2. Proposition de matériel.....	108
3. Proposition de protocole.....	108
4. Résultats attendus.....	109
CONCLUSION	109

Liste des abréviations et acronymes

- **ADN** : Acide Désoxyribonucléique
- **ASAIHL** : *Association of Southeast Asian Institutions of Higher Learning* ou Association des Etablissements d'Enseignement Supérieur en Asie du Sud-Est
- **BII** : *Biodiversity Intactness Index*
- **CBD** : *Convention on Biological Diversity* ou Convention sur la Biodiversité Biologique
- **Cirad** : centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
- **CITES** : *Convention on International Trade of Endangered Species* ou Convention sur le Commerce International des Espèces de faune et de flore sauvages menacées d'Extinction
- **CMR** : Capture, marquage, recapture
- **Epic** : Etablissement public à caractère industriel et commercial
- **GPS** : *Global Positioning System* ou Géolocalisation Par Satellite
- **IOC** : *International Ornithologists' Congress*
- **IPBES** : *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* ou Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques
- **ISPO** : *Indonesian Sustainable Palm Oil*, ou Huile de Palme Durable Indonésienne
- **IUCN** : *International Union for Conservation of Nature* ou Union Internationale pour la Conservation de la Nature
- **LPI** : *Living Planet Index*
- **MSA** : *Mean Species Abundance* ou Abondance Spécifique Moyenne
- **MSPO** : *Malaysian Standard for Sustainable Palm Oil*, ou Standards Malaisiens pour l'Huile de Palme Durable
- **ONG** : Organisation Non Gouvernementale
- **PAM** : *Passive Acoustic Monitoring*
- **PCR** : *Polymerase Chain Reaction*
- **RLI** : *Red List Index*
- **RSPO** : *Roundtable on Sustainable Palm Oil*, ou Table Ronde sur l'Huile de Palme Durable
- **SALSA** : *Sustainable Agricultural Systems in Southeast Asia* ou Systèmes Agricoles Durables en Asie du Sud-Est
- **SHI** : *Species Habitat Index*
- **TRAILS** : *climate Resilient Landscapes for wildLife conServation*
- **UE** : Union Européenne
- **UPM** : *Universiti Putra Malaysia*
- **VEB** : Variables Essentielles de la Biodiversité
- **WWF** : *World Wide Fund for Nature*, ou Fonds Mondial pour la Nature

Table des graphiques

- **Graphique 1** : Histogramme montrant le nombre d'oiseaux sur chacun des sites (de A à H), par catégorie de régime alimentaire (omnivore, insectivore, frugivore), échantillonnés pour l'étude de D.L. Yong et al
- **Graphique 2** : LPI entre 1970 et 2016 et comment interpréter le LPI. Explications sur les principes les plus importants pour la compréhension du LPI
- **Graphique 3** : Exemple de l'évolution du SHI exprimé en surface adéquate (en km²) pour la Turdinule de Bornéo (*Ptilocichla leucogrammica*) entre 2002 et 2018
- **Graphique 4** : RLI IUCN de la survie des espèces, pour les oiseaux, mammifères, coraux, amphibiens et cycadées, entre 1970 et 2015
- **Graphique 5** : *Biodiversity Intactness Index* par région IPBES entre 1700 et 2014
- **Graphique 6** : Illustration de l'équivalence entre un déclin de MSA et une artificialisation totale sur une partie de la parcelle.
- **Graphique 7** : Exemple de régression linéaire obtenue par méthode de capture avec prélèvement.
- **Graphique 8** : Augmentation de l'aire consacrée à la culture du palmier à huile entre 1961 et 2006 pour les 4 plus grands producteurs mondiaux d'huile de palme et le reste des producteurs

Table des figures

- **Figure 1** : Biodiversités fonctionnelle, structurelle et compositionnelle, représentées comme des sphères imbriquées à plusieurs niveaux d'organisation
- **Figure 2** : Arbre décisionnel quant au choix des indicateurs selon les objectifs de l'enquête
- **Figure 3** : Exemple utilisé pour expliquer le calcul du LPI
- **Figure 4** : Les 8 statuts ou catégories définies par espèce par l'IUCN
- **Figure 5** : Illustration de l'équivalence entre un déclin de MSA et une artificialisation totale sur une partie de la parcelle
- **Figure 6** : Echantillonnage systématique de 16 unités sur une parcelle de 256
- **Figure 7** : Echantillonnage aléatoire simple de 16 unités sur une parcelle de 256 unités
- **Figure 8** : Echantillonnage stratifié : 4 observations par strates sur une parcelle de 256 unités
- **Figure 9** : Echantillonnage en grappes, 8 grappes de 2 grains sur une parcelle de 256 unités
- **Figure 10** : Echantillonnage par la distance, transect linéaire simple ou par intervalles
- **Figure 11** : Echantillonnage par la distance, décompte au point, avec un rayon fixe (gauche), avec des bandes de distance (centre) ou avec la mesure exacte de la distance à l'observateur (droite)
- **Figure 12** : Etapes de sélection conseillées d'un plan de *monitoring*
- **Figure 13** : Arbre décisionnel pour le choix des méthodes et de l'échantillonnage lors des enquêtes et du suivi des oiseaux
- **Figure 14** : Arbre décisionnel pour le choix des méthodes et de l'échantillonnage lors des enquêtes et du suivi des reptiles et amphibiens
- **Figure 15** : Arbre décisionnel ; choisir une méthode d'*inventorying* ou de *monitoring*
- **Figure 16** : Arbres décisionnels pour le choix des méthodes et de l'échantillonnage lors des enquêtes et du suivi des invertébrés, par groupe d'intérêt ou par habitat
- **Figure 17** : Les trois espèces d'oiseaux sauvages les plus abondantes du monde – a, b et c- et trois des espèces les moins abondantes du monde -d, e et f.

- **Figure 18** : Un orang-outan femelle et son petit, *Pongo pygmaeus*
- **Figure 19** : Deux éléphants pygmées adultes et un éléphanteau, *Elephas maxima*
- **Figure 20** : Rhinocéros de Sumatra, *Didermocerus sumatrensis*
- **Figure 21** : Tapir malais, *Tapirus indicus*
- **Figure 22** : Tigre de Malaisie, *Panthera tigris jacksoni*
- **Figure 23** : Ours malais, *Helarctos malayanus*
- **Figure 24** : Panthère nébuleuse, *Neofelis nebulosa*
- **Figure 25** : Calao rhinoceros, *Buceros rhinoceros*
- **Figure 26** : Barbu malais, *Psilopogon oorti oorti*
- **Figure 27** : Tortue luth juvénile, *Dermochelys coriacea*
- **Figure 28** : Tortue épineuse, *Heosemys spinosa*
- **Figure 29** : *Microhyla borneensis*
- **Figure 30** : *Kalophrynus palmatissimus*
- **Figure 31** : Quelques invertébrés présents en Malaisie
- **Figure 32** : Palmiers à huile (a) et fruits frais (b), desquels est dérivée l'huile de palme
- **Figure 33** : Les trois types de parcelles envisagées dans le projet *TRAILS*

Table des tableaux

- **Tableau 1** : Nombre d'individus, nombre d'individus décédés et taux de changement pour les trois populations et la population totale
- **Tableau 2** : Proportion des espèces par groupes et royaumes pour les espèces terrestres et aquatiques (poissons d'eau douce). Ces données représentent la pondération utilisée par groupe d'espèces dans le calcul des LPI.
- **Tableau 3** : Proportion des espèces par groupes et royaumes pour les espèces aquatiques (poissons de mer). Ces données représentent la pondération utilisée par groupe d'espèces dans le calcul des LPI.
- **Tableau 4** : Liste des 22 variables initialement proposées en tant que Variables Essentielles de Biodiversité
- **Tableau 5** : VEB candidates pour répondre aux questions soulevées par les Objectifs d'Aichi
- **Tableau 6** : Exemple d'indicateurs utilisables pour l'inventaire, le *monitoring* et l'évaluation de la biodiversité terrestre, à quatre niveaux organisationnels, incluant des composants structurels, fonctionnels et compositionnels, et exemple d'outils et techniques d'inventaire et de *monitoring* utilisable
- **Tableau 7** : Méthodes traditionnelles de *monitoring* de la biodiversité animale terrestre
- **Tableau 8** : Distribution de la biomasse mondiale. La biomasse est mesurée en milliards de tonnes de carbone
- **Tableau 9** : Nombre estimé d'espèces sur Terre, par règne
- **Tableau 10** : Nombre d'espèces animales en Malaisie et dans le monde, pourcentage de la diversité globale de la faune ; nombre d'espèces endémiques en Malaisie et pourcentage d'endémicité en Malaisie.
- **Tableau 11** : Richesse spécifique et densité en vertébrés supérieurs (mammifères, oiseaux et reptiles) de quatre pays d'Asie de l'Est

Table des cartes

- **Carte 1** : Nombre d'espèces endémiques d'oiseaux (par tranches) des pays dans le monde ; exemple pour Madagascar, qui compte 119 espèces endémiques en 2020

- **Carte 2** : Aire de distribution des 3 sous-espèces d'orangs-outans Bornéens (*Pongo pygmaeus pygmaeus*, *P.p.wurmbii* et *P.p.morio*) sur l'Île de Bornéo
- **Carte 3** : Carte d'abondance relative (relative aux autres populations d'oiseaux) prévisionnelle du Piranga à tête rouge (*Piranga ludoviciana*) sur le continent Nord-Américain pendant la saison de reproduction, la saison migratoire et pendant la saison d'hivernage
- **Carte 4** : Densité de merles noirs (*Turdus merula*) au Royaume-Uni en Septembre 2007
- **Carte 5** : Illustration de la notion de richesse avec ici la richesse spécifique mondiale en oiseaux terrestres (10 081 espèces) représentée sous la forme d'hexagones de 12 452 km² de couleur variant de bleu (0 espèce présente dans cet hexagone) à rouge (560 espèces)
- **Carte 6** : Carte d'adéquation de l'habitat à l'espèce pour la Turdinule de Bornéo – (*Ptilocichla leucogrammica*) en 2018 par rapport aux données depuis 2002
- **Carte 7** : Carte contextuelle de la Malaisie

Liste des annexes

- **Annexe 1** : Liste des sous-classes, ordres et sous-ordres de Mammifères présents en Malaisie, et *exemples*
- **Annexe 2** : Liste non-exhaustive des sous-classes, infra-classes, clades, ordres, sous-ordres et familles d'Oiseaux (en **gras** ceux présents en Malaisie), et *exemples*
- **Annexe 3** : Techniques recommandées pour l'inventaire et le *monitoring* des oiseaux, par groupe
- **Annexe 4** : Techniques recommandées pour l'inventaire et le *monitoring* de l'herpétofaune, par groupe
- **Annexe 5** : Techniques recommandées pour l'inventaire et le *monitoring* des invertébrés

Introduction

Ce travail s'inscrit dans la continuité de mon rapport de stage de Master GIMAT (Gestion Intégrée des Maladies Animales Tropicales) intitulé « Synthèse bibliographique sur la situation de la biodiversité animale en contexte d'exploitation agricole de palmier à huile en Malaisie (Bornéo) et exploitations des premières données de quantification de la biodiversité animale pour le projet *TRAILS* ». (Trupin, 2021) Ce travail commandité par l'ONG *Hutan* et le Cirad s'appuyait sur les résultats d'études préliminaires (Shia Kang Ping, 2020) sur la situation de la biodiversité animale terrestre de trois types de parcelles en contexte d'exploitation agricole de palmier à huile en Malaisie.

Le présent travail se veut complémentaire du précédent rapport, duquel les résultats ne seront pas présentés. Dans un premier temps sera réalisé un tour d'horizon des méthodes d'échantillonnage, d'inventaire et de suivi de la biodiversité qui nous permettra de proposer les méthodes à préconiser par taxon. Ce *review* sera ensuite appliqué au projet *TRAILS* et nous permettra de proposer un plan de *monitoring* de la biodiversité animale pour ce projet.

Partie I – Review des techniques d'inventaire, de suivi et de quantification de la biodiversité animale terrestre

1. Définitions

a. Biodiversité

Le terme *biodiversity* (Meine, Soulé and Noss, 2006) est attribué à Walter Rosen, un membre du *National Research Council* américain, qui a commencé à contracter les termes *biological diversity* pendant la préparation d'un colloque dont les actes seront publiés sous le titre « *Biodiversity* ». (Wilson *et al.*, 1988; Marcon, 2015) La notion de diversité biologique (biodiversité) peut de nos jours avoir différentes significations selon l'interlocuteur. Pour un systématicien, elle peut être la liste des espèces d'un certain taxon ; un généticien considérera la diversité allélique, l'hétérozygotie comme les expressions majoritaires de la biodiversité ; un écologue communautaire s'intéressera plus à la variété et à la distribution des espèces ou des types de végétation. (Noss, 1990)

Trois attributs principaux ont été associés aux écosystèmes pour décrire leur biodiversité : leur composition, leur structure et leur fonction. La composition correspond à l'identité, à la variété des éléments qui constituent une collection, et inclut la liste des espèces et les mesures de leur diversité génétique et spécifique. La structure est l'organisation physique d'un système, de la complexité de l'habitat à la répartition des éléments d'un paysage. La fonction implique les processus évolutifs et écologiques, comme par exemple, la transmission de gènes, les perturbations écologiques et le cycle des nutriments. Noss (Noss, 1990) a proposé une organisation hiérarchique de ces trois attributs sous la forme de trois sphères imbriquées, témoignant de l'interdépendance de ces trois attributs (**figure 1**). La théorie de la hiérarchie suggère également que les plus hauts niveaux organisationnels incluent et restreignent l'activité et le comportement des plus petits niveaux. Cette imbrication ne suppose cependant pas qu'il faille se limiter à l'étude des plus hauts niveaux, puisque c'est dans les petits niveaux que se trouvent les détails d'intérêt en science de la conservation et que se jouent les mécanismes de fonctionnement des plus hauts niveaux. (Noss, 1990)

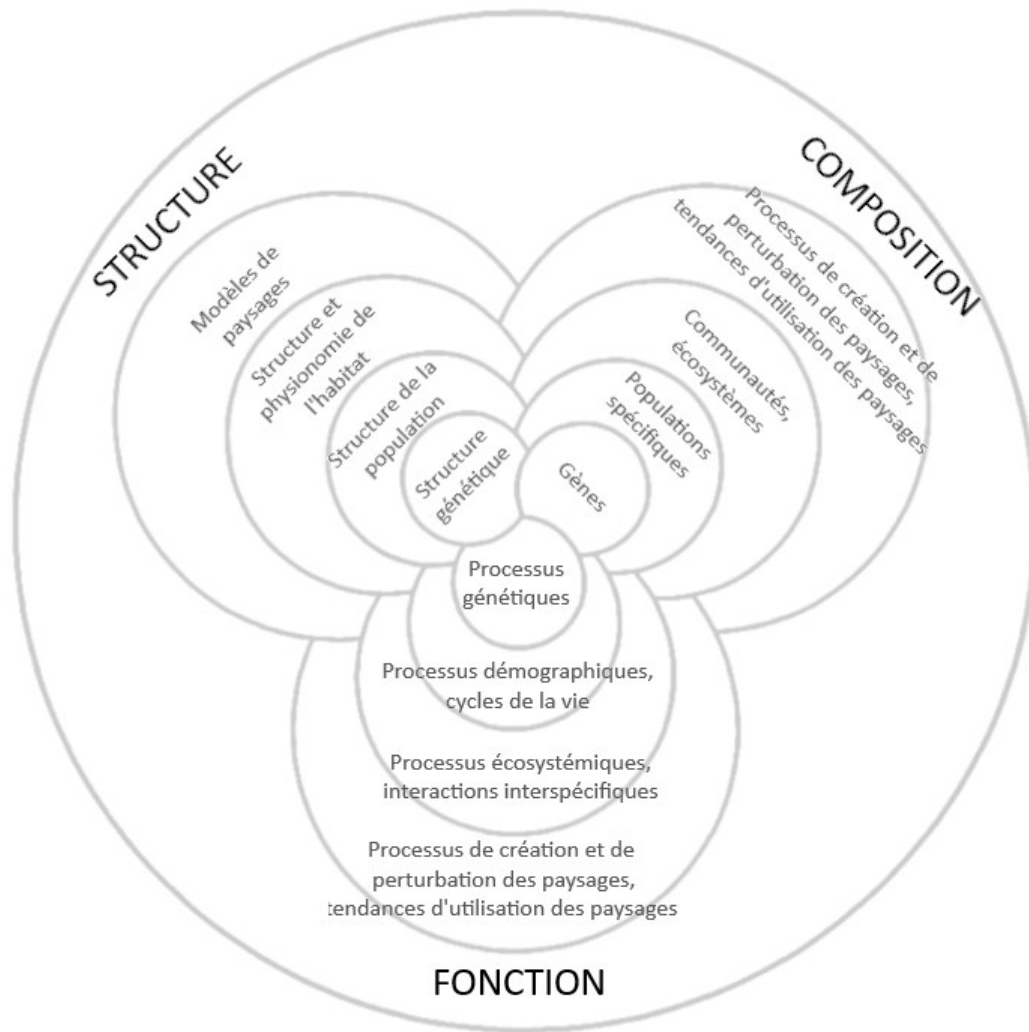


Figure 1 : Biodiversités fonctionnelle, structurelle et compositionnelle, représentées comme des sphères imbriquées à plusieurs niveaux d'organisation. Cette représentation permet de faciliter la sélection des indicateurs représentant différents aspects de la biodiversité. (Noss, 1990, modifié)

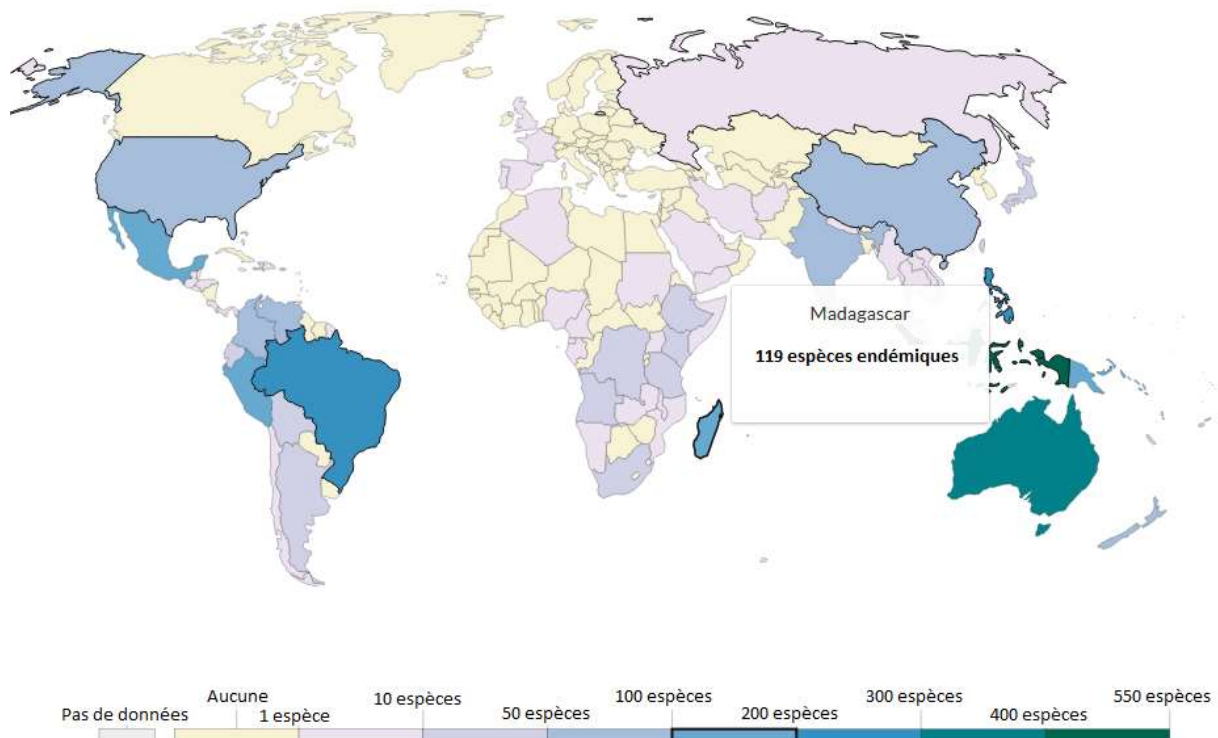
Le terme de « faune sauvage » (*wildlife* en anglais) à un sens qui varie selon l'interlocuteur : parfois, il est utilisé pour inclure la faune et la flore sauvages dans leur ensemble. Le plus souvent, il est restreint aux vertébrés terrestres. Généralement, le terme utilisé en *monitoring* pour désigner les oiseaux et mammifères reprend un mot anglais, « *game* », qui était utilisé pour désigner les animaux chassés pour le sport. La gestion de telles espèces fait toujours partie intégrante de la gestion de la faune sauvage, mais cette discipline embrasse de plus en plus d'autres aspects comme la conservation des espèces en danger méconnues (flore, invertébrés, poissons, ...). (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009)

b. Endémicité

Le terme d'endémicité se réfère à l'occurrence d'une espèce de plante ou d'animal dans un espace géographique restreint. Deux exemples sont donnés pour expliciter cette notion. Le nasique (*Nasalis larvatus*) est une espèce de singe vivant à l'état sauvage uniquement sur l'Île de Bornéo : on peut alors dire que le nasique est endémique de Bornéo. L'orang-outan (*Pongo pygmaeus*) est considéré comme actuellement endémique de Bornéo et Sumatra, alors que quelques années plus tôt on trouvait l'espèce dans un plus large rayon géographique : du Sud de la Chine (Yunnan) à Sumatra, à travers l'Indonésie et la Malaisie péninsulaire (Malaya). A cause des activités humaines (chasse, agroforesterie, braconnage), cette espèce est maintenant

éteinte dans la majorité des régions asiatiques et ne se trouve plus actuellement qu'à Bornéo et Sumatra. On parle dans le cas de l'orang-outang d'endémicité secondaire, alors que pour le nasique, qui n'a jamais été trouvé ailleurs que sur l'Île de Bornéo, on parle d'endémicité primaire. (Ministry of Science, Technology and the Environment, 1998; GLOBInMED, 2018)

La **carte 1** nous donne le nombre d'espèces endémiques d'oiseaux (par tranches) par pays dans le monde, avec un exemple pour Madagascar qui compte 119 espèces endémiques en 2020.



Carte 1 : Nombre d'espèces endémiques d'oiseaux (par tranches) des pays dans le monde ; exemple pour Madagascar, qui compte 119 espèces endémiques en 2020 (Our World in Data, 2020; IUCN, 2021, modifié)

c. *Inventoring* – Inventaire

L'*inventoring* est une enquête ponctuelle, conduite sur une courte période. Elle a pour objectif d'établir l'inventaire d'une espèce ou d'une population donnée (soit la présence/absence d'une espèce, soit le décompte des individus d'une population) et n'est pas destinée à être répétée, contrairement aux enquêtes dans un plan de *monitoring*. (Dowding, 2012)

d. *Monitoring*

Le *monitoring* est la mesure et l'enregistrement des changements récents et en cours dans la biodiversité. Généralement, le *monitoring* doit prendre en compte la complexité de la biodiversité, qui est régie par l'échelle de la diversité ciblée (écosystémique, spécifique, génétique, ...), les aspects (taxonomiques, structurels, fonctionnels) et la multitude des interactions entre tous les organismes vivants et les conditions environnementales. Cette complexité implique d'être clair et précis dans le nombre et la définition des paramètres mesurés, et dans les méthodes utilisées. (Juergens, 2006)

Le *monitoring* requiert la collecte d'informations à au moins deux moments distincts, et parfois à différents endroits, avec la volonté spécifique de détecter tout changement de situation. Il peut aussi avoir pour objectif d'identifier les raisons à ce changement, et mesure souvent le

taux de changement par rapport à la situation initiale. Il peut aussi mesurer la réponse de l'environnement ou d'une espèce-cible après la mise en place de mesures, conservatoires par exemple. Le *monitoring* peut être conduit sur de très longues plages de temps, parfois pendant plusieurs années. (Dowding, 2012)

Un projet peut démarrer en tant qu'*inventoring*, et devenir un projet de *monitoring* plus tard. Les deux types d'enquêtes impliquent souvent la collecte de covariables qui pourront être requises lors de l'analyse des données et de leur discussion. Par exemple, le relevé des conditions météorologiques, des coordonnées GPS, la date et l'heure, le type d'habitat, l'altitude, ... sont autant de covariables pouvant s'avérer intéressantes dans la suite et pouvant être relevées au cours de l'enquête. (Dowding, 2012)

Deux types de mesures peuvent être réalisées au cours d'un *monitoring* : des mesures démographiques et des mesures numériques : (Dowding, 2012)

- Les mesures démographiques peuvent inclure l'estimation des taux de survie, la natalité, les classes d'âge ou de genre, ... Ce sont généralement des mesures chronophages pour lesquelles il peut être nécessaire de capturer chaque animal pour le sexer et estimer son âge ; ces mesures sont donc souvent réalisées sur de petits échantillons de la population totale, et sur de petites zones d'échantillonnage. Ces données peuvent être utiles pour montrer les conséquences d'un plan conservatoire de la biodiversité (*e.g.* augmentation de la natalité, présence de plus d'individus juvéniles, ...) sur cette population, et peuvent être utilisées pour modéliser les tendances de la population.
- Les mesures numériques impliquent des décomptes, l'établissement d'indices, des estimations de densité et d'abondance, et sont souvent menées sur de plus larges zones géographiques.
- Si une enquête requiert les deux types de mesures, elles peuvent être effectuées indépendamment, mais il est fortement recommandé d'allier les deux pour plus de commodité.

On distingue le *monitoring* direct, où l'on effectue des décomptes et mesures sur des organismes d'intérêt (*e.g.* l'abondance d'une espèce menacée, et les caractéristiques de son habitat), du *monitoring* indirect, où l'on suit les menaces (actuelles et futures) pesant sur notre objet d'étude (*e.g.* le niveau de pollution, le nombre ou la densité d'espèces invasives, ...) ou encore les signes indirects de présence d'un organisme (*e.g.* le relevé de fèces, de nids). (Greene, 2012) De plus amples détails sur les méthodes directes et indirectes pouvant être employées en *inventoring* et en *monitoring* seront données par la suite.

e. Présence et absence

Il s'agit là du plus simple des objectifs des études de la biodiversité : déterminer la présence ou l'absence d'une espèce au niveau d'un site. L'établissement de cette donnée est plutôt simple dans la plupart des cas, mais peut s'avérer plus complexe pour les espèces discrètes, difficiles à identifier ou rares, ou encore celles résidant dans des habitats difficiles d'accès. Il est facile de prouver une présence, mais l'absence d'une espèce n'est toujours prouvée que par défaut et en attente de preuve du contraire. (Hill *et al.*, 2005)

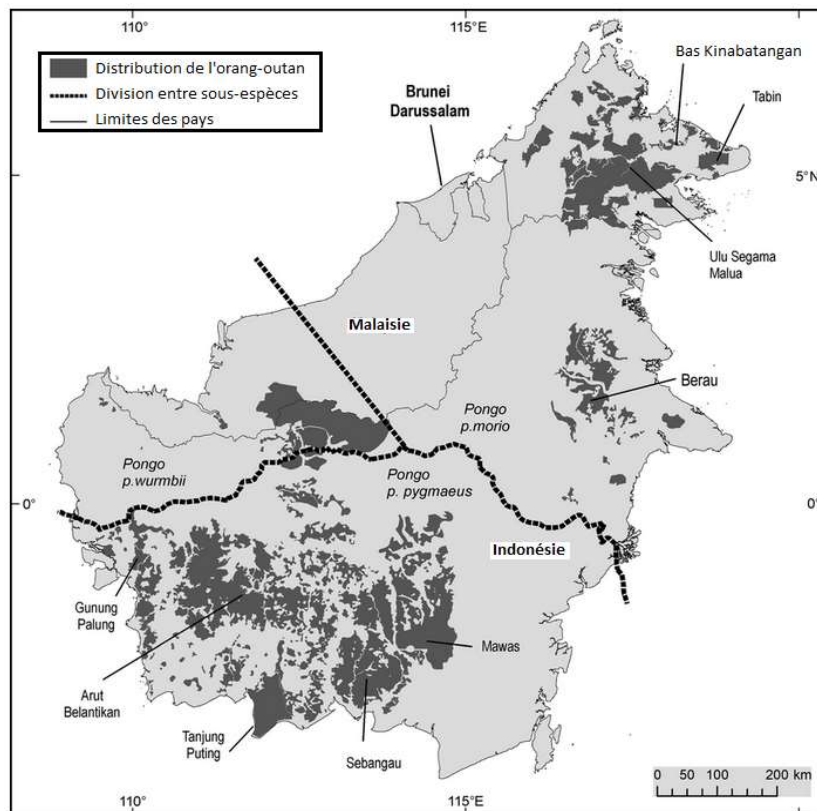
La distribution d'une espèce au sein d'un site peut être établie en statuant de sa présence ou de son absence à différentes localisations (par exemple, à l'aide d'une carte quadrillée), et des cartes de distribution peuvent être dessinées à partir de ces données. Des enquêtes de présence/absence répétées peuvent mettre en avant l'expansion ou la restriction de la

distribution d'une espèce. (Hill *et al.*, 2005) La section suivante s'intéresse à cette notion de distribution.

f. Distribution

L'aire de distribution ou aire de répartition d'une espèce est la zone géographique où une espèce est présente. Elle peut être continue ou disjointe (par exemple dans le cas d'espèces migratrices ou dans le cas d'habitat fragmenté). Cette aire est limitée au sein d'une aire maximale de répartition qui correspond aux conditions environnementales et écosystémiques nécessaires à la vie et au développement de l'espèce. En dehors de cette aire, les conditions environnementales sont défavorables ou moins favorables à cette espèce.

L'aire de distribution peut être définie plus ou moins précisément. On pourra dire de l'orang-outan Bornéen (*Pongo pygmaeus*), par exemple, qu'il est distribué en Malaisie (définition large) ou sur l'Île de Bornéo (définition plus restreinte). Si on veut être plus précis, on pourra donner des aires de répartition plus restreintes (sur la **carte 2**, une aire grossière pour chacune des trois sous-espèces) ou encore plus réduites (sur la **carte 2**, les zones foncées).

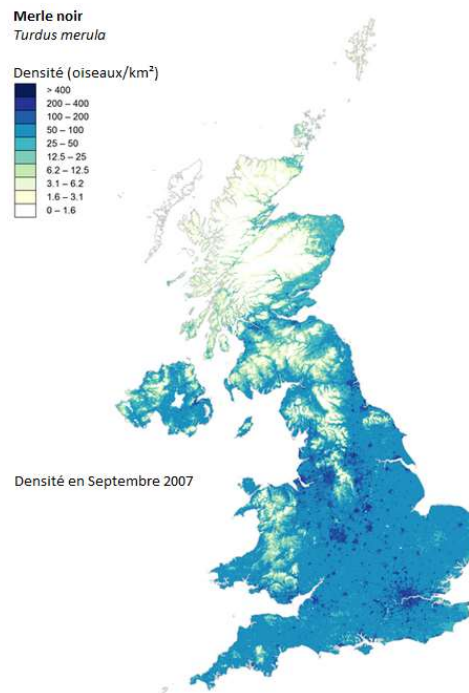


Carte 2 : Aire de distribution des 3 sous-espèces d'orangs-outans Bornéens (*Pongo pygmaeus pygmaeus*, *P.p.wurbii* et *P.p.morio*) sur l'Île de Bornéo (Wich *et al.*, 2008, modifié)

g. Densité

La densité est le nombre d'individus par unité d'espace. Les estimations de la densité peuvent être converties en estimation de la taille de la population totale par multiplication de la densité par l'aire de l'habitat. Inversement, les décomptes totaux de population sur une aire peuvent être dérivés en densité. Cependant, extrapoler l'estimation de la densité d'une aire plus petite vers une aire plus grande n'est pertinent que si cette aire plus large possède les mêmes caractéristiques environnementales et écosystémiques que l'aire d'origine. (Hill *et al.*, 2005)

Elle diffère de l'indice d'abondance relative (*cf. infra*) puisqu'elle est exprimée de manière absolue, et non pas par rapport à une population de référence. Cependant, elle peut de la même manière être représentée sous forme de cartes, comme illustré sur la **carte 3**.



Carte 3 : Densité de merles noirs (*Turdus merula*) au Royaume-Uni en Septembre 2007 (Ornithology, 2012)

h. Abondance

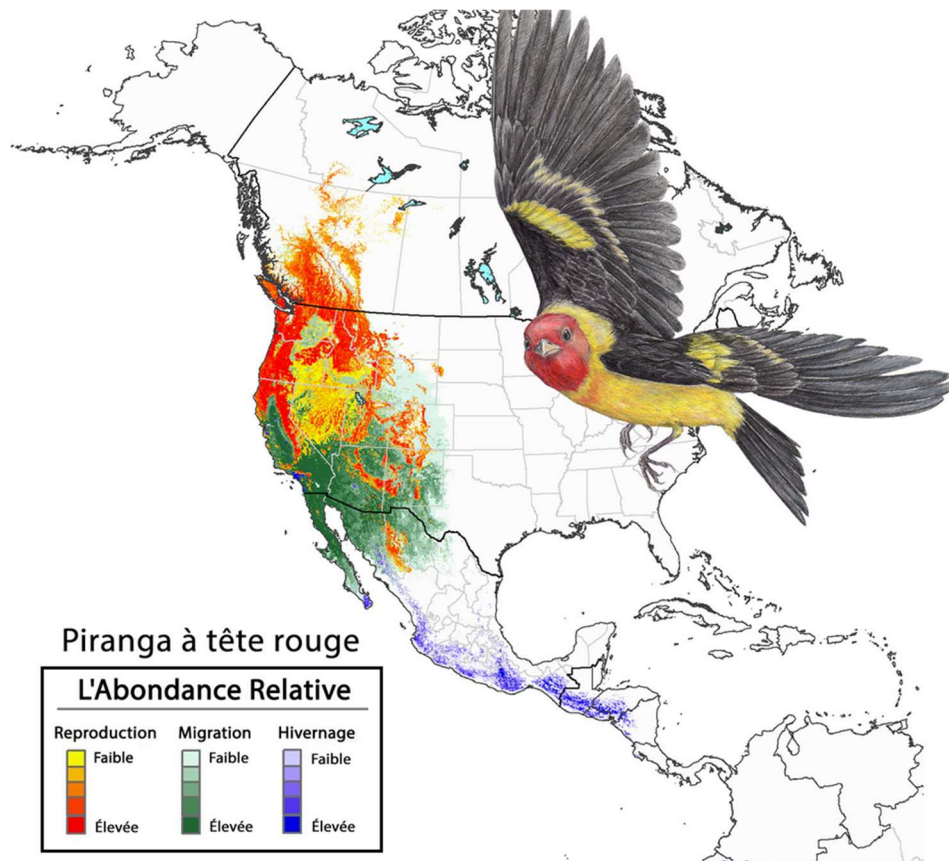
L'abondance d'un organisme est le nombre total de cet organisme ou le nombre d'organismes par unité d'espace. L'indice d'abondance est « n'importe quel corrélatif de densité » (Caughley, 1977) : l'abondance est un dérivé de la densité, et parfois un synonyme de celle-ci.

Un indice d'abondance indirect est construit sur des preuves indirectes de présence d'un animal, comme les vocalisations, les fèces etc... (Seber, 1982), alors qu'un indice direct est construit sur des preuves directes de la présence d'un animal. La plupart des indices directs sont des index de proportionnalité constante, tandis que les indices indirects sont proportionnels à l'abondance vraie. Un indice élevé traduit une haute fréquence d'activité de l'espèce-cible sur le site d'observation ; un indice bas traduit une faible activité de ladite espèce. Des changements dans le temps de l'indice sont directement liés à des changements dans l'abondance de la population permettant ainsi d'évaluer les tendances des populations surveillées. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

i. Indice d'abondance relative

L'abondance relative représente le nombre d'individus par unité d'espace pour un organisme donné, par rapport au nombre total d'organismes toutes espèces confondues. (Actu-environnement, 2010) Elle peut également être exprimée par rapport au nombre total d'espèces du même taxon, ou partageant le même habitat, etc.

Un exemple est donné en **carte 4** avec la carte d'abondance relative (relative aux autres populations d'oiseaux) prévisionnelle du Piranga à tête rouge (*Piranga ludoviciana*) sur le continent Nord-Américain pour trois périodes de l'année.



Carte 4 : Carte d'abondance relative (relative aux autres populations d'oiseaux) prévisionnelle du *Piranga à tête rouge* (*Piranga ludoviciana*) sur le continent Nord-Américain pendant la saison de reproduction (échelle rouge), la saison migratoire (printemps et automne, échelle verte) et pendant la saison d'hivernage (échelle bleue) (State of the Birds, The Cornell Lab and Cornell University, 2016)

ii. L'abondance sommée ou cumulée

L'abondance sommée, ou cumulée, est la somme des abondances de plusieurs espèces ou groupes d'espèces.

i. Fréquence

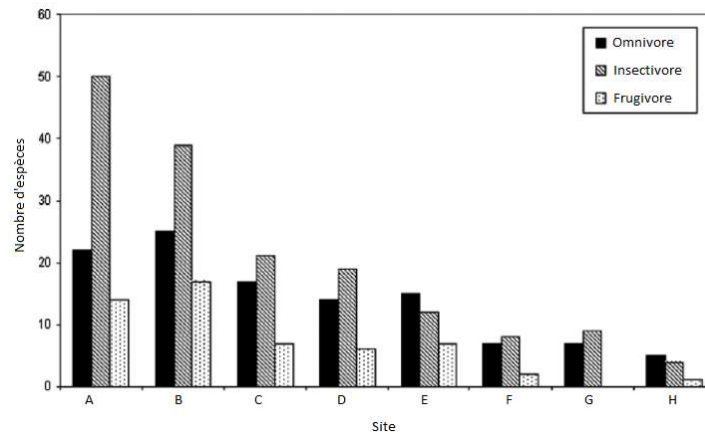
La fréquence est la proportion d'unités d'échantillonnage (quadrats, radiants, ...) pour laquelle l'espèce-cible est présente. C'est une donnée quantitative simple, souvent utilisée pour décrire l'abondance relative ou pour relever les données de présence/absence de l'espèce-cible sur chaque site. L'estimation de la fréquence dépend de la taille de l'unité d'échantillonnage et de celle des espèces-cibles (le nombre d'individus de grande taille pouvant être surestimé dans une petite surface par rapport aux individus de taille plus modeste) et de la distribution spatiale des individus (les espèces grégaires pouvant être sous ou sur-représentées selon leur visibilité). Les mesures de fréquence peuvent aussi exagérer la biomasse apparente des plus petites espèces et donc surestimer leur utilité fonctionnelle. (Hill *et al.*, 2005)

Les changements de fréquence sont plutôt insensibles aux changements saisonniers ou aux changements dans la gestion de la zone, et donc un plus grand échantillon est souvent requis pour laisser transparaître des changements de fréquence à court terme. (Hill *et al.*, 2005)

Une extension de la fréquence, parfois appelée *sub-plot frequency*, est utilisée pour déterminer la présence/absence d'une espèce dans chaque subdivision de la zone d'échantillonnage. Par exemple, la zone peut être découpée en une grille de 5 x 5, soit 25 subdivisions. La mesure réalisée est alors la proportion de subdivisions contenant l'espèce

d'intérêt. Cette extension de la fréquence est plus sensible au changement que la fréquence classique, et les données sont souvent plus rapides à collecter. (Hill *et al.*, 2005)

La fréquence est classiquement représentée sous forme d'histogramme, comme sur le **graphique 1**.



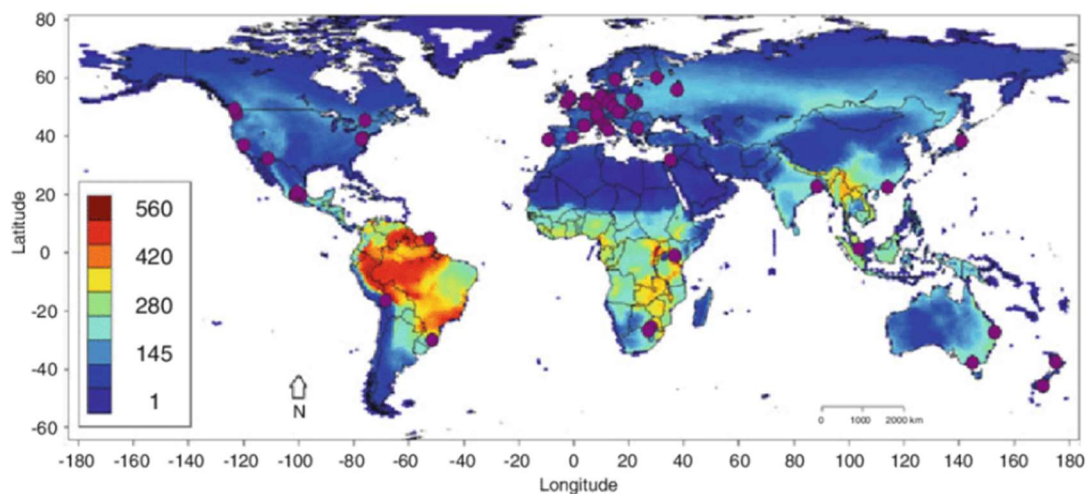
Graphique 1 : Histogramme montrant le nombre d'oiseaux sur chacun des sites (de A à H), par catégorie de régime alimentaire (omnivore, insectivore, frugivore), échantillonnés pour l'étude de D.L. Yong *et al.* (Yong *et al.*, 2011)

j. Richesse

La richesse (terme introduit par McIntosh (McIntosh, 1967)) est le nombre de classes différentes présentes dans le système étudié, par exemple le nombre d'espèces d'arbres dans une forêt. Un certain nombre d'hypothèses sont assumées plus ou moins explicitement :

- Les classes sont bien connues : compter le nombre d'espèces a peu de sens si la taxonomie n'est pas établie.
- Les classes sont équidistantes : la richesse augmente d'une unité quand on ajoute une espèce, qu'elle soit proche des précédentes ou extrêmement originale.

L'indice de richesse le plus simple et le plus utilisé est le nombre d'espèces, souvent noté *S*. (Marcon, 2015) Des représentations de la richesse spécifique (ou richesse en espèces) peuvent être données sous différentes formes, comme une carte de richesse (**carte 5**).



Carte 5 : Illustration de la notion de richesse avec ici la richesse spécifique mondiale en oiseaux terrestres (10 081 espèces) représentée sous la forme d'hexagones de 12 452 km² de couleur variant de bleu (0 espèce présente dans cet hexagone) à rouge (560 espèces) (Lepczyk *et al.*, 2017)

k. Résilience

La résilience écologique est la capacité d'un système à absorber les perturbations, se réorganiser et à maintenir cette capacité d'adaptabilité. Elle est parfois appelée « mémoire écologique » et est composée des espèces, structures et interactions qui rendent cette réorganisation possible. Pour qu'un écosystème (pâturage, réserve naturelle, ...) puisse fonctionner sur le long terme, cette résilience est nécessaire et repose sur 1) une capacité d'amortissement des perturbations et 2) une capacité de renouvellement. (Bengtsson *et al.*, 2003)

2. Mise en place du programme de suivi et de gestion de la biodiversité

a. Objectif du suivi et de la gestion de la biodiversité

L'objectif principal de la gestion de la conservation des espèces est le maintien de l'état actuel d'un écosystème, voire son amélioration. Cela nécessite avant tout une compréhension profonde de la biodiversité de la zone à préserver, ainsi qu'un suivi des populations et des changements dans leur dynamique. Afin d'obtenir ces données, des évaluations robustes et des approches méthodologiques prouvées sont requises. Une fois obtenues, les données pourront être exploitées pour identifier les espèces à prioriser dans le système de conservation, ainsi que les zones concernées. (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009)

Comprendre la biodiversité, les processus écosystémiques et les fonctions qui les composent (à des niveaux communautaires, spécifiques, populationnels, génétiques, ...) est essentiel pour informer les populations actuelles et futures de leur usage fonctionnel et des services qu'ils nous rendent. La biodiversité étant dynamique et en perpétuelle évolution, répondant aux fluctuations biotiques et abiotiques et aux pressions environnementales et anthropogéniques, il est nécessaire de la suivre (*monitorer*) sur le temps et l'espace pour identifier ces changements, leurs impacts et éventuellement leurs origines. Il est très important d'avoir un référentiel, une base de données préliminaire qui peut être établie par des études d'*inventorying*, qui dressent l'inventaire des espèces présentes, des caractéristiques de leur habitat et de son utilisation.

Le *monitoring* est d'autant plus pertinent dans les régions tropicales, pour lesquelles les niveaux d'endémicité sont élevés et donc les espèces en question encore plus exposées au risque d'extinction. Connaître les tendances des populations d'espèces endémiques permet d'anticiper les tendances démographiques critiques, et les éventuelles conséquences dramatiques de changements d'habitat ou d'accentuation des pressions écosystémiques et anthropogéniques.

i. Les objectifs d'Aichi

Les objectifs d'Aichi constituent le « Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 » adopté par les Parties à la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) en Octobre 2010, à Nagoya dans la préfecture d'Aichi (Japon). Les Parties s'étaient notamment fixés pour objectifs de réduire au moins de moitié le taux de perte d'habitats naturels, et de sauvegarder la biodiversité pour 17% des zones terrestres et des eaux continentales et pour 10% des zones marines et côtières. Les gouvernements s'étaient par ailleurs engagés à restaurer au moins 15% des zones dégradées et à fournir un effort spécial pour réduire les pressions affligeant les récifs coraliens. Ces objectifs sont organisés en 5 buts stratégiques visant à résoudre les causes sous-jacentes à la perte de la biodiversité, eux-mêmes divisés en 20 sous-objectifs. Certains sous-objectifs dépendent clairement d'enquêtes d'*inventorying* et de *monitoring* de la biodiversité pour obtenir leurs données et le suivi nécessaire. (Décennie des Nations Unies pour la biodiversité, 2011)

- But stratégique A : gérer les causes sous-jacentes de l'appauvrissement de la diversité biologique en intégrant la diversité biologique dans l'ensemble du gouvernement et de la société.
- But stratégique B : réduire les pressions directes exercées sur la diversité biologique et encourager l'utilisation durable.
 - o Un des objectifs quantifiables est la réduction de moitié, au moins, du rythme d'appauvrissement de tous les habitats naturels (y compris les forêts), avec le but de se rapprocher de zéro et de réduire sensiblement la dégradation et la fragmentation de ces habitats.

- Un autre objectif est d'inventorier les espèces exotiques envahissantes des milieux, et de catégoriser les espèces prioritaires à contrôler et à éradiquer. Ce sont des missions pouvant respectivement être remplies par des enquêtes d'*inventoring* et de *monitoring*.
- **But stratégique C** : améliorer l'état de la diversité biologique en sauvegardant les écosystèmes, les espèces et la diversité génétique. Il s'agit clairement d'un but basé sur le *monitoring* de la biodiversité.
 - Au moins 17% des zones forestières et d'eaux intérieures, et 10% des zones marines et côtières doivent être conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement.
 - L'extinction d'espèces menacées connues doit être évitée, et leur état de conservation (*i.e.* leur statut IUCN) est amélioré et maintenu.
 - La diversité génétique des plantes cultivées, des animaux de rente et domestique et des parents pauvres, est préservée, et des stratégies sont élaborées et mises en application pour réduire au minimum l'érosion génétique et sauvegarder leur (bio)diversité génétique.
- **But stratégique D** : renforcer les avantages retirés pour tous de la diversité biologique et des services fournis par les écosystèmes.
- **But stratégique E** : renforcer la mise en œuvre, au moyen d'une planification participative, de la gestion des connaissances et du renforcement des capacités.

b. Objectifs du *monitoring*

Depuis des décennies, les différents acteurs de la conservation ont cherché les stratégies les plus efficaces pour protéger notre biosphère. Dans ce contexte, Pullin et Knight (2001) suggèrent que les pratiques liées à la conservation devraient se baser sur des preuves plutôt que sur des anecdotes ou des mythes (« *anecdote or myth* »). La prise de décision quant aux plans de gestion de la biodiversité doit se baser sur une compréhension rationnelle des écosystèmes. (Vimal, Gatiso and Mathevet, 2018)

La conservation de la biodiversité s'est vue de plus en plus étayée par le support scientifique et l'apport de nouvelles techniques ; le *monitoring* est un instrument d'information basé sur des indicateurs fiables et a été largement utilisé pour appuyer la prise de décision concernant la gestion de la biodiversité. (Vimal, Gatiso and Mathevet, 2018) Ainsi, le *monitoring* est un élément important dans la conservation ; il permet d'en montrer les résultats, suscite l'intérêt sur le sujet, nous instruit sur des environnements complexes et permet la mise en place de solutions de gestion. (Nichols and Williams, 2006; McDonald-Madden *et al.*, 2010)

De nombreux efforts de conservation reposent sur des indicateurs établis par le *monitoring* dans les systèmes écologiques, en particulier les efforts de restauration des milieux. (Catterall *et al.*, 2012) Certains auteurs déplorent que le *monitoring* apporte « beaucoup de données, mais peu d'information ». Des indicateurs (*cf. infra*) ont été créés pour essayer de cadrer les enquêtes et éviter la dispersion et l'accumulation de données. L'utilisation d'indicateurs en conservation a suscité des avis partagés dans le milieu de la conservation (Seddon and Leech, 2008; Sibarani *et al.*, 2019), mais leur utilité en *monitoring* des écosystèmes est maintenant connue et standardisée. (Siddig *et al.*, 2016) Le principal défi reste cependant de décider quel(s) indicateur(s) utiliser pour mettre en place des interventions efficaces (sur le plan temporel et économique) et capables de susciter des changements dans le plan de gestion. (Hill *et al.*, 2016) Malgré ces enjeux, la littérature disponible à ce sujet, visant à faciliter le choix d'indicateurs efficaces pour le plan de gestion, reste rare. (Bal *et al.*, 2021)

c. Quelles valeurs *monitorer* ?

La biodiversité est un terme générique. Dans la réalité, on ne mesure jamais « la » biodiversité, mais seulement une petite partie de cette diversité. Dans le cas de la diversité génétique, la diversité est plus souvent mesurée à l'échelle de l'espèce voire de la population. Si l'on considère la diversité des espèces, la mesure de biodiversité porte typiquement sur un ordre, une famille, et parfois un genre ou un groupe écologique seulement. (Archaux, 2010)

Le *monitoring* des variations de la biodiversité est échelle-dépendant : les indicateurs à utiliser, les valeurs à *monitorer* et les méthodes de *monitoring* sont déterminées par l'échelle spatiale (e.g. la couverture géographique de la zone d'étude), l'échelle temporelle (e.g. la disponibilité de données longitudinales sur la biodiversité) et l'échelle thématique (e.g. les groupes ou taxons à *monitorer* et les types de perturbation influençant l'étude). (Mulatu *et al.*, 2017)

Chaque indicateur se doit idéalement d'être : (1) suffisamment sensible pour détecter de manière précoce toute variation de tendance ; (2) largement distribué sur une aire géographique d'intérêt ; (3) présent et mesurable dans la plupart des situations, même stressantes ; (4) relativement indépendant de la taille de l'échantillon ; (5) facile et peu coûteux à mesurer, collecter, objectiver ou calculer ; (6) capable de différencier les cycles naturels (e.g. les cycles migratoires) des tendances induites par d'autres activités ; (7) pertinent pour évaluer le phénomène écologique étudié. Comme aucun indicateur parfait n'existe, on utilise le plus souvent la combinaison de plusieurs indicateurs. (Noss, 1990)

Un indicateur est considéré meilleur qu'un autre si, étant égal en tous autres points, (1) il fournit des informations fiables sur au moins l'une des menaces pesant sur le système (si ce n'est toutes), (2) il est facile et peu coûteux à *monitorer* et (3) il peut déclencher des actions de gestion réalistes et envisageables pour un bénéfice supposé plutôt élevé. La sélection d'un indicateur ne doit se faire que dans son contexte. Certaines études proposent des analyses applicables à la plupart des plans de gestion de la biodiversité, permettant d'en choisir les valeurs les plus pertinentes à *monitorer*. (Bal *et al.*, 2021)

i. Sélection des indicateurs de biodiversité

1. Les espèces indicatrices

Encore appelées « espèces porte-drapeau », ces espèces sont sensibles aux changements environnementaux et écosystémiques et sont des indicateurs de la santé des écosystèmes. (IUCN, 2021a) Ce terme réfère aussi parfois aux espèces indicatrices de la diversité d'autres espèces, taxons ou communautés dans une aire géographique donnée. (Lawton and Gaston, 2001)

L'utilisation de ces espèces indicatrices est traditionnelle dans le *monitoring* des tendances écologiques mais aussi dans les études concernant la toxicologie environnementale, le contrôle de la pollution, l'exploitation forestière, l'agriculture et la gestion de la faune sauvage. Cette utilisation s'est vue confrontée à de nombreux problèmes dans la conception et la procédure d'utilisation, notamment la difficulté d'extrapolation de la tendance de la population de l'espèce indicatrice à d'autres populations voire à la totalité de la population. De plus, la sélection de ces espèces indicatrices est souvent ambiguë, empirique et donc, faillible. Ces espèces indicatrices n'ont souvent que peu contribué à la compréhension de la tendance globale d'un milieu, et leur utilisation en tant qu'indicateur a parfois conduit à la conclusion erronée qu'un écosystème se portait bien sur la base de la tendance de cette espèce. (Noss, 1990)

D'autres indicateurs sont maintenant disponibles pour mesurer diverses caractéristiques de l'écosystème et des espèces. Nous ne pouvons pas tous les décrire, mais nous proposons une sélection des indicateurs qu'il est possible de calculer à l'échelle d'une espèce ou d'un écosystème. Un arbre décisionnel est disponible en **figure 2**.

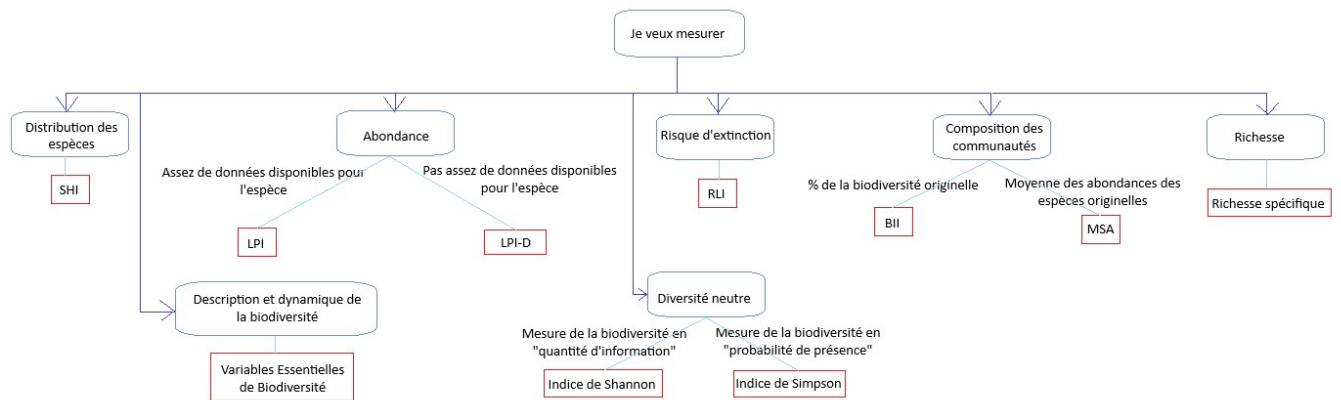


Figure 2 : arbre décisionnel quant au choix des indicateurs selon les objectifs de l'enquête

2. Mesures de l'abondance

a. Un indicateur populationnel : le LPI (Living Planet Index)

i Principes généraux

Le LPI (*Living Planet Index*) est un indicateur de l'état de la biodiversité mondiale et de la santé de la planète. Publié pour la première fois en 1998, il est utilisé depuis deux décennies pour suivre l'abondance des populations de mammifères, oiseaux, poissons, reptiles et amphibiens partout dans le monde. (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)

Le LPI est établi en calculant les changements de taille de population d'une année sur l'autre. Si peu de données sont disponibles ou sur des années non-consécutives, il est statué que ce déclin (ou cette hausse) démographique est constant entre deux jeux de données connus. Lorsque suffisamment de données sont disponibles, une courbe peut être modélisée en utilisant un modèle additif. Les changements annuels dans la taille des populations d'une même espèce sont agrégés au niveau de l'espèce. (Zoological Society of London, 2016)



Figure 3 : Exemple utilisé pour expliquer le calcul du LPI (Zoological Society of London, 2016, modifié)

Cette illustration (**figure 3**) permet d'expliquer simplement comment le LPI est calculé. Trois populations de trois espèces différentes (oiseau, ours et requin) sont originellement présentes. Lors de la réévaluation un an plus tard, tous les individus en rouge sont décédés.

Le tableau suivant (**tableau 1**) résume ces chiffres :

	Population d'oiseaux	Population d'ours	Population de requins	Population totale
Nombre d'individus, année 1	25	50	20	95
Nombre d'individus, année 2	5	45	8	58
Nombre d'individus décédés	20	5	12	37
Taux de changement	-80%	-10%	-60%	-50%

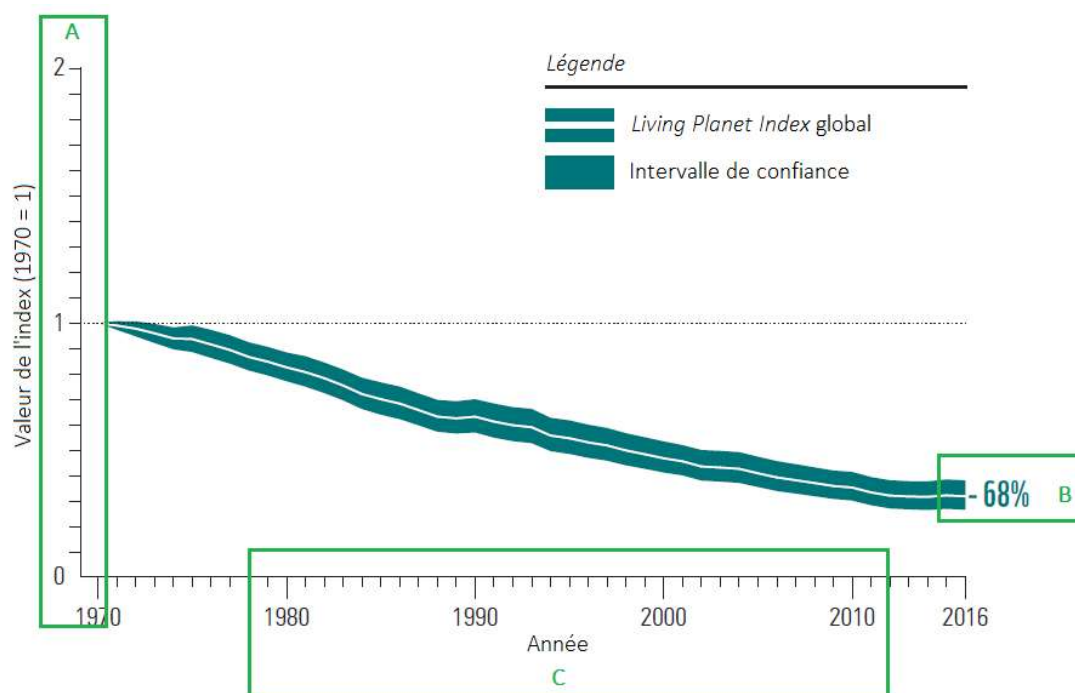
Tableau 1 : Nombre d'individus, nombre d'individus décédés et taux de changement pour les trois populations et la population totale (Zoological Society of London, 2016)

Dans cet exemple, le taux de changement de la population totale entre l'année 1 et l'année 2 est de -50% alors que seulement 38,9% des individus toutes populations confondues sont décédés sur l'année. Ce taux de changement est calculé en agrégeant les taux de changement individuels de chacune des sous-populations : $\frac{-0,8-0,1-0,6}{3} = -0,5$

Le déclin du LPI est calculé tous les ans en se basant sur les valeurs des années précédentes, c'est pourquoi le nombre d'années de déclin n'entre pas en ligne de compte ; c'est le même principe que le calcul du taux d'intérêt : l'intérêt de l'année 2 est calculé sur la somme originelle d'argent et sur les intérêts gagnés durant l'année 1, et pas seulement sur la somme originelle d'argent. (Zoological Society of London, 2016)

Le LPI indique les changements moyens dans les tendances démographiques pour des groupes d'espèces. Ces groupes d'espèces – ou populations – proviennent de la base de données *Living Planet Database*, qui contient maintenant plus de 22 000 populations de mammifères, oiseaux, poissons, reptiles et amphibiens. Ces données sont tirées de sources variées, comme des revues, des publications, des bases de données en ligne ou des rapports gouvernementaux. L'index global (calculé pour mesurer la tendance démographique du règne animal en général) a été calculé en 2018 sur environ 16 700 populations parmi ces 22 000, afin d'éviter les doublons dans le décompte. Certaines populations sont en effet représentées dans plusieurs échantillons, souvent à la faveur d'un recoupement temporel ou spatial de deux populations. (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018) La représentation de l'évolution du LPI entre 1970 et 2016 est donnée en **graphique 2**.

Le LPI peut également être calculé et appliqué sur des « domaines » particuliers, comme des groupes populationnels par continents, biomes (le *Freshwater Living Planet Index*, le LPI calculé pour les organismes d'eau douce), taxons, ... Il peut également être pondéré pour représenter l'ensemble des populations, et pas seulement celles pour lesquelles l'on dispose d'assez de données. Il peut également être décliné selon trois autres indices : le SHI (*Species Habitat Index*), le RLI (*Red List Index*) et le BII (*Biodiversity Intactness Index*). (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)



Graphique 2 : LPI entre 1970 et 2016 et comment interpréter le LPI. Explications sur les principes les plus importants pour la compréhension du LPI (Lambertini, 2020)

A : valeur de base. L'index commence à une valeur de référence de 1. Si le LPI et les intervalles de confiance se décalent de cette valeur de référence, alors on peut dire que l'abondance de la population globale a augmenté (index au-dessus de 1) ou diminué (au-dessous de 1) depuis 1970.

B : valeurs de l'index. Ces valeurs représentent le changement moyen dans l'abondance de la population globale, basé sur un changement relatif et non absolu. L'intervalle de confiance est généralement de 95%, ce qui illustre la confiance que l'on peut avoir dans l'interprétation de la tendance par rapport à l'année 1970. Ces intervalles de confiance augmentent d'année en année, puisque l'incertitude de la tendance d'une année donnée s'ajoute l'incertitude des années précédentes.

C : intervalles temporels. La dernière année disponible sur le graphique correspond à la dernière année pour laquelle on dispose de données fiables, représentatives et en quantité suffisante. Ces données nécessitent du temps de collecte, analyse et de publication des résultats, d'où un décalage entre l'année actuelle et celle représentée sur les graphiques de LPI.

ii Le LPI-D : un LPI pondéré

Le LPI n'est calculable que pour 3 706 des 62 839 espèces de vertébrés décrites dans le monde, puisque l'on manque de données pour les 59 133 espèces restantes. Le défi est donc de représenter le LPI pour toutes les espèces de vertébrés en se basant sur celles pour lesquelles l'on dispose d'assez de données. Deux possibilités s'offrent à nous : (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)

- Obtenir plus de données pour les ajouter au LPI, en particulier pour les groupes sous-représentés comme les reptiles et les poissons. De gros efforts ont été fournis dans ce sens pour augmenter à la fois la couverture géographique et taxonomique des espèces au fil des années.
- Utiliser la méthode du LPI-D : c'est un LPI pondéré qui ajuste le calcul du LPI afin d'offrir une meilleure représentation des résultats, tels qu'ils le seraient si l'on disposait d'un jeu de données complet. Ce système utilise une pondération représentant les proportions réelles des espèces de chaque groupe taxonomique et royaume (en termes

de présence effective et non par en termes de nombre d'espèces), et permet de s'affranchir d'un trop gros biais de sélection.

- Par exemple, les poissons d'eau douce et de mer sont les plus largement représentés des vertébrés dans les royaumes aquatiques (**tableaux 2 et 3**, données en **orange**) : ainsi, ce groupe aura plus de poids dans le calcul du LPI-D pour ces royaumes. Pour les royaumes terrestres, ce sont les oiseaux qui sont les vertébrés les plus représentés dans les royaumes tempérés (Néarctique, Paléarctique ; **tableau 2**, données en **vert**) et les reptiles et amphibiens ceux dans les royaumes tropicaux (Afrotropical, Néotropical, Indopacifique ; **tableau 2**, données en **violet**).
- Utiliser cette pondération permet une meilleure représentativité que l'utilisation du nombre d'espèces par groupe : si l'on procédait ainsi, les proportions ne seraient pas du tout les mêmes. Par exemple, pour le royaume Paléarctique, 360 espèces terrestres sont décrites, parmi lesquelles 70% d'espèces d'oiseaux (contre 43,3% en termes de proportion ; **tableau 2**, données en **vert**), 26% de mammifères (contre 24,9% en proportion ; **tableau 2**, données en **bleu**) et 4% de reptiles et amphibiens (contre 31,6% en proportion ; **tableau 2**, données en **bleu**). Le LPI-D donne plus de poids aux reptiles et amphibiens, représentant la diversité réelle d'espèces.

Royaume Groupe	Afrotropical		Néarctique		Néotropical		Paléarctique		Indopacifique	
	Terrestre	Aquatique	Terrestre	Aquatique	Terrestre	Aquatique	Terrestre	Aquatique	Terrestre	Aquatique
Oiseaux	0,387	0,192	0,376	0,203	0,387	0,107	0,433	0,211	0,396	0,176
Mammifères	0,197	0,009	0,249	0,013	0,127	0,010	0,249	0,015	0,172	0,008
Reptiles et amphibiens	0,414	0,207	0,373	0,217	0,484	0,298	0,316	0,179	0,431	0,321
Poissons d'eau douce		0,590		0,565		0,584		0,592		0,493

Tableau 2 : Proportion des espèces par groupes et royaumes pour les espèces terrestres et aquatiques (poissons d'eau douce). Ces données représentent la pondération utilisée par groupe d'espèces dans le calcul des LPI. (Zoological Society of London, 2016)

Royaume Groupe	Arctique	Atlantique Nord, tempéré	Atlantique, tropical et subtropical	Pacifique Nord, tempéré	Indopacifique, tropical et subtropical	Antarctique Sud, tempéré
Oiseaux	0,172	0,068	0,069	0,080	0,048	0,054
Mammifères	0,035	0,009	0,006	0,025	0,004	0,022
Reptiles	0	0,001	0,001	0,001	0,005	0,001
Poissons de mer	0,792	0,920	0,922	0,892	0,940	0,922

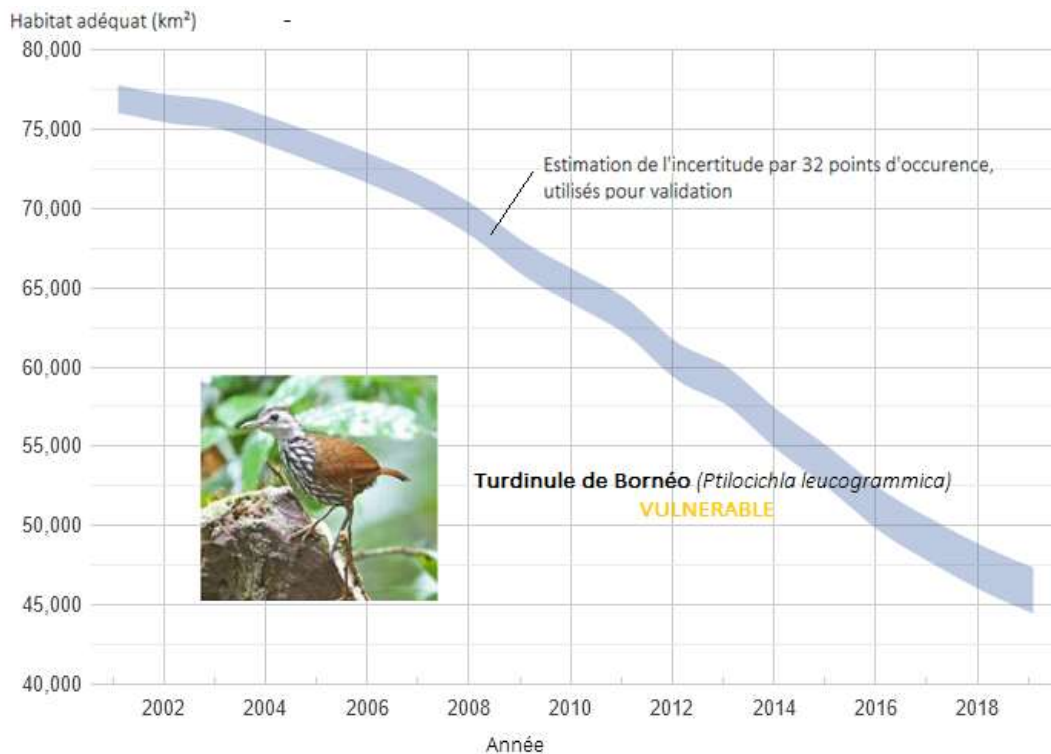
Tableau 3 : Proportion des espèces par groupes et royaumes pour les espèces aquatiques (poissons de mer). Ces données représentent la pondération utilisée par groupe d'espèces dans le calcul des LPI. (Zoological Society of London, 2016)

3. Mesures de la distribution des espèces

a. Le SHI (Species Habitat Index)

Le SHI est une mesure de l'étendue des habitats disponibles et adaptés à chaque espèce ; cet indice a été proposé pour fournir une image plus complète des changements de biodiversité passés et à venir. Cet indice capture les changements de répartition des espèces et y incorpore des données de préférence d'habitat par espèce, des données sur la perte ou la restauration des habitats, sur leur fragmentation et sur les changements climatiques et écosystémiques qui y ont pris place. Utilisés ensemble, les modèles de distribution des espèces et d'adéquation de

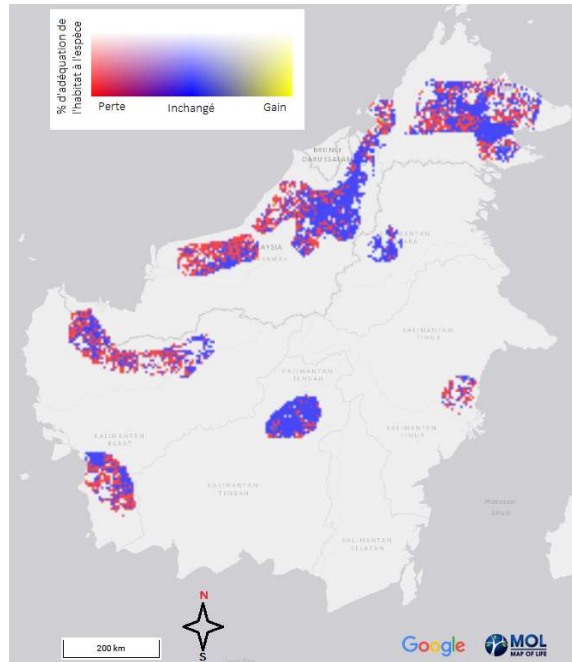
l'habitat par rapport à l'espèce permettent d'estimer l'impact des changements climatiques et de la perte d'habitat sur les espèces, à la fois dans le passé et le futur. (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018) Un exemple de l'évolution du SHI est donné en **graphique 3** pour une espèce d'oiseau présente à Bornéo, la Turdinule de Bornéo (*Ptilocichla leucogrammica*).



Graphique 3 : Exemple de l'évolution du SHI exprimé en surface adéquate (en km²) pour la Turdinule de Bornéo (*Ptilocichla leucogrammica*) entre 2002 et 2018 (The GEO BON / Map of Life Species Habitat Index (SHI), 2021)

Cet indice est construit sur des cartes renseignées à distance, modelées à l'aide de la littérature, des données d'expert et des images satellites (résolution standard : pixel de 1 km²). Ces cartes sont ensuite validées avec les données de terrain sur l'occupation effective des habitats par les espèces. Les modifications dans l'aire de répartition et sa fragmentation sont réévaluées tous les ans et les modifications du risque d'extinction des espèces sont quantifiés. Ces données sont ensuite agrégées à l'échelle d'une espèce et d'une région ; des indices différents peuvent être calculés séparément pour divers types d'habitats, pour des espèces particulièrement menacées, ou encore pour des espèces dont l'habitat change rapidement. (GEOBON, 2016) Un exemple de carte d'adéquation est donné en **carte 6**, pour la Turdinule de Bornéo.

Toutes ces données et cartes sont disponibles sur une plateforme dédiée, la *Map of Life*, développée conjointement avec *Google Earth Engine*. Actuellement, le SHI est calculé pour plus de 32 000 espèces de vertébrés, d'invertébrés, de plantes, et est validé pour plus de 300 000 localisations. (The GEO BON / Map of Life Species Habitat Index (SHI), 2021)



Carte 6 : Carte d'adéquation de l'habitat à l'espèce pour la Turdinule de Bornéo (*Ptilocichla leucogrammica*) en 2018 par rapport aux données depuis 2002 ((The GEO BON / Map of Life Species Habitat Index (SHI), 2021)

4. Mesures du risque d'extinction

a. Le RLI (Red List Index)

Le statut de plus de 100 000 espèces est réévalué périodiquement par des milliers d'experts : ce statut est référencé par l'IUCN et utilisé pour établir le RLI (*Red List Index*). Chacune des espèces évaluées se voit attribuer un statut parmi 8 catégories (**figure 4**), et ce statut est susceptible d'évoluer entre deux expertises : certaines espèces voient ce statut s'améliorer, par l'action d'actions de conservation entre autres, alors que d'autres voient leur statut se détériorer à l'aune de nouvelles menaces. Le RLI montre l'équilibre entre ces deux facteurs pour un taxon par exemple. (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)

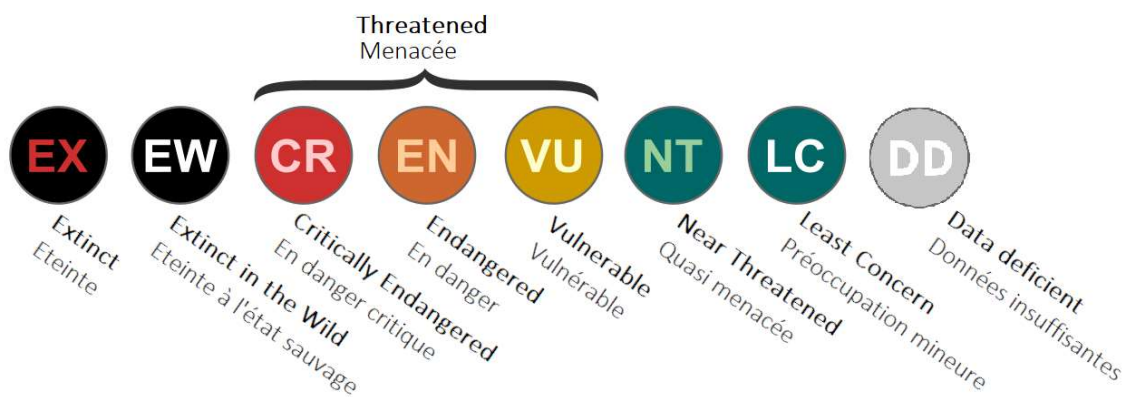


Figure 4 : Les 8 statuts ou catégories définies par espèce par l'IUCN (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996)

La méthodologie pour obtenir le RLI est standardisée et s'appuie sur les dernières expertises du statut des espèces. (Rodrigues *et al.*, 2014) La formule utilisée pour les vertébrés est la suivante : (Butchart *et al.*, 2007)

$$RLI_t = \frac{\sum_s W_{c(t,s)}}{W_{EX} \times N}$$

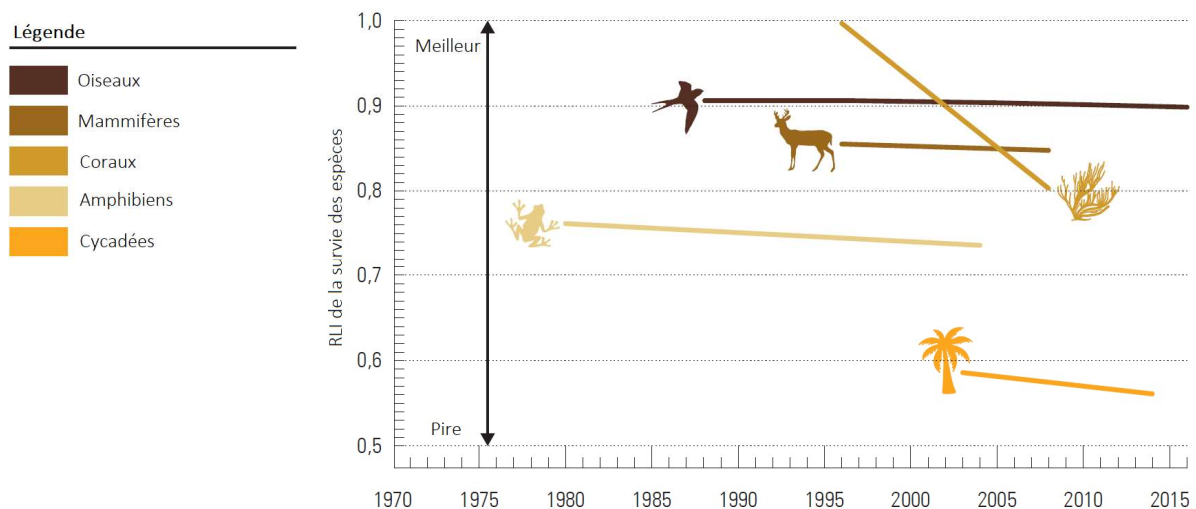
Avec :

- RLI_t le *Red List Index* à un instant t
- $\sum_s W_{c(t,s)}$ le *current threat score*, la somme pour toutes les espèces des scores de menace à l'instant t ($LC = 0$; $NT = 1$; $VU = 2$; $EN = 3$; $CR = 4$ et $EX = 5$)
- $W_{EX} \times N$ le *maximum threat score*, le score de menace maximal auquel s'exposent toutes les espèces, c'est-à-dire le score maximal W_{EX} (donc égal à 5 pour le statut EX) multiplié par le nombre d'espèces évaluées N .

Cette formule n'est applicable que si le même nombre d'espèces est évalué à tout moment, et si les changements de statut pris en compte sont bien du fait d'un réel changement de statut et non pas du fait d'une meilleure connaissance de l'espèce. Ainsi, il est recommandé de n'appliquer le RLI qu'aux espèces ayant déjà été révisées par deux fois, afin de se s'affranchir de tout changement taxonomique par exemple. (Butchart *et al.*, 2007)

Un RLI d'une valeur de 1,0 correspond à un groupe dont toutes les espèces ont le statut LC , « Préoccupation mineure », c'est-à-dire pour lesquelles l'extinction n'est pas envisagée dans un futur proche. Un index nul équivaut à l'extinction de toutes les espèces du groupe. Une valeur constante dans le temps signifie que le risque d'extinction pour le groupe est inchangé ; l'index aura une tendance à décroître si le taux de perte de biodiversité a tendance à augmenter. Pour l'instant, le RLI est disponible pour 5 groupes (ceux dont les données ont été révisées au moins deux fois) : les oiseaux, mammifères, coraux, amphibiens et cycadées (un ancien groupe taxonomique de plantes). Chacun de leur RLI est en décroissance (**graphique 4**), indiquant que les espèces composant ces groupes se rapprochent de l'extinction. (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)

Des index thématiques ont été établis, et montrent notamment que les oiseaux et mammifères pollinisateurs sont également en déclin, que les cousins sauvages des espèces domestiques le sont également, suggérant une menace pour la sécurité alimentaire dans le futur avec la diminution de la diversité génétique de ces espèces. (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)

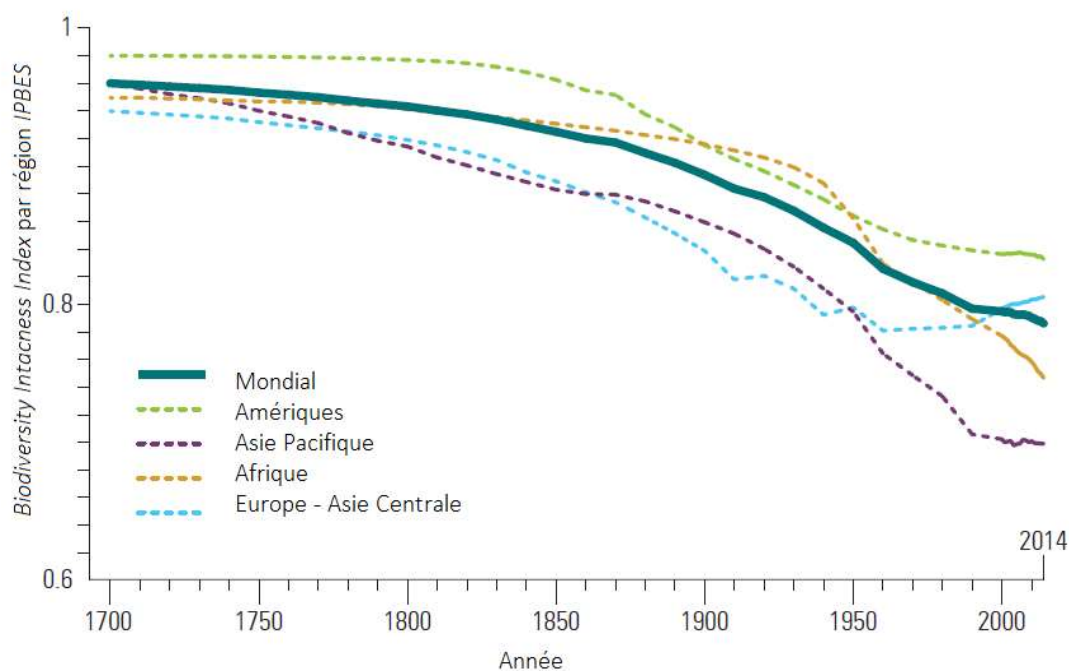


Graphique 4 : RLI IUCN de la survie des espèces, pour les oiseaux, mammifères, coraux, amphibiens et cycadées, entre 1970 et 2015 (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)

5. Mesures de la composition des communautés

a. Le BII (Biodiversity Intactness Index)

Le BII (*Biodiversity Intactness Index*) estime le pourcentage de la biodiversité originelle d'une zone qui reste présente dans cette région. Cet indice a été introduit pour la première fois par le travail PREDICT ; la base de données sur lequel il s'appuie est assez fournie pour les espèces et biomes terrestres, avec une large représentation des insectes et des plantes. C'est l'un des rares indicateurs qui n'est pas construit de manière prédominante sur des données concernant les vertébrés. (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018)



Graphique 5 : Biodiversity Intactness Index par région IPBES entre 1700 et 2014 (Lambertini, 2020)

Cet indice est exprimé en pourcentage, de 0 à 100% - 100% représentant un environnement naturel intact et non dérangé par les activités humaines. Cet indicateur est utile pour estimer la capacité des écosystèmes à fournir des services aux sociétés humaines, puisqu'il est calculé sur un très large panel d'espèces animales et végétales, très diverses dans leur écologie. Il est ainsi utilisé comme indicateur de l'intégrité de la biosphère, notamment dans le cadre de l'étude des limites planétaires (*Planetary boundaries*), qui essaie d'estimer quels sont les seuils que l'humanité ne doit pas dépasser pour ne pas compromettre les conditions favorables à son développement et à sa survie durable. Le BII moyen global (79%, **graphique 5**) est nettement inférieur à la limite basse conseillée dans le cadre de cette étude, et ne cesse de diminuer, en particulier dans la région IPBES (*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*) « Afrique ». (Lambertini, 2020)

Le BII a chuté de 81,6% en 1970 à 78,6% en 2014 (**graphique 5**) au niveau mondial ; seule la région IPBES « Europe – Asie Centrale » a vu son BII augmenter significativement depuis la fin des années 1990, témoignant que les mesures restauratives implémentées par l'Union Européenne (*EU Birds and Habitats Directives*) ont été efficaces et devraient être accélérées, diversifiées et dispersées. (Lucius, 2020)

b. Le MSA (Mean Species Abundance Index)

Le MSA (*Mean Species Abundance*) est un indice utilisé dans les études de corrélation réalisées par GLOBIO. Malgré son nom, il mesure la composition de la communauté et pas l'abondance neutre de l'écosystème, en pondérant les abondances de chaque espèce. Il permet de décrire les changements dans la biodiversité avec comme référence les états non perturbés des systèmes. On peut le définir comme la moyenne des abondances des espèces originellement présentes dans l'écosystème non perturbé (équivalent d'un état d'origine parfait, intact et non perturbé). On peut l'écrire comme suit : (CDC Biodiversité, 2020)

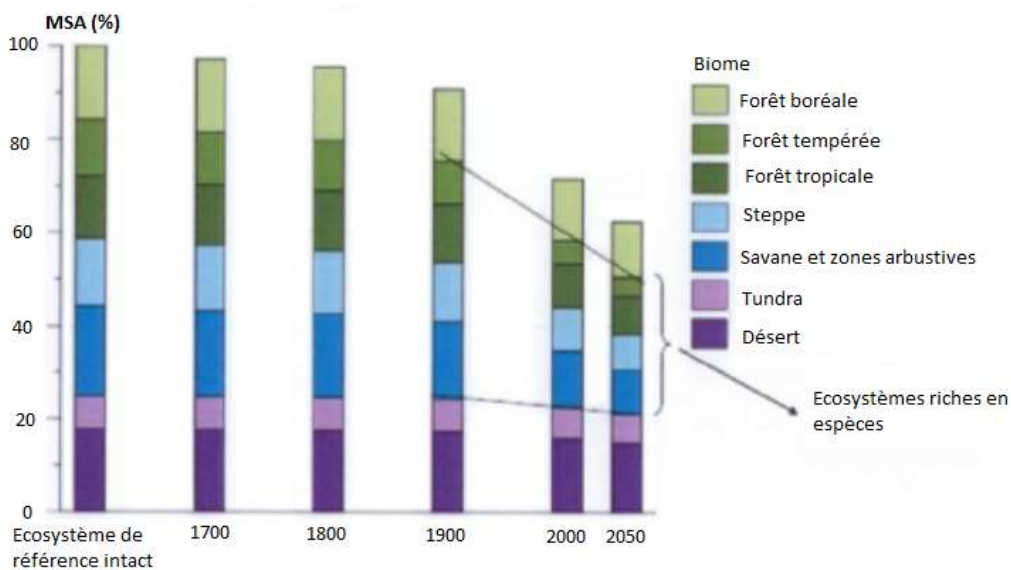
$$MSA = \frac{1}{N_{\text{espèce de référence}}} \sum_{i=1}^{N_{\text{espèce de référence}}} \text{Min}\left(\frac{A_{\text{observé}}(i)}{A_{\text{intact}}(i)}, 100\%\right)$$

Avec :

- MSA : Abondance moyenne en espèces natives
- $N_{\text{espèce de référence}}$: le nombre total d'espèces dans l'écosystème non perturbé
- $A_{\text{observé}}(i)$: abondance de l'espèce i dans l'écosystème observé
- $A_{\text{intact}}(i)$: abondance de l'espèce i dans l'écosystème non perturbé

Le MSA est un indice applicable aux écosystèmes terrestres comme aquatiques. Il est exprimé en pourcentage variant de 0 à 100% ; l'abondance des espèces invasives non indigènes n'est pas incluse dans le calcul du MSA (ce ne sont pas des « espèces de référence » présentes dans l'écosystème intact) mais si l'augmentation de leur population a un impact négatif sur les espèces indigènes, cela se traduira par une diminution du MSA. De la même manière, si l'une des espèces de référence voit sa population augmenter au-delà des valeurs de référence, avec un impact négatif sur les autres espèces, l'abondance de l'écosystème (et donc le MSA) diminue. (CDC Biodiversité, 2020)

En 2020, la valeur du MSA était de 79% de sa valeur de référence, avec un déclin moyen de 0,8% par décennie. La projection pour le futur est une tendance au déclin du MSA (**graphique 6**) avec une forte suspicion d'accélération de ce déclin, contraint aux pressions socio-économiques toujours grandissantes. (Lambertini, 2020)



Graphique 6 : Evolution de la part de chaque biome dans la composition de la biodiversité (en % MSA) entre l'écosystème de référence et les prévisions pour 2050 (Mayer et al., 2012)

Les impacts sur les écosystèmes peuvent également être exprimés en MSA.km² en intégrant le MSA (%) sur le plan spatial. Ce résultat peut être formulé comme suit : (CDC Biodiversité, 2020)

$$\text{Impacts (MSA.km}^2\text{)} = \text{MSA (\%)} \times \text{aire d'application(km}^2\text{)}$$

Avec par exemple, pour une aire cultivée de 1 km² ayant un MSA de 10% (champs artificiels extrêmement modifiés et cultivés) : (CDC Biodiversité, 2020)

$$\text{Impacts (MSA.km}^2\text{)} = 0,1 \times 1 = 0,1 \text{ MSA.km}^2$$

Cette formule permet d'illustrer quelle perte dans la composition des communautés d'une parcelle est liée à une diminution du MSA sur cette parcelle. Sur une surface d'1 km², une diminution du MSA de 100 à 75% correspond à un impact de 0,25 MSA.km² ; on peut représenter cette perte comme le passage du MSA de 100 à 0% sur 0,25 km², soit une totale artificialisation, avec une préservation du MSA à 100% sur les 0,75 km² restants : la perte de MSA globale sur l'hectare reste de 0,25 MSA.km². Ainsi, une perte de 0,25 MSA.km² peut être représentée de plusieurs façons, dont 2 sont illustrées en **figure 5**. Cette simplification permet une meilleure compréhension et une meilleure communication auprès des acteurs de la conservation, qui se rendent mieux compte de la proportion de parcelles totalement industrialisées et artificialisées que de la proportion de changement de MSA au sein d'une parcelle. (CDC Biodiversité, 2020)

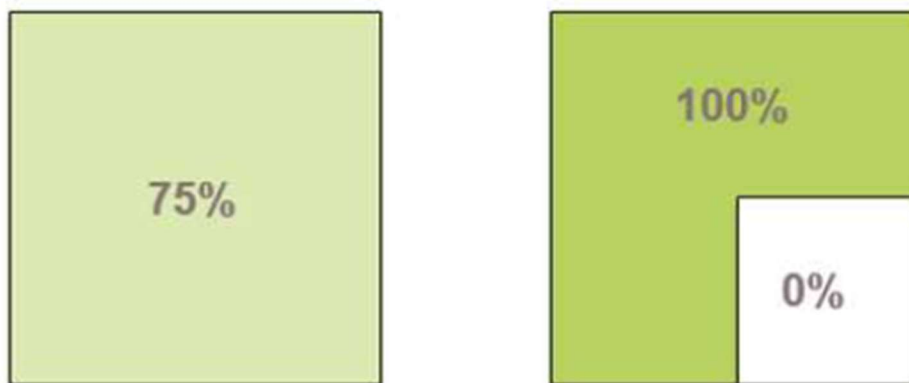


Figure 5 : Illustration de l'équivalence entre un déclin de MSA et une artificialisation totale sur une partie de la parcelle. (CDC Biodiversité, 2020)

6. Mesure de la diversité neutre (diversité taxonomique)

Deux indices sont les plus courants pour mesurer de façon neutre la diversité, dans le sens où ces mesures ne prennent pas en compte les caractéristiques propres des espèces : l'indice de Shannon et l'indice de Simpson. (Marcon, 2015) La diversité neutre est souvent appelée diversité taxonomique (Devictor *et al.*, 2010) même si ce terme peut être confondu avec la diversité phylogénétique, quand la phylogénie se réduit à une taxonomie. (Clarke and Warwick, 2001; Marcon, 2015) Ce type de mesure n'a de sens qu'à l'intérieur d'un taxocène bien défini : sommer un nombre d'espèces d'insectes à un nombre d'espèces de mammifères a peu d'intérêt. Ces méthodes ne sont donc pas forcément les plus adaptées à la conservation : à grande échelle, des indicateurs de biodiversité (Balmford, Green and Jenkins, 2003) peuvent être plus pertinents. Elles sont également sujettes à des biais d'estimation, notamment (mais pas uniquement) à cause des espèces non échantillonnées. Ces mesures restent cependant les plus utilisées. (Marcon, 2015)

a. Indice de Shannon

L'indice de Shannon, aussi appelé indice de Shannon-Weaver ou de Shannon-Wiener, ou simplement « entropie », est dérivé de la théorie de l'information. (Shannon, 1948) Considérons une zone forestière contenant S espèces végétales différentes. La probabilité qu'une plante choisie au hasard appartienne à l'espèce s est notée p_s . On prélève n plantes, et on enregistre la liste ordonnée des espèces des n plantes. Si n est suffisamment grand, le nombre de plantes de l'espèce s est $n p_s$. On note L le nombre de listes respectant ces conditions (Marcon, 2015) :

$$L = \frac{n!}{\prod_{i=1}^S (n p_s)!}$$

Après un passage au logarithme, puis approximation de Stirling et simplifications, on obtient l'indice de Shannon noté « H' » ci-dessous. Cet indice donne une mesure de la biodiversité en tant que quantité d'information (Marcon, 2015) :

$$H' = \frac{\ln(L)}{n} = - \sum_{s=1}^S p_s \ln(p_s)$$

b. Indice de Simpson

On note p_s la probabilité qu'un individu tiré au hasard appartienne à l'espèce s . L'indice de E.H. Simpson, ou Gini-Simpson (Simpson, 1949), est :

$$D = 1 - \sum_{s=1}^S p_s^2$$

Il peut être interprété comme la probabilité que deux individus tirés au hasard soient d'espèces différentes. Il est compris dans l'intervalle $[0 ; 1[$. Sa valeur diminue avec la régularité de la distribution : $E = 0$ si une seule espèce a une probabilité de 1, $E = 1 - \frac{1}{S}$ si les S espèces ont la même probabilité $p_s = \frac{1}{S}$. La valeur 1 est atteinte pour un nombre infini d'espèces, de probabilités nulles. (Marcon, 2015)

7. Mesures de la richesse

a. Richesse spécifique

L'une des mesures les plus utilisées en biodiversité concerne le nombre d'espèces, que l'on nomme également richesse spécifique. Si cette mesure est très appréciée par sa simplicité, force est de constater qu'une proportion non négligeable des espèces n'est pas détectée lors des relevés de biodiversité. Ainsi, en moyenne, une plante sur cinq n'est pas relevée lors des enquêtes floristiques ; ce chiffre n'est pas très différent de ceux rapportés pour les relevés d'oiseaux au point. Le niveau d'exhaustivité de cette mesure varie entre les modalités à comparer (différents milieux, différentes années, ...). Certaines simulations permettent d'estimer le risque de conclure à tort qu'une modalité est plus riche qu'une autre du fait des différentes probabilités de détection : ce risque est à considérer même lorsque que la probabilité de détection de diffère que légèrement entre les modalités. (Archaux, 2010)

Quelques soient les taxons, les différences de détectabilité entre les individus ou espèces avoisinent les 10% ; ces différences sont influencées par de nombreux paramètres, comme l'expérience des observateurs, le nombre de personnes réalisant ensemble le relevé, le temps de

mesure, la fatigue, l'entraînement des équipes, la météo, ... Ces erreurs de détection se cumulent à des erreurs d'identification (estimées à moins d'1% des espèces notées), dont le risque diminue avec l'expérience de l'observateur. Même pour les dispositifs éliminant en théorie les effets opérateurs (comme les pièges à interception ou attractifs), des facteurs d'erreurs sont à prendre en compte : type de piège, hauteur du piège, ouverture sur le milieu, substance attractive utilisée, ... et un effet opérateur lors de la pose des pièges (un observateur expérimenté pourra identifier plus facilement les zones de circulation de la faune). (Archaux, 2010)

8. Variables Essentielles de Biodiversité

Une difficulté majeure dans la description de la biodiversité et de sa dynamique reste la synthèse d'informations issues de mesures variées, pouvant se prêter à des interprétations apparemment contradictoires. (Delavaud, Mihoub and Couvet, 2017) De manière à donner du sens à ces contradictions, il convient de replacer les différentes mesures dans un cadre de connaissance cohérent, permettant de rendre compte de leurs variabilités et sensibilités respectives. (Hill *et al.*, 2016; Santini *et al.*, 2017) Documenter la dynamique de la biodiversité de manière la plus critique et robuste possible nécessite de combiner des observations et mesures à différents niveaux organisationnels du vivant. (Delavaud, Mihoub and Couvet, 2017)

Dans ce contexte, les différentes études peuvent choisir de s'appuyer sur une liste de composantes et de variables de la biodiversité à surveiller. En complément et en soutien aux Objectifs d'Aichi, le GEO BON (*Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network*) a défini en 2013 le concept de Variables Essentielles de Biodiversité (*Essential Biodiversity Variables* ou *EBV*) afin de tendre à une harmonisation du suivi mondial de la biodiversité au cours du temps et au travers des taxons et des types écosystémiques. (Pereira *et al.*, 2013) Les VEB sont un ensemble de variables biologiques reflétant les principaux niveaux d'organisation du monde vivant, à la fois nécessaires et suffisantes pour décrire l'état de la diversité biologique et sa dynamique, du niveau local au global et sur différentes échelles de temps. Leurs suivis doivent être techniquement réalisables avec les moyens contemporains et sur le long terme. Les VEB sont donc conçues pour renforcer l'évaluation et la compréhension de la biodiversité et ses réponses aux changements globaux. Enfin, le concept des VEB se prête également à l'articulation avec d'autres cadres conceptuels tel que celui des « Facteurs, Pressions, États, Impacts, Réponses » (*Driving Forces, Pressures, States, Impacts, Responses* ou *DPSIR*) et le choix de ces variables doit donc être pertinent pour évaluer l'effet des actions sociétales et orienter les décisions publiques. (Pereira *et al.*, 2013; Delavaud, Mihoub and Couvet, 2017)

Les Variables Essentielles de Biodiversité sont divisées en 6 grandes classes, couvrant les principaux niveaux organisationnels de la biodiversité, depuis les caractères génétiques, spécifiques ou populationnels, jusqu'aux aspects relatifs aux écosystèmes et à leur fonctionnalité. La proposition initiale du GEO BON propose 22 variables candidates pour être sélectionnées comme VEB. (**tableau 4**). (GEOBON, 2014)

Ces classes permettent non seulement de garantir la représentativité des composantes de la diversité biologique, mais se distinguent également par d'autres caractéristiques : assurer la faisabilité pratique des mesures de variables qu'elles rassemblent ; permettre l'organisation d'observation spécifiques en caractérisant l'information attachée à chaque classe ; définir des échelles de temps et d'espace adaptées à l'étude des réponses des variables considérées ; et enfin établir leur pertinence vis-à-vis des objectifs nationaux ou internationaux. (Delavaud, Mihoub and Couvet, 2017)

Classes de VEB	VEB candidates					
Composition génétique	Consanguinité	Diversité allélique	Différentiation génétique des populations	Diversité des variétés et des lignées		
Populations spécifiques	Distribution d'espèces	Abondance de population	Structure de population			
Caractéristiques spécifiques	Phénologie	Masse corporelle	Distance de dispersion natale	Comportement migratoire	Traits démographiques	Traits physiologiques
Composition de communauté	Diversité taxonomique	Interactions spécifiques				
Fonction d'écosystème	Productivité primaire nette	Productivité secondaire	Rétention de nutriment	Régime de perturbation		
Structure d'écosystème	Structure d'habitat	Etendue et fragmentation d'écosystème	Composition d'écosystème par type fonctionnel			

Tableau 4 : Liste des 22 variables initialement proposées en tant que Variables Essentielles de Biodiversité (GEOBON, 2014)

Cette liste proposée par le GEO BON reste strictement indicative, et n'est ni exhaustive, ni définitive. De nombreux travaux en cours s'intéressent à la pertinence, la sensibilité au changement, la généralité, la faisabilité et la disponibilité des données relatives aux variables proposées. (Thomas and Baltzer, 2002; Bonan, 2008; Barlow *et al.*, 2016) Toutefois, la définition actuelle de la plupart de ces variables n'est pas assez étayée pour être opérationnelle. Certaines pourraient être évincées de la liste en raison de leur manque de pertinence écologique, alors que d'autres pourraient être ajoutées à la lumière de leur importance ou facilité d'obtention pour suivre la biodiversité

Pereira *et al.* ont proposé en 2013 une sélection de VEB pour aider à prioriser les mesures essentielles des changements de la biodiversité, et pour faciliter l'intégration, la standardisation et l'harmonisation des mesures entre différentes études, sites, échelles de temps, espèces ou écosystèmes étudiés, etc. Une étude plus récente (Schmeller *et al.*, 2018) s'appuie sur cette proposition pour établir une liste de VEB pertinentes pour répondre aux questions soulevées par 15 des 20 Objectifs d'Aichi (**tableau 5**).

Le set de VEB proposé par Schmeller *et al.* a l'avantage que ces différentes VEB sont clairement connectées, fournissant des informations les unes aux autres et permettant une évaluation sur différentes échelles de temps et d'espace. Huit VEB ont finalement été retenues par cette étude et sont signalées en **gras** dans le **tableau 5** ; ce choix peut être restreint à six VEB (soulignées dans le **tableau 5**) si les méthodes d'évaluation de la diversité allélique et du taux de survie ne sont pas disponibles ou trop peu opérationnelles. Les VEB suggérées par cette étude permettent de détecter les changements de biodiversité avec un retard maximal de 1 an, souvent moins, et permettent également une prédiction solide des tendances futures. L'interconnexion entre VEB permet aussi de mettre en évidence quels domaines requièrent plus de collecte de données pour obtenir une image plus robuste et fiable des dynamiques de changement de la biodiversité. (Schmeller *et al.*, 2018)

Catégorie	VEB proposées
Composition génétique	Diversité allélique Ancêtre commun Différenciation génétique entre populations Diversité de races et variétés
Populations spécifiques	Distribution de l'espèce, <u>dynamique de la distribution</u> <u>Abondance</u> <u>Taux de survie</u> Pyramides des âges, des tailles
Caractéristiques spécifiques	<u>Taille à la première reproduction</u> <u>Phénologie</u> <u>IMC</u> (Indice de Masse Corporelle) Distance de dispersion natale
Diversité taxonomique	Composition de la communauté
Structure de l'écosystème	<u>Hétérogénéité de l'écosystème</u> Fragmentation et étendue de l'écosystème Composition fonctionnelle de l'écosystème

Tableau 5 : VEB candidates pour répondre aux questions soulevées par les Objectifs d'Aichi (Schmeller *et al.*, 2018)

Les VEB sont des mesures plutôt simples à réaliser et permettant de préparer précisément les plans de gestion des écosystèmes, en anticipant plutôt précocement (moins de 1 an) les changements dans la biodiversité, les fragmentations de distribution d'espèces et les modifications des communautés. Cette approche permet la mise en place efficace et précoce de mesures conservatives et restauratives. (Schmeller *et al.*, 2018)

9. Sélection des indicateurs pour l'inventaire, le monitoring et l'évaluation de la biodiversité terrestre

Le **tableau 6** propose une compilation des indicateurs à des fins d'inventaire, de *monitoring* et d'évaluation de la biodiversité terrestre, organisés selon quatre niveaux hiérarchiques. La liste n'est pas exhaustive et le choix entre différentes échelles est parfois arbitraire : ce tableau est un outil pour aider à la sélection des indicateurs mais peut être soumis à des adaptations selon les besoins de l'étude. Il peut être utile afin d'établir une *check-list* des caractéristiques de la biodiversité que l'on souhaite *monitorer*, inventorier et évaluer. questions se posent quant au choix de ces indicateurs : (Noss, 1990)

- Qu'évalue-t-on, que *monitore*-t-on et pourquoi ? Il est essentiel de définir le but de l'étude ou de la surveillance avant d'établir quels indicateurs sont les plus appropriés pour cette tâche.
- Quelles questions se pose-t-on au sein de cette étude ou de ce suivi ? Il est important de déterminer avec précision de quelles données l'étude a besoin ; trop de données peuvent être néfastes à l'étude en noyant l'information, décourageant une étude statistique poussée ou en apportant des covariables non explicatives du problème.
- A quel niveau d'étude et de surveillance se situe-t-on ? On devra déterminer si notre étude s'applique à un niveau régional, communautaire, spécifique, génomique ... et sélectionner en priorité les indicateurs relatifs à ce niveau organisationnel. Des indicateurs du niveau supérieur ou inférieur peuvent cependant être envisagés, car ils peuvent apporter un cadre général favorisant la compréhension des données, ou des précisions permettant de faire certaines hypothèses.
- Dans quel(s) écosystème(s) se déroule l'étude ? En effet, certains indicateurs ne sont applicables qu'à certains écosystèmes (*e.g.* la présence de souches ou de troncs morts),

ou seulement à certaines périodes de l'année (e.g. la couverture neigeuse) ; ils n'auront donc pas autant d'importance explicative selon l'écosystème de référence.

Il faut également déterminer à quel niveau hiérarchique va se dérouler le suivi ou l'enquête :

- Région ou paysage : ce niveau hiérarchique présente une grande hétérogénéité de présentation, avec des topographies, des couverts végétaux et des utilisations du terrain très variés. La taille peut également varier sur de larges gammes, de la taille d'un parc national (environ 100 km² en moyenne) à la taille d'une région biogéographique (jusqu'à 10⁷ km² en moyenne).
- Communauté, écosystème : une communauté regroupe toutes (ou une partie) des populations de différentes espèces coexistant sur un site ; le terme d'écosystème permet d'inclure toutes les composantes abiotiques de l'environnement (hygrométrie, luminosité, ...) à cette définition.
- Population, espèce : on peut choisir de cibler toutes les populations d'une même espèce, ou seulement les métapopulations de celle-ci (c'est-à-dire les populations connectées entre elles), ou encore une seule population disjointe. C'est le niveau hiérarchique le plus documenté et étudié.
- Génétique : l'étude du niveau génétique est le plus fin des niveaux hiérarchiques proposés. La variété des outils disponibles et leur coût décroissant permettent maintenant d'envisager de généraliser l'étude de ce niveau hiérarchique à la plupart des études.

Echelle	Indicateurs (exemples)			Outils
	Composition	Structure	Fonction	
Région, paysage	Identité Distribution Richesse Proportion des types d'habitats Types de paysages Richesse, endémicité et distribution de plusieurs espèces	Hétérogénéité Connectivité Liens spatiaux Fragmentation Porosité Contraste Granulométrie Fragmentation Juxtaposition Distribution et fréquence des différents fragments Ratio $\frac{\text{périmètre}}{\text{aire}}$ Schéma de distribution des habitats	Processus de perturbation (période rotatoire, intensité, prédictibilité, intensité, sévérité, saisonnalité, aire d'influence, ...) Taux de cyclage des nutriments Flux de matière et d'énergie Taux de remplacement, taux de persistance Taux des processus d'érosion, géomorphiques et hydrologiques Tendances d'utilisation anthropogénique	Images aériennes (satellites, photographies conventionnelles) Bioacoustique <i>Camera-trapping</i> Technologie GPS Statistiques spatiales Statistiques de séries chronologiques Indices (de fragmentation, d'hétérogénéité, de connectivité, d'étagement, de diversité, d'effet lisière, d'autocorrélation, de dimension fractale)
Communauté, écosystème	Identité Abondance relative Fréquence Richesse Uniformité et diversité des espèces Proportion d'espèces endémiques, exotiques, menacées Courbes de <i>dominance-diversité</i> Coefficients de similarité	Variables du sol et du substrat Pente et profil Biomasse végétale et physionomie Densité et étagement des feuillages Fragmentation horizontale Ouverture de la canopée Abondance, densité et distribution de caractéristiques physiques (puits, falaises, etc.) et d'éléments structurels (souches, obstacles) Disponibilité des ressources en eau Couverture neigeuse	Productivité en biomasse, en ressource Taux de prédation, de broutage, de parasitisme Taux de colonisation et d'extinction locaux Dynamique de fragmentation (processus de perturbation à petite échelle) Taux de cyclage des nutriments Taux d'intrusion anthropogénique, et intensité	Images aériennes Bioacoustique <i>Camera-trapping</i> Statistiques de séries chronologiques Images au niveau du sol (photographie) Mesures physiques de l'habitat, SHI Observations, décomptes, inventaires, échantillonnage Indices (de diversité, d'hétérogénéité, de d'étagement, d'intégrité biotique) ADN environnemental
Population, espèce	Abondance absolue ou relative Fréquence Couverture, importance Biomasse Densité	Microdistribution (dispersion) Macodistribution (zone) Structure populationnelle (<i>sex-ratio, age-ratio</i>) Variables de l'habitat (<i>cf. supra</i>) Variabilité morphologique interindividuelle	Processus démographiques (fertilité, taux de recrutement, survie, mortalité) Dynamiques métapopulationnelles Génétique populationnelle Fluctuations démographiques Physiologie, phénologie Historique de vie Taux de croissance des individus Acclimatation, adaptation	Décomptes (observations, décompte, capture, signes indirects, <i>camera-trapping</i> , bioacoustique) Analyse de viabilité de la population SHI Modélisation espèce/habitat
Génétique	Diversité allélique Présence d'allèles rares, délétères, récessifs Variants caryotypiques	Décompte et taille de la population Hétérozygotie Polymorphisme chromosomal, phénotypique <i>Gap</i> générationnel Héritabilité	Dépression consanguine Taux de croisement Taux de dérive génétique Flux de gènes Taux de mutation Intensité de sélection	ADN environnemental Electrophorèse Analyse caryotypique Séquençage ADN, PCR Régression parents-descendance Analyse de la descendance, des collatéraux Analyse morphologique

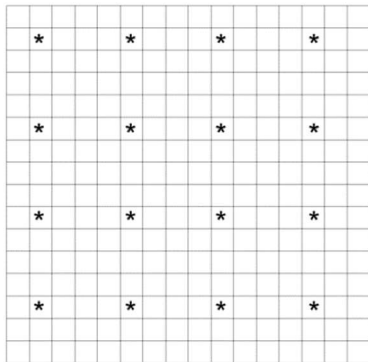
Tableau 6 : Exemple d'indicateurs utilisables pour l'inventaire, le monitoring et l'évaluation de la biodiversité terrestre, à quatre niveaux organisationnels, incluant des composants structurels, fonctionnels et compositionnels, et exemple d'outils et techniques d'inventaire et de monitoring utilisables (Noss, 1990)

3. Méthodes d'échantillonnage

a. Rappels sur les plans d'échantillonnage les plus courants

Le plan d'échantillonnage représente la répartition spatiale des observations ou mesures à réaliser sur la parcelle. Les plans d'échantillonnage se distinguent les uns des autres par leur caractère aléatoire ou non, ainsi que par leur complexité. Chacun des plans d'échantillonnage les plus courants présentés ci-après ont des avantages et des inconvénients au niveau du coût et de la précision. Le choix d'un plan est donc le plus souvent fondé sur un compromis. (Froger, 2016)

i. L'échantillonnage systématique



L'échantillonnage systématique (**figure 6**) repose sur un seul choix aléatoire : celui de l'élément de départ. A partir de cet élément, les unités statistiques sont régulièrement espacées selon un quadrillage, un parcours (en U, en diagonale, etc) avant d'être échantillonnées. L'échantillonnage en quinconces permet une distanciation maximale des unités. Parfois, l'unité de départ n'est pas sélectionnée aléatoirement : si les observations restent représentatives de la parcelle, on considère le résultat non biaisé. Ce type d'échantillonnage est un bon choix, sauf si on souhaite adopter une démarche adaptative. (Froger, 2016)

Figure 6 : Echantillonnage systématique de 16 unités sur une parcelle de 256 unités (Froger, 2016)

1. Avantages

C'est un échantillonnage permettant un maillage simple de la parcelle. Si les unités d'échantillonnage sont bien espacées et réparties, il garantit une bonne précision même en cas de forte corrélation spatiale, ou d'hétérogénéité de distribution à l'échelle de la parcelle. (Froger, 2016)

2. Inconvénients

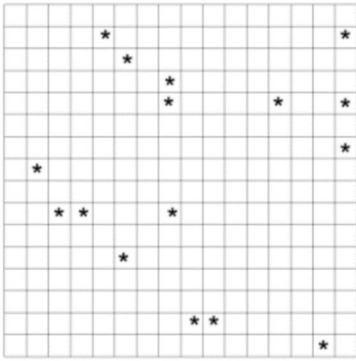
Il est difficile de modéliser la précision obtenue, même si elle est en général meilleure qu'un échantillonnage simple aléatoire. Il peut cependant introduire un biais de sélection important si les relevés sont artificiellement synchronisés avec les variations spatiales de la variable étudiée. (Froger, 2016)

ii. L'échantillonnage aléatoire

1. L'échantillonnage aléatoire à un niveau

Techniquement, l'échantillonnage systématique (cf *supra*) est un échantillonnage aléatoire à un niveau puisque c'est un plan d'échantillonnage reposant sur un choix aléatoire, celui de l'élément de départ à partir duquel les unités statistiques sont régulièrement espacées. (Froger, 2016) Afin de simplifier la compréhension, il a été classifié comme un type de plan d'échantillonnage propre dans ce travail.

a. L'échantillonnage aléatoire simple



Un plan d'échantillonnage aléatoire simple (**figure 7**) est le choix aléatoire et indépendant d'un certain nombre d'unités d'échantillonnage au sein de la parcelle statistique. Ce plan est utilisé le plus souvent pour réaliser un échantillonnage adaptatif, à condition que les déplacements au sein de la parcelle soient peu coûteux. En cas de coût important, ce plan d'échantillonnage peut être réduit à un plan aléatoire à deux niveaux (cf *infra*). (Froger, 2016)

Figure 7 : Echantillonnage aléatoire simple de 16 unités sur une parcelle de 256 unités (Froger, 2016)

i Avantages

Ce plan d'échantillonnage ne nécessite aucune connaissance *a priori* sur la population ou la parcelle. De plus, les analyses statistiques et les études théoriques associées sont simples, avec des estimateurs courants non-biaisés pour la moyenne et la variance. L'absence de relation entre les unités d'échantillonnage rend possible la mise en place d'un échantillonnage adaptatif. Enfin, à condition que les éléments soient tous examinés dans l'ordre d'échantillonnage, le processus d'échantillonnage peut être interrompu ou poursuivi sans que cela ne cause de biais. (Froger, 2016)

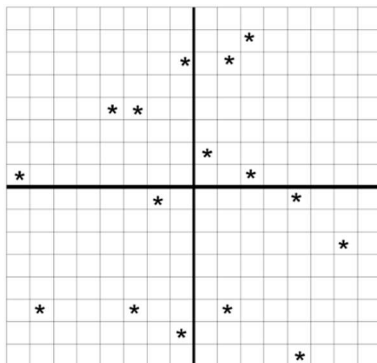
ii Inconvénients

Ce type de plan d'échantillonnage ne permet qu'une précision minimale, avec une variance élevée des estimateurs. Il peut également être difficile à mettre en place, car le tirage aléatoire peut sélectionner des unités d'échantillonnage très éloignées et non identifiées individuellement : il faut faire un repérage préalable de ces unités, et les coûts de déplacement peuvent être élevés. (Froger, 2016)

2. L'échantillonnage aléatoire à plusieurs niveaux

L'échantillonnage à plusieurs niveaux se fait dans un premier temps en découpant la population en sous-populations (sans recoupement), puis il faut choisir des unités statistiques dans la totalité ou une partie de ces sous-populations. Il permet de bénéficier d'une structuration existante dans la population, ou de la connaissance d'une variable corrélée à la variable d'étude. (Froger, 2016)

a. L'échantillonnage stratifié



Un plan d'échantillonnage stratifié (**figure 8**) se compose de plusieurs échantillonnages réalisés dans chacune des sous-populations obtenues. Le nombre d'unités statistiques étudiées, et la façon de les sélectionner dans ces sous-populations peuvent varier, ce qui permet d'inclure les hétérogénéités de moyenne et de variance de chaque sous-population dans le plan d'échantillonnage. Dans chaque strate échantillonnée de manière aléatoire, des échantillonnages simples systématiques ou par grappe peuvent être réalisés. (Froger, 2016)

Figure 8 : Echantillonnage stratifié : 4 observations par strates sur une parcelle de 256 unités (Froger, 2016)

Le choix d'un plan d'échantillonnage stratifié peut se justifier pour diverses raisons : (Froger, 2016)

- Les valeurs de la variable étudiée sont plus homogènes dans les strates que dans l'ensemble de la parcelle
- Les variances pour la variable étudiée sont plus homogènes dans les strates que dans l'ensemble de la parcelle
- Le coût temporel de l'échantillonnage peut être réduit, ce qui peut être utile selon les conditions topographiques ou météorologiques, la disponibilité de la main d'œuvre, ...

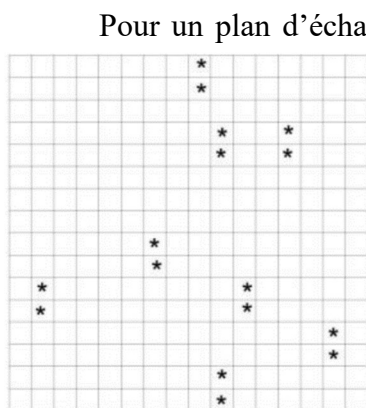
i Avantages

Il permet de réaliser des observations dans des zones plus faciles d'accès sans ajouter de biais de sélection. La mise en place de ce plan d'échantillonnage est particulièrement pertinente quand les strates sont homogènes et présentent de fortes disparités entre elles.

ii Inconvénients

La principale difficulté est de définir les strates selon leur importance relative, en proportion de la surface ou d'unités statistiques, car sans cette étape, le biais de sélection introduit est important. Si, par strate, le nombre d'observations est trop faible, la variance et la précision ne seront pas fiables. (Froger, 2016)

b. L'échantillonnage en grappes



Pour un plan d'échantillonnage en grappes (ou « par grappes », **figure 9**), les unités statistiques sont regroupées artificiellement ou selon une structure préétablie en « grappes », c'est-à-dire en sous-groupes de même taille, d'unités proches ou consécutives. Une partie de ces grappes est ensuite échantillonnée par un échantillonnage simple, systématique ou autre. (Froger, 2016)

Le nombre de grappes optimal, ainsi que la taille des grappes, sont fixés comme un compromis entre le coût (temporel le plus souvent) et la représentativité de la grappe, en fonction du degré de précision désiré. (Froger, 2016)

Figure 9 : Echantillonnage en grappes, 8 grappes de 2 grains sur une parcelle de 256 unités (Froger, 2016)

i Avantages

On privilégie ce type de plan d'échantillonnage lorsqu'il faut réduire les coûts, et que la corrélation spatiale est négligeable. En effet, les observations peuvent être rapprochées les unes des autres, ce qui fait gagner du temps de déplacement, de repérage et de transport de matériel. Cet échantillonnage est pertinent lorsque les grappes sont semblables entre elles avec une forte variance interne : il met en évidence l'hétérogénéité locale de la variable étudiée, et les grappes sont propices à une modélisation des corrélations spatiales.

ii Inconvénients

Les observations de la même grappe sont redondantes dès que la corrélation spatiale est significative : elles représentent donc un coût inutile. De plus, le regroupement par grappes se fait au détriment d'une meilleure représentativité de l'échantillon. (Froger, 2016)

c. L'échantillonnage par niveaux

Il s'agit d'une dénomination très générale qui englobe tous les plans d'échantillonnage hiérarchisés. Quand la population possède une structure à plusieurs niveaux, on peut

sélectionner une première méthode d'échantillonnage pour le premier niveau, puis appliquer un nouvel échantillonnage aux éléments ainsi sélectionnés, etc. Ce sont des plans plus complexes mais permettant de s'adapter finement aux besoins de chaque situation, au détriment de la simplicité d'organisation et des différents coûts. (Froger, 2016)

iii. L'échantillonnage empirique

Aussi appelé « échantillonnage raisonné », l'échantillonnage empirique est un échantillonnage sans choix aléatoire. Il implique le choix réfléchi de certaines unités statistiques supposées représentatives. (Froger, 2016)

1. Avantages

Il est intéressant car il s'appuie sur l'expertise et l'expérience du concepteur du plan d'échantillonnage dans le domaine étudié. Il permet notamment de cibler certaines parcelles où l'on sait que certaines espèces rares ou cryptiques vivent, nichent ou se reproduisent, afin d'augmenter les chances de les détecter. (Froger, 2016)

2. Inconvénients

Ce plan d'échantillonnage est intéressant mais introduit un biais de sélection liée à l'expertise et à la subjectivité du concepteur du plan d'échantillonnage. Il est impossible de prouver que ce plan d'échantillonnage n'est pas biaisé. En pratique, il est possible de raisonner et de systématiser ces plans d'échantillonnage, par exemple en uniformisant la répartition des points d'échantillonnage sur la parcelle. Ce choix est moins préjudiciable dans le cadre de la mise en place de plans systématiques, puisque le biais de sélection est diminué. (Froger, 2016)

b. Décompte total

i. Principe et méthode

Le décompte total n'est applicable que dans une zone d'étude très restreinte pour une espèce facile à voir et/ou grégaire, et comptant peu d'individus : il s'agit en effet de compter tous les individus de la population pour obtenir une donnée précise de la taille de ladite population. Sauf dans de rares cas (*e.g.* compter tous les éléphants d'une réserve de 10 hectares), ce décompte total n'est pas suffisamment fiable. Il est difficile de s'assurer d'avoir compté tous les individus d'une population, aussi ces chiffres devraient plutôt être considérés comme la taille *minimale* de la population, ce qui peut être utile s'il faut s'assurer par exemple que la population reste au-dessus d'une certaine limite. (Hill *et al.*, 2005)

Si l'espèce est mobile et largement répartie, il est nécessaire que plusieurs observateurs réalisent des décomptes simultanés à différents sites pour s'assurer qu'un individu n'est pas compté plusieurs fois. C'est ainsi que l'on procède généralement pour les décomptes d'oiseaux migrateurs : les décomptes sont synchronisés afin de minimiser le risque de compter deux fois la même volée. (Hill *et al.*, 2005)

ii. Analyse

Un décompte total étant techniquement un décompte total de la population, tout changement dans le décompte au cours du temps permet de démontrer, sans analyse, une évolution de la démographie au cours du temps. Une régression linéaire ou une analyse de séries temporelles peuvent être requises afin de déterminer si ces changements sont significatifs au fil du temps, en particulier au sein des populations aux changements démographiques saisonniers et/ou cycliques. (Hill *et al.*, 2005)

c. Décompte partiel

Dès qu'il n'est pas possible de réaliser un décompte total, il peut être intéressant de séquencer les décomptes sur le plan temporel et/ou spatial afin d'augmenter la représentativité des échantillons.

i. Séquençage temporel

1. Principe

Le séquençage temporel (encore appelé « décompte programmé ») est utilisé pour standardiser l'échantillonnage d'espèces cryptiques, ou d'espèces largement dispersées sur de grandes zones géographiques, qu'il serait difficile d'échantillonner en utilisant le séquençage spatial. On l'utilise par exemple pour échantillonner des nuées d'oiseaux en vol, pour lesquelles il est impossible de déterminer une surface d'échantillonnage précise. Le fait d'introduire une durée et une fréquence d'observation permet d'introduire une répétabilité à ces échantillonnages et donc de les standardiser pour des observations ultérieures. (Hill *et al.*, 2005)

2. Méthode

Le séquençage temporel est souvent utilisé pour les enquêtes de présence-absence ; l'observateur réalise son décompte sur une période précise de temps et s'il ne compte aucun animal, il conclut à une absence. Les périodes de décompte sont renouvelées à intervalles de temps réguliers, et si aucune ne permet le décompte d'un individu, alors on peut généralement conclure à l'absence de l'espèce. Il s'agit là d'une conclusion par défaut, puisque l'absence est toujours plus difficile à montrer que la présence. (Hill *et al.*, 2005)

Il est courant d'allier séquençage temporel et séquençage spatial : réaliser les décomptes programmés sur une aire géographique limitée permet notamment de déterminer d'autres données, comme la densité minimale. Si l'aire à échantillonner est trop grande pour l'observateur, il convient de diviser cette aire en sous-zones représentatives sélectionnées aléatoirement, voire de les répartir entre plusieurs observateurs. La taille de cette aire à échantillonner dépend de la taille du site et de l'écologie de l'espèce-cible : des enquêtes de présence-absence pour des espèces rares ou timides devront généralement être conduites sur de larges zones ; pour des études de *monitoring* quantitatives répétées, de nombreuses petites zones pourront être établies pour leur consacrer un faible temps d'échantillonnage et donc une meilleure répétabilité. Les quadrats (voir *infra*) sont indiqués pour déterminer de telles aires, notamment pour de petites espèces avec de fortes densités de population. (Hill *et al.*, 2005)

3. Analyse

L'analyse des études de présence-absence est plutôt évidente dans le cas où l'espèce est bien présente ; c'est la confirmation de l'absence qui pose un problème. A moins d'une espèce particulièrement visible et identifiable (*e.g.* la girafe) sur un site restreint, il ne peut être conclu avec certitude à l'absence de l'espèce. Plusieurs études avec des résultats d'absence sont requises avant de pouvoir avancer avec suffisamment de certitude qu'une espèce est bel et bien absente. (Hill *et al.*, 2005)

Les données de présence-absence peuvent être utilisées pour établir des cartes de distribution des espèces, et la réitération des enquêtes permet de mettre à jour cette répartition dans le temps. (Hill *et al.*, 2005)

Les données tirées de ces études peuvent être exprimées en « individus comptés par unité de temps » et des tests statistiques peuvent y être implémentés si la méthode d'échantillonnage se prête à la répétabilité. Ces données sont à considérer comme des indices

populationnels : les résultats de différentes périodes peuvent être comparés pour établir des tendances dans la démographie de l'espèce. Des moyennes et écarts-types, des analyses de variance, des *t-tests*, des analyses de régression ou non-paramétriques peuvent être requises. (Hill *et al.*, 2005)

Les résultats peuvent également être utilisés pour estimer une densité minimale de l'espèce dans cette zone ; cette donnée peut être considérée comme un indice minimal puisqu'il est peu probable que tous les individus aient pu être comptés. Cet indice peut être extrapolé à d'autres habitats similaires, pour obtenir une estimation de la population totale. Il est également possible de calibrer les enquêtes par décompte programmé en menant un échantillonnage sur une zone donnée pendant une durée standard, puis de continuer à échantillonner cette zone jusqu'à ce qu'à être relativement sûr d'avoir compté tous les individus de la zone. De la sorte, on obtient le ratio suivant : $\frac{\text{nombre d'individus comptés sur la durée standard}}{\text{nombre d'individus comptés total}}$. Ce ratio peut être extrapolé à d'autres décomptes programmés pour estimer le nombre total d'individus de la population-cible. Plus ce calibrage est répété, meilleur est le ratio en tant qu'estimateur de la taille de la population globale. (Hill *et al.*, 2005)

Enfin, il convient de rappeler que les décomptes programmés sont des méthodes dont l'efficacité est fortement dépendante de l'observateur et de la nature du terrain. Plus ces méthodes sont standardisées et documentées, plus il sera possible de comparer leurs résultats. (Hill *et al.*, 2005)

ii. Séquençage spatial

1. Quadrats

a. Principe

Les quadrats sont utilisés pour définir des zones d'échantillonnage au sein desquelles seront effectuées des mesures. La sélection de l'emplacement des quadrats peut se faire de manière empirique (*e.g.* autour des points de passage des animaux, près des points d'eau, etc), aléatoire ou systématique. (Hill *et al.*, 2005)

La mesure la plus simple à effectuer est la présence-absence de l'espèce-cible ; si cette mesure est répétée dans de nombreux quadrats, une estimation de la fréquence globale de l'espèce peut être obtenue. D'autres mesures classiques sont celle de la densité et de la couverture (pour les plantes). (Hill *et al.*, 2005)

La taille du quadrat impacte sur la mesure de la fréquence : un quadrat plus étendu augmente les chances de détecter l'espèce-cible comparativement à un petit quadrat. La taille du quadrat sera sélectionnée de sorte à éviter les mesures limites, pour lesquelles certains quadrats relèvent presque toujours l'absence de l'espèce, tandis que d'autres relèvent presque toujours sa présence. Les quadrats trop petits peuvent être sous-représentatifs d'une espèce, aussi une espèce même présente pourrait ne pas être échantillonnée. Les quadrats trop grands prennent trop de temps à échantillonner et l'observateur perd en efficacité. Une fois sélectionnée, la taille du quadrat devra être constante entre les enquêtes. (Hill *et al.*, 2005)

b. Quadrats permanents

Choisir des quadrats permanents – c'est-à-dire dont la localisation ne varie pas au cours des enquêtes – permet de réduire la variabilité entre quadrats lors d'études longitudinales (*ie* dans le temps). Si les changements démographiques sont significatifs sur le site d'étude, les quadrats permanents détecteront les changements plus efficacement que les quadrats temporaires : la mesure de la variation est plus précise. Choisis de manière empirique, ils sont

également plus indiqués pour *monitorer* des espèces sédentaires rares, connues seulement dans certaines localisations : dans ce genre de situation, des quadrats temporaires choisis aléatoirement seraient inefficaces et imprécis. (Hill *et al.*, 2005)

Les quadrats permanents permettent également de collecter plus de données sur la croissance et la survie des organismes. C'est particulièrement vrai pour les études sur la flore, mais cela peut également se retrouver dans les études de colonies (*e.g.* colonies d'abeilles, échoueries de phoques, ...). Le risque à établir des quadrats permanents aussi proches de colonies est d'endommager le milieu, de perturber l'écologie de l'espèce ou d'en modifier le comportement ; ces quadrats ne devraient pas être laissés *in situ* entre différentes enquêtes mais identifiés par balise GPS et mis en place uniquement au moment des enquêtes. (Hill *et al.*, 2005)

c. Quadrats temporaires

Les quadrats temporaires sont plus rapides à mettre en place ; ils ont également pour avantage de moins endommager l'environnement et d'être plus facilement représentatifs de l'habitat général si placés correctement (les quadrats permanents sont susceptibles d'être non représentatifs à force de modifications ou d'évènements aléatoires). Cependant, ils sont moins précis pour l'estimation des variations éventuelles de démographie au sein d'un échantillon. (Hill *et al.*, 2005)

Ils sont particulièrement appropriés pour les espèces éphémères ou mobiles sur de courtes distances, comme les coléoptères ou les invertébrés benthiques (vivant à ras le sol). (Hill *et al.*, 2005)

La plupart des avantages et inconvénients relatifs aux quadrats sont applicables aux méthodes des transects (voir *infra*).

d. Méthode et analyse

La méthodologie de mise en place des quadrats dépend énormément de l'espèce monitorée : en général, les individus sont simplement comptés au sein du quadrat pour établir une fréquence ou une densité, et les généraliser à la population. Pour les espèces difficiles à identifier sur le terrain, les méthodes d'observation indirectes, les méthodes de capture ou les méthodes indirectes peuvent être préférées à l'observation directe. Les éventuels échantillons doivent être étiquetés précisément avec la localisation du quadrat d'origine. (Hill *et al.*, 2005)

Les méthodes analytiques des données tirées des quadrats sont accessibles. Les plus importantes et courantes sont l'analyse de fréquence, abondance et répartition des espèces. Les données de fréquence sont généralement analysées par test du χ^2 ; les analyses de densité et couverture (ou de l'abondance) sont analysées par *t-test*, analyse de variance ou régression. Des statistiques non-paramétriques peuvent être plus appropriées, selon la distribution des données. (Hill *et al.*, 2005)

2. *Echantillonnage par la distance*

L'échantillonnage par la distance est une méthode pour obtenir des estimations de la densité des espèces, basée sur l'estimation de la distance des individus par rapport à un point ou à une ligne. L'avantage majeur de cette approche est que la détection des individus n'a pas à être complète, puisque la méthode fournit un moyen d'estimer le nombre d'individus « manqués » par l'échantillonnage selon la distance à l'observateur. Elle est plus couramment appliquée aux espèces mobiles comme les mammifères et oiseaux, mais elle est également appliquée aux organismes stationnaires ou moins mobiles. (Buckland *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2005)

Il est raisonnable de considérer que l'observateur va « manquer » des individus ou des preuves de présence lors de son échantillonnage, que ce soit par observation directe, indirecte ou avec des méthodes indirectes. De plus, le nombre d'individus « manqués » augmente avec la distance à l'observateur. Ainsi, l'analyse des données doit inclure la distance et la détectabilité des espèces selon celle-ci afin de calculer une densité satisfaisante. (Hill *et al.*, 2005)

Le choix entre l'échantillonnage sur transect linéaire ou l'échantillonnage au point dépend de plusieurs facteurs, comme le temps disponible pour la collecte des données, la discrétion et la mobilité des espèces-cibles, la densité présumée des espèces, le nombre d'espèces étudiées, ainsi que la nature et la topographie du terrain. Plusieurs prérequis sont également nécessaires avant de mettre en place ce genre d'échantillonnage : (Hill *et al.*, 2005)

- Les individus (ou objets) sont distribués de manière aléatoire par rapport aux transects (ou aux points) : le positionnement des transects (ou points) doit donc être aléatoire ou systématique, et non pas empirique (*e.g.* il ne doit pas être choisi en fonction des sentiers, des zones de nichage connues, etc). Ainsi, on évite l'introduction d'un biais de sélection puisque ces zones seraient atypiques en termes de densité d'espèces.
- Les individus (ou objets) se trouvant sur les transects (ou points) doivent pouvoir être détectés avec certitude. Ce point semble facile à mettre en place, mais il peut s'avérer compliquer de détecter avec certitude tous les individus (ou objets) sur le transect notamment dans le cas d'études aériennes ou d'images GPS (la canopée pouvant masquer certains points cruciaux), ou encore dans le cas d'espèces souterraines ou arboricoles. Si ce point ne peut être rempli avec certitude, il convient d'installer un pourcentage de détection au transect (ou au point) afin d'ajuster les estimations de densité en fonction.
- Les individus (ou objets) doivent être détectés avant leur mouvement en réponse à la présence ou l'approche de l'observateur. Ce point est facilement applicable aux preuves de présence (fèces, poils, mues, ...) qui ne changeront pas de place selon la présence ou non d'un observateur ; il peut s'avérer problématique pour les individus. Les individus fuyant l'observateur pourront artificiellement diminuer le nombre d'individus comptés ; à l'inverse, les individus se rapprochant de l'observateur vont virtuellement augmenter la densité. Tout individu mouvant introduit un biais de détection, d'autant plus important pour le décompte au point (pour lequel le biais augmente avec le carré de la distance au point) que pour la méthode des transects (pour laquelle le biais n'augmente que linéairement par rapport à la distance au transect). Un individu pourra être compté deux fois sur deux transects différents sans conséquence sur la densité finale ; si cet événement est trop fréquent, cependant, il faudra revoir la méthodologie (notamment la distance entre transects) car cela introduit une faiblesse statistique à l'échantillonnage.
- Les distances doivent être mesurées le plus précisément possible. L'entraînement des équipes et l'investissement dans quelques outils (compas de précision, télémètre, balise GPS) doivent être une priorité pour augmenter la robustesse de cette méthode. S'il est impossible de mesurer avec précision la distance à l'observateur, on créera au moins trois intervalles de regroupement en bandes pour s'assurer une robustesse suffisante de la méthode tout en prenant en compte le déclin de détectabilité des espèces avec la distance. (Hill *et al.*, 2005)

Le travail d'échantillonnage par la distance est également associé à un biais de sélection inévitable. En effet, les regroupements d'animaux (troupeaux, volées, zones de nidification, etc.) impliquent une forte variation dans la détectabilité selon leur taille. Des grands groupes d'animaux seront parfois plus faciles à détecter car plus visibles, plus bruyants et donc plus facilement détectables même à grande distance ; ils seront pourtant parfois plus difficiles à

détecter car plus en alerte et donc plus à même de fuir l'observateur. Il est parfois plus simple de mesurer la distance de l'observateur par rapport au groupe et non pas par rapport à chaque individu ; des logiciels d'analyse sont capables d'exploiter ces données de groupe. Ce biais de sélection est plus marqué avec le décompte au point qu'avec le transect linéaire.

Il est également important de standardiser l'échantillonnage, par exemple sur la durée d'acquisition des données, la longueur des transects, la vitesse de marche de l'observateur, les conditions météorologiques, etc.

a. Méthode des transects

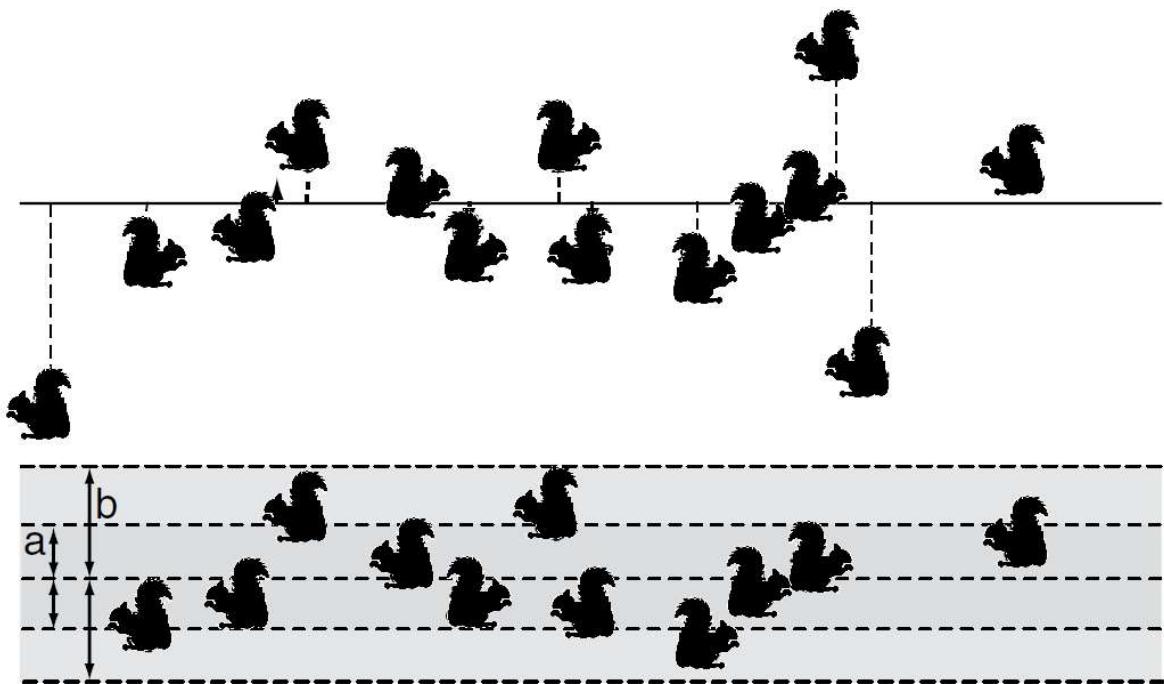


Figure 10 : Echantillonnage par la distance, transect linéaire. C'est une ligne virtuelle de longueur définie, sur laquelle l'observateur se déplace et mesure la distance de chaque individu perpendiculairement au transect (*supra*) ou estime la distance de l'individu par rapport à la ligne et le place dans un intervalle (*infra*) (Hill *et al.*, 2005, modifié)

La méthode des transects (**figure 10**) a certains avantages que n'a pas le décompte au point. Elle est notamment plus efficace dans la collecte des données pour de grands échantillons, et moins sujette au biais d'erreur de mesure. C'est également une méthode avec moins de biais de détection concernant la mobilité des espèces, et elle est plus pratique pour les espaces ouverts dans lesquels les individus sont détectables à longue distance. (Hill *et al.*, 2005)

La méthode des transects est difficilement applicable autrement qu'avec un observateur humain. Des logiciels d'acquisition d'images aériennes pourraient remplir ce rôle, mais il est difficile de détecter tous les individus ainsi, surtout s'ils sont immobiles, ou cachés du point de vue aérien par de la végétation.

b. Décompte au point

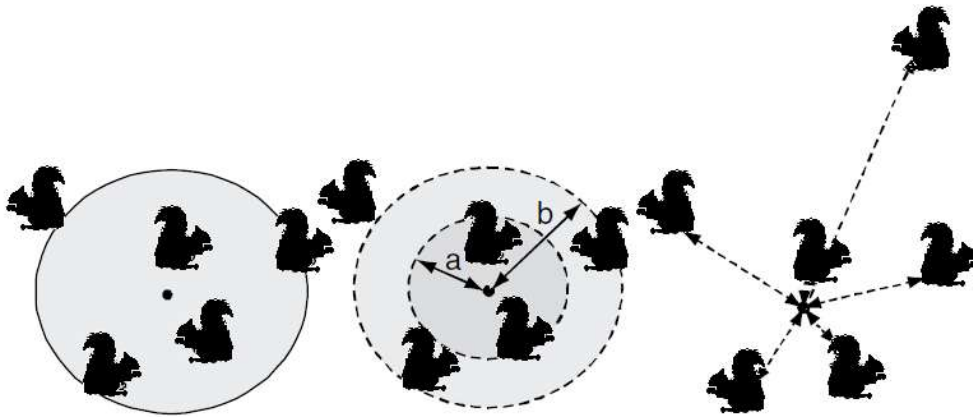


Figure 11 : Echantillonnage par la distance, décompte au point, avec un rayon fixe (gauche), avec des bandes de distance (centre) ou avec la mesure exacte de la distance à l'observateur (droite). Ils peuvent être considérés comme des transects de longueur nulle, d'où le nom de « transect en point ». (Buckland *et al.*, 1993; Hill *et al.*, 2005, modifié)

Le décompte au point (ou « transect en point », **figure 11**) est plus souvent utilisé dans les habitats fermés comme les sous-bois, dans lesquels il est plus difficile de composer avec le terrain pour établir des transects linéaires, et où la détection des espèces est plus difficile avec la végétation. Il est également plus facile d'établir des points de décompte de manière aléatoire dans des habitats difficiles d'accès. Il permet enfin à l'observateur de passer plus de temps au point et d'être plus concentré, au lieu de marcher le long d'un transect tout en guettant les alentours. (Buckland *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2005)

Le temps passé au point est important : on y passera entre 5 et 10 minutes, afin d'être suffisamment sûr d'avoir compté tous les individus de la zone tout en minimisant la probabilité que de nouveaux n'entrent dans la zone, ou que certains en sortent. (Buckland *et al.*, 2001; Hill *et al.*, 2005)

2. Méthodes d'inventaire, de suivi et de quantification de la biodiversité

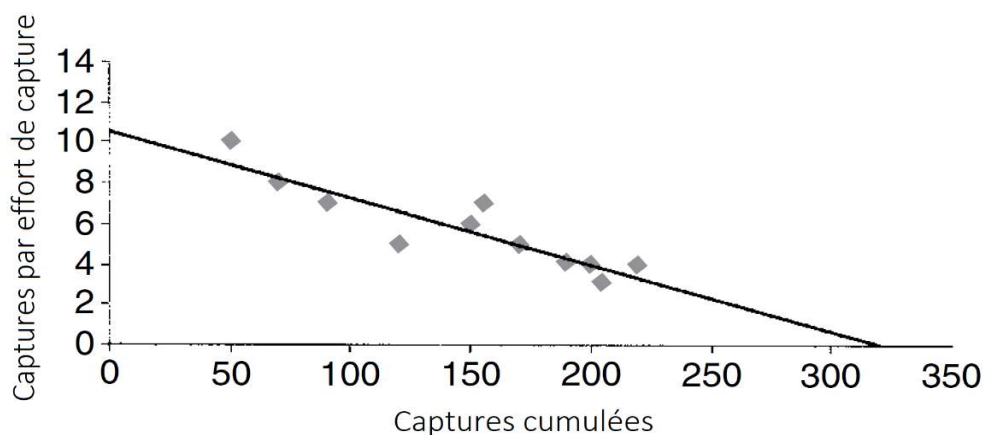
Faute de consensus dans la communauté scientifique sur les méthodes à employer, il existe pratiquement autant de protocoles d'échantillonnage que d'études elles-mêmes. De manière générale, les relevés de biodiversité bénéficieraient d'une standardisation globale, pour chacun des sites d'étude. Cette standardisation méthodologique est facilitée par l'émergence de bases de données communes, et surtout la mise en place de suivis nationaux. Cependant, la standardisation des données ne doit pas être une excuse pour diminuer la qualité des mesures : une méthode standardisée mais produisant des données de piètre qualité ne saurait être recommandée. (Archaux, 2010)

a. Méthodes de capture

i. Capture avec prélèvement

La méthode de capture avec prélèvement est un moyen d'estimer la taille de la population en se basant sur la capture, et pour laquelle les animaux capturés ne sont pas remis dans la population d'origine. Dans des cas extrêmes, la capture est poussée jusqu'à ce que tous les animaux de la population soient capturés. Le nombre de captures est alors considéré comme le nombre d'individus total de la population. Dans la pratique, cela est rarement réalisé car cela demande trop d'investissement temporel, humain et financier. Il est toutefois possible de construire un modèle de régression linéaire basé sur le nombre de captures cumulées en fonction du nombre de captures pour chaque effort d'échantillonnage : ce modèle permet d'extrapoler le nombre total d'individus de la population. Il est important dans ce cas de correctement estimer les efforts d'échantillonnage : doubler le nombre de pièges ne double pas forcément l'effort d'échantillonnage produit. (Hill *et al.*, 2005)

Dans la pratique, cette méthode n'est utilisée que dans des milieux fermés, pour lesquels aucun individu n'entre dans le milieu et aucun individu ne sort de lui-même. Elle est généralement appliquée au *monitoring* des populations de poissons de bassin, de lac ou d'étang, pour lesquelles l'*electrofishing* est pratiqué. Cette méthode consiste à placer un filet conducteur dans une portion du bassin, et d'électrifier celui-ci. Les poissons ainsi assommés (ou tués) remontent en surface et sont prélevés ; chaque vague d'électrification peut être considérée comme un effort d'échantillonnage. On pourra alors modéliser la régression linéaire comme dans le **graphique 7**, et obtenir une estimation de la taille de la population totale. (Hill *et al.*, 2005)



Graphique 7 : Exemple de régression linéaire obtenue par méthode de capture avec prélèvement. L'intersection entre la droite de régression et l'axe des abscisses correspond à l'estimation de la taille de la population. (Hill *et al.*, 2005)

ii. Capture, marquage, recapture

1. Principe

Un échantillon de la population-cible est capturé, marqué puis relâché dans la population d'origine. Si ces individus marqués se dispersent de nouveau dans la population d'origine et qu'on effectue une seconde capture, on peut écrire, selon la théorie de Lincoln-Petersen : (McCullough and Hirth, 1988; Hill *et al.*, 2005; Chao, Pan and Chiang, 2008)

$$\frac{M}{N} = \frac{m}{n}$$

M = nombre d'individus marqués dans le second échantillon

N = nombre d'individus total dans le second échantillon

m = nombre total d'individus capturés et marqués dans le premier échantillon

n = nombre total d'individus dans la population

Toutes les méthodes de capture, marquage, recapture (« CMR ») sont basées sur ce ratio, bien qu'il y ait une infinité de déclinaisons de techniques de capture autour de cette théorie. La plupart des méthodes requièrent plus de deux moments de capture. Toutes les méthodes doivent cependant se plier à certaines exigences fondamentales sans lesquelles les résultats ne pourraient pas être considérés comme valides : (Hill *et al.*, 2005)

- Les individus marqués se dispersent dans la population globale après leur relâcher : s'ils restent dans le même groupe, la proportion d'individus marqués dans le second échantillon sera artificiellement augmentée, et donc la taille de la population totale sous-estimée. Inversement, si le second échantillon est réalisé dans une zone différente, la proportion d'individus marqués sera artificiellement diminuée et donc la taille de la population totale surestimée.
- Chaque animal doit avoir la même chance d'être capturé, à chaque effort de capture. Si les individus précédemment capturés deviennent méfiants envers le piège (*e.g.* à cause du stress, d'une éventuelle douleur au piégeage, ...) ou trop enjoués envers celui-ci (*e.g.* à cause d'une expérience avec un appât très appétant), les résultats seront biaisés. Certains modèles ont été étudiés pour parer à ces différences dans les probabilités de capture.
- La plupart des modèles requièrent que la population soit fermée. Certains sont faits pour des populations ouvertes, mais ils donnent des estimations de population moins précises. Une connaissance précise de l'écologie des espèces peut permettre de considérer une population comme fermée en dehors des périodes de reproduction ou de migration.

a. Avantages

La standardisation des efforts de capture au cours du temps n'est pas aussi essentielle que dans les autres méthodes : seul le ratio $\frac{\text{marqués}}{\text{non marqués}}$ nous importe, aussi les efforts de capture n'ont pas à être aussi standardisés. Ainsi, on pourra capturer un premier échantillon d'individus avec des pièges à trappe, et le second échantillon avec un piège à fosse, sans conséquences sur le ratio. Si le marquage est suffisamment visible sur le terrain (*e.g.* bagues colorées sur les oiseaux, boucles auriculaires pour les mammifères, ...), l'observateur peut même s'affranchir d'un second piégeage physique et faire une session d'observation directe ou indirecte des individus pour compter ceux qui sont marqués. Cela a également pour avantage de causer moins de perturbation à l'écologie et au comportement de l'espèce, et d'éviter un problème de crainte ou d'attrait pour le second piège. (Hill *et al.*, 2005)

b. Inconvénients

Le CMR requiert beaucoup d'efforts sur le terrain, pour des résultats parfois décevants car très imprécis. Plus la proportion d'individus capturés augmente, plus la précision augmente, mais la méthode perd aussi proportionnellement de son intérêt comparativement à un décompte total. (Hill *et al.*, 2005)

2. Méthodes de capture et de marquage

a. Avantages et utilisations connues

De nombreuses méthodes de capture physique sont disponibles : pièges à trappe, à fosse, cuvettes, pièges en cornet, pots Barber, filets à oiseaux ou à insectes, capture à la main ou télé-anesthésie ... La capture d'un animal par un appât augmente la probabilité de recapture de celui-ci ; inversement, une technique stressante ou douloureuse conduit à une diminution de la probabilité de capture. Il convient de réfléchir au préalable à quelle méthode employer pour l'espèce-cible.

Une large variété de méthodes de marquage peut être employée. Dans l'idéal, se servir du marquage naturel des animaux pour les identifier est conseillé : le pelage rayé des tigres a un *pattern* individuel, les grands primates peuvent être reconnus par leurs caractéristiques faciales, etc. Pour les animaux qui doivent être marqués artificiellement, on évitera d'utiliser des méthodes intrusives (comme l'éjointage) dès que possible, ou *a minima* de réduire le stress et les blessures physiques qui peuvent par la suite créer un biais de sélection par évitement des pièges de ces animaux. Il est aussi important que le marquage ne favorise par la prédation par d'autres espèces, ou la mortalité, au risque de biaiser l'estimation de la population. Des recommandations par taxon existent quant au marquage à privilégier ; dans la plupart des cas, il requiert une autorisation de la part des autorités locales ou nationales. (Hill *et al.*, 2005)

Il est également possible de marquer individuellement chaque animal de manière reconnaissable, ou de marquer tous les individus capturés dans le même piège ou la même zone avec le même signe distinctif. Le marquage individuel peut donner des informations additionnelles (comme l'aire de répartition, le comportement exploratoire, etc.) et renseigne également sur les variations individuelles dans la probabilité de capture, selon le type de piège, la localisation, ... (Hill *et al.*, 2005)

Cette technique a été largement utilisée pour déterminer la richesse, l'abondance et la densité de nombreuses espèces le long de gradients environnementaux, mais aussi pour effectuer des mesures morphologiques ou déterminer les caractéristiques propres au genre d'une espèce.

b. Inconvénients et controverses

Cette méthode présente des inconvénients majeurs, comme un coût en main d'œuvre et en temps conséquent, mais aussi une faible probabilité de capture des espèces nécessitant des méthodes de capture plus spécifiques ou témoignant d'une faible probabilité de piégeage. ^[9] Le personnel devant poser, manipuler et relever ces pièges requiert une formation préalable, afin de ne pas endommager le matériel qui peut être coûteux et de pouvoir gérer sans danger les animaux ainsi piégés. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002) De plus, cette technique impose souvent à l'animal capturé de longues heures de détention et une manipulation par les opérateurs, qui sont autant de situations stressantes pour l'individu et qui interfèrent avec son activité normale. (Hill *et al.*, 2005)

Les réglementations internationales, gouvernementales et locales peuvent également être un frein pour la mise en place de ce genre de méthodes, notamment concernant les carnivores ou plus généralement les mammifères. Dans ce cas, les pièges devront être posés avec une

autorisation préalable dans des zones où ces espèces ne vivent pas, ou alors mis en place de telle sorte à ne pas capturer les espèces interdites. Ces contraintes ont un impact certain sur l'efficacité de la méthode de *trapping*. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

Une connaissance de l'écologie et du comportement des espèces ciblées est requise afin d'optimiser la pose des pièges et leur efficacité, (Schemnitz *et al.*, 1994) mais ces informations ne sont pas toujours disponibles.

b. Méthodes d'observation

Il existe trois types de méthodes d'observation : (1) directes, (2) par identification des fèces, sentiers et autres signes, et (3) par *camera-trapping*. (Hoffmann *et al.*, 2010)

i. Observation directe

L'observation directe et le décompte d'animaux sont clairement un moyen d'établir la présence / absence d'une espèce et son abondance dans un milieu. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002) Mais, en général, l'observation directe n'est pas une méthode efficace pour détecter des animaux de moyen gabarit ; selon le milieu, par exemple la forêt tropicale, il peut être difficile d'observer les individus (végétation dense, hautes canopées, comportement d'évitement, nombreuses cachettes, etc.). (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002; Hoffmann *et al.*, 2010) Quelques exceptions existent, comme les primates nocturnes dont le tapis choroïdien reflète aisément l'éclat des lampes torches la nuit (Doggart *et al.*, 2006) D'autres animaux nocturnes, comme certains reptiles, amphibiens ou petits carnivores, peuvent également être facilement aperçus à la lueur d'une lampe. (Hoffmann *et al.*, 2010)

L'observateur peut se munir d'un appareil photographique muni d'un zoom et/ou d'un capteur infra-rouge pour prendre des clichés et faciliter l'identification des animaux par la suite. Il pourra également se munir d'une balise GPS afin de noter avec précision l'emplacement des animaux observés. Le soutien des habitants indigènes pourra également être sollicité pour déterminer les lieux de présence les plus probables pour les animaux, et pour faciliter leur identification. (Hoffmann *et al.*, 2010)

ii. Observation indirecte : par identification des indices de présence

Les traces indirectes peuvent être plus faciles à repérer : fèces, empreintes, sentiers. Les chances de détecter ces traces peuvent être augmentées à l'aide de différents pièges. Ces méthodes sont faciles à mettre en place et sont plutôt coût-effectives. (Buckland *et al.*, 2001; Marques *et al.*, 2001; Jathanna, Karanth and Johnsingh, 2003; Joshi *et al.*, 2020) Cependant, elles peuvent être moins efficaces dans des régions difficiles (topographie extrême, substrats rocheux, etc.) où il est difficile de suivre les sentiers, et moins efficaces pour repérer des traces d'espèces assez élusives. (Joshi *et al.*, 2020)

1. Historique de chasse, de trafic et de consommation

Les enquêtes indirectes peuvent impliquer d'étudier les historiques de chasse (y compris ceux recensant les carcasses retrouvés lors des battues) et de commerce de fourrure (Elton and Nicholson, 1942; Shier and Boyce, 2009), d'imports/exports légaux ou non (cites.org, 2019) et des marchés de viande, de viande de brousse et d'éléments de médecine traditionnelle. (Anadu, Elamah and Oates, 1988; Angelici, 1999; Hill *et al.*, 2005)

2. Enquêtes participatives

Il peut être intéressant d'inclure des méthodes d'enquêtes participatives dans les études de suivi et de quantification de la biodiversité. Les collectivités locales peuvent être sollicitées

afin d'aider à identifier les espèces présentes dans la région, en leur présentant notamment des photographies des espèces ciblées. Les personnes interrogées peuvent également être en mesure d'estimer la durée depuis laquelle l'espèce est présente sur le territoire, ou, au contraire, depuis combien de temps elle n'a pas été vue. Il semble plus intéressant de réaliser ces enquêtes participatives *a priori* de la collecte de données sur le terrain, afin d'orienter les prises de décision et les protocoles d'échantillonnage. Cette méthode est à même de générer une grande quantité d'informations, aussi il est recommandé de structurer le questionnaire et de ne focaliser les questions que sur les données voulues. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

3. Les pièges à traces

En 1957, Mayer développe les premiers pièges à traces pour l'étude des petits mammifères. Par la suite, ces pièges sont régulièrement utilisés, notamment pour l'étude des mustélidés. Les pièges à traces permettent d'observer, à un emplacement déterminé au préalable (par la probabilité de passage, par l'aire de répartition de l'espèce, etc.), des empreintes plus nettes. (King and Edgar, 1977; Zielinski, 1995; Gompper *et al.*, 2006) Il existe deux principaux types de pièges à traces : les revoirs, et les pièges à encre, aluminium (Winter, Johnson and Faaborg, 2000), talc (Gese, 2001), etc.

a. Les revoirs

Un revoir est le remaniement du substrat naturel du terrain pour obtenir un passage dégagé, lisse et sans trace ; il peut être tracé dans une coulée naturelle, un sentier prédéfini, ou à côté d'autres signes de présence (fèces, marquage, poils, ...). Les nouvelles empreintes marqueront de façon plus détaillée sur un sol meuble, aussi du sable (ou équivalent) est souvent ajouté sur la piste. Des produits attractifs (phéromones, parfums, nourriture, ...) peuvent être ajoutés à ces stations ; cela accroît la probabilité de détecter des individus de manière « active », alors qu'une piste laissée vierge permet une détection « passive ». (Zielinski and Schlexer, 2009)

b. Les pièges à encre, aluminium, talc, etc.

Les pièges de ce type permettent d'obtenir des traces encore plus précises que les revoirs, et sont donc plus appropriés à la détection des petites espèces. Ils nécessitent une préparation préalable : un cadre en bois contenant en son centre un tampon imbibé d'encre (souvent un mélange dilué de nitrate ferrique / polyéthylène glycol) posé sur un papier buvard. Les dimensions du cadre en bois varient selon la taille de l'espèce cible, mais le cadre doit toujours être en forme de tunnel ou être placé à l'abri pour protéger le papier buvard de l'humidité. Un produit attractif (*cf. supra*) peut être placé au centre du piège (on fait de nouveau la distinction entre détection « active » et « passive»). Les empreintes sont déposées sur le papier buvard par pression des pattes sur le tampon, aussi, le papier et l'encre doivent être changés de manière régulière (à définir). (Vanpeene-Bruhier and Berne, 2016)

Une fois retiré, le papier buvard doit être pulvérisé avec un révélateur (acide tannique / éthanol, dans le cas d'une encre nitrate ferrique / polyéthylène glycol) pour pouvoir observer les empreintes. Le piège à encre est préférentiellement placé près de signes de présence (fèces, marquage, poils, ...). (Vanpeene-Bruhier and Berne, 2016)

4. Les pièges à phanères

Contrairement aux pièges photographiques et aux pièges à traces, qui seraient les méthodes d'observation directe les moins invasives les plus utilisées (Gompper *et al.*, 2006), le piège à phanères est une méthode encore peu connue et donc peu utilisée. Elle est plus souvent utilisée pour capter des poils, rarement utilisée pour capture des plumes. C'est une méthode peu

coûteuse, facile à mettre en place et pouvant être déployée sur de grandes surfaces. (Sanecki and Green, 2005) Jusqu'à présent, cette méthode a principalement été mise en place pour des inventaires ou des suivis se limitant à une espèce, comme le lynx (McDaniel *et al.*, 2000), l'ours (Camarra, Coreau and Touchet, 2007), l'écureuil roux (Gurnell *et al.*, 2004), ... ou encore pour des études sur le régime alimentaire de certaines espèces. (Day, 1966)

Les pièges à phanères peuvent être déclinés de nombreuses manières : fermés ou ouverts, avec ou sans appât, au sol, fixés dans un arbre, ... Le choix du format dépend de plusieurs facteurs : dynamique sociale, comportement et taille de l'espèce ciblée, conditions environnementales, ... Deux exemples vont être donnés ci-après.

a. Tubes capteurs

Le tube capteur est un tunnel dont les parois internes sont couvertes par du ruban adhésif double-face ou de la glue : ce dispositif permet de capter des poils au passage d'un animal. Fréquemment utilisé pour le suivi des écureuils roux (Gurnell *et al.*, 2004; Finnegan *et al.*, 2007; Bertolino *et al.*, 2009), ce système est adaptable aux petits carnivores (Foresman and Pearson, 1998), aux espèces fouisseuses ou nicheuses, ou à toute autre espèce pouvant se déplacer ou nicher dans un espace restreint, peu importe sa taille ou la taille dudit espace. Ainsi, elle pourrait tout à fait être utilisée sur des grands mammifères comme les ours, en l'occurrence en induisant une partie des parois de leurs tanières avec de la glue.

b. Paillasson

Décrite pour la première fois par Mc Daniel *et al.* (2000), cette méthode est aussi appelée « station de frottement ». Ce piège est constitué d'un tapis en fibres végétales ou synthétiques, découpé à la longueur souhaitée selon l'espèce étudiée. Ce paillasson est fixé sur un support (tronc d'arbre, souche, ...), à proximité d'indices de présence, la hauteur de fixation étant calculée par rapport à l'espèce cible. Des phéromones ou parfums peuvent y être aspergés pour attirer certaines espèces voire individus d'un certain sexe d'une espèce particulière.

Les espèces ayant naturellement des comportements de frottement et/ou de marquage par friction seront plus facilement échantillonnées par cette méthode, comme le chat sauvage (Weaver *et al.*, 2005) ou le blaireau (Soubelet, 2010).

c. Identification des poils

Il est possible d'identifier, à l'aide d'un microscope optique, les phanères collectées jusqu'au niveau de la famille, voire du genre ou de l'espèce. (Tóth, 2002) Une collection de référence sera idéalement utilisée, ainsi que des atlas de phanères. (Keller, 1978, 1980, 1981; Faliu *et al.*, 1979; Debrot *et al.*, 1982; Teerink, 2003) Divers critères d'identification doivent être combinés : pour les poils, on pourra s'intéresser à l'allure générale, la structure de la médulla, le dessin des écailles, la coupe transversale du phanère, (Soubelet, 2010) mais aussi des critères plus précis comme l'indice cuticulaire (Faliu *et al.*, 1979) ou la forme des vésicules aériennes dans la médulla (Keller, 1978, 1980, 1981).

L'analyse ADN peut également être envisagée pour établir un profil génétique des poils et plumes collectés. Pour cela, le follicule doit être présent sur le phanère collecté. Cette technique a déjà été utilisée chez de nombreuses espèces comme l'ours des Pyrénées (Camarra, Coreau and Touchet, 2007) ou encore le loup. (Soubelet, 2010)

iii. Camera-trapping

Le *camera-trapping* est l'utilisation d'une caméra digitale (ou au sens large, d'un appareil photo (O'Connell and Nichols, 2011)) équipée d'un système de déclenchement au

passage d'un animal. Cette technique a permis un large bond dans nos connaissances sur l'écologie, le comportement et la dynamique de populations d'espèces sauvages. La méthode s'est développée dès le XIX^{ème} siècle, et a progressé à différents rythmes depuis lors, selon les intérêts sociétaux, culturels et éthiques et les avancées technologiques du moment. Des centaines de publications sont parues sur le sujet, et des centaines d'autres études de la littérature grise ont également apporté leur contribution au développement de cette méthode. Le *camera-trapping* a été utilisé pour une large variété d'espèces, de la plus commune (comme le cerf à queue blanche *Odocoileus virginianus*) à la plus rare et mystérieuse, comme le léopard des neiges *Uncia uncia*). (Wearn and Glover-Kapfer, 2017)

La plupart des études s'intéressant au *camera-trapping* se réfèrent essentiellement aux caméras déclenchées par un capteur infra-rouge, mais ce terme s'applique de manière plus générale à toute caméra déclenchée par un animal, que ce soit par le biais de câbles, de plaques de pression, de lasers, de capteurs de micro-ondes, etc. Ainsi, les caméras dites « *time-lapse cameras* », dont la prise d'image est programmée à intervalles réguliers et non pas déclenchée par le passage d'un animal, ne sont pas à strictement parler des *camera traps*. De la même façon, les caméras déclenchées à distance par un être humain ne rentrent pas non plus dans cette catégorie. On peut se référer aux *camera traps* en parlant de *game cameras*, de *scouting cameras* ou encore de *trail cameras*. (Wearn and Glover-Kapfer, 2017)

1. Utilisation du camera-trapping

L'utilisation du *camera trapping* est en passe de devenir l'une des bases du *monitoring* des moyens et grands mammifères, avec l'utilisation de caméras déclenchées par le mouvement. Il est cependant moins utilisé dans les enquêtes de recensement des petits mammifères, puisque l'efficacité de cette technique n'a été testée que récemment sur cette population. Notamment, l'index de relative abondance de cette technique n'a été évalué qu'en 2015. (Burns *et al.*, no date) L'index d'abondance relative, pour cette méthode, pourrait être simplement assimilé au « taux de capture », c'est-à-dire au nombre de photos par effort d'échantillonnage (ou par déclenchement de l'appareil), en gardant toutefois certaines réserves concernant ce raccourci. Des méthodes plus robustes pour comparer les tendances d'occupation à travers le temps et l'espace incluent la méthode de marquage-recapture (pour les espèces identifiables individuellement sur image), et la méthode de modélisation de rencontres aléatoires (pour les espèces chez lesquelles on ne peut identifier chacun des individus). (Wearn and Glover-Kapfer, 2017)

Le *camera-trapping* a été utilisé de manière globale pour les études écologiques, les enquêtes sur la richesse spécifique du milieu (Rovero *et al.*, 2014; Joshi *et al.*, 2020), la compréhension des dynamiques communautaires (Lesmeister *et al.*, 2015; Joshi *et al.*, 2020), l'estimation des populations (Ramsey, Caley and Robley, 2015; Joshi *et al.*, 2020), mais également pour la compréhension de l'utilisation et de l'occupation de l'habitat. (MacKenzie *et al.*, 2002; Rovero *et al.*, 2014; Joshi *et al.*, 2020)

2. Avantages du camera-trapping

La technique de *camera trapping* est avantageuse sur le plan de la praticité : de nombreuses données peuvent être collectées sur de larges échelles temporelles et spatiales. ^[2] Notamment, l'abondance, la diversité et la distribution des espèces animales peuvent être évaluées grâce aux données collectées par cette méthode. Le suivi de l'abondance s'est révélé particulièrement efficace par le biais de cette méthode, et il a été démontré que son coût-efficacité était supérieur à celui d'autres méthodes (notamment celle des transects ou du *live-trapping*) pour des projets de suivi à long-terme. (Caughley, 1977) Elle permet également une prise de données en quasi-continu dans des conditions climatiques et géographiques difficiles,

et la détection d'espèces animales se déplaçant beaucoup, ayant un territoire étendu ou bien étant difficiles à capturer physiquement. De plus, les animaux n'étant pas capturés, aucun stress lié à la détention et à la manipulation n'est induit par cette méthode, ne perturbant ainsi nullement les activités de ces espèces. (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009)

Cette technique peut également être utilisée pour estimer la densité et les variations de densité de certaines espèces dont le marquage ou les caractéristiques morphologiques permettent la reconnaissance d'individus. (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009) Elle a notamment été utilisée pour suivre individuellement des tigres et des chimpanzés, en se servant respectivement du marquage du pelage, propre à chaque tigre (Seber, 1982), et de la reconnaissance faciale chez les chimpanzés. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002) Cette méthode pourrait être étendue à toute espèce dont les individus sont identifiables par leur marquage (zèbres, ocelots, léopards, girafes, ...) ou leur faciès (principalement les grands primates). Dans ce cas, on veillera à avoir une caméra à haute résolution d'image, de sorte à pouvoir distinguer ces marquages individuels nettement et de ne pas pouvoir confondre les individus. Cela implique généralement que la caméra dispose d'un flash à lumière blanche, et non d'un flash à lumière infra-rouge. (Caughley, 1977) La plupart des autres mammifères ne sont cependant pas identifiables individuellement, en particulier les petits mammifères: la technique de *camera trapping* est alors utilisée pour en estimer l'abondance. Les taux d'occupation déterminés par les méthodes de *live trapping* et de *camera trapping* sont comparables. (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009)

3. Inconvénients du camera-trapping

Comme évoqué ci-dessus, l'utilisation des index de relative abondance pour cette technique est controversée (Bookhout and Society, 1994) puisque leur évaluation est très récente. De nombreuses études ont comparé l'indice d'abondance issu des techniques de *camera trapping* avec des indices d'abondance obtenus indépendamment. Rovero et Marshall (Rovero and Marshall, 2009) ont montré une forte relation de linéarité entre la densité estimée par la méthode des transects et celle trouvée par les méthodes de *camera trapping*. Au contraire, une autre étude a montré que la densité estimée par piégeage caméra de la panthère nébuleuse de Bornéo *Neofelis diardi* et du léopard *Prionailurus bengalensis* n'était significativement pas substituable à la densité estimée par d'autres méthodes. (Bookhout and Society, 1994) De plus, peu de travaux ont été réalisés pour évaluer l'efficacité de la méthode sur de petits mammifères. (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009)

Comparativement à la technique du *live trapping*, le *camera-trapping* ne permet pas de détecter autant d'espèces, ni aussi fréquemment. De plus, il s'agit d'une méthode plus coûteuse que celle du piégeage vivant. Il a été déterminé que le *camera-trapping* ne peut pas être utilisé seul ou comme substitut du piégeage vivant, et ce malgré les récents progrès technologiques qui ont amélioré leur taux de détection des petits mammifères terrestres. Cette technique reste utile dans les études de recensement pour déterminer la présence, et non l'abondance, des espèces, bien qu'elle puisse sous-estimer l'ampleur de la communauté présente dans la région. Cette technique n'est donc pas recommandée comme base décisionnelle pour toute gestion de la faune sauvage. (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009)

Si la méthode de modélisation de rencontres aléatoires a été initialement développée avec la méthode du *camera-trapping*, elle nécessite avant mise en place des recherches concernant notamment la vitesse de déplacement des espèces ciblées, et les caractéristiques de la zone de détection de la caméra. Un travail de terrain additionnel peut donc être nécessaire avant de réaliser l'étude, afin de mesurer ces valeurs. De nouvelles méthodes sont cependant à

l'essai pour déterminer ces données depuis les images des *camera traps* elles-mêmes, sans la nécessité de procéder à des études de terrain préalables.

c. Méthodes indirectes

i. ADN environnemental

Ces méthodes sont utilisées largement en *monitoring* des mammifères et en planification systématique de la conservation. (Schwartz, Luikart and Waples, 2007; Ferreira *et al.*, 2018)

Elles consistent dans un premier temps à obtenir du matériel génétique directement sur des échantillons environnementaux (sol, sédiment, eau, etc.) avec ou sans signe évident de présence de matériel biologique dans ces échantillons. Ce matériel est ensuite analysé *via* des méthodes sensibles et coût-effectives de séquençage ADN. (Thomsen and Willerslev, 2015)

1. Avantages et utilisations connues.

Les études sur l'ADN ont débuté en microbiologie, mais les méthodes de culture ont montré des résultats inégaux et biaisés de la représentation de la diversité microbienne réelle. Elles ont par la suite utilisé des méthodes d'identification et de séquençage du génome, avant d'être élargies aux communautés de macro-organismes. Ces analyses, notamment sur des échantillons anciens de sédiments, ont permis d'établir une ligne de base sur la diversité génétique des animaux et des plantes, dont certaines espèces éteintes de nos jours. Ces données sont précieuses et permettent des comparaisons avec la diversité génétique des communautés contemporaines. (Thomsen and Willerslev, 2015)

Les méthodes basées sur la détection d'ADN augmentent les chances de détection des espèces cryptiques et timides car très peu de matériel est requis, et permettent également de surmonter le problème de mauvaise identification d'espèces par examen indirect des preuves de présence (fèces, poils, ...) (Joshi *et al.*, 2020)

Ce sont des méthodes intéressantes pour compléter la détection du *camera-trapping* notamment, ainsi que pour obtenir des informations démographiques sur la densité et la structure sociale des différentes populations. (Janecka *et al.*, 2017; Chetri *et al.*, 2019; Joshi *et al.*, 2020) La combinaison ADN environnemental/*camera-trapping* permet également d'obtenir des informations sur la pression de pâturage et la répartition des troupeaux, sur la dynamique des populations et l'utilisation de l'espace. (Joshi *et al.*, 2020)

2. Inconvénients et controverses

Le matériel génétique prélevé doit être de bonne qualité et en quantité suffisante pour permettre notamment l'amplification par PCR. Certains échantillons intéressants peuvent être *a priori* écartés car identifiés macroscopiquement à tort comme appartenant à une espèce domestique ou non recherchée dans l'étude, et ne pas bénéficier de l'identification ADN. (Joshi *et al.*, 2020) Ces problèmes s'étendent à la contamination des échantillons à différentes étapes du prélèvement et de l'analyse ; si plusieurs échantillons sont prélevés à des endroits différents, la contamination éventuelle peut fausser totalement les résultats ; de même, la contamination en laboratoire doit être strictement évitée et en particulier si des échantillons provenant d'autres études circulent en même temps. Des protocoles stricts doivent être établis en amont pour réduire ce risque au maximum. (Thomsen and Willerslev, 2015)

Les échantillons prélevés dans l'environnement peuvent également être contaminés par du matériel non génétique qui peut empêcher la mise en place des méthodes analytiques. Un certain nombre d'inhibiteurs, comme les acides humiques, empêchent l'action des enzymes (comme l'enzyme *Taq*) utilisées dans les réactions PCR. Ce risque est accentué sur des

prélèvements provenant du sol et des sédiments, mais existe également sur les échantillons d'eau éventuellement contaminés par des matières sédimenteuses. Ces inhibiteurs peuvent conduire à des résultats faussement négatifs et doivent absolument être connus et contrôlés tout au long du protocole.

L'utilisation d'échantillons particulièrement anciens peut contrecarrer l'identification, puisque des erreurs de séquençage et d'amplification des portions d'ADN peuvent survenir. Les échantillons doivent être filtrés le plus minutieusement possible, sans pour autant perdre l'information génétique de l'échantillon. (Thomsen and Willerslev, 2015)

Evidemment, l'identification génétique des échantillons d'ADN s'appuie sur une banque de référence. Celle-ci se doit d'être la plus complète et fiable possible ; s'il manque encore de données de référence pour toutes les espèces animales et végétales, la banque de données ne cesse d'être alimentée à l'international et les données sont accessibles de manière libre et gratuite. Des banques existent pour les mammifères (The Integrated Taxonomic Information System, 2021), oiseaux (Lijtmaer *et al.*, 2012) et poissons (Ward, 2012) ; les taxons les moins documentés posent des limites dans l'interprétation des données génétiques. Toute étude impliquant l'ADN environnemental apporte cependant une nouvelle pierre à l'édifice et fait progresser le catalogue génétique mondial. (Thomsen and Willerslev, 2015)

ii. Bio-acoustique

La plupart des animaux utilisent un large rayon de signaux : acoustiques, visuels, chimiques, électriques et tactiles. La bioacoustique est l'étude de la production de sons et leurs effets sur les organismes vivants. Les sons peuvent être définis comme des vibrations ou autres *stimuli* dans un milieu (air ou autre) perçus par des organes sensoriels comme une impression ou empreinte auditive. (Penar, Magiera and Klocek, 2020)

Trois types principaux d'études des sons se distinguent : (Penar, Magiera and Klocek, 2020)

- L'étude la plus courante et la plus ancienne est la classification, la description et l'analyse des vocalisations et autres sons produits dans divers contextes par des organismes animaux. Ces analyses permettent par la suite l'identification des espèces en fonction des vocalisations qu'elles produisent, et l'analyse comportementale contextuelle de la production de ces sons.
- Le second type d'étude est l'analyse des *patterns* comportementaux des organismes recevant cette information auditive.
- Le dernier type d'étude est l'analyse et la compréhension des mécanismes mécaniques et physiologiques à l'origine de la production des sons.

Seule une étude combinant les trois sous-types précédents permet une compréhension globale du mécanisme de vocalisation. (Penar, Magiera and Klocek, 2020)

1. Avantages et utilisations connues

L'utilisation de la bioacoustique est de plus en plus présente dans les études de *monitoring* de la biodiversité, en partie parce que les outils de collecte de données et d'analyse de celles-ci ont progressé depuis plus de deux décennies et permettent maintenant d'étudier de nombreuses espèces sur de très larges zones d'étude, dans des environnements inhospitaliers et également d'obtenir des informations sur des espèces cryptiques. Dans un contexte de diminution rapide de la biodiversité et dans des environnements aussi difficiles que la forêt tropicale, la bioacoustique apporte une alternative viable et de moins en moins coûteuse aux approches standards. (Wrege *et al.*, 2017)

Les environnements terrestres sont particulièrement intéressants pour la bioacoustique, car hôtes de nombreux sons, en particulier d'origine animale. (McGregor, 2005) Les sons animaux sont riches en informations : ils permettent l'identification des espèces, mais également leur position, la taille des individus, leur abondance, le comportement motivant l'émission de ces sons, ... (Bradbury and Vehrencamp, 2011; Wilkins, Seddon and Safran, 2013). Ils sont également faciles à enregistrer sur des appareils analogiques ou digitaux, maintenant plutôt bon marché, faciles à transporter et à installer, autonomes, programmables et discrets sur le terrain. (Parker, 1991; Vielliard, 1993; Obrist *et al.*, 2010, p. 5; Digby *et al.*, 2014) Ces progrès technologiques permettent maintenant un échantillonnage sur de plus larges plages temporelles et spatiales, une diminution du biais créé par l'observateur, et un stockage à long terme des enregistrements pour des analyses tardives ou la création de banques de sons. (Farina and Gage, 2017; Wrege *et al.*, 2017; Linke *et al.*, 2018)

La bioacoustique est particulièrement adaptée aux espèces cryptiques, comme les espèces nocturnes (De Solla *et al.*, 2006; Djossa, 2012; Barros, Pessoa and Rui, 2014; Digby *et al.*, 2014; Zwart *et al.*, 2014), les mammifères marins (Marques *et al.*, 2013; Rogers *et al.*, 2013), et les éléphants de forêt (Thompson, Schwager and Payne, 2010; Wrege *et al.*, 2010, 2017). Elle reste cependant également adaptée à toute espèce produisant des sons, et est privilégiée dans des études nécessitant la collecte simultanée de données dans plusieurs zones d'échantillonnage, et pour laquelle la présence d'un observateur direct pourrait biaiser les observations. (Wrege *et al.*, 2017)

La majorité des études utilisant la bioacoustique concernait l'environnement marin (Marques *et al.*, 2013; Ferguson *et al.*, 2015; Hodge *et al.*, 2015; Peel *et al.*, 2015); dans les habitats terrestres, elle a été principalement utilisée dans les études concernant les chauves-souris (Barros, Pessoa and Rui, 2014; Kennedy, Sillett and Szewczak, 2014; Whitby *et al.*, 2014) et en particulier la diversité de leurs communautés. Des études récentes ont permis son utilisation dans la détection de primates, et pour des enquêtes de densité et de présence/absence d'oiseaux. (Lambert and McDonald, 2014; Sanders and Mennill, 2014; Zwart *et al.*, 2014)

Dépendamment de l'écologie de l'espèce et de son habitat, le PAM (*Passive Acoustic Monitoring*) peut être très intéressant pour explorer la présence et le comportement d'espèces cryptiques, l'ampleur des menaces (anthropogéniques notamment) et la réponse des espèces à ces menaces. Il a été utilisé dans une étude récente concernant l'éléphant de forêt *Loxodonta cyclotis* et a permis d'établir l'aire de répartition, la fréquence, l'abondance et le comportement de cette espèce, ainsi que l'impact des activités humaines sur son écologie. (Wrege *et al.*, 2017)

L'identification des espèces animales sur bandes-son était auparavant conduite par la main humaine ; à l'heure actuelle, des logiciels semi-automatiques ou automatiques sont capables de réaliser cette tâche. En plus d'effectuer un pré-triage des bandes-son (son d'origine animal, son d'origine anthropogénique, son d'ambiance comme le bruit d'un cours d'eau ou du vent, ...), les logiciels sont maintenant capables d'auto-classification en utilisant le *machine learning*. Şaşmaz et Tek, en 2018, ont proposé un modèle d'extraction des sons animaux depuis une bande-son ambiante avec une classification par espèce utilisant un *CNN* (*Convolutional Neural Network*, (Şaşmaz and Tek, 2018)). Cette étude a montré une précision de classification du modèle supérieure à 75%, bien que la sensibilité et la spécificité de l'outil ne soient pas spécifiés. Cette étude a motivé d'autres projets incluant du *deep learning* dans leur logiciel. (Chalmers *et al.*, 2021)

La bioacoustique permet également l'étude de la pollution environnementale ; des modifications physiques et environnementales des écosystèmes peuvent conduire à la modification de l'environnement acoustique, ceci ayant pour conséquence d'affecter la biodiversité des espèces

dépendant de cet environnement. Par exemple, l'absorption du son dans un milieu aquatique dépend de nombreux paramètres (température, pression, salinité, acidité) et peut donc être fortement modifiée par des changements de ce milieu. Les émissions de dioxyde de carbone causent une acidification des océans, et par-là, une modification de l'absorption et de la diffusion des sons dans ce milieu. Ceci, combiné aux nuisances sonores d'origine anthropogénique, est susceptible de modifier profondément l'écologie et le comportement des espèces marines, en particulier des mammifères marins. Les conséquences de tels changements sont encore peu connues. (Penar, Magiera and Klocek, 2020)

2. Inconvénients et controverses

L'accessibilité facilitée aux outils et technologies impliquant la bioacoustique est susceptible de générer d'immenses volumes de données sonores, sans but d'analyse ou d'utilisation. Le temps d'analyse requis peut être pharaonique, et les données chiffrées en résultant sont parfois décevante. De plus, les logiciels d'analyse en sont encore à leurs débuts, et l'exploitation des résultats issus d'études de bioacoustique est à considérer avec prudence. (Teixeira, Maron and van Rensburg, 2019)

De même, la calibration des outils de mesure et d'analyse n'est pas encore standardisée, et peut nécessiter la mise en place d'études pilotes ou de référence avant d'obtenir des données valables. Certains outils d'analyse, extrêmement performants pour certains taxons, ne sont pas encore au point pour d'autres. Le choix de l'algorithme est donc primordial lors de l'élaboration du protocole, et si aucun algorithme n'existe pour les taxons ciblés, il peut être nécessaire « d'éduquer » un nouvel algorithme en collectant des bandes-son de référence. Pour cela, il est souvent nécessaire de faire appel à un expert en programmation d'algorithme de bioacoustique, encore peu nombreux. (Teixeira, Maron and van Rensburg, 2019)

L'étude de la bioacoustique n'est intéressante pour le moment que si la collecte et l'analyse des données ne nécessitent pas plus de temps, de moyens humains et de ressources financières que l'étude par un observateur (ou « écouteur ») direct ; à ceci-près que toute étude de bioacoustique permet d'engranger de nouvelles données de référence dans les banques bioacoustiques. (Teixeira, Maron and van Rensburg, 2019)

5. Méthodes de suivi et d'échantillonnage préconisées par taxons

a. Choisir un plan de *monitoring*

Le choix du plan de *monitoring* doit se faire en fonction des objectifs de l'enquête et non pas en fonction du matériel disponible, de la méthode d'échantillonnage privilégiée ou de toute autre décision empirique. L'arbre décisionnel ci-dessous (**figure 12**) décrit toutes les étapes nécessaires à l'élaboration d'un plan de *monitoring* ; à chaque étape, il est possible de modifier le plan ou de l'abandonner s'il ne correspond pas aux objectifs.

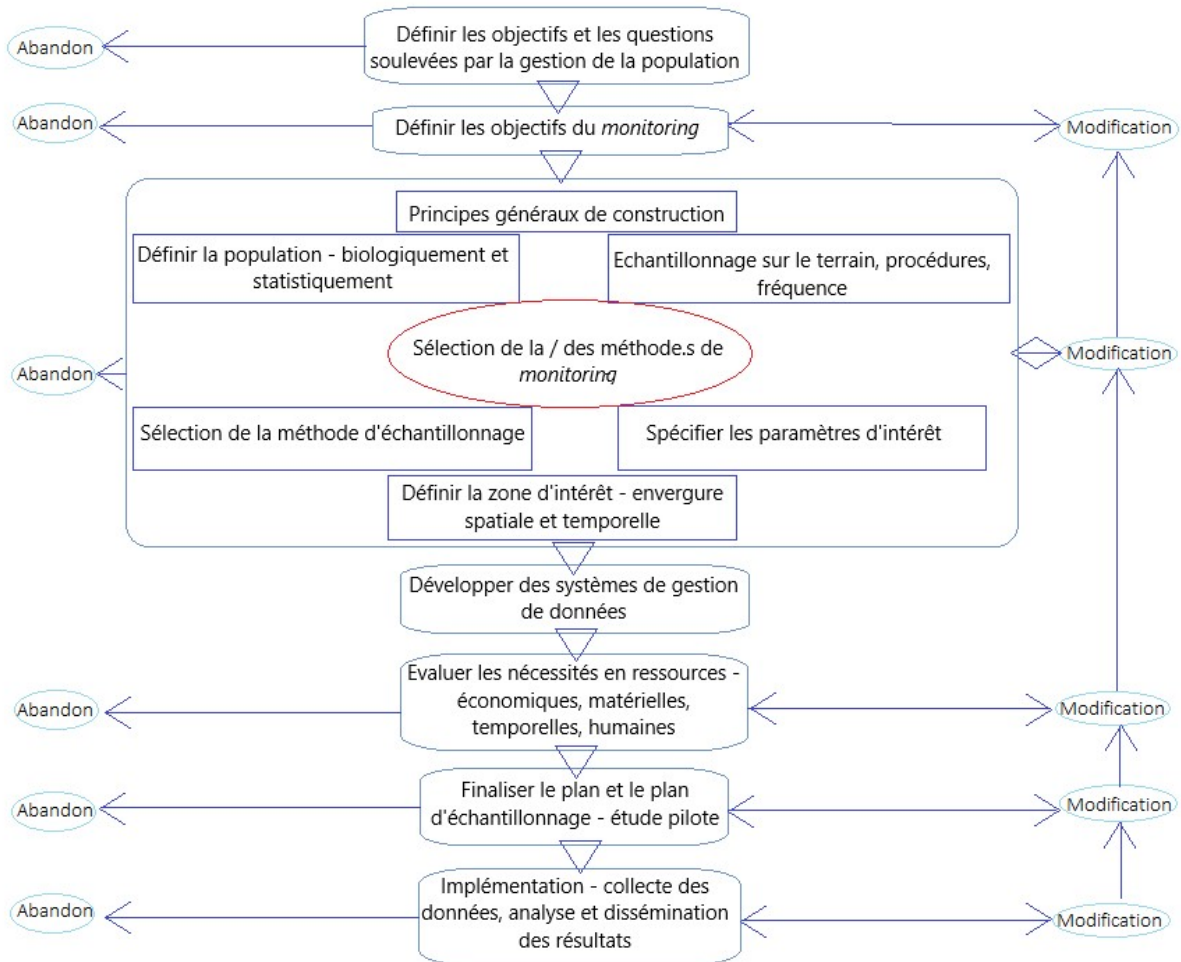


Figure 12 : Etapes de sélection conseillées d'un plan de monitoring

b. Monitoring des mammifères

Les méthodes d'échantillonnage pour déterminer la distribution et l'abondance des mammifères sont plutôt standardisées et validées par la communauté scientifique. (Wilson *et al.*, 1996) La plupart des méthodes ont cependant été développées pour les plus grands mammifères, espèces plus importantes du point de vue économique et culturel (voir « espèces clef-de-voûte ») et surtout, bien plus visibles. En effet, l'immense majorité des espèces de mammifères sont, elles, plus discrètes et cryptiques (Eisenberg and Thorington, 1973), et vivent dans des zones moins accessibles à l'Homme. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

La plupart des mammifères laissent des signes évidents de leur présence, pouvant être reliés à l'abondance de l'espèce, et aider à mesurer les tendances des effectifs des populations

au fil des années. (Seber, 1982; Wemmer *et al.*, 1996) Cependant, relier les indices d'abondance à l'abondance vraie nécessite d'avoir accès aux données sur l'histoire naturelle, le comportement, la saisonnalité et la reproduction des espèces en question. (Caughley, 1977) Ces informations peuvent être manquantes, en particulier dans les milieux difficiles comme la forêt tropicale, et les méthodes portant sur les mammifères dans de tels milieux doivent être simples d'utilisation et flexibles, standardisées pour permettre la comparaison des données, et fournir des informations sur un large panel d'habitats, espèces et comportements. Par ailleurs, elles ne peuvent reposer sur la capture physique des animaux, ceux-ci étant bien souvent trop cryptiques et méfiants pour que cette méthode soit efficace. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

La subdivision en « petits, moyens et grands mammifères » n'est pas une subdivision taxonomique mais plutôt une subdivision pratique relative à la taille des animaux à l'âge adulte. Quelques ponts existent entre les différentes catégories selon les études : par exemple, les plus petites belettes (*Mustela* sp.) pourront alternativement être considérées comme des petits mammifères puisque capturées dans des pièges destinés aux rongeurs et musaraignes, et comme des moyens mammifères de taille approchant celle des lagomorphes. (Hoffmann *et al.*, 2010)

Le **tableau 7** reprend les méthodes traditionnelles de *monitoring* de la biodiversité animale terrestre ; on y retrouve les petits, moyens et grands mammifères de manière majoritaire, mais également les insectes, et les oiseaux. (Prosekov *et al.*, 2020)

Méthode	Animaux
Questionnaire et enquête	Moyens et grands mammifères
Décompte des signes de présence	Moyens et grands mammifères
Capture, marquage, recapture ou capture, marquage, réobservation	Toutes espèces animales
Sentiers sur couvert neigeux	Petits, moyens et grands mammifères
Détection à distance (<i>camera-trapping</i> , filets de détection, bioacoustique, GPS)	Toutes espèces animales
Enquête aérienne (décompte, photo, vidéo)	Grands mammifères

Tableau 7 : Méthodes traditionnelles de monitoring de la biodiversité animale terrestre (Prosekov et al., 2020)

i. Petits mammifères

Les « petits mammifères » sont généralement subdivisés en « petits mammifères terrestres » et « petits mammifères volants » : les petits mammifères terrestres sont les mammifères terrestres plus petits que les plus grands rongeurs (capybaras, ragondins, aulacodes) ou lagomorphes (lapins, lièvres, pikas). Ces petits mammifères sont quasiment tous d'une taille adaptée aux pièges rigides du commerce, et comptent notamment les écureuils, gerbilles, souris, rats, taupes, musaraignes, gerboises, loirs, ... Les « petits mammifères volants » désignent les chiroptères et, parfois, les phalangers volants, les polatouches et Anomaluridés, grossièrement regroupés sous le terme d' « écureuils volants ». (Hoffmann *et al.*, 2010)

2. *Petits mammifères non volants*

Le piégeage est le moyen le plus efficace pour enquêter sur les petits mammifères non volants, notamment les rongeurs et petits marsupiaux. A cause des nombreuses adaptations comportementales, et des préférences d'habitat et d'aliments des petits mammifères, de nombreux pièges sont disponibles avec de larges variétés de placements et d'appâts pour maximiser la diversité d'espèces capturées. (Solari *et al.*, 2002)

Les communautés de chauves-souris, notamment en zone néotropicale, sont extrêmement riches, avec de nombreuses variations dans le comportement, l'habitat et les sources de nourriture. La plupart des études utilisent des filets japonais placés sur les itinéraires de vol des chauves-souris, et appliquent la technique de capture, marquage, recapture ; ou simplement la technique de capture, marquage, réobservation. (Solari *et al.*, 2002)

b. Moyens mammifères

Les « moyens mammifères » ou « mammifères de taille moyenne » désignent généralement les petits carnivores, petits primates, les grands rongeurs et lagomorphes, les Hyracoïdes et les pangolins. Ces espèces sont généralement trop grandes pour les pièges rigides classiques et nécessitent des pièges en maille. La plupart ne sont jamais capturés et seulement détectés par les méthodes « observationnelles », comme le *camera-trapping* ou l'observation des traces. (Hoffmann *et al.*, 2010)

c. Grands mammifères

Le terme de « grand mammifère » désigne le plus souvent les primates diurnes, les carnivores plus grands qu'un chat ou qu'un renard, tous les périssodactyles (chevaux, rhinocéros, tapirs) et les artiodactyles (dont les relativement petits céphalophes). Les grands mammifères sont souvent des espèces extrêmement mobiles, vivant sur de larges zones et pouvant voyager sur de longues distances pour trouver de nouveaux habitats. Ces particularités forcent les chercheurs à couvrir de larges zones pour observer peu d'individus, et peuvent rendre difficiles la localisation, le décompte et le *monitoring* des communautés de grands mammifères. (Hoffmann *et al.*, 2010)

3. Monitoring des oiseaux

Il est général considéré que les oiseaux correspondent à un taxon facile à *monitorer*, puisqu'ils sont généralement largement étudiés, et donc connus, et que la plupart sont suffisamment visibles et grands pour que leur détection ne pose pas de problème. Cependant, certaines espèces ou groupes d'oiseaux peuvent être de véritables défis à *monitorer* : (Dowding, 2012)

- Les espèces nocturnes (kiwis, chouettes, hiboux), ou les espèces diurnes mais cryptiques, peuvent être particulièrement difficiles à observer. Certaines sont fortement nidicoles ou se camouflent extrêmement bien.
- Certaines espèces sont rares ou leur densité particulièrement faible dans certaines zones. Les taux de rencontre dans certaines zones sont tellement faibles qu'à moins d'avoir une zone d'échantillonnage particulièrement vaste, il est peu probable de rencontrer cette espèce.
- Au contraire, dans certaines zones, une espèce peut être surreprésentée, et donc le taux de rencontre particulièrement élevé.
- Beaucoup d'espèces sont extrêmement mobiles et peuvent fuir les observateurs ; certaines espèces curieuses peuvent s'en approcher. D'autres ont un rayon de recherche de nourriture particulièrement grand, certaines sont migratrices et ont plusieurs zones de résidence selon la période. Il faut tenir compte de ces particularités afin de ne pas compter deux fois le même animal ou de ne pas considérer une espèce absente alors qu'elle a simplement migré pour cette période, par exemple.
- Certaines espèces vivent exclusivement dans des zones géographiques isolées (îles, pics rocheux) présentant des difficultés d'accès. Cela peut entraîner une diminution artificielle de la fréquence démographique dans ces espèces.

Même lorsque les oiseaux ne sont pas particulièrement cryptiques, leur détection peut poser problème : chez les oiseaux chanteurs, on aura plutôt tendance à avoir une meilleure détectabilité des individus qui vocalisent (par exemple, les mâles Miros mésanges, *Petroica macrocephala*) par rapport aux autres ; les juvéniles sont souvent plus facilement capturables que les adultes ; etc. (Dowding, 2012)

La sélection d'une méthode de *monitoring* peut se faire à l'aide d'un arbre décisionnel (**figure 13**), menant à la sélection d'une méthode ou d'un groupe de méthodes de décompte. Lorsque la détectabilité est élevée, les décomptes totaux sont possibles, que ce soit sur la population entière ou sur un sous-groupe défini. Lorsqu'il est moins probable que tous les individus soient détectés, les décomptes partiels doivent être envisagés ; selon la méthode utilisée, ils permettent d'obtenir des indices d'abondance relative, ou la densité absolue. Des informations supplémentaires sont disponibles en **Annexe 3** pour des groupes d'espèces définis, partageant des comportements ou des habitats communs, résultant en une similarité des méthodes utilisées. (Dowding, 2012)

Pour la sélection d'une méthode de décompte des oiseaux, plusieurs questions doivent obtenir une réponse :

- *A quelle question cherche-t-on à répondre ?* Il est en effet essentiel de définir pourquoi ces décomptes sont réalisés, et sous quelles contraintes pratiques. Idéalement, c'est cette question, et non pas les contraintes pratiques qui en découlent, qui devraient dicter la méthode utilisée. (Dowding, 2012)
- *Quelles caractéristiques des espèces ciblées sont susceptibles d'affecter le choix de la méthode ?* Certaines caractéristiques de comportement ou d'habitat des espèces ciblées sont susceptibles d'affecter la détectabilité des individus et l'efficacité des méthodes utilisées. (Dowding, 2012)
 - Les **oiseaux nocturnes et/ou discrets** posent des problématiques évidentes de détectabilité. Le décompte des vocalisations est souvent utilisé pour dresser l'inventaire de ces espèces, mais certaines ne vocalisant pas (même en retour d'une vocalisation enregistrée), cette méthode entraîne toujours une sous-estimation de la taille de la population. Elle procure néanmoins un *minimum number alive* (MNA), un nombre minimal d'individus vivants composant la population, qui est un index pouvant être utilisé dans la détection des changements de tendance dans la population. De nombreux facteurs influencent les taux de vocalisation, et la précision de cet index peut être faible. D'autres méthodes indirectes peuvent être adaptées, comme la quantification des indices de présence, le décompte des nids ou des terriers, ou la cartographie du territoire avec des oiseaux équipés de transmetteurs. Un tableau détaillé pour ces espèces est disponible en **Annexe 3**. (Dowding, 2012)
 - Les **oiseaux aquatiques** peuvent être difficiles à décompter, surtout en pleine mer ou dans des zones aquatiques très végétalisées. Si l'aire d'échantillonnage est petite, un décompte total ou un inventaire sont possibles ; sinon, un indice d'abondance ou une carte de distribution sont les seules options raisonnables, dépendamment des objectifs. Une méthode de capture, marquage, recapture peut également être appropriée dans certains cas. Un tableau détaillé pour ces espèces est disponible en **Annexe 3**. (Dowding, 2012)
 - *Suite page 67*

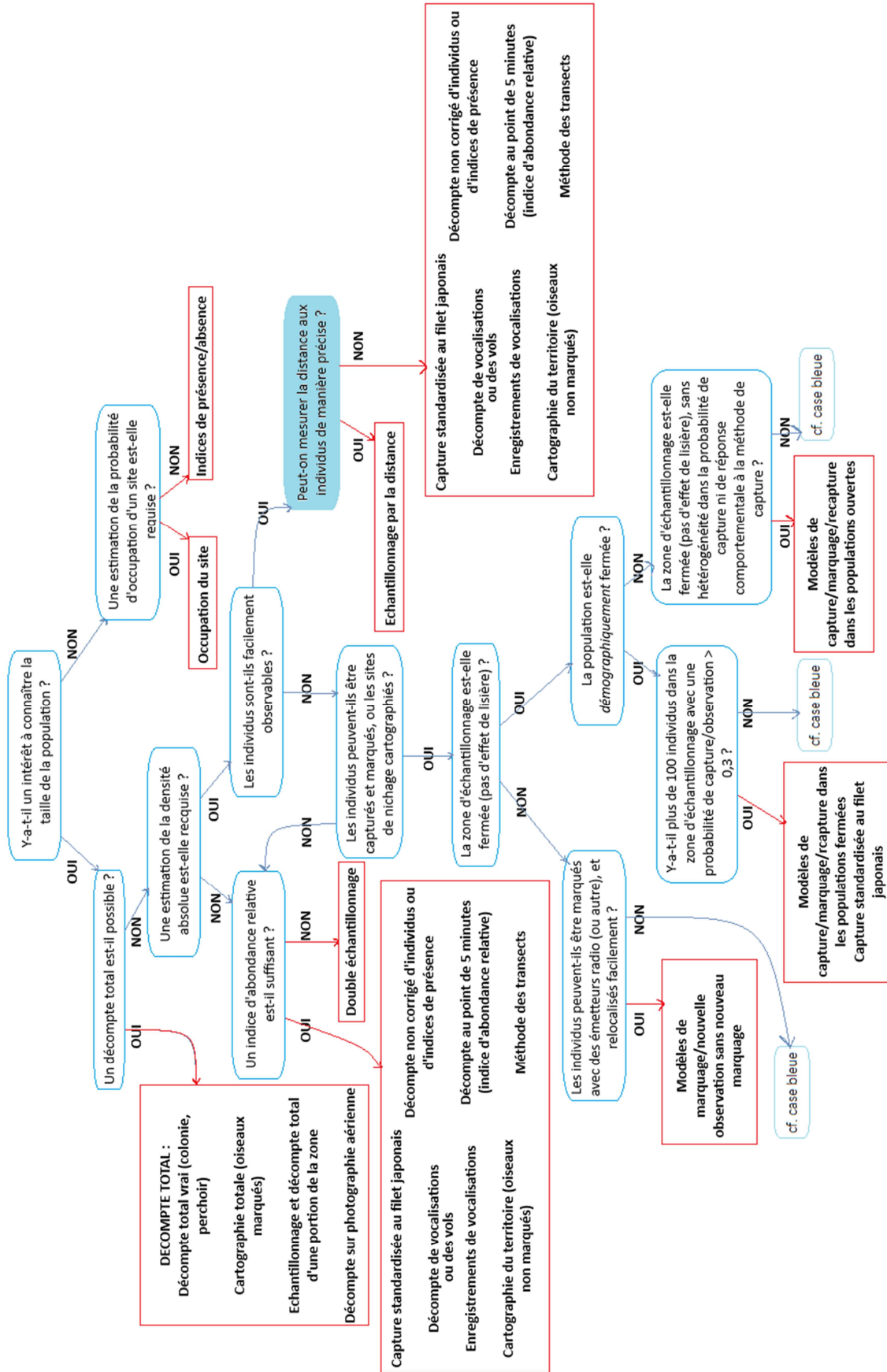


Figure 13 : Arbre décisionnel pour le choix des méthodes et de l'échantillonnage lors des enquêtes et du suivi des oiseaux (Dowding, 2012, modifié)

- Les **oiseaux nicheurs coloniaux de surface et subsurface** offrent une détectabilité souvent élevée, offrant de nombreuses possibilités de méthodes (**Annexe 3**). Ces méthodes s'étalent du décompte total de perchoirs ou de colonies depuis les airs ou depuis le sol, à la cartographie de la distribution des espèces et à l'estimation de leur densité par le décompte des individus ou par exemple, de leurs nids. (Dowding, 2012)
 - Les **oiseaux nicheurs non-coloniaux, de surface et subsurface** peuvent bénéficier des mêmes méthodes de décompte que les oiseaux nicheurs coloniaux (**Annexe 3**), bien que certaines espèces puissent être particulièrement difficiles à *monitorer*. Les nids peuvent être dispersés à plus faible densité, et certaines espèces sont cryptiques, timides, ou très bien camouflées. Les méthodes impliquant les décomptes indirects ou les signes de présence sont souvent impossibles à mettre en place, ou très difficiles quand les individus sont dispersés discrètement sur la zone d'échantillonnage. (Dowding, 2012)
 - Les **oiseaux des champs** sont souvent faciles à voir ou à entendre, bien que certaines espèces sortent rarement du couvert herbacé. De nombreuses méthodes peuvent être appliquées (**Annexe 3**), souvent basées sur des index de densité, bien qu'il soit possible de calculer une densité absolue et une abondance à l'aide des méthodes de capture, marquage, recapture, et des méthodes d'échantillonnage par la distance. Certains oiseaux des champs peuvent être dispersés très éparsement, et de gros efforts doivent être déployés pour obtenir un taux de détection satisfaisant. (Dowding, 2012)
 - Les **oiseaux des zones forestière et arbustive** permettent l'utilisation des mêmes méthodes qu'avec les oiseaux des champs, avec quelques ajustements pour s'adapter à un environnement plus végétalisé (**Annexe 3**). Si des méthodes plus robustes existent, il faut toujours tenir compte qu'elles peuvent être contrariées par la densité de la végétation, leur dépendance d'une bonne détection et de l'identification des vocalisations, le comportement spécifique, le coût et l'efficacité du décompte. (Dowding, 2012)
- *Quels problèmes méthodologiques et sources potentielles de biais sont susceptibles d'affecter le choix de la méthode ?*

4. *Monitoring* de l'herpétofaune

L'herpétofaune est le nom de collection donné aux reptiles et aux amphibiens. Cette section décrit différents groupes fonctionnels de l'herpétofaune et comment sélectionner les méthodes qui leur sont appropriées pour des objectifs d'étude et d'enquête. Ces animaux sont souvent bien cachés, ou avec un camouflage très efficace, et donc difficiles à détecter. Il est donc difficile d'en obtenir des mesures de populations ou des cartes de distribution ; traditionnellement, les décomptes programmés et la capture dans des pièges à fosse ont été utilisés pour *monitorer* l'herpétofaune. De nouvelles méthodes, notamment l'introduction d'abris artificiels (Monks *et al.*, 2009; Lettink, O'Donnell and Monks, 2011), a permis d'envisager de nouveaux protocoles pour l'inventaire et le *monitoring* de l'herpétofaune. Il n'existe pas de méthode unique et standardisée pouvant être appliquée à toutes les espèces de l'herpétofaune, étant donné tous les problèmes statistiques et pratiques que cela soulèverait. (Greene, 2012)

L'herpétofaune se retrouve dans des habitats très divers, de la zone montagneuse aux zones humides, rendant difficile le choix d'une méthode d'inventaire et de *monitoring* par espèce. Même la plus robuste des méthodes peut être mise à mal par une utilisation inappropriée, une mise en place fragile et ne respectant pas les prérequis et un *design* de

protocole discutable. Un arbre décisionnel (**figure 14**) permet aux utilisateurs de choisir le moyen le plus approprié et le plus coût-efficace de dresser l'inventaire et de faire le suivi de l'herpétofaune. (Greene, 2012)

Des « groupes fonctionnels » ont été créés pour regrouper les espèces semblables en termes d'écologie, de comportement, d'habitat... afin de faciliter la mise en place de méthodes standardisées pour ces « groupes fonctionnels ». (Greene, 2012)

- Les **anoures** (grenouilles et crapauds) **chanteurs** sont souvent des espèces nocturnes, de petite taille et cryptiques, mais capables de vocaliser. Elles sont généralement comptées par décompte direct systématique la nuit à la lampe-torche (méthode des transects) ou sur la base des décomptes de vocalisations. Le détail des méthodes envisageables pour ce groupe fonctionnel est disponible en **Annexe 4**. (Greene, 2012)
- Les **anoures non-chanteurs** sont des espèces nocturnes, de petite taille et cryptiques également, mais incapables de vocaliser. La première méthode utilisée est le décompte direct systématique la nuit à la lampe-torche (méthode des transects), pouvant être utilisée pour générer des estimations de population, ou des indices d'abondance relative, et une approche cartographique de l'occupation des milieux peut être mise en place. (**Annexe 4**) (Greene, 2012)
- Les **lézards arboricoles** sont souvent cryptiques car vivant dans la canopée. Ils peuvent être diurnes ou nocturnes ; le plus souvent, les décomptes directs systématiques sont utilisés de jour comme de nuit (à la lampe torche), sur le principe de la méthode des transects. La mise en place d'abris artificiel a récemment fait ses preuves dans l'*inventoring* et le *monitoring* de lézards particulièrement cryptiques (Bell, 2009). Chacune de ces techniques peut apporter des informations susceptibles d'alimenter des indices d'abondance relative, mais le biais de détection doit être pris en compte. L'*inventoring* et le *monitoring* des lézards vivant au sommet des plus grands arbres n'est pour l'heure pas possible avec les méthodes disponibles. (Greene, 2012)
- Les **lézards benthiques** (vivant au ras du sol) sont souvent bien camouflés et vivent souvent dans des habitats difficiles d'accès, comme les failles rocheuses. Les espèces sont diurnes (scinques notamment) ou nocturnes (geckos, quelques scinques). La méthode traditionnellement utilisée, et toujours la plus utilisée aujourd'hui, est le piégeage dans des pièges à fosse. La mise en place récente d'abris artificiels et de pièges à goulets s'est avérée une alternative coût-efficace dans certaines situations. (Greene, 2012)
- Les **tuataras** sont des reptiles néo-zélandais, nocturnes et fousseurs. Leur *inventoring* et *monitoring* est souvent mis en place sous la forme de décompte direct systématique, mais les décomptes totaux dans de petites zones sont possibles lors de sessions nocturnes avec exploration de tous les terriers. (Greene, 2012)
- Les **tortues** sont le plus souvent *monitorées* par décompte des nids, décompte du nombre d'œufs éclos et établissement du taux de survie des juvéniles, et ce, pour les tortues aquatiques comme terrestres. Des échantillons génétiques sont également prélevés sur les espèces menacées comme la tortue luth (*cf. infra*) ; des covariables environnementales sont mesurées, comme la profondeur, l'humidité des nids ou encore la distance au rivage. ('Turtle monitoring programme', 2015)

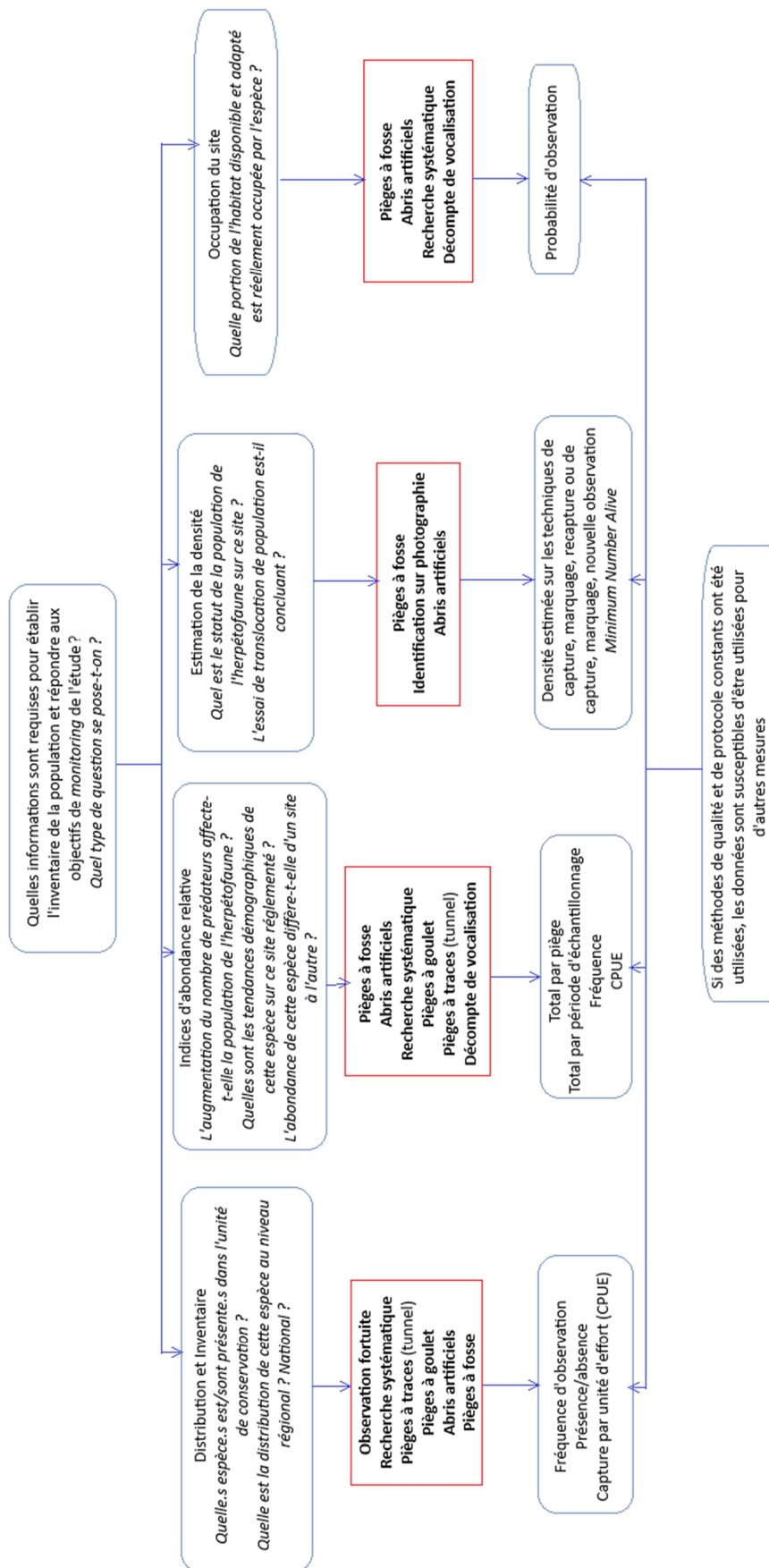


Figure 14 : Arbre décisionnel pour le choix des méthodes et de l'échantillonnage lors des enquêtes et du suivi des reptiles et amphibiens (Greene, 2012, modifié)

5. Monitoring des invertébrés

Les invertébrés représentent plus de 95% de toutes les espèces animales et sont les plus importants composants de la biodiversité. Ce sont aussi les espèces les moins étudiées et donc pour lesquelles on dispose de peu de données, encore moins de statut IUCN. Les méthodes d'*inventoring* et de *monitoring* disponibles sont souvent très primaires comparativement aux questions complexes qui peuvent être posées : une enquête utilisant des pièges à fosse est-elle capable de statuer de l'impact de toxiques aéroportés sur les populations natives d'invertébrés des forêts tropicales ? Ces situations sont limitantes dans l'établissement de liens de cause à effet entre une situation initiale et la situation finale. (Evans, 2016)

Le *monitoring* des invertébrés reste intéressant ; ce très large « groupe » est sensible aux changements environnementaux, et certaines espèces peuvent être de bonnes espèces indicatrices de l'état de santé de l'écosystème. Cependant, ce sont souvent des espèces cryptiques, difficiles à identifier et à trouver sur le terrain, et dont le nombre dans la zone d'intérêt peut varier d'un extrême à l'autre. En effet, très peu d'espèces représentent la majorité des insectes détectables ; les espèces les plus rares sont souvent celles dont l'intérêt de conservation est le plus important, alors qu'elles sont les plus difficiles à inventorier et à *monitorer*. (Evans, 2016)

Les invertébrés sont plutôt sensibles aux variations environnementales ; d'infimes changements peuvent renverser la proportion des espèces présentes. Sur une aire restreinte peuvent se trouver des communautés d'invertébrés totalement différentes, cohabitant ou vivant les unes à côté des autres. Au cours d'une courte période, des changements de proportion peuvent s'effectuer à la faveur de changements hygrométriques, d'intensité lumineuse, de vents, ... et ce, même sur une journée. Des changements sur du plus long-terme peuvent également se produire, par exemple après une introduction de prédateur, une modification de litière ou un abattage du couvert végétal (e.g. le nombre d'escargots géants peut augmenter substantiellement après le retrait de leurs prédateurs mammifères introduits, (Stringer *et al.*, 2014)). (Evans, 2016)

Ainsi, les communautés d'insectes et les espèces en elles-mêmes sont constamment en réaction aux changements environnementaux, dans des proportions encore mal connues. Les méthodes standards d'*inventoring* et de *monitoring* des invertébrés sont donc bien souvent passives (e.g. pièges à fosse, pièges Malaise) et permettent une représentativité et une répétabilité que la situation initiale ne fournit pas. Ces pièges sont laissés sur de plus longues périodes que pour les autres taxons, pour capturer ces variations et les lisser sur un échantillon ; ils sont également placés aux mêmes endroits à différents moments, pour harmoniser les variations de communautés selon les conditions environnementales et météorologiques. Enfin, en particulier avec les invertébrés, pour toutes les raisons précédemment évoquées, il convient de rappeler que notifier l'absence d'une espèce au cours d'une enquête ne suffit pas pour conclure son absence avérée sur le site. (Evans, 2016)

Etant donné qu'une unique méthode ne peut permettre l'échantillonnage de toutes les espèces d'invertébrés présentes sur site, plusieurs méthodes pourront être utilisées dans la même enquête si un inventaire plus complet est requis. Il est souvent plus pertinent de ne cibler que certaines espèces ou groupes d'espèces au cours d'une enquête ; il faudra sélectionner les méthodes à utiliser, et des arbres de décision (**figure 16**) sont proposés pour aider ce choix. Des considérations devront également être prises en compte pour le choix des méthodes : (Evans, 2016)

- D'autres enquêtes du même genre ont-elles été réalisées sur ce site ou ailleurs ?

- Quelles actions de gestion sont conduites ou vont être mises en place sur ce site, et quels sont les impacts éventuels de ces actions sur le projet ?
- Le(s) méthode(s) sélectionnée(s) est-elle (sont-elles) susceptible(s) d'affecter les espèces d'intérêt pour la conservation ou les espèces non ciblées par l'enquête ?
- Peut-on consacrer suffisamment de temps à cette enquête ? Notamment, peut-on obtenir suffisamment d'échantillons de contrôle (pour les plans de gestion en particulier) ?
- L'écologie et le comportement des espèces cibles sont-ils connus ? Le matériel à disposition est-il adapté à ces espèces ?
- L'échantillonnage des invertébrés est susceptible de générer beaucoup de données : il convient de sélectionner suffisamment d'espèces à *monitorer* pour être représentatif, et suffisamment peu d'espèces pour avoir une base de données gérable.
- L'intérêt des covariables (environnementales notamment) doit être considéré, notamment à la lumière des micro-variations susceptibles d'arriver au sein d'une communauté d'invertébrés sur une petite échelle spatiale ou temporelle.

Afin de déterminer si l'enquête requiert plutôt des méthodes d'*inventoring* ou de *monitoring*, la **figure 15** propose un arbre décisionnel simplifié.

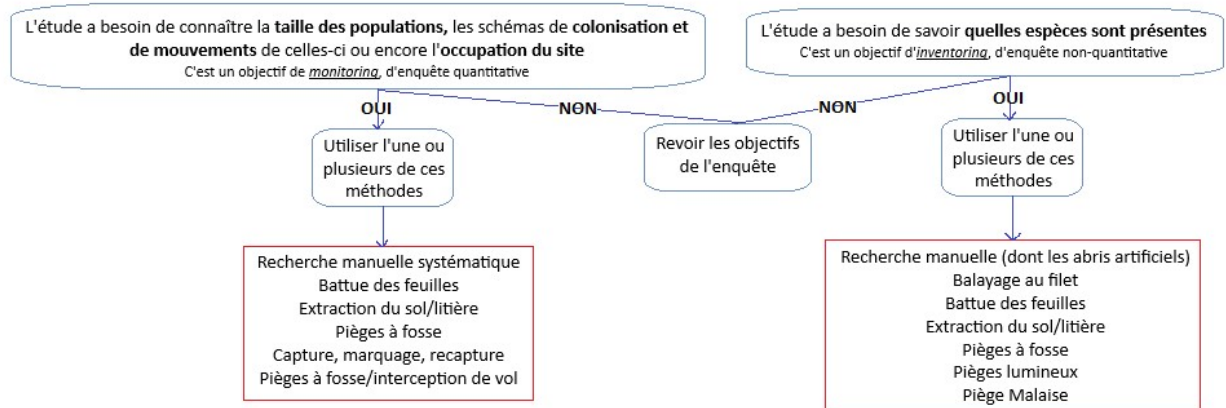


Figure 15 : Arbre décisionnel ; choisir une méthode d'*inventoring* ou de *monitoring* (Evans, 2016)

Réaliser un *inventoring* est plutôt aisé (**Annexe 5**) : des pièges peuvent être placés systématiquement ou aléatoirement, à des intervalles de temps prédéfinis, pour déterminer le nombre d'espèces présentes, ou, plus précisément, le nombre d'espèces présentes attrapées dans ces pièges. La modélisation permet ensuite d'estimer la proportion d'espèces attrapées parmi le nombre d'espèces attrapables dans ces conditions, et donc d'estimer la richesse spécifique. (Evans, 2016)

Réaliser un *monitoring* ou obtenir des données quantitatives s'avère plus difficile et requiert l'expertise d'un statisticien pour l'élaboration du protocole, ainsi que la mise en place d'échantillonnages de contrôle au début de l'étude. Il est difficile de standardiser ces protocoles, et nous ne nous aventurerons pas à proposer un plan type pour ce genre d'études. (Evans, 2016)

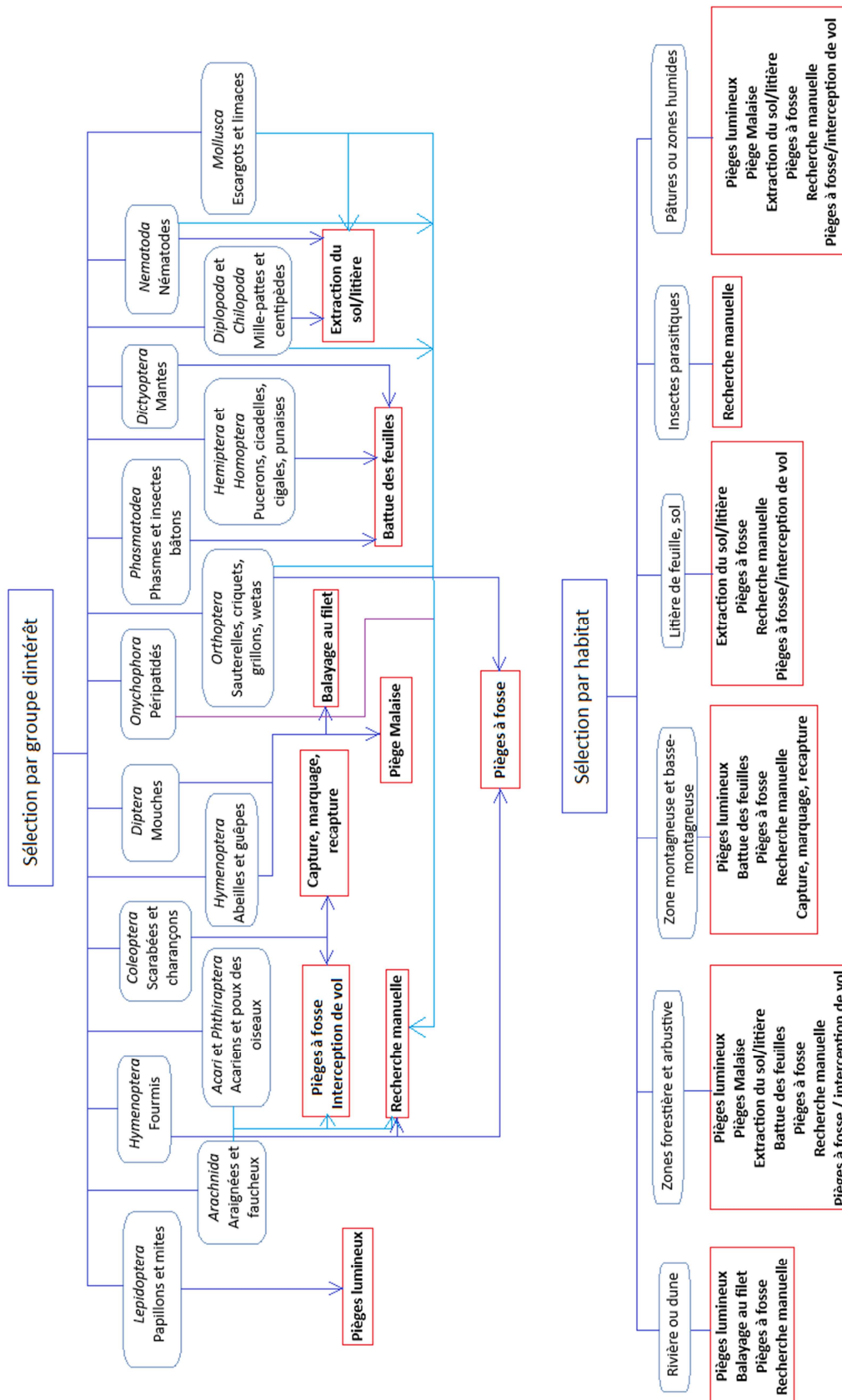


Figure 16 : Arbres décisionnels pour le choix des méthodes et de l'échantillonnage lors des enquêtes et du suivi des invertébrés, par groupe d'intérêt ou par habitat (Evans, 2016)

NB : tous les taxons ne sont pas représentés ; selon le stade de vie, les méthodes devront être adaptées

Partie II - Proposition de plan de *monitoring* pour le projet TRAILS

1. Contexte et situation de départ

a. Importance de la biodiversité animale terrestre

Pour estimer l'importance de la biodiversité animale sur Terre, plusieurs chiffres pourraient être avancés : nombre d'espèces, taille des populations, nombre d'individus, ... Mais ces données rendent la comparaison entre taxons plus abstraite : de petits organismes peuvent représenter une grande population mais compter pour une très petite portion de la matière organique terrestre. (Ritchie and Roser, 2021) Pour des comparaisons pertinentes, la mesure de biomasse a été introduite pour « quantifier la vie » (Bar-On, Phillips and Milo, 2018). Cette biomasse est mesurée en tonnes de carbone ; le tableau (**tableau 8**) ci-dessous donne la distribution des taxons en termes de la biomasse en tonnes de carbone et en pourcentage de la biomasse totale.

Taxon		En milliards de tonnes de carbone	En pourcentage de la biomasse (%)	En pourcentage de la biomasse animale (%)
Total		546	100	N.A.
Plantes		450	82,4	N.A.
Bactéries		70	12,8	N.A.
Champignons		12	2,2	N.A.
Archaea		8	1,5	N.A.
Protistes		4	0,7	N.A.
Virus		0,2	0,04	N.A.
Animaux	Total	2	0,4	100
	Arthropodes	1	0,2	42
	Poissons	0,7	0,1	29
	Annélides	0,2	ε	8
	Mollusques	0,2	ε	8
	Cnidaires	0,1	ε	4
	Animaux de rente	0,1	ε	4
	Humains	0,06	ε	2,5
	Nématodes	0,02	ε	0,8
	Mammifères sauvages	0,007	ε	0,3
	Oiseaux sauvages	0,002	ε	0,08

Tableau 8 : Distribution de la biomasse mondiale. La biomasse est mesurée en milliards de tonnes de carbone. (Ritchie and Roser, 2021)

N.A. : non applicable / ε : pourcentage < 0,1 %

Ce comparatif permet de se rendre compte que la biodiversité animale ne représente en fait que 0,4 % de la biomasse mondiale. Les plantes comptent pour 82% de la biomasse totale ; les bactéries, organismes microscopiques, comptent pour 13%, l'espèce humaine ne compte que pour 0,01% de la biomasse totale. Nous pouvons également constater que les animaux sauvages (mammifères et oiseaux) sont 10 fois moins importants dans la biomasse totale que les animaux de rente.

Le nombre d'espèces sur Terre n'est pas connu : les estimations s'étalent de quelques millions à plus de 100 millions d'espèces. Les estimations les plus récentes estiment cependant qu'il y aurait sur Terre entre 5 et 10 millions d'espèces. Le tableau (**tableau 9**) ci-dessous reprend le nombre d'espèces estimé pour chaque règne. (Mora *et al.*, 2011)

Règne	Nombre d'espèces
Animalia	7 770 000
Chromists	27 500
Champignons	611 000
Plantes	298 000
Protozoaires	36 400
Archaea	455
Bactéries	9680
Total	8 750 000

Tableau 9 : Nombre estimé d'espèces sur Terre, par règne. (Mora *et al.*, 2011)

Ainsi, on se rend compte que malgré la faible part du règne animal dans la biomasse mondiale, il compte une diversité d'espèces unique comparativement aux autres règnes. Cette diversité est le reflet de la diversité de services écosystémiques rendus par le règne animal : dans la régulation des écosystèmes (pollinisation, traitement des déchets, régulation de l'érosion, gestion des eaux et de la qualité de l'air,...), dans l'approvisionnement des communautés humaines (nourriture, matière première, ressources médicinales,...), sur le plan culturel (santé mentale et physique, activités récréatives, valeurs spirituelles, esthétiques, religieuses,...) et dans le soutien des fonctions écosystémiques (cycles des nutriments, stratification des sols,...). (Grooten, Almond and WWF (Organization), 2018, p. 201)

i. Mammifères

La Classe *Mammalia* peut être divisée comme suit :

- Sous-classe *Prototheria* (*Monotremes*, un Ordre)
- Sous-classe *Theria*
 - o Infra-classe *Metatheria* (marsupiaux, 7 Ordres)
 - o Infra-classe *Eutheria* (mammifères supérieurs – *Placentalia* ; 21 Ordres)

Selon la dernière édition du travail taxonomique de référence, *Mammal species of the World*, la Classe *Mammalia* comprend 5416 espèces. (Hoffmann *et al.*, 2010). Le dernier relevé de l'IUCN compte cependant 5 954 espèces dans cette classe. (IUCN, 2021b) Nous avons choisi de nous appuyer sur ce relevé IUCN pour la suite. Parmi les 5 954 espèces de mammifères, 2 365 sont des rongeurs (*Rodentia*, 39%) et 1 332 des chauves-souris (*Chiroptera*, 22,4%). (IUCN, 2021b)

Les mammifères contribuent au fonctionnement des écosystèmes : pollinisation (Janson, 1981; Fleming and Sosa, 1994; Carthrew and Goldingay, 1997), distribution des graines et semences (Levey and Moermond, 1994), rôle de proie et de prédateur (Nowak, 1991), impact sur la structure et la composition de la végétation (McInnes *et al.*, 1992), sur la productivité des plantes (Frank and McNaughton, 1993) et sur cycle des nutriments (Pastor *et al.*, 1993). Ils jouent pour l'Homme divers rôles, comme l'approvisionnement en nourriture, fourrure et habillement, ainsi qu'un rôle spirituel et/ou religieux. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

Ce groupe est sans doute celui souffrant le plus gros déclin de populations parmi les groupes de vertébrés. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996) Sur les espèces connues de mammifères, 22,3% sont

considérées menacées (classées « vulnérables », « en danger d'extinction » ou « en danger critique d'extinction »), dont 9,2% sont « en danger d'extinction », 3,8% en « danger critique d'extinction » ; presque 1,5% (85 espèces) se sont éteintes durant les 400 dernières années. (IUCN, 2021) La perte de la diversité du groupe des mammifères pourrait influencer les écosystèmes d'une manière dont nous ne comprenons pas encore l'envergure aujourd'hui. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996; Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

1. *Petits mammifères*

Les petits mammifères (comme définis plus haut) sont des éléments importants des écosystèmes. Ils affectent la structure, la composition et la dynamique des communautés, notamment forestières, au travers d'activités comme la dispersion des graines (Brewer and Rejmánek, 1999), la pollinisation (Janson, 1981; Fleming and Sosa, 1994; Carthrew and Goldingay, 1997), la dispersion des mycorhizes (Janos, Sahley and Emmons, 1995), la régulation des populations d'insectes (Yahner and Smith, 1991; Hastings *et al.*, 2002) et le rôle de proies pour les animaux carnivores (Wright, Gompper and DeLeon, 1994; Solari *et al.*, 2002)

Au sein des forêts tropicales, la dispersion des graines et la prédation sont deux des plus grands rôles des petits mammifères. La diversité des plantes tropicales est influencée par le taux de survie des graines, lié à la distance de la graine par rapport à la plante d'origine, et à leur prédation notamment par les petits mammifères. Les petites mammifères sont donc également bénéfiques à la diversité des plantes, en dispersant les graines loin de la plante d'origine. Ce rôle est majoritaire chez les mammifères volants dans les zones néotropicales (Fleming, 1979, 1981; Estrada and Fleming, 1986) et paléotropicales (Fujita and Tuttle, 1991; Shilton *et al.*, 1999) par rapport aux mammifères non volants. (Smythe, 1970, 1986; Charles-Dominique *et al.*, 1982; Denslow and Moermond, 1982; Janzen, 1986; Solari *et al.*, 2002)

Les petits mammifères, volants comme non volants, sont également des pollinisateurs, bien que moins efficaces que les insectes (Bawa, 1990). Les chauves-souris permettent cependant une dispersion du pollen sur de plus longues distances (Heithaus, Opler and Baker, 1974), affectant sur de larges zones la génétique des populations d'arbres tropicaux. (Solari *et al.*, 2002)

Les mycorhizes contribuent à la survie et à la croissance des plantes de surface, et les petits mammifères contribuent à la dispersion de ces mycorhizes, notamment les rongeurs. Les petits mammifères sont également des régulateurs des populations d'insectes *via* la prédation, pouvant avoir des conséquences positives sur d'autres communautés, notamment de plantes (Andersen and Folk, 1993), et donc sur la composition et le fonctionnement mêmes des forêts. Ces processus conduisent finalement à un meilleur succès reproductif et de développement des plantes. (Fleming and Sosa, 1994)

Finalement, il a également été montré que l'exploitation des ressources forestières peut conduire à la fragmentation, l'altération ou la contamination des habitats de ces petits mammifères, avec des conséquences dramatiques sur la distribution, abondance et diversité de ceux-ci. (Granjon *et al.*, 1996; Adler, Arboledo and Travi, 1997). Des changements dans les communautés de petits mammifères conduisent à des changements à plus grande échelle dans la structure des habitats, et dans leur fonctionnement. Une compréhension plus poussée des dynamiques populationnelles de ces communautés de petits mammifères est essentielle avant de proposer un plan de gestion des habitats, en particulier des forêts tropicales. (Solari *et al.*, 2002)

2. Moyens et grands mammifères

Les moyens et grands mammifères peuvent avoir à la fois le rôle de proie et de prédateur dans leur écosystème ; les prédateurs, en particulier les méga-carnivores, ont été les plus étudiés des organismes animaux et les effets de leurs activités à tous niveaux trophiques sont de plus en plus compris. Leur rôle de prédateur permet la régulation directe des populations de proies (principalement des herbivores), et indirectement, la régulation du couvert végétal, par effet de cascade. Les grands mammifères nécrophages ont également un rôle dans la régulation des résidus de matière et d'énergie, en éliminant les carcasses. (Lacher *et al.*, 2019)

Les moyens et grands herbivores affectent les écosystèmes en consommant et régulant la végétation et en jouant le rôle de proie pour les prédateurs apexiens. Ils sont au cœur du cycle des nutriments et de matière, contribuent à la fertilisation des sols, et permettent la dissémination de graines et de pollen sur de longues distances. (Lacher *et al.*, 2019)

Les moyens mammifères peuvent jouer un rôle dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes *via* leur comportement fouisseur (création de nids et de terrier, aération du sol, mobilisation des invertébrés du sol, enterrement des fèces, ...), brouteur, ingénieur (construction de barrage, de pont, élagage de la végétation, etc.) (Lacher *et al.*, 2019)

Les moyens et grands mammifères ont un rôle mineur dans la régulation des populations d'invertébrés ; ils sont cependant utiles dans la régulation des populations dites « de mammifères nuisibles », principalement des rongeurs. (Lacher *et al.*, 2019)

Ils ont enfin un rôle dans l'écosystème de par toutes les interactions qu'ils entretiennent avec les autres taxons, qu'elles soient mutualistes (par exemple, la collaboration entre *Buphagus erythorhynchus*, le pique-bœuf, et les grands herbivores), compétitives (*e.g.* pour la même source de nourriture), commensales, ou autres. (Lacher *et al.*, 2019)

iii. Oiseaux

La Classe *Aves* peut être divisée comme suit : (IOC World Bird List, 2019)

- Sous-classe *Neornithes*, celle des oiseaux modernes
 - o Infra-classe *Palaeognathae*, les oiseaux ayant perdu la capacité de vol
 - Ordre *Rheiformes*, oiseaux d'Amérique du Sud (nandous)
 - Ordre *Apterygiformes*, oiseaux terrestres, constitué de la seule famille *Apterygidae*, du seul genre *Apteryx*, comptant les 5 espèces de kiwis
 - Ordre *Casuariiformes*, les casoars et les émeus
 - Ordre *Struthioniformes*, les oiseaux n'ayant pas de bréchet (autruches)
 - Ordre *Tinamiformes*, les tinamous
 - o Infra-classe *Neognathae*, les oiseaux ayant conservé leur aptitude au vol (sauf les *Spheniscidae*)
 - Super-ordre *Galloanserae*, regroupant les ordres des *Galliformes* (dindes, poules, cailles, faisans, ...) et des *Anseriformes* (oies, canards, canaroes, cygnes, etc.)
 - Super-ordre *Neoaves*, regroupant plus d'une trentaine d'ordres et donc tous les autres oiseaux modernes non-cités ci-dessous. Quelques ordres connus, pour exemple : *Strigiformes* (chouettes et hiboux), *Falconiformes* (faucons, aigles, ...), *Psittaciformes* (perroquets, loris, conures, cacatoès, perruches), *Columbiformes* (pigeons, nicobars, tourterelles, colombes, ...), *Gruiformes* (grues, foulques, talèves, etc.), mais aussi certains moins connus : *Bucerotiformes* (huppées, toucans,

calaos, bucorves, ...), *Caprimulgiformes* (podarges, guacharos, ibijaux et engoulevents) ou encore les *Pteroclitiformes* (gangas et syrnhaptes)

Plus de 11 000 espèces d'oiseaux (11 158 espèces) (Ritchie and Roser, 2021) sont décrites à ce jour, représentant entre 50 et 430 milliards d'oiseaux sur Terre. (Callaghan, Nakagawa and Cornwell, 2021) Sur ces 430 milliards d'individus, près d'1,3 milliard seraient des moineaux domestiques (*Passer domesticus*, **figure 17-a**), 1,2 milliard des goélands à bec cerclé (*Larus delawarensis*, **figure 17-b**) et 1,1 milliard des hirondelles rustiques (*Hirundo rustica*, **figure 17-c**). Totalement à l'opposé de ces espèces dites « super-abondantes », de nombreuses espèces sont extrêmement rares : environ 1 180 espèces (12% du nombre total d'espèces d'oiseaux) compteraient moins de 5 000 individus dans leur population mondiale. Parmi ces raretés sont présents le kiwi roa (*Apteryx haastii*, **figure 17-d**) dont la population compterait moins de 400 individus, la crécerelle des Seychelles (*Falco araeus*, **figure 17-e**) avec moins de 100 individus au monde, ou encore l'aigle de Java (*Nisaetus bartelsi*, **figure 17-f**), avec moins de 700 individus. En comparaison de l'avifaune, il convient aussi d'opposer les volailles domestiques : on compterait plus de 25 milliards de poules domestiques (*Gallus gallus domesticus*), faisant de cette espèce la plus abondante des espèces d'oiseaux au monde. (Callaghan, Nakagawa and Cornwell, 2021)



Figure 17 : Les trois espèces d'oiseaux sauvages les plus abondantes du monde – a, b et c- et trois des espèces les moins abondantes du monde -d, e et f.

a : *Passer domesticus* (Beard, 2021b), b : *Larus delawarensis* (Gallagher, 2021), c : *Hirundo rustica* (Beard, 2021a)

d : *Apteryx haastii* (De Roy, 2005) , e : *Falco araeus* (Irvine, 2011), f : *Nisaetus bartelsi* (Strickland, 2020)

Les oiseaux rendent de nombreux services écosystémiques : ils pollinisent et sèment, luttent contre les nuisibles (rongeurs, insectes, ...) et se chargent des charognes. Ils ont également pour l'Homme un rôle culturel, religieux et spirituel, tant dans la symbolique qu'ils véhiculent que dans leur esthétique ou leur place au sein des communautés humaines. Ils contribuent également aux activités de loisir de l'Homme, que ce soit par la chasse (en tant que proie ou en tant qu'arme), l'observation (photographique, vidéoludique), la récréation (chant, détention d'oiseaux en captivité, collection, taxidermie) ou le sport (la fauconnerie). Ils ont également une grande place au sein de la communauté scientifique, ayant contribué aux recherches en navigation, aérodynamique et physiologie, en plus d'autres domaines comme la neurobiologie ou l'écologie évolutionnaire. (Sekercioglu and Wenny, 2016)

De toutes les espèces recensées d'oiseaux dans le monde, 1 481 sont considérées comme menacées par l'IUCN. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of

Nature and Natural Resources, 1996) 2% sont en « danger critique d'extinction », 4.1% en « danger d'extinction » et 7.1% classées « vulnérables ». (IUCN, 2021) Les oiseaux étaient dans le passé utilisés comme des indicateurs de bonne santé de la biodiversité, et le pourcentage d'espèces d'oiseaux menacées était pris comme référence pour estimer le taux d'espèces menacées dans les autres taxons. Cependant, cette théorie a été réévaluée, et il a été admis que les oiseaux, à cause notamment de leur grande mobilité, n'étaient pas les meilleurs représentants de la santé de la biodiversité mondiale. Il est cependant prouvé qu'un fort lien existe entre le nombre d'espèces de mammifères menacées et le nombre d'espèces d'oiseaux menacées : dans une même région géographique, les deux taxons semblent sensibles aux mêmes menaces et leurs populations suivent les mêmes tendances. (Mulatu *et al.*, 2017)

iv. Reptiles

La Classe *Reptilia* peut être divisée en 4 ordres :

- Ordre *Crocodylia*, incluant les crocodiles et les caïmans
- Ordre *Sphenodontia*, ou tuataras
- Ordre *Squamata*, regroupant les lézards et serpents
- Ordre *Testudines*, les tortues

Cette Classe est cependant maintenant considérée obsolète ; le terme « reptile » ne définit pas un groupe monophylétique mais un regroupement paraphylétique d'espèces semblables par leurs caractères physiques (écailles, corps plus ou moins allongé, ectothermie, entre autres). Cette classification ne permettait pas de témoigner de la proximité génétique des « reptiles » avec les « oiseaux » qui partagent un ancêtre commun et plusieurs caractéristiques (présence d'une membrane nictitante, d'un reliquat de gésier). Benton propose en 2005 une classification évolutionniste qui permet de situer les « reptiles » et les « oiseaux » après leur ancêtre commun. (Benton, 2005; Lecoindre and Le Guyader, 2016) La classification utilisée dans ce travail reprend simplement les 4 ordres précisés ci-dessus, pour des raisons de simplification.

Les reptiles sont des membres importants des écosystèmes terrestres et aquatiques. Ils servent de proie et de prédateur ; les espèces à la fois aquatiques et terrestres contribuent à la mobilisation d'énergie et de matière entre ces deux milieux ; les vipéridés sont également considérés comme de bons régulateurs des populations de proie, en particulier lorsque celles-ci sont basses démographiquement. (U.S. National Park Service, 2015) Certains reptiles sont également des pollinisateurs et parfois même des pollinisateurs essentiels : *Phelsuma cepediana* est l'unique pollinisateur du rare *Trochetia blackburniana* sur l'Île Maurice, depuis la quasi-disparition du *Zosterops vert* (*Zosterops chloronothos*). Certains reptiles sont de super-prédateurs et des espèces clés dans la chaîne alimentaire, à la fois proie au stade juvénile et prédateur régulateur une fois adulte. (Endangered Species International, 2011) D'autres sont des acteurs essentiels du façonnage de l'habitat, comme l'alligator américain (*Alligator mississippiensis*), qui creuse des trous profonds, seuls abris aquatiques en saison sèche pour de nombreuses espèces de poisson, tortues et autres espèces aquatiques, et seules sources d'eau pour les animaux terrestres et les plantes environnantes. (Palmer and Mazzotti, 2004) Les reptiles tiennent aussi un rôle culturel, religieux et spirituel auprès des communautés humaines, et leur fournissent de la viande, fortement protéinée et vendue comme produit de luxe, ou encore de la peau, utilisée en maroquinerie, et d'autres parties utilisées en médecine traditionnelle. Enfin, la part des reptiles en tant qu'animaux de compagnie ne cesse de croître, avec environ 3% des foyers américains hébergeant un reptile domestique. (Endangered Species International, 2011)

Une base de données sur les reptiles (The Reptile Database, 2021) recense à ce jour plus de 11 690 espèces et 2 198 sous-espèces de reptiles. L'IUCN ne recense en 2021 que 9 132

espèces. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996) Sur ces 9 132 espèces, 1 587 sont considérées menacées, soit 17% des reptiles, avec 4% en « danger critique », 7,2% en « danger » et 6,1% « vulnérables ». (IUCN, 2021) Les reptiles étant peu étudiés de manière générale, ils n'ont que rarement été considérés comme des espèces indicatrices pour l'état de leur environnement. Cependant, certaines publications présentent les lézards et serpents comme indicateurs de la pollution environnementale, en particulier vis-à-vis des organochlorines. Les tortues ne sont pas à proprement parler indicatrices, mais leurs œufs peuvent concentrer des résidus organochlorés, du radium, des métaux lourds et du calcium environnementaux. Les ostéodermes dorsaux des crocodiliens ont déjà montré des concentrations élevées en métaux lourds et en éléments radioactifs ; des enquêtes de sécurité alimentaire ont également révélé des concentrations inacceptables en mercure dans la viande d'alligator aux Etats-Unis. (Manolis, Webb and Britton, 2002) Le potentiel des reptiles comme indicateurs de la pollution chimique environnementale doit encore être étudié en détail, et leur potentiel comme indicateurs de la santé de leur environnement n'a pas encore fait ses preuves.

v. Amphibiens

La classe des amphibiens peut être divisée comme suit :

- Ordre *Anoura*, les anoures (grenouilles et crapauds)
- Ordre *Apoda* ou *Gymnophiona* (cécilies)
- Ordre *Urodela* ou *Caudata* (salamandres et tritons)

Les amphibiens fournissent de nombreux services essentiels aux écosystèmes et aux communautés humaines. Ils sont régulateurs des populations de moustiques en zone humide, permettent le contrôle des autres populations d'insectes nuisibles, et agissent également comme prédateurs pour les insectes pollinisateurs. Ils modèlent leur habitat d'un point de vue structurel et fonctionnel, étant donnée leur activité fouisseuse et leur participation dans la bioturbation (remaniement des sols et/ou des sédiments aquatiques) ; ils contribuent par là à la décomposition de la matière organique et au cycle des nutriments. Pour l'Homme, les amphibiens sont sources de nourriture, en particulier en Asie du Sud-Est où ils sont considérés comme un mets de choix. Ils servent également de modèles en recherche, et leurs sécrétions cutanées sont exploitées pour l'élaboration d'analgésiques et de médicaments antiviraux. Ils ont également une symbolique spirituelle, religieuse et culturelle, et sont à la racine de la médecine traditionnelle asiatique. (Hocking and Babbitt, 2014)

L'IUCN recense à ce jour 7 215 espèces d'amphibiens à travers le monde, dont plus de 30% (33,8%) sont classées « menacées ». Parmi ces espèces menacées, 9,2% sont considérées « en danger critique d'extinction », 14,7% « en danger d'extinction » et 9,9% « vulnérables ». Les conditions de vie et de survie des amphibiens étant très particulières et propres à chaque espèce, tout changement dans l'écosystème est susceptible d'altérer gravement la santé de ces populations. C'est à ce titre que les amphibiens sont considérés comme des indicateurs de la santé des écosystèmes humides ; ils sont sensibles à de nombreuses menaces et peuvent être utilisés comme indicateurs précoces des changements de tendance dans ces écosystèmes. Des changements dans la démographie des populations d'amphibiens peuvent souvent être corrélés, sinon attribués, à l'une de ces menaces : pollution, sécheresse, destruction de l'habitat, épidémie, introduction d'une espèce, modification des radiations ultraviolettes, etc. Face à ces menaces, les populations d'amphibiens peuvent témoigner de changements mesurables dans leur distribution, abondance, richesse spécifique, occupation de l'habitat, et témoigner d'une augmentation de l'occurrence de maladies et de malformations en leur sein. Ces changements ont des effets en domino sur de nombreux aspects de l'écosystème, comme la chaîne

alimentaire, les flux d'énergie et de matière et le cycle des nutriments. (U.S. National Park Service, 2015)

vi. Invertébrés

La classification des invertébrés est très large et continuellement réévaluée, puisque la plupart des espèces d'invertébrés ne sont pas encore connues. Il est estimé que plus d'un million d'espèces d'invertébrés sont présentes sur la planète ; c'est le taxon le plus représenté sur tous les continents.

Les invertébrés rendent de nombreux services écosystémiques. Le plus connu est évidemment la pollinisation par les hyménoptères, mais ce rôle est également rempli par d'autres groupes, rarement considérés. Les lépidoptères notamment jouent un rôle clé dans la pollinisation. Les invertébrés participent également de manière majoritaire à la création du substrat et à la maintenance du cycle des nutriments. Ces rôles écosystémiques jouent également un rôle clé au niveau économique pour les activités humaines. (Mieem, 2010)

Les invertébrés contribuent à la gestion des déchets, comme les matières fécales, les carcasses, les troncs, branchages et feuillages ; ce processus essentiel permet de maintenir le flux d'énergie et de matière à l'équilibre au sein des écosystèmes. (Mieem, 2010)

Ils peuvent également avoir un rôle dans la gestion des nuisibles ; ce service peut se présenter de différentes manières, comme le parasitisme d'espèces invasives, la prédation d'espèces néfastes, la compétition pour les mêmes ressources, etc. Ils peuvent eux-mêmes être nuisibles (moustiques, nématodes parasitaires, etc.) (Mieem, 2010)

Enfin, les invertébrés sont une source de nourriture pour de nombreuses espèces, qu'elles soient d'autres espèces d'invertébrés mais aussi des oiseaux, des poissons, des petits mammifères... Ils sont à la base de la pyramide de la prédation et sont essentiels au maintien et à la survie de leurs prédateurs, et par là, des super-prédateurs et de toute la chaîne alimentaire. (Mieem, 2010)

b. La Malaisie

i. Zone géographique, climat et ressources

La Malaisie (*Malaysia* en malais et en anglais) couvre 32 758 km² et constitue un pont naturel entre l'Asie continentale et l'archipel indonésien. Elle est composée de deux ensembles géographiquement distincts (**carte 7**) : la Malaisie occidentale, péninsulaire ou continentale d'une part, et la Malaisie orientale ou insulaire d'autre part, formée du Sarawak et du Sabah sur l'Île de Bornéo. (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019; Devillers, Fau and Lombard, 2021)



Carte 7 : Carte contextuelle de la Malaisie (Encyclopedia Universalis, 2021)

La péninsule malaisienne, longue de 900 kilomètres pour une largeur maximale de 300 kilomètres, constitue l'extrémité Sud de la plateforme de la Sonde. Elle forme l'extrémité méridionale de l'Asie du Sud-Est continentale, tandis que les Etats du Sabah et du Sarawak (198 160 km²) occupent la frange septentrionale de l'Île de Bornéo, rattachent le pays au monde archipélagique. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

La péninsule prolonge le relief thaïlandais en une série de chaînes parallèles, dont un haut massif granitique, la Main Range, qui culmine à 2 187 mètres au mont Tahan situé dans une extension orientale de la chaîne. A l'Est, de vastes massifs montagneux recouverts d'une jungle épaisse se déploient jusqu'à la côte, bordée par d'immenses plages de sable blanc. A l'Ouest se dressent des montagnes moins élevées, au bord d'une plaine alluvionnaire. La côte occidentale est plate et basse, découpée par de longs estuaires à mangrove. Le relief permet un bon drainage des plaines littorales occidentales : le fond plat des vallées permet un drainage par des cours d'eau encaissés. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

Dans les états malaisiens de Bornéo, le relief rappelle celui de la péninsule : une ligne de crêtes traverse l'Île, selon un axe Sud-Est/Nord-Ouest, surplombée par le mont Kinabalu à 4 101 mètres, le plus élevé de toute l'Asie du Sud-Est. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

Les deux parties de la Malaisie partagent le même climat équatorial chaud et humide et un couvert forestier dense, composé de forêts sempervirentes hygrophiles, de forêts d'arrière-mangrove à *Melaleuca* et de mangroves à palétuviers *Rhizophora* et à palmiers *Nipa fruticans*. (Devillers, Fau and Lombard, 2021) Elles sont situées dans la région biogéographique du Sundaland qui comprend également les îles archipélagiques de Sumatra, Bornéo et Java. (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019) Depuis le colonialisme, les cultures se sont diversifiées et intensifiées, et le secteur se distingue aujourd'hui par des cultures d'exportation très dynamiques. La culture d'exportation principale est celle du palmier à huile, pour lequel la Malaisie était depuis le début des années 1970 le premier exportateur mondial. Maintenant en forte compétition sur ce marché d'export avec l'Indonésie, devenue leader

mondial du marché, la Malaisie reste la productrice de la moitié de l'huile de palme mondiale. (Devillers, Fau and Lombard, 2021) La Malaisie et l'Indonésie produisent ensemble plus de 80% de l'huile de palme au niveau mondial. (Schleicher *et al.*, 2019) D'autres cultures, comme celle du caoutchouc, contribuent à l'économie de la filière et accompagnent la transition économique du pays. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

La Malaisie exporte du pétrole depuis les années 1970, avec la découverte au large de Terengganu et des côtes du Sabah et du Sarawak de quelques gisements. Les réserves ne sont pas très importantes et le pays est maintenant contraint d'importer du pétrole. Les réserves gazifères sont les quinzièmes au niveau mondial, ce qui classe la Malaisie parmi les premiers exportateurs mondiaux de gaz naturel liquéfié. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

ii. Biodiversité malaisienne

Le climat tropical (chaud, humide, et peu propice aux changements saisonniers) est favorable au développement d'un couvert végétal très divers, lui-même très favorable à l'établissement de nombreuses communautés animales. (GLOBinMED, 2018) Les tropiques témoignent d'une densité particulièrement élevée d'espèces endémiques ; il est estimé que les forêts tropicales hébergeraient plus de la moitié des espèces (tous règnes confondus) présentes sur Terre. (Lewis, Edwards and Galbraith, 2015; Ritchie and Roser, 2021).

L'orang-outan, le tapir, l'éléphant, le tigre... sont autant de grands mammifères charismatiques représentant la Malaisie dans l'inconscient collectif. La biodiversité animale malaisienne repose cependant sur plusieurs autres grands taxons, avec en première position les invertébrés comptant 150 000 espèces différentes, suivis de loin par les poissons marins (1619 espèces) et les oiseaux (742 espèces). Ces trois taxons représentent respectivement 14,2%, 10,8% et 6,6% de la diversité animale globale en Malaisie (**tableau 10**). (IUCN Freshwater Fish Specialist Group, 2015; GLOBinMED, 2018; Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019; IUCN, 2021c; Ritchie and Roser, 2021)

Taxon	Nombre d'espèces en Malaisie	Nombre d'espèces dans le Monde	% de la diversité globale de la faune en Malaisie	Nombre d'espèces endémiques en Malaisie	% d'endémicité en Malaisie
Vertébrés	2 795 ^(C)			1 103 ^(C)	39,4
Mammifères	306 ^(C)	6 485 ^(A)	4,7	20 ^(B)	6,5
Oiseaux	742 ^(C)	11 158 ^(A)	6,6	9 ^(B)	1
Reptiles	567 ^(C)	11 341 ^(A)	4,9	69 ^(B)	12,2
Amphibiens	242 ^(C)	8 250 ^(A)	2,9	86 ^(B)	35,5
Poissons marins	1619 ^(C)	>15 000 ^(E)	10,8	N.R.	-
Poissons d'eau douce	449 ^(C, D)	> 15 000 ^(E)	2,9	36 ^(C)	8
Invertébrés	150 000 ^(C, D)	1 050 000 ^(A)	14,2	N.R.	-

Tableau 10 : Nombre d'espèces animales en Malaisie et dans le monde, pourcentage de la diversité globale de la faune ; nombre d'espèces endémiques en Malaisie et pourcentage d'endémicité en Malaisie.

Sources : A (Ritchie and Roser, 2021), B (IUCN, 2021), C (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019), D (GLOBinMED, 2018) et E (IUCN Freshwater Fish Specialist Group, 2015)

N.R. : non renseigné / - : non calculable

Ainsi, à l'échelle mondiale, la Malaisie représente 3% de la biodiversité animale en termes de nombre d'espèces présentes, et comparativement à trois pays proches (Indonésie,

Philippines, Chine), la Malaisie est la plus riche en espèces (**tableau 7**). (GLOBinMED, 2018; Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019)

Pays	Aire du Pays 10 ³ km ² (arrondi)	Mammifères		Oiseaux		Reptiles	
		Nombre d'espèces	Nombre / 10 ³ km ²	Nombre d'espèces	Nombre / 10 ³ km ²	Nombre d'espèces	Nombre / 10 ³ km ²
Malaisie	330 355	306 ^(A)	0,93	742 ^(A)	2,23	567 ^(A)	1,7
Indonésie	1 900 000	515	0,27	1 519	0,80	511	0,27
Philippines	300 000	166	0,55	359	1,32	193	0,64
Chine	9 600 000	394	0,04	1 100	0,12	282	0,03

Tableau 11 : Richesse spécifique et densité en vertébrés supérieurs (mammifères, oiseaux et reptiles) de quatre pays d'Asie de l'Est (GLOBinMED, 2018; Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019)

Le **tableau 6** montre également le pourcentage d'endémicité pour les groupes d'animaux trouvés en Malaisie. Sur 306 espèces de mammifères présentes en Malaisie, 20 sont considérées endémiques (soit 6.5%). Pour les oiseaux, les reptiles et les amphibiens, on retrouve un taux d'endémicité respectif de 1%, 12,2% et 35,5%, ce qui signifie qu'une grenouille sur trois présentes en Malaisie ne peut pas être trouvée ailleurs sur le globe à l'état sauvage (**tableau 6**). (GLOBinMED, 2018)

Ce travail ayant également pour objectif la sensibilisation du public aux espèces présentes en Malaisie et aux pressions qui les menacent, nous présenterons par la suite quelques espèces emblématiques de Malaisie ; nous ne présenterons cependant pas d'espèces complètement aquatiques (e.g. poissons d'eau douce et marins, mammifères marins), puisque la suite de ce travail se focalise sur la biodiversité animale terrestre.

1. Mammifères emblématiques malaisiens

La Malaisie compte 306 espèces (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019) de mammifères (*mamalia* en malais) soit 4,7% de la diversité des mammifères au niveau mondial. En **Annexe 1**, une liste de classification permet de visualiser quels ordres de mammifères sont présents en Malaisie. Plusieurs mammifères sont emblématiques de ce pays ; quelques exemples en sont donnés ci-dessous.

a. Orang-outan (Pongo sp.)

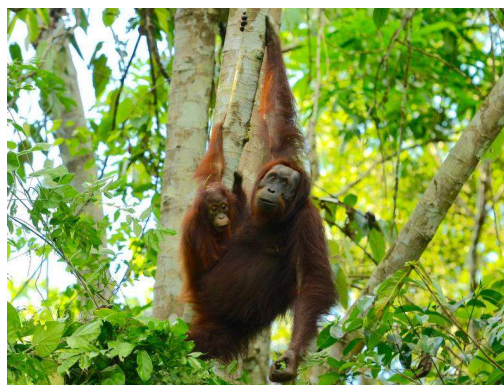


Figure 18 : Un orang-outan femelle et son petit, *Pongo pygmaeus* (Orang-outan et éléphant de Bornéo | Beauval Nature, 2021)

Le nom « orang-outan » vient du malais *orang hutan*, signifiant littéralement « homme de la forêt ». Trois espèces sont décrites, toutes présentant la fourrure rougeâtre caractéristique de ce grand primate, ainsi que des mains et pieds préhensiles (**figure 18**). Arboricole, l'orang-outan passe la majeure partie de son temps dans les arbres des forêts primaires et secondaires

des basses-terres. Ils préfèrent les forêts des vallées fluviales ou des plaines inondées. Ce sont des animaux principalement frugivores, mais ils peuvent se nourrir occasionnellement de feuilles, lianes et de petits invertébrés. Ce sont des grands singes remarquablement intelligents et capables de fabriquer et d'utiliser des outils rudimentaires, à l'instar des chimpanzés. (www.hutan.org, 2020)

Autrefois largement répartis sur l'ensemble de l'Asie du Sud-Est, du sud de la Chine au sud de l'île indonésienne de Java, ils ne sont maintenant trouvés à l'état sauvage que sur les deux îles de Bornéo et Sumatra. L'espèce de Sumatra (*Pongo abelii*) ne compte plus que 14 500 individus ; l'espèce de Bornéo (*Pongo pygmaeus*) a une population plus fournie, avec encore 104 700 individus. Une troisième espèce (*Pongo tapanuliensis*) été découverte au Nord de Sumatra en Indonésie, dans la région de *Batang Toru* en 2017 : seulement 800 individus ont été recensés. (WWF (Organization), 2021)

Les 3 espèces sont considérées en danger critique d'extinction selon l'IUCN, et classées à l'Annexe I de la CITES. (*Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction*, 1973) Sur les deux îles où subsistent des populations sauvages, les diverses exploitations agricoles (dont celle du palmier à huile), minières et forestières réduisent et fragmentent l'habitat de l'orang-outan. Aujourd'hui, plus de 50% des orangs-outans vivent ainsi en dehors des zones protégées, au sein de forêts exploitées par des compagnies minières ou agro-forestières. Les incendies volontaires, déclenchés pour augmenter la quantité et la qualité de la terre agricole, accentuent également cette dégradation de leur milieu de vie. La chasse et le braconnage sont des également des menaces pesant sur l'orang-outan. Ils sont chassés pour leur viande ou en représailles pour s'être introduits dans les exploitations agricoles, et capturés jeunes pour en faire des animaux de compagnie, exportés le plus souvent vers Taïwan. (WWF (Organization), 2021) Il a été estimé que plus de 100 000 orangs-outans ont été tués à Bornéo entre 1999 et 2015, victimes de la déforestation mais également menacés dans leur habitat premier à cause de la chasse. (Voigt *et al.*, 2018)

Le changement climatique exerce une pression supplémentaire sur les forêts tropicales et donc sur les populations d'orang-outans. Les modèles climatiques suggèrent que d'ici 2025, les précipitations annuelles devraient s'accroître de manière significative, favorisant le risque d'inondations et de glissements de terrain. En dehors des impacts directs et négatifs sur les forêts, ces modifications dans les précipitations pourraient également modifier les cycles de croissance et de reproduction des plantes constituant le régime principal de l'orang-outan. En dehors des périodes de précipitations prononcées, le changement climatique pourrait aussi favoriser de grandes périodes de sécheresses, augmentant ainsi le risque de feux de forêts. En 1997, des feux de forêts ont dévasté Kalimantan (partie indonésienne de l'Île de Bornéo), réduisant en cendres 12% de la couverture forestière de la zone, et tuant probablement plus de 1 000 orangs-outans. (WWF (Organization), 2021)

Plusieurs plans de conservation ont été mis en place au niveau national pour favoriser la protection et la conservation de ces espèces (*Sarawak Orangutan Conservation Action Plan*, *Sabah Orangutan Action Plan*). Certaines associations et ONG participent également de manière active aux plans de conservation de l'orang-outan et aux campagnes de sensibilisation des acteurs locaux et internationaux (l'ONG *Hutan* notamment). (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019; www.hutan.org, 2020) Des centres de réhabilitation sont également présents dans le pays, dont le premier a été créé en 1964 à Sandakan, Sabah pour favoriser la réhabilitation de jeunes orangs-outans orphelins dans la Réserve de la Forêt Kabili Sepilok, un site de 4 300 hectares. (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019)

b. Éléphant pygmée de Bornéo



Figure 19 : Deux éléphants pygmées adultes et un éléphant, *Elephas maxima borneensis* (Bornean Elephant | Species | WWF, no date)

Il s'agit de la plus petite sous-espèce de l'éléphant d'Asie : *Elephas maxima borneensis*. Cet éléphant est plus petit que ses cousins des terres, avec une longue queue, des oreilles relativement grandes et une trompe plus étroite (**figure 19**). Il mesure environ 2,4 à 2,9 mètres au garrot, ce qui en fait cependant le plus grand mammifère de toute l'Île de Bornéo. La WWF a montré que ces éléphants étaient différents génétiquement des autres éléphants d'Asie, bien qu'ils aient longtemps été considérés comme les descendants des anciens troupeaux d'éléphants domestiques offerts au Sultan de Sulu au XVII^{ème} siècle. Ces preuves génétiques ont démontré que ces éléphants ont été isolés y a près de 300 000 ans de leurs cousins d'Asie et de Sumatra. (Bornean Elephant | Species | WWF, no date)

La population sauvage est estimée de 600 à 6000 individus (*Southeastern Asia: Malaysia and the Kepulauan Anambas Islands in Indonesia | Ecoregions | WWF, no date*), mais il est plus souvent admis qu'environ 1 500 individus restent à l'état sauvage sur l'Île de Bornéo. Ces données sont approximatives car peu de publications s'intéressent à cette sous-espèce. L'espèce est classée en danger d'extinction par l'IUCN. Le danger principal auquel sont confrontés ces éléphants est la perte de continuité de leur habitat. Durant les 40 dernières années, la région de Sabah a perdu près de 60% de l'habitat de l'éléphant pygmée au profit des cultures. Cette espèce a besoin de grands pans de forêts ininterrompus pour trouver une quantité de nourriture suffisante pour le troupeau. La fragmentation des forêts conduit les éléphants à passer plus de temps à proximité de l'Homme, voire dans les cultures agro-forestières, s'exposant ainsi aux nombreux pièges destinés aux plus petites espèces. Il a été estimé qu'environ 20% des éléphants de l'Île ont souffert de blessures à cause de ces pièges ne les ciblant pas à l'origine.^[38] Des conflits directs avec les populations humaines auraient également conduit à la mort d'une trentaine d'éléphants dans les 3 dernières années. (*Elephant Collaring – Protecting the Giants of Sabah, no date*)

Plusieurs plans de conservation nationaux ont été mis en place : le *National Elephant Conservation Plan*, le *Sabah Elephant Action Plan*, ainsi qu'un projet d'élevage impliquant la collecte et la cryogénéisation de gamètes pour le *Wildlife Reproductive Biotechnology Programme*. Un centre de conservation basé à Pahang, le *Kuala Gandah National Elephant Conservation Centre*, mène des actions locales et nationales de conservation de l'habitat de l'éléphant pygmée notamment. (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019)

c. Rhinocéros de Sumatra



Figure 20 : Rhinocéros de Sumatra, *Didermoceros sumatrensis* (Lueur d'espoir pour le rhino de Sumatra, no date)

Le rhinocéros de Sumatra (*Didermoceros sumatrensis*) ou rhinocéros à deux cornes (**figure 20**) est le plus petit des rhinocéros du monde avec un maximum de 1,45 mètre au garrot. (WWF (Organization), 2016)

Autrefois largement répartie dans le Sud-Est Asiatique, la population actuelle ne compte plus que 500 individus divisés en nombreuses petites sous-populations isolées, vivant dans la péninsule malaisienne et à Sumatra. (Loucks and WWF (Organization), 2021) Il a récemment été aperçu sur l'Île de Bornéo, dans une zone qu'il avait totalement désertée. Des empreintes fortement évocatrices y avaient été repérées en 2013 et sa présence a été confirmée quelques mois plus tard à l'aide de caméras cachées dans les arbres. (WWF (Organization), 2016) Les populations les plus grandes sont trouvées dans les parcs naturels de Sungai Dusun, Ulu Selama et Endau-Rompin dans la péninsule malaisienne. (Loucks and WWF (Organization), 2021) En plus de la perte et de la fragmentation de son habitat, le rhinocéros de Sumatra est exposé à la chasse et au trafic, notamment pour sa corne utilisée dans la médecine traditionnelle chinoise, et qui peut se vendre jusqu'à 30 000 \$ le kilo. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996; WWF (Organization), 2016)

Certains plans de conservation ont été déployés pour le rhinocéros de Sumatra, notamment le *Sabah Rhinoceros Action Plan* et la collaboration entre la *Bornean Rhino Alliance* (BORA) et le *Sabah Wildlife Department* (SWD) avec des soutiens technologiques à la reproduction (collecte et cryogénéisation des gamètes). (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019)

d. Tapir malais



Figure 21 : Tapir malais, *Tapirus indicus* (Zoo de Cerza : Parc animalier Normandie, no date)

Le tapir malais (*Tapirus indicus*) est le plus grand des 4 espèces de tapirs et la seule espèce de l'Ancien Monde. (McInnes *et al.*, 1992) Il est facilement reconnaissable à sa robe bicolore noire et blanche (**figure 21**), son *proboscis* préhensile et ses sabots asymétriques, au nombre de trois par membre à l'arrière contre un seul à l'avant. Il mesure entre 1,8 et 2,5 mètres de long pour environ 1 mètre au garrot. Une variation génétique, le *Tapirus indicus brevetianus*, a d'abord été considérée comme une sous-espèce du tapir malais ; les individus en sont entièrement noirs. (*Malayan Tapir*, no date)

Cette espèce autrefois présente dans tout le Sud-Est asiatique ne se retrouve maintenant que par petits groupes isolés dans la péninsule malaisienne, en Thaïlande et en Birmanie, ainsi qu'à Sumatra et à Bornéo. Plus de 50% de la population a disparu dans les 36 dernières années, principalement à cause de la conversion de son habitat en terres agricoles, de la fragmentation des terres restantes et de la pression de la chasse. (*Malayan Tapir*, no date) La plupart des groupes survivent dans les zones protégées de la réserve de la Forêt d'Ampang, et la plus grande population est supposément présente dans le Parc National de Taman Negara. (McInnes *et al.*, 1992) L'espèce est classée en danger d'extinction par l'IUCN, mais certaines populations locales, réduites et isolées, sont très proches de l'extinction. (*Malayan Tapir*, no date)

Des plans de conservation ont été établis sur le plan national, comme le *National Tapir Action Plan* et la conservation de gamètes par cryogénéisation avec le *Wildlife Reproductive Biotechnology Programme*. (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019)

e. Tigre de Malaisie



Figure 22 : Tigre de Malaisie, *Panthera tigris jacksoni* (Houston Zoo, 2019)

Le tigre de Malaisie, *Panthera tigris jacksoni* (**figure 22**), est le plus grand prédateur de la péninsule malaisienne. Dans les années 1950, sa population était estimée à plus de 3 000 individus, mais les estimations les plus récentes statuent qu'il doit rester entre 300 et 650 tigres dans la péninsule malaisienne. (*The IUCN Red List of Threatened Species*, no date) La dernière étude en date évalue même la population de tigres de Malaisie à moins de 200 individus, et prévoit son extinction dans la prochaine décennie. Cette diminution drastique est principalement due au braconnage, au piégeage illégal, aux perturbations environnementales, et aux accidents de la route. Cette espèce est également sujette à certaines maladies infectieuses, comme la maladie de Carré canine et la COVID-19. (Ten *et al.*, 2021) La réserve naturelle de Taman Negara est l'un des derniers refuges pour le tigre de Malaisie, comme pour bien d'autres espèces en Malaisie. (*Southeastern Asia: Malaysia and the Kepulauan Anambas Islands in Indonesia | Ecoregions | WWF*, no date)

Le tigre de Malaisie est une espèce emblématique suscitant de nombreuses mobilisations gouvernementales et citoyennes. Diverses actions à différentes échelles ont été mises en places : le *CAT-Walk* (marche citoyenne pour les tigres - *Citizen Action for Tigers Walk*) proposé par

MYCAT (*Malaysian Conservation Alliance for Tigers*) visait à la sensibilisation du public sur les tigres et leur habitat ; de manière générale, MYCAT contribue à la coordination des efforts conservatoires du tigre de Malaisie, dont un support institutionnel, des enquêtes, un *monitoring* des populations, et la mise en place de programmes de sensibilisation et de renforcement des mesures déjà établies; le *National Tiger Conservation Action Plan* est un plan d'action gouvernemental ayant pour but la conservation du tigre de Malaisie. (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019)

f. Ours malais



Figure 23 : Ours malais, *Helarctos malayanus* (Valerie, 2017)

L'ours malais (*Helarctos malayanus*) ou *sun bear* en anglais (**figure 23**), est le plus petit et le plus rare des 8 espèces d'ours au monde. (*Sun Bear* | WWF, no date) En plus de l'espèce *H. malayanus*, seule représentante du genre *Helarctos*, une sous-espèce de l'Île de Bornéo est également reconnue (*Helarctos malayanus eurypsilus*). (Fredriksson *et al.*, no date) Arboricole, il passe beaucoup de temps dans la canopée (ce qui lui vaut aussi le surnom « d'ours des cocotiers ») où il se nourrit de fruits et de miel, mais aussi de petits mammifères, d'oiseaux, d'insectes et de termites. (IUCN, 2016)

Initialement, il été réparti dans les forêts des basses-terres de l'Asie du Sud-Est, mais la fragmentation de son habitat et le braconnage ont fortement contribué à réduire leur population et leur aire de répartition. (IUCN, 2016) Il est difficile d'évaluer le nombre d'individus restant à l'état sauvage, car les groupes sont trop dispersés et trop peu étudiés. La tendance générale est plutôt à la diminution générale de sa population, peu importe la région. (*Sun Bear* | WWF, no date) Actuellement, il est classé comme espèce vulnérable auprès de l'IUCN (*The IUCN Red List of Threatened Species*, no date) et à l'Annexe I de la CITES. (*Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction*, 1973) L'espèce est braconnée principalement pour l'usage en médecine traditionnelle chinoise de sa bile (la vésicule biliaire se vendant en moyenne 700 US\$), et pour la consommation de ses pattes, considérées comme un mets raffiné. Certains jeunes individus sont également capturés et vendus (environ 600 US\$ par ourson) pour servir d'animaux de compagnie ou d'attractions touristiques. Certains sont également élevés afin d'être abattus pour la consommation de leur bile. (IUCN, 2016)

g. Panthère nébuleuse

Classiquement considérée comme une seule et unique espèce, la panthère nébuleuse est en fait représentée par deux espèces. Les différences génomiques, chromosomiales et morphologiques (**figure 24**) permettent de distinguer *Neofelis nebulosa*, qui vit dans les terres du Sud-Est de l'Asie, de *Neofelis diardi*, qui vit sur les Îles de Sumatra et Bornéo. *Neofelis diardi* compte deux sous-espèces, *N.d. borneensis*, la panthère nébuleuse de Bornéo, et

N.d.diardi la panthère nébuleuse de Sumatra. Il n'est pas établi qu'il y ait toujours des individus sur les îles de Batu, proches de Sumatra. (IUCN, 2015)



Figure 24 : Panthère nébuleuse, *Neofelis nebulosa* (Grandin, 2020)

L'espèce a un habitat assez peu flexible : elle est très dépendante de la jungle et n'utilise que rarement les terres agricoles dédiées à l'exploitation d'huile de palme, sauf pour les traverser. Ses activités se déroulent principalement au crépuscule et au sol, bien que l'espèce soit adaptée à évoluer dans les canopées. Elle chasse des mammifères de petit et moyen gabarits, comme les muntjacs *Muntiacus* spp., les sangliers à moustaches *Sus barbatus*, les chevrotains *Tragulus* spp. et bien d'autres espèces, comme certains porcs-épics et primates. (IUCN, 2015)

Actuellement, il resterait 4 500 individus, dont environ 3 800 à Bornéo et 730 à Sumatra, avec une tendance à la diminution de la taille de la population. L'espèce est à la fois menacée par l'exploitation agro-forestière de son habitat, le braconnage, et certaines maladies infectieuses comme la parvovirose canine et la maladie de Carré canine. L'une des menaces majeures consiste en la fragmentation de l'habitat, incompatible avec le comportement de la panthère nébuleuse et qui pourrait conduire à la diminution drastique des échanges de gènes entre sous-populations et donc à la diminution de la diversité génétique de l'espèce. L'espèce est totalement protégée à Sumatra et Kalimantan (Indonésie), Sabah et Sarawak (Malaisie), et en Brunei. Elle est classée comme espèce vulnérable à l'IUCN et à l'Annexe I de la CITES. (IUCN, 2015)

2. Oiseaux emblématiques malaisiens

On compte plus de 740 espèces d'oiseaux en Malaisie dont 9 sont endémiques du pays et presque 80 sont considérées « presque endémiques ». (Puan, Davison and Lim, 2020) Cela représente 6,6% de la diversité en oiseaux au niveau mondial. Quelques espèces sont particulièrement connues et emblématiques de Malaisie. Le malais regroupe sous le nom *burung* tous les oiseaux non domestiques ; chez les oiseaux de production, on retrouve les poulets (*ayam*), les canards (*itik*) et les oies (*angsa*). En **Annexe 2**, une liste de classification permet de visualiser quels ordres d'oiseaux sont présents en Malaisie.

Les oiseaux ont de nombreux rôles dans les écosystèmes tropicaux, comme celui de disperser les graines et pollens, contribuant en première ligne à l'entretien et à la restauration des forêts tropicales. (de la Peña-Domene *et al.*, 2014) Ils tiennent également un rôle de prédateurs, principalement insectivores, de charognards, et surtout de proies. (Edwards *et al.*, 2014) Beaucoup d'oiseaux ne sont présents que saisonnièrement en Malaisie : un important couloir migratoire, la voie migratoire d'Asie Orientale et Australe, passe en Malaisie. Les oiseaux partent d'Alaska et de la péninsule de Taïmyr en Russie, et volent jusqu'en Australie et Nouvelle-Zélande. Sur leur trajet, ils survolent la Chine, la Corée et d'autres pays du Sud-Est asiatique, comme la Malaisie. Au total, environ 55 espèces effectuent ce trajet : ce sont 5

millions d'individus par an qui survolent 22 pays. (GLOBInMED, 2018) En Malaisie, ces oiseaux migrateurs trouvent des ressources fruitières stables d'année en année dans la région du mont Kinabalu. (WWF (Organization), 2018)

a. *Calao rhinocéros*

Le calao rhinocéros (*Rhinoceros hornbill* en anglais) est un oiseau de la famille des Bucérotidés. Il doit son nom à son casque impressionnant recourbé vers le haut. La fonction de cet appendice est mal définie ; il est supposé qu'elle lui permette d'amplifier ses vocalises lors de la saison de reproduction, ou encore d'émettre des sons très graves imperceptibles à l'oreille humaine. La couleur orangée du bec (**figure 25**) n'est pas naturelle : le calao obtient cette couleur en frottant son bec blanc sur une glande située juste sous sa queue, qui sécrète une substance jaune-orangée. Le dimorphisme sexuel est très peu marqué : la femelle présente seulement un iris plus blanc que le mâle. (Le Dantec, 2007)



Figure 25 : *Calao rhinoceros, Buceros rhinoceros* (Van Giersbergen, 2007)

Le calao est présent dans les vastes étendues de forêt primaire de la péninsule malaise, à Sumatra (sp. *sumatranus*), Bornéo (sp. *borneoensis*) et Java (sp. *sylvestris*). Son habitat doit nécessairement comporter de hauts arbres dans lesquels il peut trouver des fruits et des baies, composants essentiels de son alimentation. Il a disparu de beaucoup d'endroits où il était originellement présent à cause de la déforestation et de la substitution des arbres fruitiers par des palmiers à huile. Certaines populations sont complètement isolées, car bien que le calao puisse couvrir plusieurs kilomètres lors d'un vol, il reste une espèce nidicole en période de reproduction, et comme il est monogame et vit en bandes, il est peu à même d'explorer de nouveaux territoires. (Le Dantec, 2007)

b. *Barbu malais*



Figure 26 : *Barbu malais, Psilopogon oorti oorti* (Soh, 2007)

Cet oiseau de l'Ordre des *Piciformes* (**figure 26**) est présent dans les forêts de basse montagne en Malaisie, en Chine, à Taïwan et à Sumatra. La sous-espèce *Psilopogon oorti oorti* n'est présente que dans la péninsule malaise où son habitat est particulièrement fragmenté. Son régime composé de fruits et d'insectes ; les fruits qu'il consomme se trouvent dans la canopée et la sub-canopée. Assez commun, il n'est pour l'instant considéré que comme « préoccupation mineure » par l'IUCN. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996; Le Dantec, 2013)

3. Reptiles emblématiques malaisiens

Plus de 550 espèces de reptiles sont décrites en Malaisie (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019) : plus de 190 espèces de serpents, 170 espèces de lézards, 24 espèces de tortues (dont 4 marines, (Hijas and Nyok, 2019)) et 3 crocodiliens. (Onn and Grismer, 2021) Parmi ces 550 espèces présentes, 69 sont endémiques du pays. (IUCN, 2021) La plupart des espèces sont très colorées et très recherchées par les particuliers, favorisant le trafic illégal et le braconnage.

a. Tortue luth

La tortue luth ou *Penyu Belimbing* en malais est la plus grande des sept espèces de tortues marines du monde, avec un poids pouvant aller jusqu'à 916 kg. (Eckert *et al.*, 2012) Sa carapace à 7 rayons est tachetée chez les juvéniles (**figure 27**) et couverte d'une peau qui lui est spécifique, d'où son nom anglais de *Leatherback Turtle*. (Hijas and Nyok, 2019)



Figure 27 : Tortue luth juvénile, *Dermochelys coriacea* (Feuillet, 2012)

Cette espèce joue un rôle important dans l'écosystème océanique par son contrôle des populations de méduses, dont elle se nourrit. Auparavant considérée comme « en danger critique d'extinction » par l'IUCN, les efforts de la dernière décennie concernant sa conservation et la préservation de son habitat, notamment des zones de pontes, ont permis une augmentation nette de la démographie de cette espèce. Elle est maintenant classée « vulnérable » ; les menaces qui pèsent sur cette espèce sont cependant toujours bien présentes, comme la pêche au filet, la perte et la dégradation de son habitat, le braconnage (pour la vente des individus ou de leur carapace, ou pour la consommation de la viande et des œufs), le réchauffement des eaux et leur pollution. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996; Hijas and Nyok, 2019)

b. Tortue épineuse



Figure 28 : Tortue épineuse juvénile, *Heosemys spinosa* (Wah, 2021)

Cette tortue semi-aquatique doit son nom à sa carapace et son plastron épineux (**figure 28**). Ces pointes sont très aiguës lors de la phase juvénile, puis s'émousent avec l'âge. Ces tortues passent beaucoup de temps au sol et se nourrissent principalement de végétaux, mais aussi d'insectes et de carcasses si l'occasion se présente. Originellement présente dans toute l'Asie du Sud-Est, on retrouve maintenant cette espèce dans quelques habitats morcelés en Indonésie, Malaisie et Thaïlande, ainsi qu'au Brunéi, aux Philippines et à Singapour. La fragmentation et la perte de son habitat ainsi que le braconnage pour sa viande et pour les médecines traditionnelles asiatiques ne cessent de faire diminuer le nombre de tortues épineuses matures et aptes à la reproduction, entraînant peu à peu le déclin démographique de cette espèce. Elle est classée « en danger d'extinction » par l'IUCN. (MyBIS, 2021)

4. Amphibiens emblématiques malaisiens

Les grenouilles (*katak* en malais) et les crapauds (*kodok*) sont communs en Malaisie, qui abrite 242 espèces d'amphibiens (Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019) dont 86 sont endémiques du pays. (IUCN, 2021) Le climat équatorial est particulièrement favorable à ces espèces, et la plupart sont difficiles à élever en dehors de leur pays d'origine. Les conditions zootechniques très particulières de ces espèces rendent leur transport particulièrement difficile, et beaucoup d'individus braconnés meurent avant d'avoir été vendus.

Des fermes d'élevage existent en Malaisie, afin de réduire la pression issue de la chasse et du braconnage pour la viande de grenouille, un mets très prisé en Asie du Sud-Est. Deux espèces y sont majoritairement élevées : *Lithobates catesbeiana*, le ouaouaron américain et *Hoplobatrachus tigerina*, la grenouille-tigre. (Hardouin, 1997)

a. Grenouille miniature

La grenouille miniature de Bornéo ou *Microhyla borneensis* est l'une des plus petites grenouilles du monde et la plus petite de l'Ancien Monde. Adulte, elle mesure de 10,6 à 12,8 mm de long (**figure 29**). Elle a la particularité d'avoir des doigts très peu palmés ; ce facteur, combiné à sa très petite taille, serait un résultat évolutif lui permettant maintenant de se déplacer sur les zones glissantes des plantes carnivores qui lui servent d'habitat. (Haas, 2010)

Découverte en 2010, elle est endémique de l'Île de Bornéo, plus particulièrement du Sarawak, la partie orientale de l'Île. (Haas, 2010)



Figure 29 : *Microhyla borneensis* (Haas, 2010)

b. Grenouille palmée des plaines

La grenouille palmée des plaines (**figure 30**), *lowland grainy frog* en anglais, est une des 25 espèces du genre *Kalophrynus* dont 7 sont présentes en Malaisie péninsulaire. Ces espèces sont présentes dans les plaines et dans les zones de faible altitude, ainsi que dans les forêts humides et les bamboueraies. Leur mode de reproduction est fortement dépendant des zones humides des bamboueraies. *Kalophrynus palmatissimus* est quasi-exclusivement décrite dans la Réserve de Pasoh ; elle est endémique de cette région et classée comme « en danger d'extinction » par l'IUCN. (Abdul Aziz *et al.*, 2021; IUCN, 2021)



Figure 30 : *Kalophrynus palmatissimus* (Adam, 2018)

5. Invertébrés emblématiques malaisiens

Il serait trop difficile de présenter les 150 000 espèces d'invertébrés présentes en Malaisie. (GLOBInMED, 2018; Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia, 2019) Ce taxon est encore peu connu et peu étudié, bien qu'il rende de nombreux services écosystémiques : place dans la chaîne alimentaire, participation au processus de décomposition, interactions écologiques (pollinisation, prédation, broutage). (Cheng and Kirton, 2007)

Quelques publications font l'état des lieux de la taxonomie et de la diversité de certains ordres, comme *Lepidoptera* (papillons, phalènes et mites), *Isoptera* (termites) et *Phasmida* (phasmes). Les autres ordres sont très peu cités et encore moins étudiés : *Coleoptera* (scarabées), *Hymenoptera* (abeilles, guêpes, fourmis), *Diptera* (mouches), *Hemiptera* (pucerons, punaises, etc.), ... L'impact des activités anthropogéniques sur ce taxon est encore très peu documenté ; à l'image des pays occidentaux, on peut imaginer des retombées écosystémiques négatives (baisse de la fertilité des sols, diminution de la pollinisation et donc de la reproduction des végétaux, disparition de certains petits prédateurs insectivores et répercussion en domino sur le reste de la chaîne alimentaire, ...). Ce taxon peu étudié jusqu'à présent pourrait bien faire l'objet de nombreuses études et classifications afin de comprendre

son rôle dans l'équilibre écosystémique et freiner la chute de sa diversité spécifique. (Cheng and Kirton, 2007) Certaines espèces sont déjà classées comme espèces d'intérêt pour l'agriculture, comme *Elaeidobius kamerunicus*, un pollinisateur du palmier à huile, et d'autres comme espèces nuisibles dans les exploitations agricoles. (Ooi, 1988) La **figure 31** présente quelques espèces d'invertébrés parmi les milliers présentes en Malaisie.



Figure 31 : Quelques invertébrés présents en Malaisie
 (a) Hémiptères assassins *Inara flavopicta*, se nourrissant sur une fourmi (Bay, 2013)
 (b) *Pheretima darnleiensis* (Lee, 2021)
 (c) Papillon de nuit « vampire », *Calyptra thalictri* (Zaspel et al., 2012)
 (d) Araignée mésothèle malaisienne femelle, *Liphistius desultor* (Adam, 2018a)
 (e) Mante orchidée, *Hymenopus coronatus* (Van Diepen, 2020)
 (f) Scolopendre cerise adulte, *Scolopendra dehaani* (Adam, 2015)

iii. Exploitation de l'huile de palme

1. Qu'est-ce que l'huile de palme ?

Le palmier à huile (*Elaeis guineensis* sp) est cultivé dans les vallées humides d'Afrique, d'Amérique du Sud et d'Asie tropicale, en premier lieu pour la production d'huile. (Vijay et al., 2016) La croissance de cet arbre requiert un bon niveau d'ensoleillement, un climat chaud et humide et un taux de précipitations élevé. L'arbre peut atteindre 20 à 30 mètres à maturité et l'envergure de ses feuilles peut faire jusqu'à 5 mètres (**figure 32, a**). L'arbre ne commence à produire des fruits qu'après 3 à 4 ans de croissance ; les fruits (**figure 32, b**) ont une période de croissance de 5 à 6 mois avant d'arriver à maturité. Le fruit est composé d'un péricarpe oléagineux, d'une coquille et d'un noyau pouvant contenir jusqu'à 55% d'huile. Chaque grappe de fruits peut peser jusqu'à 50 kg. Les trois sous-produits nobles du fruit d'*Elaeis guineensis* sont l'huile de palme brute (CPO, *crude palm oil*), l'huile du noyau de palmiste (PKO, *palm kernel oil*) et le tourteau de palmiste (PKC, *palm kernel cake*). Un arbre se cultive pendant 25 ans environ avant que la récolte ne soit plus faisable ni rentable. En un cycle de récolte, une plantation typique peut produire jusqu'à 4 à 5,5 tonnes de CPO et de PKO par hectare, faisant de l'huile de palme la culture oléifère la plus rentable au monde. (Awalludin, 2015)



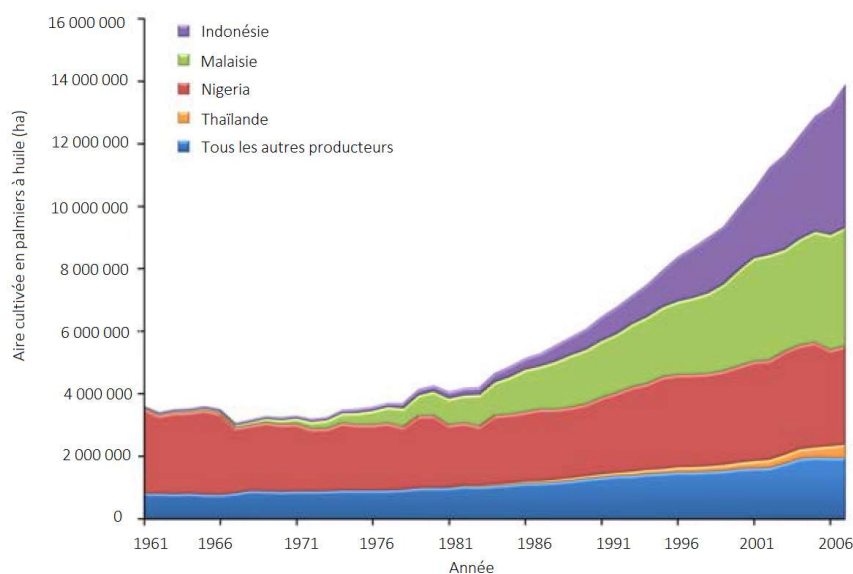
Figure 32 : Palmiers à huile (a) et fruits frais (b), desquels est dérivée l'huile de palme (Linder, 2013)

2. Production de l'huile de palme et conséquences

L'extension de cette monoculture a conduit à la conversion accélérée des forêts tropicales considérées comme des « puits à carbone » (Barcelos *et al.*, 2015), en particulier en Asie du Sud-Est, qui est une région reconnue pour être l'une des plus riches au monde sur le plan de la biodiversité. L'agriculture liée à l'huile de palme est considérée comme la plus grande menace directe à la biodiversité en Asie du Sud-Est. Entre 1961 et 2007, l'aire mondiale dédiée à la culture de l'huile de palme a quadruplé pour atteindre 13,9 millions d'hectares (**graphique 8**). Cette culture s'étend de plus en plus, en particulier en Asie du Sud-Est.

En Malaisie, cette production a commencé il y a plus d'un siècle. Les premiers arbres ont été introduits en Malaisie en 1871 par les Britanniques, en tant que plantes ornementales. En 1917, la première plantation à visée agricole a vu le jour dans l'Etat du Tenamaran. Après l'acquisition de son Indépendance en 1957, la Malaisie a vu sa production d'huile de palme augmenter de manière drastique avec environ 54 000 hectares dédiés à cette culture en 1960. (Awalludin, 2015) Par la suite, ce sont plus de 1 040 000 hectares de forêts qui ont été convertis en zone agricole dédiée à l'huile de palme entre 1990 et 2005, soit 94% de la déforestation ayant eu lieu dans ce pays. (Wilcove and Koh, 2010) En 2014, 5 390 000 hectares étaient consacrés à la culture du palmier à huile. La Malaisie a longtemps été la première productrice mondiale d'huile de palme, jusqu'en 2007, où l'Indonésie devint le *leader* en la matière. La Malaisie reste le premier pays exportateur. La production combinée de la Malaisie et de l'Indonésie correspond à plus de 80% de la production mondiale d'huile de palme entre 2008 et 2011. (Awalludin, 2015)

Même si la Malaisie compte plus de 11 000 000 d'hectares de forêts dédiées à l'agroforesterie, les études ont démontré que ces zones d'abattage sélectif sont capables de conserver ou de recouvrer un pourcentage significatif de leur biodiversité animale. Les plantations de palmiers à huile ne témoignent pas de la même tendance et se vident des espèces dépendantes du couvert forestier. Ainsi, la conversion d'un hectare de forêt vierge au profit de la culture du palmier à huile représente une perte de biodiversité bien plus importante que la conversion au profit de l'agroforesterie. (Wilcove and Koh, 2010)



Graphique 8 : Augmentation de l'aire consacrée à la culture du palmier à huile entre 1961 et 2006 pour les 4 plus grands producteurs mondiaux d'huile de palme et le reste des producteurs (Wilcove and Koh, 2010)

A Bornéo et en Malaisie, l'élimination de la forêt tropicale au profit des zones agroforestières dédiées à l'huile de palme a conduit à des impacts environnementaux majeurs, principalement à la perte, la fragmentation et la dégradation de cet habitat, ainsi qu'à des impacts indirects conduisant à la diminution des fonctions écosystémiques de cet habitat (*i.e.* la régulation des nutriments et de la réserve hydrique, la formation des sols, la rétention d'eau) et à l'augmentation des conflits à la frontière Homme/faune sauvage. (Brühl and Eltz, 2010; Dislich *et al.*, 2017; Othmn *et al.*, 2019)

De plus en plus de projets de recherche s'intéressent à la réponse des taxons principaux aux plantations de palmiers à huile, en particulier à Bornéo. Il est maintenant avéré que ces plantations abritent moins de biodiversité que les forêts fragmentées, et que cela concerne *a minima* les communautés de plantes (Foster *et al.*, 2011), les mammifères (Danielsen and Heegaard, 1995; Maddox, 2007; Nantha and Tisdell, 2008; Bernard and Fjeldså, 2009; Struebig *et al.*, 2011; Yue *et al.*, 2015; Mohd-Azlan, Kaicheen and Lok, 2019; Wearn *et al.*, 2019); les amphibiens (Iskandar and Erdelen, 2006; Gillespie *et al.*, 2012; Konopik, Steffan-Dewenter and Grafe, 2015; Scriven *et al.*, 2018), les oiseaux (Danielsen and Heegaard, 1995; Waltert *et al.*, 2005; Mitchell *et al.*, 2018, p. 18; Jayasilan, 2019), les lézards (Glor *et al.*, 2001) et les invertébrés (Edwards *et al.*, 2014), dont les fourmis (Room, 1975; Brühl and Eltz, 2010; Lucey and Hill, 2012), les papillons (Wilcove and Koh, 2010; Lucey and Hill, 2012) et les scarabées (Chung *et al.*, 2001; Davis, 2009). Des méta-analyses des impacts de l'industrie de l'huile de palme sur la diversité des espèces animales et leur abondance suggère que la richesse totale en espèces de vertébrés est de 38% inférieure à celle des forêts naturelles. Les plantations d'huile de palme sont dominées par des espèces généralistes, invasives et non-forestières : en Malaisie péninsulaire, dans la Réserve de Pasoh, la densité de porcs aborigènes (*Sus scrofa*) a dramatiquement augmenté comparativement aux niveaux historiques, principalement à cause de la disparition des prédateurs naturels et à la disponibilité augmentée des ressources alimentaires. En conséquence de cette augmentation de la densité de porcs, il est attendu des modifications dans la composition des communautés d'arbres et d'arbustes, dont les conséquences futures sur l'écosystème sont encore inconnues. (Ickes, Paciorek and Thomas, 2005; Linder, 2013)

L'exploitation de l'huile de palme crée aussi une fragmentation dans les paysages forestiers, limitant la dispersion des mammifères non volants et augmentant l'effet de barrière entre deux portions de forêt. (Fitzherbert *et al.*, 2008; Bernard and Fjeldså, 2009; Laurance *et al.*, 2011) Dans certains cas, de petits fragments de forêt sont isolés au sein des exploitations oléifères. Plusieurs auteurs (Wilcove and Koh, 2010; Hill *et al.*, 2011; Struebig *et al.*, 2011) suggèrent que ces fragments pourraient être des puits conservatoires pour certaines espèces d'insectes (en particulier de papillons), d'oiseaux et de chauves-souris. Il convient cependant de rappeler que bien que ces *patches* de forêt isolés augmentent artificiellement la richesse spécifique des exploitations, étant isolés, ils ne participent guère à la conservation de la biodiversité régionale. (Wilcove and Koh, 2010; Linder, 2013)

Il est particulièrement difficile de lutter contre l'agriculture de l'huile de palme et ses impacts sociaux, économiques et écologiques. Plusieurs raisons sont avancées : (1) l'huile de palme est une culture très rentable ; (2) l'huile de palme est utilisée dans tant de sous-produits qu'à l'heure actuelle, les actions simples et directes (comme le boycott de certains produits) ne permettent pas de changer la situation ; (3) la demande pour des huiles de palme certifiées et issues de circuits durables et/ou éthiques (souvent 15 à 20% plus chère que les huiles de palme non certifiées) n'est pas suffisante, surtout depuis ses deux marchés principaux, la Chine et l'Inde ; et (4), les retombées socio-économiques de cette culture sur les populations pauvres d'Asie du Sud-Est sont trop importantes pour que cette production soit arrêtée brutalement. (Wilcove and Koh, 2010)

Pour lutter contre les menaces causées à la biodiversité par cette culture, Wilcove et Koh proposent de lutter directement au niveau des compagnies productrices : (1) mettre en place une réglementation pour diminuer les activités les plus néfastes (e.g. interdire les brûlis de forêt vierge pour la mise en place de zones de culture) ; (2) mettre en place des primes et bonus pour encourager les activités bénéfiques (e.g. la production durable d'huile de palme) ; (3) mettre en place des malus et des taxes pour décourager les activités néfastes (e.g. favoriser la pression des consommateurs sur les industries ne produisant pas d'huile de palme de façon durable) ; et (4) promouvoir et préserver les portions de forêt de la conversion à l'agriculture du palmier à huile. (Wilcove and Koh, 2010)

3. Retombées positives

La culture de l'huile de palme n'a pas que des aspects négatifs. Les déchets issus de sa production (comme les feuilles de palmier et les troncs) sont convertibles en produits utiles par simple procédé mécanique (réduction en copeaux). Ce *mulch* est laissé au pied des plantations pour augmenter la fertilité des sols en y apportant des nutriments. D'autres parties du palmier (coque des fruits, coquille, fibres du mésocarpe) sont utilisées en combustion directe pour fournir de l'électricité aux usines de production d'huile de palme. La gazéification et la liquéfaction des produits secondaires sont aussi envisagées pour obtenir des énergies durables et renouvelables. (Awalludin, 2015)

4. Politiques nationales

Les autorités malaisiennes ont identifié comme priorité dans leur onzième Plan de Développement Economique (2016-2020) l'objectif de « poursuivre une croissance verte favorisant durabilité et résilience », avec notamment comme axe d'action la conservation des ressources naturelles pour les générations présentes et futures, et le renforcement de la résilience contre les changements climatiques et les désastres naturels ». (Prime Minister's Department, Malaysia, 2015; Deletain, 2020)

Sur la question de la déforestation, la Malaisie s'est engagée en 1992 à conserver au moins 50% de couverture forestière sur son territoire. (Président Idris, 2018) Pour autant, des surfaces importantes de territoire ont été déforestées lors des dernières décennies, notamment pour le bois, la culture des hévéas et des palmiers à huile, donnant lieu à une forte mobilisation des consommateurs européens. (Deletain, 2020) Les statistiques officielles rapportent en 2009 une couverture forestière de 55,3% sur le territoire malaisien (Ministry of Plantation Industries and Commodities Malaysia, 2008; Wyn, 2013), mais des images satellites indépendantes rapportent que cette surface serait seulement de 45,4% en 2009, exploitations forestières plantées incluses. (Miettinen, Shi and Liew, 2011; Wyn, 2013)

En vue d'améliorer la durabilité de la filière huile de palme, les autorités malaisiennes ont mis en place une certification de pratiques durables nationale « *MSPO* » (*Malaysian Sustainable Palm Oil*) en 2015 (efeca, 2015; Sanath and Mohd, 2019), et l'ont rendue obligatoire pour tous les cultivateurs de palmiers à huile en Malaisie au 1^{er} Janvier 2020. (Kumaran, 2021) Le niveau d'exigence de cette certification est très imparfait mais a pour principal objectif de permettre aux petits producteurs (570 000 en Malaisie, qui produisent 29% de l'huile de palme du pays (Senawi, 2019)), de faire un premier pas en matière d'amélioration des pratiques. En parallèle, les autorités malaisiennes ont renforcé la promotion sur la scène internationale de l'huile de palme en vue d'augmenter les exportations, ce secteur restant pour la Malaisie une denrée essentielle de son économie (2,7% du PIB (Departement of Statistics, Malaysia, 2020)), son équilibre politique et sa culture. (Deletain, 2020)

c. Partenaires

i. L'ONG HUTAN

HUTAN est une organisation non-gouvernementale française créée le 15 Janvier 1996 par le Docteur Isabelle Lackman, primatologue, et son mari le Docteur Vétérinaire Marc Ancrenaz, vétérinaire de la faune, pour étudier et préserver les orangs-outans (*Pongo sp.*). Le nom *HUTAN* vient du mot malais pour dire « orang-outan » : *orang hutan*, qui signifie littéralement « homme de la forêt ». L'ONG est installée dans la partie malaisienne de Bornéo. (www.hutan.org, 2020)

Dès 1998, l'ONG a mis en place un projet de conservation de l'orang-outan puis de l'éléphant pygmée, endémiques à Sabah, en lien avec les autorités locales. L'association travaille également avec les communautés locales pour résoudre les conflits humains-faune. Les activités sont en accord avec la politique actuelle de l'Etat de Sabah. (Deletain, 2020)

L'association HUTAN a 5 équipes, chacune ayant un objectif majeur mais communiquant avec les autres : (www.hutan.org, 2020)

- La première équipe, « *Orang-utan Research Unit* » (OURs), cherche à déterminer comment soutenir durablement les populations d'orang-outans dans les paysages forestiers dégradés et fragmentés.
- L'unité « *Wildlife and Survey Protection* » a pour but d'identifier les moyens de cohabitation entre populations locales et faune sauvage dans un environnement commun et partagé. Elle réalise notamment de la médiation auprès des populations locales, et du *monitoring* de la biodiversité.
- Une unité est dédiée au maintien, au suivi et au replantage de la forêt avec des espèces d'arbres natives permettant une reforestation sélective dans les zones adjacentes au Sanctuaire de la faune sauvage du Bas Kinabatangan. Cette équipe a été officiellement créée en 2008 et composée uniquement de femmes. Elle possède également une petite nursery de pousses et de bourgeons qui sont utilisés pour les activités de reforestation.
- L'équipe « *Pangi Swiftlet Recovery* » protège la forêt et les colonies d'hirondelles vivant dans les grottes calcaires de Pangi, un des seuls blocs de forêt primaire restant dans la plaine inondable. Ces oiseaux sont menacés par la récolte illégale de leurs nids, qui sont utilisés pour produire de la soufle comestible aux nids d'hirondelles, un plat luxueux des pays du Sud-Est asiatique.
- Enfin, la dernière équipe, « *Hutan Environmental Awareness Program* », se charge de communiquer et de transmettre sa pédagogie auprès des populations locales concernant la conservation et l'utilisation durable de l'environnement.

ii. Le Cirad

Le Cirad (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement) est un Epic (Etablissement public à caractère industriel et commercial) placé sous la double tutelle du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation, et du Ministère de l'Europe et des Affaires étrangères. Le Cirad s'intéresse à de grandes thématiques telles que la sécurité alimentaire, le changement climatique, la gestion des ressources naturelles, la réduction des inégalités et la lutte contre la pauvreté. (www.cirad.fr, 2021)

En Asie du Sud-Est, le Cirad met en place *SALSA* (*Sustainable Agricultural Systems in Southeast Asia*), une plateforme partenariale de construction de projets scientifiques et de

formation avec des partenaires publics et privés de la région, où se croisent les problématiques de modèles agricoles, déforestation, changement climatique et pauvreté rurale. (Deletain, 2020)

iii. La plantation

Le projet *TRAILS* n'est possible que grâce à l'association avec une plantation de palmiers à huile, qui pour des raisons commerciales et de concurrence, a préféré garder l'anonymat. Cette compagnie possède actuellement 9 000 hectares de terres entièrement plantées en palmiers à huile sélectionnés. La plantation s'est engagée dans une politique de durabilité des pratiques, qui souhaite aller bien au-delà des recommandations portées par les standards RSPO ou MPSO. (efeca, 2015; Deletain, 2020) A terme, la plantation veut commercialiser une huile de palme 100% organique (biologique), et se déclare prête à investir dans les changements d'itinéraires techniques inhérents à ces changements : recyclage des effluents organiques des usines d'extraction d'huile, compostage à grande échelle, restitution de la matière organique en plantation... La plantation vient de signer un « *Memorandum of Understanding* » de 5 ans avec un zoo occidental pour travailler sur la partie reforestation *stricto sensu*, signe d'un engagement de la compagnie sur le long terme. (Deletain, 2020)

iv. Universiti Putra Malaysia

L'UPM est une université malaisienne ayant convenu d'un accord avec le Cirad en Septembre 2011 pour le développement d'activités de recherche en commun, ce qui a conduit à l'affectation de deux chercheurs permanents du Cirad à l'UPM. L'université est le partenaire malaisien du Cirad, de l'Université de Montpellier et de l'Association des établissements d'enseignement supérieur d'Asie du Sud-Est (*ASAHL*) pour la mise en œuvre de la plateforme de recherche *SALSA*. (Deletain, 2020)

a. Présentation du projet *TRAILS*

TRAILS (ClimaTe Resilient lAndscapes for wIldLife conServation) est un projet de recherche qui a pour but de contribuer à la mise en place de systèmes agro-forestiers innovants, associant cultures pérennes et forêts, destinés à répondre à la fois aux enjeux environnementaux (préservation de la biodiversité et lutte contre le dérèglement climatique) et aux objectifs d'amélioration des conditions de vie des populations rurales, que les modèles de développement économie suivis en Asie du Sud-Est, et en particulier en Malaisie, ne sont pas encore parvenus à atteindre de manière entièrement suffisante. (Deletain, 2020)

i. Créer des paysages innovants

Le premier sous-objectif du projet *TRAILS* consiste à concevoir et à installer des systèmes agro-forestiers à base de palmiers à huile (Deletain, 2020), de manière à quantifier leur impact dans les trois composantes de la durabilité : environnementale, sociale et économique. (Kuok Ho and Qahtani, 2020)

Des initiatives de reforestation fleurissent partout dans le monde dans l'espoir de juguler voire de reverser la perte de biodiversité consécutive à cette déforestation de masse. Ces efforts de renforcement de l'habitat pour les espèces en danger, en particulier les vertébrés terrestres, doivent souvent être conduits dans des régions de culture de l'huile de palme. (Kempainen *et al.*, 2020) L'implication des populations locales a souvent bénéficié à la durabilité de ces projets de reforestation. (Yamanoshita and Amano, 2012) A Bornéo, la reforestation de terres dégradées, fragmentées par l'exploitation agro-forestière a déjà montré des réponses positives sur l'avifaune et sur la recolonisation par des espèces végétales indigènes. De la même manière, des arbres d'espèces natives ont été plantés en Malaisie péninsulaire dans les espaces vides entre les palmiers à huile, et ont montré un taux de survie satisfaisant. (Yamada *et al.*, 2016)

En pratique, des systèmes agro-forestiers à base de palmier à huile seront mis en place selon trois modèles de parcelles expérimentales différentes en fonction du *ratio* palmier/forêt riveraine dont ils sont constitués. Les parcelles de 200 x 200 mètres seront identifiées au sein et autour des surfaces de corridors le long des rivières disponibles. Chaque type de parcelle sera présent en deux exemplaires *a minima* pour pouvoir multiplier les mesures et augmenter la robustesse statistique des résultats. (Deletain, 2020) La **figure 33** présente les trois types de parcelles envisagés.

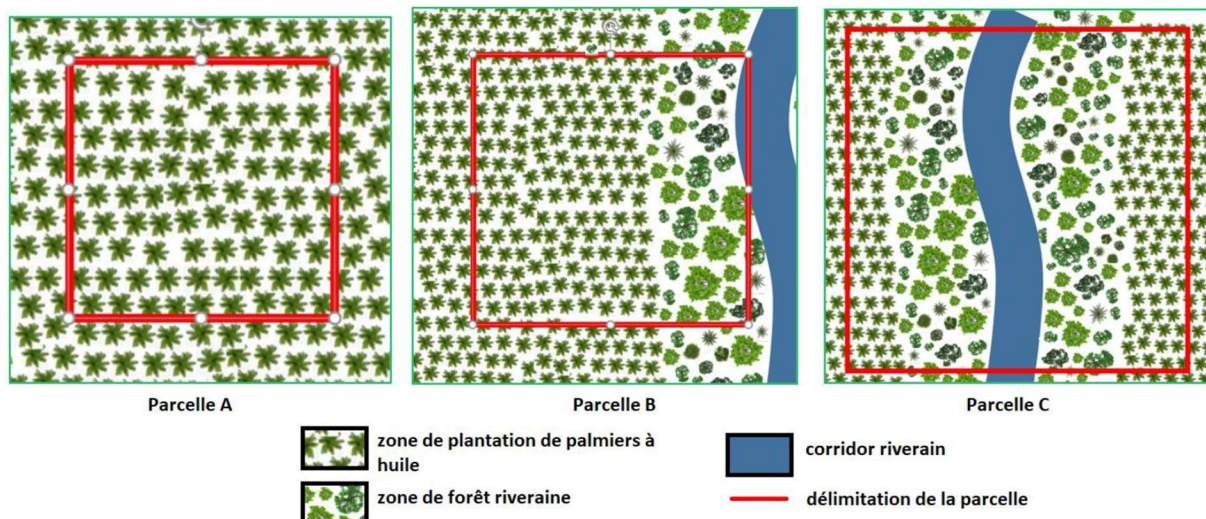


Figure 33 : Les trois types de parcelles envisagées dans le projet TRAILS (Deletain, 2020)

Parcelle A : isolée dans un bloc planté 100% en palmier à huile, éloignée du corridor riverain pour en subir le minimum d'influence climatique et de la part de la faune sauvage mais présentant les mêmes précédents culturels, de sol et de climat que le couloir riverain.

Parcelle B : plantée à 75% en palmier à huile. Permet de mesurer un éventuel gradient climatique et de biodiversité entre les deux milieux.

Parcelle C : chevauchement du corridor riverain et de la plantation de palmier. Permet de mesurer l'influence du corridor sur l'abondance de la biodiversité et le microclimat entourant la palmeraie. Ligne de base des paramètres biophysiques et socio-économiques mesurés.

Le but est de fournir aux gestionnaires d'entreprises agricoles et aux scientifiques une interprétation de la réponse des différentes espèces aux changements environnementaux, afin de guider les mesures conservatives à prendre ou à modifier. (Côté, Darling and Brown, 2016) Cette étude vise à identifier les variables environnementales régissant la composition de la biodiversité en termes d'espèces, et les changements en découlant ; il s'agit également d'informer les gestionnaires d'entreprise de la productivité comparée des parcelles mixtes *versus* les parcelles plantées 100% en palmier à huile, et enfin de déterminer si ces parcelles mixtes permettent de juguler la perte de la biodiversité dans ces zones de plantations ou *a minima* de créer des jonctions entre les fragments de forêt primaire séparés par les plantations. (Hearn *et al.*, 2018; Wearn *et al.*, 2019)

ii. Identifier les facteurs-clefs de la résilience climatique

Ce sous-objectif passe par la mesure des paramètres décrivant la condition bioclimatique des parcelles et leur capacité à fournir des services environnementaux : capacité photosynthétique, santé des sols, qualité de l'eau, abondance des pollinisateurs, ... (Blanchart, 2013; INRA, 2017) Le projet n'étant pour l'instant financé que sur deux ans, TRAILS se focalisera sur la caractérisation précise des trois types de parcelles au début du projet, et sur le relevé de mesures de base observables à intervalles réguliers sur les deux premières années. Ces

données pourront être comparées avec des données issues d'autres projets pilotés par le Cirad sur des parcelles non mixtes (plantées à 100% en palmier à huile). (Deletain, 2020)

iii. Analyser les impacts socio-économiques de cette transition agroécologique

Cette transition de plantations mono-spécifiques de palmier à huile vers des systèmes agroforestiers, plus complexes mais plus résilients, est susceptible de générer des coûts supplémentaires à l'exploitant. (Santika *et al.*, 2021) Ces coûts supplémentaires intègrent notamment des changements de pratiques dans un souci d'amélioration des conditions locales : pauvreté, inégalités de genre, ... (Santika *et al.*, 2019) et/ou les changements nécessaires au passage vers une exploitation 100% « organique » (bio) avec notamment le compostage des effluents organiques d'huilerie et l'utilisation du compost comme engrais organique unique.

Dans les zones rurales d'Asie du Sud-Est, les femmes jouent un rôle considérable dans le développement économique. Pour autant, les agricultrices restent souvent exclues de la conception, des tests et de la dissémination de la technologie, ainsi que des services de vulgarisation agricole. (Romero-Paris, 2009; Akter *et al.*, 2017; Deletain, 2020; Moglia *et al.*, 2020) Le projet *TRAILS* favorisera spécifiquement la formation des femmes dans l'adoption des nouvelles pratiques agroécologiques mises en oeuvre par le projet. Les équipes employées depuis 2008 par l'ONG *HUTAN* pour les activités de reforestation sont exclusivement féminines, (www.hutan.org, 2021) et le projet *TRAILS* impliquera une quarantaine de partenaires malaisiens (pépiniéristes, chercheurs, gestionnaires de plantation, ...) dont environ 70% de femmes. (Deletain, 2020)

2. Plan de *monitoring* proposé pour le projet *TRAILS*

a. Etude préliminaire : utilisation de la bioacoustique

i. Justification

Le PAM (*Passive Acoustic Monitoring*) a déjà fait ses preuves dans l'amélioration de la qualité des données concernant l'aire de répartition, la fréquence, le comportement de nombreuses espèces terrestres, et concernant la réponse de l'écologie de ces espèces aux pressions anthropogéniques. (Wrege *et al.*, 2017)

Parmi les espèces terrestres, les chauves-souris sont le groupe auquel a été dévoué le plus d'études de PAM avec plus de 50% des études de PAM sur les espèces terrestres les concernant. Après les chauves-souris, ce sont les oiseaux qui ont bénéficié du plus d'études de PAM (20%), puis les anoures (12%), les mammifères non volants (6%) et les invertébrés. Le paysage sonore (*soundscape*) n'a été étudié que dans 7% des études. (Sugai *et al.*, 2019) Cette approche récente a été motivée par la volonté d'extraire des données biologiques spécifiques depuis la grande base de données issue des précédentes études de PAM. Elle repose sur l'identification d'indices acoustiques pour identifier des *patterns* sonores propres à des groupes ou taxons. Ce nouveau domaine de recherche est répertorié sous le terme d'*ecoacoustics*. (Pijanowski *et al.*, 2011; Sueur and Farina, 2015) La dynamique du paysage sonore a montré un bon potentiel dans la représentation des activités animales d'une zone, et un intérêt croissant de la technique du PAM dans les études écologiques. (Farina and Gage, 2017; Sugai *et al.*, 2019)

Nous avons choisi de proposer une étude de PAM et plus particulièrement d'*ecoacoustic* pour le projet *TRAILS* afin de déterminer le paysage sonore des trois types de parcelles de l'étude. Cette étude devrait permettre d'établir la richesse spécifique globale des parcelles, et

pourrait également permettre d'évaluer la pollution sonore de l'écosystème par les activités anthropogéniques.

Environ 60 indices sonores existent à ce jour, reflétant divers attributs du paysage sonore (e.g. énergie acoustique totale, sons produits par des animaux, sons produits par des machines, son de la pluie, ...). Certains indices, comme le *Acoustic Complexity Index*, permettent de concaténer des bandes-son très complexes en un simple chiffre, ce qui simplifie considérablement l'extraction des données et leur interprétation. Récemment, une méthode prometteuse de spectrométrie construite sur des indices acoustiques a permis la détection d'espèces particulières et de « chœurs de taxons ». Ces indices acoustiques ont permis de déterminer la richesse spécifique, notamment parmi les taxons d'oiseaux. C'est cette méthode que nous proposons d'implémenter pour le projet *TRAILS*. (Towsey *et al.*, 2013; Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019; Burivalova *et al.*, 2019)

ii. Proposition de matériel

Les micro-enregistreurs proposés sont ceux utilisés dans le guide de la bioacoustique par Lawrence *et al.* : des microphones de la marque Primo, modèle Primo EM172, qui permettent de capter le son de manière omnidirectionnelle. (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019)

Nous conseillons de tester le set de microphones pour établir une ligne de base, et s'assurer que la qualité des enregistrements ne souffre pas de disparité entre microphones. La balance pourra être faite avec un échantillon commun.

iii. Proposition de protocole

Nous proposons de suivre le protocole de référence établi par Lawrence *et al.* pour notre étude préliminaire.

Le choix des sites est aléatoire sur chacun des trois types de parcelles. Chaque site doit contenir un habitat uniforme d'un hectare minimum ; les sites sont espacés de 500 mètres si leurs habitats sont différents, 1000 mètres si le type d'habitat est le même. Les microphones sont accrochés à 1 ou 2 mètres de haut. Le nombre d'échantillons prélevé dépendra du temps consacré à l'étude, des moyens humains et financiers, et de la disponibilité en matériel d'enregistrement. Nous conseillons de faire appel à un statisticien qui établira un protocole d'échantillonnage adapté à la situation et aux moyens sur place, par exemple à l'aide d'un modèle statistique. (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019)

Le taux d'échantillonnage préconisé est de 32 kHz, qui correspond au meilleur compromis entre l'enregistrement de la plupart des sons audibles par l'Homme et un volume de stockage raisonnable. La durée d'enregistrement minimale conseillée par site est de 120 heures, pour laquelle la variance dans les indices calculés se stabilise. Un enregistrement non-continu est possible et conseillé pour avoir une description globale du paysage sonore des parcelles en générant moins de données, avec l'enregistrement d'une minute toutes les 5 minutes. (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019)

iv. Résultats attendus

Ce genre d'étude permet l'établissement des patrons saisonniers, spatiaux et temporels des paysages sonores. Elle permet également de mettre en évidence des variations dans la structure végétale du paysage, et les évolutions comportementales des communautés animales. La richesse spécifique de certains taxons peut également être établie, comme pour les communautés d'oiseaux. Nous recommandons de faire appel à un développeur de logiciel et d'accéder à une banque de données sonore afin d'élargir cette évaluation de la richesse à

d'autres taxons, par exemple aux singes, ou aux grands mammifères. (Obrist *et al.*, 2010; Abrahams, 2018; Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019; Teixeira, Maron and van Rensburg, 2019; Müller, 2020; Penar, Magiera and Klocek, 2020)

b. Etude de la différence de biodiversité entre les trois parcelles : utilisation de l'ADN environnemental

i. Justification

L'utilisation de l'ADN environnemental est de plus en plus intéressante pour déterminer l'état de la biodiversité dans les milieux naturels. Il a été utilisé pour détecter des espèces invasives, pour établir les modifications des compositions des communautés au cours du temps, et pour suivre la présence d'espèces écologiquement importantes.

L'utilisation de l'ADN environnemental pour le projet *TRAILS* pourrait mettre en valeur des différences dans la composition des communautés selon le type de parcelles. Elle pourrait cependant s'avérer décevante ; l'ADN présent sur site pourrait ne pas être le témoin de la situation actuelle mais de la composition passée des communautés, avant les changements écologiques ayant eu lieu dans ces parcelles. L'ADN étant assez instable dans le milieu extérieur et en particulier dans les sédiments du sol, nous pensons cependant que l'apport de cette méthode pourrait être intéressant et montrer de véritables différences entre communautés, en réalisant un instantané de la situation par parcelle. (Closek *et al.*, 2019)

ii. Proposition de matériel

Peu de matériel est requis : du matériel de prélèvement et de conservation stériles, des filtres à ADN, et du matériel de protection individuelle pour les manipulateurs. Est entendu que les échantillons ne seront pas analysés sur site par l'équipe de *TRAILS*, faute du matériel adéquat, mais il pourra être fait appel à d'autres laboratoires, voire à l'équipe du Cirad. Les études d'ADN environnemental nécessitent des étapes de filtration, épuration, extraction de l'ADN suivies d'étapes d'amplification et de séquençage, puis d'analyse de ces séquences, avant d'obtenir des données statistiquement exploitables.

iii. Proposition de protocole

Un plan d'échantillonnage simple, aléatoire ou systématique, pourra être établi pour chaque parcelle. Les échantillons pourront être classés selon leur nature :

- Matériel d'apparence organique (fèces, tégument, phanères, chair, etc.)
- Matériel d'apparence inorganique
 - o Extrait du sol, en labelisant de quel type de sol il s'agit (sédimentaire, terreux, substrat végétal, ...)
 - o Echantillon d'eau, en labelisant la source de l'échantillon (eau courante, mare, flaqué, lac, ...)
 - o Autre échantillon inorganique

L'intervention d'un statisticien permettra de déterminer quel nombre d'échantillons est requis pour obtenir une bonne puissance statistique.

iv. Résultats attendus

Ce genre d'étude permet deux choses :

- Etablissement d'un inventaire des espèces détectées par type de parcelle

- Etablissement de la variabilité régionale (inter-parcelle) des communautés spécifiques présentes sur site

- c. Etude de l'utilisation effective des parcelles comme milieux de vie plutôt que comme lieux de passage

- i. Justification

Les deux précédentes études devraient nous avoir permis d'établir la richesse spécifique et la différence de communautés animales terrestres entre les trois types de parcelles. Cette troisième étude est le prolongement des deux précédentes ; nous cherchons à établir dans quelle mesure les parcelles sont des milieux de vie plutôt que des lieux de passage pour les espèces y vivant.

Pour cela, nous proposons de faire appel au *camera-trapping*. Un plan d'échantillonnage sera établie ; nous conseillons un plan d'échantillonnage aléatoire, afin d'éviter le placement empirique des caméras près de lieux d'activités, de passage ou de nidification préalablement repérés. Une étude statistique pourra être réalisée afin de déterminer de combien d'échantillons nous avons besoin.

Nous préconisons l'enregistrement programmé par rapport à l'enregistrement déclenché. En effet, l'enregistrement déclenché ne se déclenchera, comme son nom l'indique, qu'au passage d'un animal. Or, cette méthode est faillible et de nombreuses espèces sont susceptibles de ne pas déclencher l'enregistrement : oiseaux (si le déclencheur est au sol), espèces en hibernation, en sommeil ou avec une faible vitesse de déplacement (si le déclencheur est à détecteur de mouvement), espèces à sang-froid (si le déclencheur est à rayons infrarouges), etc. L'enregistrement programmé permet une meilleure représentativité de ces espèces, et une meilleure représentativité sur la journée.

- ii. Proposition de matériel

Nous proposons de réutiliser le matériel qui a servi pour les précédentes études (Shia Kang Ping, 2020; Trupin, 2021), à savoir des caméras RX 890, Panthera V.4 et Panthera V.6, qui sont équipées de détecteurs passifs de mouvements mais que l'on pourra également équiper d'un minuteur autonome. Les caméras seront fixées à 1 à 2 mètres du sol et leur position relevée par une balise GPS.

- iii. Proposition de protocole

Nous proposons l'enregistrement d'une minute continue de vidéo toutes les 2 heures en laissant en place la caméra pendant 10 à 15 jours. Cette durée peut sembler courte, mais l'accumulation de données vidéo nécessite un grand temps d'analyse par une personne physique, et la présence de plusieurs sites d'échantillonnage sur les trois parcelles est susceptible de générer des centaines d'heures de vidéo. Le fait de laisser la caméra en place plus d'une semaine permet aussi de lisser la perturbation induite au sein des communautés animales par l'installation du matériel.

Les extraits vidéos seront ensuite analysés en accéléré jusqu'à trouver des passages où la présence d'un animal est notifiée sur la vidéo. Alors, l'appui d'un éthologue est préconisé afin de déterminer si l'animal présente plutôt des comportements « de passage » dans le milieu (*e.g.* il se déplace rapidement) ou des comportements laissant supposer qu'il vit dans ce milieu (*e.g.* comportements de nidification, cueillette, nourrissage, repos, etc.)

iv. Résultats attendus

Nous aimerions *via* cette étude établir s'il existe des différences dans les utilisations des trois types de parcelle par les communautés animales précédemment détectées, notamment si les communautés animales sont susceptibles de recoloniser les parcelles replantées dans les mêmes proportions que leur établissement dans les parcelles de forêt vierge. Nous aimerions aussi statuer sur le rôle des parcelles replantées comme corridors de passage entre parcelles de forêt vierge.

Ce nouvel outil pourra également nous permettre de compléter l'inventaire précédemment établi et de confronter les résultats obtenus, notamment en termes de richesse spécifique et de variabilité inter-parcelle dans la composition des communautés spécifiques.

CONCLUSION

Ce travail a plusieurs vocations : dans un premier temps, proposer une clarification et un classement des principales méthodes d'inventaire et de *monitoring* de la biodiversité animale terrestre, en reprenant les notions d'échantillonnage, de méthodes de capture, de méthodes d'observation et de méthodes indirectes. Nous avons ainsi pu proposer des méthodes de *monitoring* par grands taxons terrestres.

Dans un second temps, ce travail se veut axé sur la sensibilisation à l'importance et à la situation de la biodiversité mondiale et en particulier malaisienne, et aux conséquences de la culture de l'huile de palme sur les écosystèmes et les communautés qu'ils abritent.

Enfin, nous avons voulu apporter notre contribution au projet *TRAILS*, mené conjointement par le Cirad et l'ONG *HUTAN*, qui cherche à créer des paysages agricoles innovants et favorables au retour de la biodiversité, animale notamment, dans les palmeraies. Pour cela, nous avons proposé de manière générale trois étapes d'un plan de *monitoring*. L'utilisation de la bioacoustique, un outil récent mais particulièrement intéressant, pourrait permettre d'établir des patrons saisonniers, temporels et spatiaux du paysage sonore et de les comparer entre parcelles. Elle pourrait aussi nous permettre d'établir la richesse spécifique de chaque parcelle, en développant et en adaptant les logiciels d'analyses du paysage sonore utilisés dans d'autres études. L'utilisation de l'ADN environnemental nous permettrait de statuer sur la composition des communautés animales et de les comparer entre parcelles ; l'utilisation du *camera-trapping* en collaboration avec un éthologue nous permettrait enfin de déterminer quelle utilisation les communautés animales ont de chaque parcelle : lieu de passage, corridor, ou véritable milieu de vie ?

Ces trois études pourraient contribuer à étayer et justifier la prolongation et l'extension du projet *TRAILS* au-delà des parcelles déjà étudiées. Si nous montrons un retour bénéfique de la replantation d'essences indigènes au sein des palmeraies, au niveau de la composition des communautés animales, de la diminution de la pollution sonore, de l'augmentation de la richesse spécifique et de l'utilisation du milieu, nous donnerons à ce projet de nouveaux outils pour se défendre auprès des investisseurs. Il est urgent de modifier en profondeur la production de l'huile de palme, avant d'altérer irréversiblement la biodiversité malaisienne et mondiale ; *TRAILS* est porteur d'un projet innovant, plein de potentiel, et nous espérons que notre travail a pu contribuer à le mettre en avant.

AGREMENT SCIENTIFIQUE

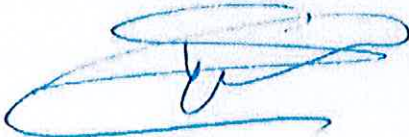
En vue de l'obtention du permis d'imprimer de la thèse de doctorat vétérinaire

Je soussigné, **Timothée VERGNE**, Enseignant-chercheur, de l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse, directeur de thèse, certifie avoir examiné la thèse de **TRUPIN Léa** intitulée « **SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA SITUATION DE LA BIODIVERSITÉ ANIMALE EN CONTEXTE D'EXPLOITATION AGRICOLE DE PALMIER À HUILE EN MALAISIE (BORNEO) ET EXPLOITATION DES PREMIÈRES DONNÉES DE QUANTIFICATION DE LA BIODIVERSITÉ ANIMALE** » et que cette dernière peut être imprimée en vue de sa soutenance.

Fait à Toulouse, le 25/11/2021
Enseignant-chercheur de l'École Nationale
Vétérinaire de Toulouse
Timothée VERGNE



Vu :
Le Président du jury
Professeur Stéphane BERTAGNOLI



Vu :
Le Directeur de l'École Nationale
Vétérinaire de Toulouse
Monsieur Pierre SANS



Vu et autorisation de l'impression :
Le Président de l'Université Paul
Sabatier
Monsieur Jean-Marc BROTO
Par délégation, le Doyen de la faculté de
Médecine de Toulouse-Rangueil
Monsieur Elie SERRANO



Mme **TRUPIN Léa**
a été admis(e) sur concours en : 2016
a obtenu son diplôme d'études fondamentales vétérinaires le: 06/07/2020
a validé son année d'approfondissement le: 18/11/2021
n'a plus aucun stage, ni enseignement optionnel à valider.



- Abdul Aziz, M.F. *et al.* (2021) 'Morphometric study of *Kalophrynus palmatissimus* at two forest reserves in Malaysia', *Ecology and Evolution*, 11(16), pp. 10741–10753. doi:10.1002/ece3.7721.
- Actu-environnement (2010) *Définition de Abondance relative*, *Actu-Environnement*. Actu-environnement. Available at: https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/abondance_relative.php4 (Accessed: 30 November 2021).
- Adam, V. (2015) *Adult Malaysian Red Cherry Centipede (Scolopendra dehaani)* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/65586506@N04/16777081483/> (Accessed: 17 November 2021).
- Adam, V. (2018a) *Female Malaysian Trapdoor Spider (Liphistius desultor)* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/65586506@N04/44415425782/> (Accessed: 17 November 2021).
- Adam, V. (2018b) *Lowland Rainy Frog (Kalophrynus palmatissimus)* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/65586506@N04/41456499675/> (Accessed: 17 November 2021).
- Adler, G.H., Arboledo, J.J. and Travi, B.L. (1997) 'Diversity and abundance of small mammals in degraded tropical dry forest of northern Colombia', *Mammalia*, 61(3), pp. 361–370.
- Akter, S. *et al.* (2017) 'Women's empowerment and gender equity in agriculture: A different perspective from Southeast Asia', *Food Policy*, 69, pp. 270–279. doi:10.1016/j.foodpol.2017.05.003.
- Anadu, P.A., Elamah, P.O. and Oates, J.F. (1988) 'The Bushmeat Trade in Southwestern Nigeria: A Case Study', *Human Ecology*, 16(2), pp. 199–208.
- Andersen, D.C. and Folk, M.L. (1993) 'Blarina brevicauda and Peromyscus leucopus Reduce Overwinter Survivorship of Acorn Weevils in an Indiana Hardwood Forest', *Journal of Mammalogy*, 74(3), pp. 656–664. doi:10.2307/1382287.
- Angelici, F.M. (1999) 'Distribution and habitat of selected carnivores (Herpestidae, Mustelidae, Viverridae) in the rainforests of southeastern Nigeria', *Zeitschrift für Säugetierkunde : im Auftrage der Deutschen Gesellschaft für Säugetierkunde e.V.*, 64, pp. 116–120.
- Archaux, F. (2010) 'Réflexions méthodologiques sur les relevés et les suivis de biodiversité', *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 3(3), p. 70. doi:10.3917/set.003.0070.
- Awalludin, M.F. (2015) 'An overview of the oil palm industry in Malaysia and its waste utilization through thermochemical conversion, specifically via liquefaction', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, p. 16.
- Baillie, J., Groombridge, B. and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (eds) (1996) *1996 IUCN red list of threatened animals*. Gland: IUCN.
- Bal, P. *et al.* (2021) 'How to choose a cost-effective indicator to trigger conservation decisions?', *Methods in Ecology and Evolution*. Edited by R.B. O'Hara, 12(3), pp. 520–529. doi:10.1111/2041-210X.13532.
- Balmford, A., Green, R.E. and Jenkins, M. (2003) 'Measuring the changing state of nature', *Trends in Ecology & Evolution*, 18(7), pp. 326–330. doi:10.1016/S0169-5347(03)00067-3.
- Barcelos, E. *et al.* (2015) 'Oil palm natural diversity and the potential for yield improvement', *Frontiers in Plant Science*, 6. doi:10.3389/fpls.2015.00190.

- Barlow, J. *et al.* (2016) 'Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation', *Nature*, 535(7610), pp. 144–147. doi:10.1038/nature18326.
- Bar-On, Y.M., Phillips, R. and Milo, R. (2018) 'The biomass distribution on Earth', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(25), pp. 6506–6511. doi:10.1073/pnas.1711842115.
- Barros, M.A.S., Pessoa, D.M.A. and Rui, A.M. (2014) 'Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil', *Zoologia (Curitiba)*, 31, pp. 153–161. doi:10.1590/S1984-46702014000200006.
- Bawa, K. (1990) 'Plant-Pollinator Interactions In Tropical Rain Forests', *Annual Review of Ecology and Systematics*, 21, pp. 399–422. doi:10.1146/annurev.ecolsys.21.1.399.
- Bay, N. (2013) 'Gruesome Tactics of an Ant-Snatching Assassin Bug', *Macro Photography by Nicky Bay*, 26 July. Available at: <https://www.nickybay.com/gruesome-tactics-of-an-ant-snatching-assassin-bug/> (Accessed: 17 November 2021).
- Beard, P. (2021a) *Barn Swallow* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/postmanpetecoluk/51298603935/> (Accessed: 23 November 2021).
- Beard, P. (2021b) *house sparrow: Passer domesticus* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/postmanpetecoluk/51629116862/> (Accessed: 23 November 2021).
- Bengtsson, J. *et al.* (2003) 'Reserves, Resilience and Dynamic Landscapes', *Ambio*, 32, pp. 389–96. doi:10.1639/0044-7447(2003)032[0389:RRADL]2.0.CO;2.
- Benton, M.J. (2005) *The Reign of the Reptiles*. Quantum Books.
- Bernard, H. and Fjeldså, J. (2009) 'A Case Study on the Effects of Disturbance and Conversion of Tropical Lowland Rain Forest on the Non-Volant Small Mammals in North Borneo: Management Implications', *Mammal Study*, 34, pp. 85–96. doi:10.3106/041.034.0204.
- Bertolino, S. *et al.* (2009) 'A general approach of using hair-tubes to monitor the European red squirrel: A method applicable at regional and national scales'. doi:10.1016/J.MAMBIO.2009.02.003.
- Boddicker, M., Rodriguez, J.J. and Amanzo, J. (2002) 'Indices for assessment and monitoring of large Mammals within an adaptive management framework', *Environmental Monitoring and Assessment*, 76, pp. 105–123.
- Bonan, G.B. (2008) 'Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests', *Science*, 320(5882), pp. 1444–1449. doi:10.1126/science.1155121.
- Bookhout, T.A. and Society, W. (1994) *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. Wildlife Society.
- Bornean Elephant | Species | WWF* (no date) *World Wildlife Fund*. Available at: <https://www.worldwildlife.org/species/bornean-elephant> (Accessed: 8 May 2021).
- Bradbury, J.W. and Vehrencamp, S. (2011) 'Principles of Animal Communication, Second Edition'.
- Brewer, S.W. and Rejmánek, M. (1999) 'Small Rodents as Significant Dispersers of Tree Seeds in a Neotropical Forest', *Journal of Vegetation Science*, 10(2), pp. 165–174. doi:10.2307/3237138.

Brühl, C.A. and Eltz, T. (2010) 'Fuelling the biodiversity crisis: species loss of ground-dwelling forest ants in oil palm plantations in Sabah, Malaysia (Borneo)', *Biodiversity and Conservation*, 19(2), pp. 519–529. doi:10.1007/s10531-009-9596-4.

Buckland, S.T. 183326 *et al.* (2001) *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford (United Kingdom) Oxford Univ. Press. Available at: https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Introduction+to+distance+sampling%3A+estimating+abundance+of+biological+populations&author=Buckland%2C+S.T.%0A+++183326&publication_year=2001 (Accessed: 9 November 2021).

Butchart, S.H.M. *et al.* (2007) 'Improvements to the Red List Index', *PLOS ONE*, 2(1), p. e140. doi:10.1371/journal.pone.0000140.

Callaghan, C.T., Nakagawa, S. and Cornwell, W.K. (2021) 'Global abundance estimates for 9,700 bird species', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(21). doi:10.1073/pnas.2023170118.

Camarra, J.J., Coreau, D. and Touchet, P. (2007) 'La statut de l'ours brun dans les Pyrénées Françaises'.

Carthrew, S.M. and Goldingay, R.L. (1997) 'Non-flying mammals as pollinators', *Trends in Ecology & Evolution*, 12(3), pp. 104–108.

Catterall, C. *et al.* (2012) 'Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A case with bird community indicators', *Biological Conservation*, 146, pp. 53–61. doi:10.1016/j.biocon.2011.10.033.

Caughley, G. (1977) *Analysis of Vertebrate Populations*. Wiley, New-York.

CDC Biodiversité (2020) 'The Global Biodiversity Score'.

Chalmers, C. *et al.* (2021) 'Modelling Animal Biodiversity Using Acoustic Monitoring and Deep Learning', p. 7.

Chao, A., Pan, H.-Y. and Chiang, S.-C. (2008) *The Petersen-Lincoln Estimator and its Extension to Estimate the Size of a Shared Population*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/23642674_The_Petersen-Lincoln_Estimator_and_its_Extension_to_Estimate_the_Size_of_a_Shared_Population (Accessed: 11 November 2021).

Charles-Dominique, C. *et al.* (1982) 'Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes d'une forêt Guyanaise : inter-relations plantes-animaux', *Revue Ecologie Terre et Vie*, 35, pp. 341–435.

Cheng, S. and Kirton, L. (2007) 'OVERVIEW OF INSECT BIODIVERSITY RESEARCH IN PENINSULAR MALAYSIA 1', in.

Chetri, M. *et al.* (2019) 'Estimating snow leopard density using fecal DNA in a large landscape in north-central Nepal', *Global Ecology and Conservation*, 17, p. e00548. doi:10.1016/j.gecco.2019.e00548.

Chung, A. *et al.* (2001) 'The diversity of beetle assemblages in different habitat types in Sabah, Malaysia', *Bulletin of entomological research*, 90, pp. 475–96. doi:10.1017/S0007485300000602.

cites.org (2019) *Trafic des espèces sauvages : une opération mondiale de lutte contre la fraude menée par INTERPOL et l'OMD inflige un gros revers à la criminalité organisée*, CITES. Available at: <https://cites.org/fra/node/53780> (Accessed: 30 May 2021).

Clarke, K. and Warwick, R. (2001) 'A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar Ecol-Progress Series* 216: 265-278', *Marine Ecology-Progress Series*, 216, pp. 265–278. doi:10.3354/meps216265.

Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (1973). Washington: CITES.

Danielsen, F. and Heegaard, M. (1995) 'Impact of logging and plantation development on species diversity: a case study from Sumatra', in *Management of tropical forests*, pp. 73–92.

Davis, A. (2009) 'Effect of Deforestation on a Southwest Ghana Dung Beetle Assemblage (Coleoptera: Scarabaeidae) at the Periphery of Ankasa Conservation Area', *Environmental Entomology*, 34, pp. 1081–1088. doi:10.1603/0046-225X(2005)034[1081:EODOAS]2.0.CO;2.

Day, M.G. (1966) 'Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels', *Journal of Zoology*, 148(2), pp. 201–217. doi:10.1111/j.1469-7998.1966.tb02948.x.

De Roy, T. (2005) *Great spotted kiwi (Apteryx haastii) Captive, Otorohanga Breeding Facility, New Zealand*. Available at: <https://www.mindenpictures.com/stock-photo-great-spotted-kiwi-apteryx-haastii-captive-otorohanga-breeding-naturephotography-image90866896.html> (Accessed: 23 November 2021).

De Solla, S.R. *et al.* (2006) 'Population trends and calling phenology of anuran populations surveyed in Ontario estimated using acoustic surveys', in Hawksworth, D.L. and Bull, A.T. (eds) *Marine, Freshwater, and Wetlands Biodiversity Conservation*. Dordrecht: Springer Netherlands (Topics in Biodiversity and Conservation), pp. 113–129. doi:10.1007/978-1-4020-5734-2_9.

Debrot, S. *et al.* (1982) *Atlas des poils de mammifères d'Europe*. Neuchâtel: Institut de zoologie de l'Université de Neuchâtel.

Décennie des Nations Unies pour la biodiversité (2011) 'Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 et les Objectifs d'Aichi', in *Convention sur la diversité biologique*.

Delavaud, A., Mihoub, J.-B. and Couvet, D. (2017) *Données et évaluations de la biodiversité - quels enjeux, quels défis ?* Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité.

Deletain, P. (2020) *Rapport de présentation FPSI - Poste TRAILS*.

Denslow, J.S. and Moermond, T.C. (1982) 'The Effect of Accessibility on Rates of Fruit Removal from Tropical Shrubs: An Experimental Study', *Oecologia*, 54(2), pp. 170–176.

Departement of Statistics, Malaysia (ed.) (2020) 'Selected Agricultural Indicators, Malaysia, 2020', p. 4.

Devictor, V. *et al.* (2010) 'Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world', *Ecology Letters*, 13(8), pp. 1030–1040. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>.

Devillers, P., Fau, N. and Lombard, D. (2021) 'MALAISIE'. Encyclopædia Universalis. Available at: <http://sid-proxy.agro-bordeaux.fr:2067/encyclopedie/malaisie/> (Accessed: 11 May 2021).

Digby, A. *et al.* (2014) 'Temporal and environmental influences on the vocal behaviour of a nocturnal bird', *Journal of Avian Biology*, 45. doi:10.1111/jav.00411.

Dislich, C. *et al.* (2017) 'A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system', *Biological Reviews*, 92(3), pp. 1539–1569. doi:<https://doi.org/10.1111/brv.12295>.

Djossa, B. (2012) 'Activity patterns and habitat use of the western tree hyrax (*dendrohyrax dorsalis*) within forest patches and implications for conservation', *ECOTROPICA*, 18, pp. 65–71.

Doggart, N. *et al.* (2006) 'Changing places: How the results of new field work in the Rubeho Mountains influence conservation priorities in the Eastern Arc Mountains of Tanzania', *African Journal of Ecology*, 44, pp. 134–144. doi:10.1111/j.1365-2028.2006.00572.x.

Dowding, J. (2012) 'Introduction to bird monitoring', *Department of Conservation Te papa Atawhai*, p. 33.

Eckert, K. *et al.* (2012) 'Synopsis of the Biological Data on the Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*)', *U.S. Department of the Interior, U.S. Fish & Wildlife Service, BTP-R4015-2012*, p. 172.

Edwards, D.P. *et al.* (2014) 'Selective-logging and oil palm: multitaxon impacts, biodiversity indicators, and trade-offs for conservation planning', *Ecological Applications*, 24(8), p. 21.

efeca (2015) *Comparison of the ISPO, MSPO and RSPO Standards*. Economics Climate Environment - efeca.

Elephant Collaring – Protecting the Giants of Sabah (no date) *World Wildlife Fund*. Available at: <https://www.worldwildlife.org/stories/elephant-collaring-protecting-the-giants-of-sabah> (Accessed: 8 May 2021).

Elton, C. and Nicholson, M. (1942) 'The Ten-Year Cycle in Numbers of the Lynx in Canada', *Journal of Animal Ecology*, 11(2), pp. 215–244. doi:10.2307/1358.

Encyclopedia Universalis (2021) *Planisphère : Asie du Sud-Est*. Available at: <http://sid-proxy.agro-bordeaux.fr:2067/atlas/asia/asia-du-sud-est/#AT021203> (Accessed: 11 May 2021).

Endangered Species International (2011) *Reptiles*. Available at: <https://www.endangeredspeciesinternational.org/reptiles3.html> (Accessed: 24 November 2021).

Evans, A. (2016) *Introduction to invertebrate monitoring*. Department of Conservation Te Papa Atawhai.

Faliu, L. *et al.* (1979) 'Lightmicroscopic studies of the hairs of wild animals of the Pyrenees for the purpose of species determination', *Zentralblatt fuer Veterinaermedizin. Reihe C* [Preprint]. Available at: https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Lightmicroscopic+studies+of+the+hairs+of+wild+animals+of+the+Pyrenees+for+the+purpose+of+species+determination+%5BSpain%5D.&author=Faliu+L.&publication_year=1979 (Accessed: 26 September 2021).

Farina, A. and Gage, S.H. (2017) *Ecoacoustics: The Ecological Role of Sounds*. John Wiley & Sons.

- Ferguson, M. *et al.* (2015) '1. Biologically Important Areas for Cetaceans Within U.S. Waters -- Overview and Rationale', *Aquatic Mammals*, 41, pp. 2–16. doi:10.1578/AM.41.1.2015.2.
- Ferreira, C.M. *et al.* (2018) 'Genetic non-invasive sampling (gNIS) as a cost-effective tool for monitoring elusive small mammals', *European Journal of Wildlife Research*, 64(4), p. 46. doi:10.1007/s10344-018-1188-8.
- Feuillet, G. (2012) *Dermochelys coriacea*.
- Finnegan, L. *et al.* (2007) 'THE USE OF HAIR TUBES AS AN INDIRECT METHOD FOR MONITORING RED AND GREY SQUIRREL POPULATIONS', *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 107B(2), pp. 55–60.
- Fitzherbert, E. *et al.* (2008) 'How will oil palm expansion affect biodiversity?', *Trends in Ecology & Evolution*, 23(10), pp. 538–545. doi:10.1016/j.tree.2008.06.012.
- Fleming, T. (1979) 'DO TROPICAL FRUGIVORES COMPETE FOR FOOD'. doi:10.1093/ICB/19.4.1157.
- Fleming, T.H. and Sosa, V.J. (1994) 'Effects of Nectarivorous and Frugivorous Mammals on Reproductive Success of Plants', *Journal of Mammalogy*, 75(4), pp. 845–851. doi:10.2307/1382466.
- Foresman, K.R. and Pearson, D.E. (1998) 'Comparison of proposed survey procedures for detection of forest carnivores', *Journal of Wildlife Management*. 62(4): 1217-1226., 62(4), pp. 1217–1226.
- Foster, W.A. *et al.* (2011) 'Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1582), pp. 3277–3291. doi:10.1098/rstb.2011.0041.
- Frank, D.A. and McNaughton, S.J. (1993) 'Evidence for the promotion of aboveground grassland production by native large herbivores in Yellowstone National Park', *Oecologia*, 96(2), pp. 157–161. doi:10.1007/BF00317727.
- Fredriksson, G. *et al.* (no date) 'Helarctos malayanus Sun bear'. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Froger, M. (2016) 'Outil d'aide à la conception de stratégies d'échantillonnage pour caractériser la composante biotique des agroécosystèmes', p. 56.
- Fujita, M.S. and Tuttle, M.D. (1991) 'Flying Foxes (Chiroptera: Pteropodidae): Threatened Animals of Key Ecological and Economic Importance', *Conservation Biology*, 5(4), pp. 455–463. doi:10.1111/j.1523-1739.1991.tb00352.x.
- Gallagher, J. (2021) *Ring-billed Gull - Larus delawarensis*, Leesylvania State Park, Woodbridge, Virginia, February 3, 2021 [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/52450054@N04/50906779441/> (Accessed: 23 November 2021).
- GEOBON (2014) 'What are EBVs ?' Available at: <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/> (Accessed: 7 December 2021).
- GEOBON (2016) *Species Habitat Indices*. Global Diversity Change Indicators.
- Gese, E. (2001) 'Monitoring of terrestrial carnivore populations'.

Gillespie, G.R. *et al.* (2012) 'Conservation of amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats', *Biological Conservation*, 152, pp. 136–144. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.023.

GLOBinMED (2018) *Biodiversity of Fauna in Malaysia*, GLOBinMED - Global Information Hub on Integrated Medicine. Available at: https://www.globinmed.com/index.php?option=com_content&view=article&id=104745:article-3-biodiversity-of-fauna-in-malaysia&catid=268&Itemid=319 (Accessed: 17 April 2021).

Glor, R. *et al.* (2001) 'Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape', *Biodiversity and Conservation*, 10. doi:10.1023/A:1016665011087.

Gompper, M. *et al.* (2006) 'A Comparison of Noninvasive Techniques to Survey Carnivore Communities in Northeastern North America', *Wildlife Society Bulletin*, 34. doi:10.2193/0091-7648(2006)34[1142:ACONTT]2.0.CO;2.

Grandin, F. (2020) *Panthère longibande ou nébuleuse*, *Galleries, Jardins, Zoo - Jardin des Plantes*. Available at: <https://www.jardindesplantesdeparis.fr/fr/aller-plus-loin/collections-plantes-animaux/panthere-longibande-nebuleuse-3083> (Accessed: 12 November 2021).

Granjon, L. *et al.* (1996) 'Influence of tropical rainforest fragmentation on mammal communities in French Guiana: short-term effects', *Acta Oecologica (France)* [Preprint]. Available at: https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Influence+of+tropical+rainforest+fragmentation+on+mammal+communities+in+French+Guiana%3A+short-term+effects&author=Granjon%2C+L.+%28Museum+National+d%27Histoire+Naturelle%2C+Paris+%28France%29.+Laboratoire+de+Zoologie+Mammiferes+et+Oiseaux%29&publication_year=1996 (Accessed: 30 November 2021).

Greene, T. (2012) 'A guideline to monitoring populations', *Department of Conservation Te papa Atawhai*, p. 58.

Grooten, M., Almond, R.E.A. and WWF (Organization) (eds) (2018) *Living planet report 2018: aiming higher*. Gland, Switzerland: WWF--World Wide Fund for Nature.

Gurnell, J. *et al.* (2004) 'Monitoring red squirrels *Sciurus vulgaris* and grey squirrels *Sciurus carolinensis* in Britain', *Mammal Review*, 34(1–2), pp. 51–74. doi:10.1046/j.0305-1838.2003.00028.x.

Haas, A. (2010) 'New Species Of *Microhyla* From Sarawak: Old World'S Smallest Frogs Crawl Out Of Miniature Pitcher Plants On Borneo (Amphibia: Anura: Microhylidae)', *Zootaxa*, 2571, pp. 37–52. doi:10.5281/zenodo.197388.

Hardouin, J. (1997) 'Commercial production of frogs in Malaysia.', *Tropicultura*, pp. 209–213.

Hastings, F. *et al.* (2002) 'Predation of Gypsy Moth (Lepidoptera: Lymantriidae) Pupae in Three Ecosystems Along the Southern Edge of Infestation', *Environmental Entomology*, 31, pp. 668–675. doi:10.1603/0046-225X-31.4.668.

Hearn, A.J. *et al.* (2018) 'Evaluating scenarios of landscape change for Sunda clouded leopard connectivity in a human dominated landscape', *Biological Conservation*, 222, pp. 232–240. doi:10.1016/j.biocon.2018.04.016.

Heithaus, E.R., Opler, P.A. and Baker, H.G. (1974) 'Bat Activity and Pollination of *Bauhinia Pauletia*: Plant-Pollinator Coevolution', *Ecology*, 55(2), pp. 412–419. doi:10.2307/1935229.

- Hijas, N.H.B. and Nyok, C.P. (2019) *Dermochelys coriacea*, *Malaysia Biodiversity Information System (MyBIS)*. Available at: <https://www.mybis.gov.my/art/164> (Accessed: 17 November 2021).
- Hill, D. *et al.* (2005) 'Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring', p. 589.
- Hill, J.K. *et al.* (2011) 'Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in species richness and nestedness?', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1582), pp. 3265–3276. doi:10.1098/rstb.2011.0050.
- Hill, S.L.L. *et al.* (2016) 'Reconciling Biodiversity Indicators to Guide Understanding and Action: Reconciling biodiversity indicators', *Conservation Letters*, 9(6), pp. 405–412. doi:10.1111/conl.12291.
- Hirth, D. (no date) 'McCullough, D. R., and D. H. Hirth. 1988. Evaluation of the Petersen-Lincoln estimator for a white-tailed deer population. *Journal of Wildlife Management* 52:534-544', *Journal of Wildlife Management* [Preprint]. Available at: https://www.academia.edu/20059902/McCullough_D_R_and_D_H_Hirth_1988_Evaluation_of_the_Petersen_Lincoln_estimator_for_a_white_tailed_deer_population_Journal_of_Wildlife_Management_t_52_534_544 (Accessed: 7 December 2021).
- Hocking, D. and Babbitt, K. (2014) 'Amphibian contributions to ecosystem services', *Herpetological Conservation and Biology*, 9, pp. 1–17.
- Hodge, K. *et al.* (2015) 'North Atlantic right whale occurrence near wind energy areas along the mid-Atlantic US coast: Implications for management', *Endangered Species Research*, 28, pp. 225–234. doi:10.3354/esr00683.
- Hoffmann, A. *et al.* (2010) 'Field Methods and Techniques for Monitoring Mammals', in Vandenspiegel, D., Samyn, Y., and Häuser and Degreef, J. (eds) *Manual on field recording techniques and protocols for all Taxa biodiversity inventories and monitoring*. Idots recording techniques, pp. 482–529.
- Houston Zoo (2019) *Spotlight on Species (SOS): Malayan Tigers*, *The Houston Zoo*. Available at: <https://www.houstonzoo.org/blog/sos-malayan-tigers/> (Accessed: 12 November 2021).
- Ickes, K., Paciorek, C.J. and Thomas, S.C. (2005) 'Impacts of Nest Construction by Native Pigs (*Sus scrofa*) on Lowland Malaysian Rain Forest Saplings', *Ecology*, 86(6), pp. 1540–1547.
- IOC World Bird List (2019) 'A higher classification of modern birds', 28 June. Available at: <https://www.worldbirdnames.org/new/classification/orders-of-birds-draft/> (Accessed: 23 November 2021).
- Irvine, J. (2011) *Seychelles Kestrel* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/calidris-photos/6873050554/> (Accessed: 23 November 2021).
- Iskandar, D.T. and Erdelen, W.R. (2006) 'Conservation of amphibians and reptiles in Indonesia: issues and problems', 4(1), p. 28.
- IUCN (2015) 'Neofelis diardi'. International Union for Conservation of Nature. doi:10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T136603A50664601.en.
- IUCN (2016) 'Helarctos malayanus'. International Union for Conservation of Nature. doi:10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T9760A45033547.en.

- IUCN (2021a) *IUCN Definitions*. Available at: https://www.iucn.org/downloads/en_iucn__glossary_definitions.pdf (Accessed: 30 May 2021).
- IUCN (2021b) 'Table 4a - Animal species (kingdom Animalia) by class and order (Mammalia)'.
- IUCN (2021c) *The IUCN Red List of Threatened Species, IUCN Red List of Threatened Species*. Available at: <https://www.iucnredlist.org/fr> (Accessed: 23 November 2021).
- IUCN (2021d) 'Total endemic and threatened endemic species in each country (totals by taxonomic group) : INVERTEBRATES'.
- IUCN (2021e) 'Total endemic and threatened endemic vertebrate species in each country (total by taxonomic group) : VERTEBRATES'.
- IUCN Freshwater Fish Specialist Group (2015) 'Freshwater fish diversity', p. 2.
- Janecka, J.E. *et al.* (2017) 'Range-Wide Snow Leopard Phylogeography Supports Three Subspecies', *Journal of Heredity*, 108(6), pp. 597–607. doi:10.1093/jhered/esx044.
- Janos, D., Sahley, C. and Emmons, L. (1995) 'Rodent Dispersal of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Amazonian Peru', *Ecology*, 76, pp. 1852–1858. doi:10.2307/1940717.
- Janson, C.H. (1981) 'Non-Flying Mammals as Pollinating Agents in the Amazonian Forest', p. 7.
- Janzen, D. (1986) 'Mice, big mammals, and seeds: it matters who defecates what where', in. doi:10.1007/978-94-009-4812-9_23.
- Jathanna, D., Karanth, K.U. and Johnsingh, A.J.T. (2003) 'Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling', *Journal of Zoology*, 261(3), pp. 285–290. doi:10.1017/S0952836903004278.
- Jayasilan, M.-A. (2019) 'THE DIVERSITY OF UNDERSTOREY BIRDS IN FOREST FRAGMENTS AND OIL PALM PLANTATION, SARAWAK, BORNEO', *Journal of Oil Palm Research* [Preprint]. doi:10.21894/jopr.2019.0033.
- Joshi, B.D. *et al.* (2020) 'Field testing of different methods for monitoring mammals in Trans-Himalayas: A case study from Lahaul and Spiti', *Global Ecology and Conservation*, 21, p. e00824. doi:10.1016/j.gecco.2019.e00824.
- Juergens, N. (2006) 'Monitoring of Biodiversity', *STRUCTURE AND FUNCTION*, p. 6.
- Keller, A. (1978) 'Détermination des mammifères de la Suisse par leur pelage: I. Talpidae et Soricidae', *Revue suisse de zoologie*, 85, pp. 758–761. doi:10.5962/bhl.part.82264.
- Keller, A. (1980) 'Détermination des mammifères de la Suisse par leur pelage: II. Diagnose des familles III. Lagomorpha, Rodentia (partim)'. doi:10.5962/BHL.PART.85550.
- Keller, A. (1981) 'Détermination des mammifères de la Suisse par leur pelage: V. Carnivora, VI. Artiodactyla', *Revue suisse de zoologie*, 88, pp. 803–820. doi:10.5962/bhl.part.82410.
- Kemppinen, K.M.S. *et al.* (2020) 'Global reforestation and biodiversity conservation', *Conservation Biology*, 34(5), pp. 1221–1228. doi:10.1111/cobi.13478.

- Kennedy, J.-P., Sillett, S. and Szewczak, J. (2014) 'Bat Activity Across the Vertical Gradient of an Old-Growth Sequoia sempervirens Forest', *Acta Chiropterologica*, 16. doi:10.3161/150811014X683264.
- King, C. and Edgar, R. (1977) 'Techniques for trapping and tracking stoats (*Mustela erminea*); a review, and a new system', *New Zealand Journal of Zoology - N Z J ZOOL*, 4, pp. 193–212. doi:10.1080/03014223.1977.9517953.
- Konopik, O., Steffan-Dewenter, I. and Grafe, T.U. (2015) 'Effects of Logging and Oil Palm Expansion on Stream Frog Communities on Borneo, Southeast Asia', *Biotropica*, 47(5), pp. 636–643. doi:https://doi.org/10.1111/btp.12248.
- Kumaran, S. (2021) 'MOVING FORWARD WITH MANDATORY MSPO CERTIFICATION STANDARDS', *Oil Palm Industry Economic Journal*, 21(1), pp. 1–12. doi:10.21894/opiej.2021.01.
- Kuok Ho, D.T. and Qahtani, H. (2020) 'Sustainability of oil palm plantations in Malaysia', *Environment, Development and Sustainability*, 22. doi:10.1007/s10668-019-00458-6.
- Lacher, T.E., Jr. et al. (2019) 'The functional roles of mammals in ecosystems', *Journal of Mammalogy*, 100(3), pp. 942–964. doi:10.1093/jmammal/gyy183.
- Lambert, K.T.A. and McDonald, P.G. (2014) 'low-cost, yet simple and highly repeatable system for acoustically surveying cryptic species', *Austral ecology* [Preprint]. Available at: <http://dx.doi.org/10.1111/aec.12143> (Accessed: 15 November 2021).
- Lambertini, M. (2020) *Living Planet Report 2020: Bending the Curve of Biodiversity Loss*. Available at: <http://www.deslibris.ca/ID/10104983> (Accessed: 24 November 2021).
- Laurance, W.F. et al. (2011) 'The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation', *Biological Conservation*, 144(1), pp. 56–67. doi:10.1016/j.biocon.2010.09.021.
- Lawton, J. and Gaston, K. (2001) 'Indicator species', in Levin, S. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversité*. 2nd edn. Academic Press, pp. 2604–2614.
- Le Dantec, D. (2007) *Calao rhinocéros - Buceros rhinoceros - Rhinoceros Hornbill*. Available at: <https://www.oiseaux.net/oiseaux/calao.rhinoceros.html> (Accessed: 16 November 2021).
- Le Dantec, D. (2013) *Barbu malais - Psilopogon oorti*. Available at: <https://www.oiseaux.net/oiseaux/barbu.malais.html> (Accessed: 17 November 2021).
- Lecoindre, G. and Le Guyader, H. (2016) *Classification phylogénétique du vivant*. 14th edn. Available at: <https://www.decitre.fr/livres/classification-phylogenetique-du-vivant-9782701182940.html> (Accessed: 7 December 2021).
- Lee, C.C. (2021) *Kinabalu Giant Earthworm (Pheretima darnleiensis)*. Available at: <https://photos.chienlee.com/image/I0000Z4d4QKQdK90> (Accessed: 17 November 2021).
- Lepczyk, C. et al. (2017) 'Global Patterns and Drivers of Urban Bird Diversity', in *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*, pp. 13–33. doi:10.1007/978-3-319-43314-1_2.
- Lesmeister, D.B. et al. (2015) 'Spatial and temporal structure of a mesocarnivore guild in midwestern north America', *Wildlife Monographs*, 191(1), pp. 1–61. doi:10.1002/wmon.1015.

Letting, M., O'Donnell, C. and Monks, J. (2011) 'Accuracy and precision of skink counts from artificial retreats', *New Zealand Journal of Ecology*, 35, pp. 236–246.

Lijtmaer, D.A. *et al.* (2012) 'DNA barcoding birds: from field collection to data analysis', *Methods in Molecular Biology (Clifton, N.J.)*, 858, pp. 127–152. doi:10.1007/978-1-61779-591-6_7.

Linder, J.M. (2013) 'African Primate Diversity Threatened by "New Wave" of Industrial Oil Palm Expansion', p. 14.

Linke, S. *et al.* (2018) 'Freshwater ecoacoustics as a tool for continuous ecosystem monitoring', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4), pp. 231–238. doi:10.1002/fee.1779.

Loucks, C. and WWF (Organization) (2021) *Southeastern Asia: Malaysia and the Kepulauan Anambas Islands in Indonesia | Ecoregions | WWF, World Wildlife Fund*. Available at: <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/im0146> (Accessed: 8 May 2021).

Lucey, J.M. and Hill, J.K. (2012) 'Spillover of Insects from Rain Forest into Adjacent Oil Palm Plantations', *Biotropica*, 44(3), pp. 368–377. doi:10.1111/j.1744-7429.2011.00824.x.

Lucius, I. (2020) *WWF's Living Planet Report Reveals Average Two-thirds Decline in Wildlife Populations Since 1970, Associação Natureza Portugal*. Available at: <https://www.natureza-portugal.org/?780191/LPR-2020> (Accessed: 24 November 2021).

MacKenzie, D.I. *et al.* (2002) 'Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One', *Ecology*, 83(8), pp. 2248–2255. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2.

Maddox, T. (2007) *The Conservation of Tigers and Other Wildlife in Oil Palm Plantations: Jambi Province, Sumatra, Indonesia (October 2007)*. Zoological Society of London.

Malayan Tapir (no date) *World Tapir Day*. Available at: <https://www.tapirday.org/malayan-tapir.html> (Accessed: 8 May 2021).

Manolis, S.C., Webb, G.J. and Britton, A.R. (2002) *Crocodylians and other Reptiles : Bioindicators of Pollution*. Australian Nuclear Science and Technology Organisation (ANSTO), Lucas Heights, NSW (Australia), pp. 65–69.

Marcon, E. (2015) 'Mesures de la Biodiversité', p. 284.

Marques, F.F.C. *et al.* (2001) 'Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland', *Journal of Applied Ecology*, 38(2), pp. 349–363. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00584.x.

Marques, T.A. *et al.* (2013) 'Estimating animal population density using passive acoustics', *Biological Reviews*, 88(2), pp. 287–309. doi:10.1111/brv.12001.

Mayer, R. *et al.* (2012) 'BE-NATUR: Transnational Management of Natura 2000 Sites', in, pp. 149–182. doi:10.5772/50653.

McDaniel, G.W. *et al.* (2000) 'Efficacy of lures and hair snares to detect lynx', p. 5.

McDonald-Madden, E. *et al.* (2010) 'Monitoring doesn't always count', *Trends in ecology & evolution*, 25, pp. 547–50. doi:10.1016/j.tree.2010.07.002.

- McInnes, P.F. *et al.* (1992) 'Effects of Moose Browsing on Vegetation and Litter of the Boreal Forest, Isle Royale, Michigan, USA', *Ecology*, 73(6), pp. 2059–2075. doi:10.2307/1941455.
- McIntosh, R.P. (1967) 'An Index of Diversity and the Relation of Certain Concepts to Diversity', *Ecology*, 48(3), pp. 392–404. doi:10.2307/1932674.
- Mieem, C.C. (2010) 'Invertebrates and Ecosystem Services: The Oil in the Ecological Machine', p. 5.
- Miettinen, J., Shi, C. and Liew, S.C. (2011) 'Deforestation rates in insular Southeast Asia between 2000 and 2010: deforestation in insular Southeast Asia 2000-2010', *Global Change Biology*, 17(7), pp. 2261–2270. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02398.x.
- Ministry of Plantation Industries and Commodities Malaysia (2008) *National Timber Industry Policy 2009-2020*. 1st ed. Kuala Lumpur, Malaysia: Malaysian Handicraft Development Corp.
- Ministry of Science, Technology and the Environment (1998) *First National Report to the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity - Malaysia*.
- Ministry of Water, Land and Natural Resources Malaysia (2019) *Sixth National Report of Malaysia. Convention on Biological Diversity*.
- Mitchell, B. *et al.* (2018) *Guidelines for privately protected areas*. 1st edn. Edited by C. Groves. IUCN, International Union for Conservation of Nature. doi:10.2305/IUCN.CH.2018.PAG.29.en.
- Moglia, M. *et al.* (2020) 'Gendered Roles in Agrarian Transition: A Study of Lowland Rice Farming in Lao PDR', *Sustainability*, 12(13), p. 5403. doi:10.3390/su12135403.
- Mohd-Azlan, J., Kaicheen, S. and Lok, L. (2019) 'THE ROLE OF FOREST FRAGMENTS IN SMALL MAMMAL CONSERVATION IN AN OIL PALM PLANTATION IN NORTHERN SARAWAK, BORNEO', *Journal of Oil Palm Research* [Preprint]. doi:10.21894/jopr.2019.0034.
- Monks, J. *et al.* (2009) 'Optimising the sampling of skinks using artificial retreats based on weather conditions and time of day', *Applied Herpetology*, 6, pp. 379–390. doi:10.1163/157075309X12531848432985.
- Mora, C. *et al.* (2011) 'How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?', *PLOS Biology*, 9(8), p. e1001127. doi:10.1371/journal.pbio.1001127.
- Mulatu, K. *et al.* (2017) 'Biodiversity Monitoring in Changing Tropical Forests: A Review of Approaches and New Opportunities', *Remote Sensing*, 9(10), p. 1059. doi:10.3390/rs9101059.
- MyBIS (2021) *Heosemys spinosa*, *Malaysia Biodiversity Information System (MyBIS)*. Available at: <https://www.mybis.gov.my/sp/9953> (Accessed: 17 November 2021).
- Nantha, H.S. and Tisdell, C. (2008) 'The orangutan–oil palm conflict: economic constraints and opportunities for conservation', *Biodiversity and Conservation* [Preprint]. doi:10.1007/s10531-008-9512-3.
- Nichols, J.D. and Williams, B.K. (2006) 'Monitoring for conservation', *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), pp. 668–673. doi:10.1016/j.tree.2006.08.007.
- Noss, R.F. (1990) 'Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach', *Conservation Biology*, 4(4), pp. 355–364. doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x.

- Nowak, R.M. (1991) *Walker's Mammals of the World*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Obrist, M.K. *et al.* (2010) 'Bioacoustics approaches in biodiversity inventories', p. 32.
- O'Connell, A.F. and Nichols, J.D. (eds) (2011) *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. *International Mammal Congress*, Tokyo: Springer.
- Onn, C. and Grismer, L. (2021) 'A review of reptile research in Malaysia in the 21st century', *The Raffles Bulletin of Zoology*, 69, pp. 364–376. doi:10.26107/RBZ-2021-0057.
- Ooi, P.A.C. (1988) *Insects in Malaysian agriculture*. Kuala Lumpur: Tropical Press.
- Orang-outan et éléphant de Bornéo | Beauval Nature* (2021). Available at: <https://beauvalnature.org/fr/conservation/programme/malaisie> (Accessed: 8 May 2021).
- Ornithology, B.T. for (2012) *Maps of population density and trends, BTO - British Trust for Ornithology*. Available at: <https://www.bto.org/our-science/projects/bbs/latest-results/maps-population-density-and-trends> (Accessed: 2 December 2021).
- Othmn, N. *et al.* (2019) 'Shift of paradigm needed towards improving human–elephant coexistence in monoculture landscapes in Sabah', *International Zoo Yearbook*, 53. doi:10.1111/izy.12226.
- Our World in Data (2020) *Endemic bird species, Our World in Data*. Available at: <https://ourworldindata.org/grapher/endemic-bird-species-by-country> (Accessed: 30 November 2021).
- Palmer, M. and Mazzotti, F. (2004) 'Structure of Everglades alligator holes', *Wetlands*, 24, pp. 115–122. doi:10.1672/0277-5212(2004)024[0115:SOEAH]2.0.CO;2.
- Parker, T.A. (1991) 'On the Use of Tape Recorders in Avifaunal Surveys', p. 2.
- Peel, D. *et al.* (2015) 'Designing an effective mark—recapture study of Antarctic blue whales', *Ecological Applications*, 25(4), pp. 1003–1015.
- de la Peña-Domene, M. *et al.* (2014) 'Roles of Birds and Bats in Early Tropical-Forest Restoration', *PLoS ONE*. Edited by B. Fenton, 9(8), p. e104656. doi:10.1371/journal.pone.0104656.
- Penar, W., Magiera, A. and Klocek, C. (2020) 'Applications of bioacoustics in animal ecology', *Ecological Complexity*, 43, p. 100847. doi:10.1016/j.ecocom.2020.100847.
- Pereira, H.M. *et al.* (2013) 'Essential Biodiversity Variables', *Science*, 339(6117), pp. 277–278. doi:10.1126/science.1229931.
- Prime Minister's Department, Malaysia (2015) *Eleventh Malaysia plan, 2016-2020: anchoring growth on people*. Edited by Percetakan Nasional Malaysia Berhad. Putrajaya, Malaysia: Economic Planning Unit, Prime Minister's Department.
- Puan, C.L. *et al.* (2015) 'Ecological correlations of nocturnal bird assemblages in Malaysian Borneo', p. 6.
- Pullin, A.S. and Knight, T.M. (2003) 'Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach', *Journal for Nature Conservation*, 11(2), pp. 83–90. doi:10.1078/1617-1381-00040.

- Ramsey, D.S.L., Caley, P.A. and Robley, A. (2015) 'Estimating population density from presence-absence data using a spatially explicit model', *The Journal of Wildlife Management*, 79(3), pp. 491–499. doi:10.1002/jwmg.851.
- Ritchie, H. and Roser, M. (2021) 'Biodiversity', *Our World in Data* [Preprint]. Available at: <https://ourworldindata.org/biodiversity-and-wildlife> (Accessed: 25 October 2021).
- Rogers, T.L. *et al.* (2013) 'Density can be misleading for low-density species: benefits of passive acoustic monitoring', *PLoS One*, 8(1), p. e52542. doi:10.1371/journal.pone.0052542.
- Room, P.M. (1975) 'Diversity and Organization of the Ground Foraging Ant Faunas of Forest, Grassland and Tree Crops in Papua New Guinea.', *Australian Journal of Zoology*, 23(1), pp. 71–89. doi:10.1071/zo9750071.
- Rovero, F. *et al.* (2014) 'Estimating Species Richness and Modelling Habitat Preferences of Tropical Forest Mammals from Camera Trap Data', *PLOS ONE*, 9(7), p. e103300. doi:10.1371/journal.pone.0103300.
- Rovero, F. and Marshall, A.R. (2009) 'Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates', *Journal of Applied Ecology*, p. 7.
- Sanath, K. and Mohd, H.S. (2019) 'Malaysian Sustainable Palm Oil Certification Standards', *The Planter, Kuala Lumpur*, 95(1117), pp. 239–249.
- Sanders, C. and Mennill, D. (2014) 'Acoustic monitoring of nocturnally migrating birds accurately assesses the timing and magnitude of migration through the Great Lakes', *The Condor*, 116, pp. 371–383. doi:10.1650/CONDOR-13-098.1.
- Sanecki, G. and Green, K. (2005) 'A technique for detecting winter active small mammals in the subnivean space using hair tubes', *European Journal of Wildlife Research*, 51, pp. 41–47. doi:10.1007/s10344-004-0069-5.
- Santika, T. *et al.* (2019) 'Changing landscapes, livelihoods and village welfare in the context of oil palm development | Elsevier Enhanced Reader', p. 13.
- Santika, T. *et al.* (2021) 'Impact of palm oil sustainability certification on village well-being and poverty in Indonesia', *Nature Sustainability*, 4(2), pp. 109–119. doi:10.1038/s41893-020-00630-1.
- Santini, L. *et al.* (2017) 'Assessing the suitability of diversity metrics to detect biodiversity change', *Biological Conservation*, 213, pp. 341–350. doi:10.1016/j.biocon.2016.08.024.
- Sasmaz, E. and Tek, F. (2018) 'Animal Sound Classification Using A Convolutional Neural Network', in, pp. 625–629. doi:10.1109/UBMK.2018.8566449.
- Schemnitz, S. *et al.* (1994) "'Capturing and Handling Wild Animals" - Schemnitz 1994.pdf', in *Capturing and handling wild animals*, pp. 64–117.
- Schleicher, T. *et al.* (2019) 'Production of Palm Oil in Indonesia', p. 64.
- Schmeller, D.S. *et al.* (2018) 'A suite of essential biodiversity variables for detecting critical biodiversity change: EBVs and critical biodiversity change', *Biological Reviews*, 93(1), pp. 55–71. doi:10.1111/brv.12332.

- Schwartz, M.K., Luikart, G. and Waples, R.S. (2007) 'Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management', *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), pp. 25–33. doi:10.1016/j.tree.2006.08.009.
- Scriven, S.A. *et al.* (2018) 'Edge effects of oil palm plantations on tropical anuran communities in Borneo', *Biological Conservation*, 220, pp. 37–49. doi:10.1016/j.biocon.2018.02.006.
- Seber, G.A.F. (1982) *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. 2nd edn. New-York: MacMillan.
- Seddon, P.J. and Leech, T. (2008) 'Conservation short cut, or long and winding road? A critique of umbrella species criteria', *Oryx*, 42(2), pp. 240–245. doi:10.1017/S003060530806119X.
- Sekercioglu, C. and Wenny, D. (2016) *Why Birds Matter. Avian Ecological Functions and Ecosystem Services*.
- Senawi, R. (2019) 'TRANSFORMATION OF OIL PALM INDEPENDENT SMALLHOLDERS THROUGH MALAYSIAN SUSTAINABLE PALM OIL', *Journal of Oil Palm Research* [Preprint]. doi:10.21894/jopr.2019.0038.
- Shannon, C.E. (1948) 'A Mathematical Theory of Communication', *The Bell System Technical Journal*, 27, pp. 379-423;623-656.
- Shia Kang Ping, A. (2020) *Biodiversity Value of Oil Palm Plantations, Primary with Degraded Forests, and Reforested Areas in Kinabatangan, Borneo*. Manchester Metropolitan University, p. 53.
- Shier, C.J. and Boyce, M.S. (2009) 'Mink Prey Diversity Correlates with Mink-Muskrat Dynamics', *Journal of Mammalogy*, 90(4), pp. 897–905. doi:10.1644/07-MAMM-A-410.1.
- Silton, L.A. *et al.* (1999) 'Old World fruit bats can be long-distance seed dispersers through extended retention of viable seeds in the gut', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 266(1416), p. 219. doi:10.1098/rspb.1999.0625.
- Sibarani, M.C. *et al.* (2019) 'Measuring the surrogacy potential of charismatic megafauna species across taxonomic, phylogenetic and functional diversity on a megadiverse island', *Journal of Applied Ecology*, 56(5), pp. 1220–1231. doi:10.1111/1365-2664.13360.
- Siddig, A.A.H. *et al.* (2016) 'How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators', *Ecological Indicators*, 60, pp. 223–230. doi:10.1016/j.ecolind.2015.06.036.
- Sinclair, A.R.E., Fryxell, J.M. and Caughley, G. (2009) *Wildlife ecology, conservation, and management*. 2. ed., 5. [Nachdr.]. Malden, Mass.: Blackwell Publ.
- Smythe, N. (1970) 'Relationships between Fruiting Seasons and Seed Dispersal Methods in a Neotropical Forest', *The American Naturalist*, 104(935), pp. 25–35.
- Smythe, N. (1986) 'Competition and Resource Partitioning in the Guild of Neotropical Terrestrial Frugivorous Mammals', *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, pp. 169–188.
- Soh, M. (2007) *Barbu Malais - Psilopogon oorti*. Available at: https://www.researchgate.net/figure/An-example-of-a-fragmentation-sensitive-Southeast-Asian-forest-specialist-the_fig1_5920250 (Accessed: 16 November 2021).

Solari, S. *et al.* (2002) 'A Framework for Assessment and Monitoring of Small Mammals in a Lowland Tropical Forest', p. 16.

Soubelet, A. (2010) 'Validation de protocoles de collecte de données sur les petits carnivores de la région Midi-Pyrénées afin de cartographier leur répartition'.

State of the Birds, The Cornell Lab and Cornell University (2016) *État des Populations d'Oiseaux de l'Amérique du Nord, État des Populations d'Oiseaux de l'Amérique du Nord 2016*. Available at: <https://www.stateofthebirds.org/2016/fr/resources/species-abundance-maps/western-tanager/> (Accessed: 2 December 2021).

Strickland, W. (2020) *Javan Hawk-Eagle* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/wadestrickland/50046763238/> (Accessed: 23 November 2021).

Stringer, I. *et al.* (2014) 'The biology of *Placostylus ambagiosus* (Pulmonata: Bulimulidae) in New Zealand: Part 2. Population changes, growth, mortality and life expectancy', *Molluscan Research*, 34, pp. 155–175. doi:10.1080/13235818.2014.888985.

Struebig, M.J. *et al.* (2011) 'Parallel declines in species and genetic diversity in tropical forest fragments', *Ecology Letters*, 14(6), pp. 582–590. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01623.x.

Sun Bear / WWF (no date). Available at: https://www.wwf.org.kh/projects_and_reports2/endangered_species/mammals/sun_bear/ (Accessed: 8 May 2021).

Teerink, B.J. (2003) *Hair of West European Mammals: Atlas and Identification Key*. Cambridge University Press.

Teixeira, D., Maron, M. and van Rensburg, B.J. (2019) 'Bioacoustic monitoring of animal vocal behavior for conservation', *Conservation Science and Practice*, 1(8), p. e72. doi:10.1111/csp2.72.

Ten, D.C.Y. *et al.* (2021) 'Panthera tigris jacksoni Population Crash and Impending Extinction due to Environmental Perturbation and Human-Wildlife Conflict', *Animals*, 11(4), p. 1032. doi:10.3390/ani11041032.

The GEO BON / Map of Life Species Habitat Index (SHI) (2021). Available at: <https://mol.org/indicators/habitat>.

The Integrated Taxonomic Information System (2021) *Mammalia*. Available at: <https://www.gbif.org/fr/species/359> (Accessed: 7 December 2021).

The Reptile Database (2021) *The Reptile Database*. Available at: <https://reptile-database.reptarium.cz/> (Accessed: 24 November 2021).

Thomas, S.C. and Baltzer, J. (2002) *Tropical Forests*. John Willey&Sons. (Encyclopedia of Life Sciences).

Thompson, M.E., Schwager, S.J. and Payne, K.B. (2010) 'Heard but not seen: an acoustic survey of the African forest elephant population at Kakum Conservation Area, Ghana', *African Journal of Ecology*, 48(1), pp. 224–231. doi:10.1111/j.1365-2028.2009.01106.x.

- Thomsen, P.F. and Willerslev, E. (2015) 'Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity', *Biological Conservation*, 183, pp. 4–18. doi:10.1016/j.biocon.2014.11.019.
- Tóth, M. (2002) 'Identification of Hungarian Mustelidae and other small carnivores using guard hair analysis', *Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 48, pp. 237–250.
- Trupin, L. (2021) *Synthèse bibliographique sur la situation de la biodiversité animale en contexte d'exploitation agricole de palmier à huile en Malaisie (Bornéo) et exploitations des premières données de quantification de la biodiversité animale pour le projet TRAILS clima T e R esilient I A ndscapes for w l d l i f e c o n s e r v a t i o n*. Hutan & Cirad.
- U.S. National Park Service (2015) *Reptiles and Amphibians - Ecology*. Available at: <https://www.nps.gov/articles/reptiles-and-amphibians-ecology.htm> (Accessed: 24 November 2021).
- Valerie (2017) *Malayan Sun bear* [photo]. Available at: <https://www.flickr.com/photos/ucumari/35778042735/> (Accessed: 12 November 2021).
- Van Diepen, T. (2020) *Orchid mantis - Hymenopus coronatus*. Available at: <https://theavandiepen.com/>.
- Van Giersbergen, Paul (2007) *Calao rhinocéros - Buceros rhinoceros*. Available at: <https://www.oiseaux.net/photos/paul.van.giersbergen/calao.rhinoceros.1.html> (Accessed: 16 November 2021).
- Vanpeene-Bruhier, S. and Berne, B. (2016) 'Fréquentation par la petite faune de passages aménagés de l'Axe de Bièvre (Isère) : méthode de suivi et résultats', p. 13.
- Vielliard, J. (1993) 'Recording Wildlife in Tropical Rainforest', *Bioacoustics*, 4(4), pp. 305–311. doi:10.1080/09524622.1993.10510441.
- Vijay, V. et al. (2016) 'The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss', *PLOS ONE*. Edited by M. Anand, 11(7), p. e0159668. doi:10.1371/journal.pone.0159668.
- Vimal, R., Gatiso, T. and Mathevet, R. (2018) 'Monitoring in Tropical National Parks: The Power of Knowledge', p. 16.
- Voigt, M. et al. (2018) 'Global Demand for Natural Resources Eliminated More Than 100,000 Bornean Orangutans', *Current Biology*, 28(5), pp. 761-769.e5. doi:10.1016/j.cub.2018.01.053.
- Wah, T.E. (2021) *Heosemys spinosa*.
- Waltert, M. et al. (2005) 'From forest to farmland: Habitat effects on Afrotropical forest bird diversity', *Ecological Applications*, 15, pp. 1351–1366. doi:10.1890/04-1002.
- Ward, R.D. (2012) 'FISH-BOL, a case study for DNA barcodes', *Methods in Molecular Biology (Clifton, N.J.)*, 858, pp. 423–439. doi:10.1007/978-1-61779-591-6_21.
- Wearn, O.R. et al. (2019) 'Land-use change alters the mechanisms assembling rainforest mammal communities in Borneo', *Journal of Animal Ecology*, 88(1), pp. 125–137. doi:https://doi.org/10.1111/1365-2656.12903.

- Wearn, O.R. and Glover-Kapfer, P. (2017) 'Camera-trapping for conservation - a guide to best-practices'. WWF Conservation Technology Series 1.
- Weaver, J.L. *et al.* (2005) 'Use of Scented Hair Snares to Detect Ocelots', *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 33(4), pp. 1384–1391.
- Whitby, M.D. *et al.* (2014) 'Evaluation of mobile acoustic techniques for bat population monitoring', *Acta Chiropterologica*, 16(1). Available at: <http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.agro-2b88e383-a68e-473c-869b-af5ccd72cf29> (Accessed: 15 November 2021).
- Wich, S. *et al.* (2008) 'Distribution and conservation status of the orang-utan (*Pongo* spp.) on Borneo and Sumatra: how many remain?', *Oryx*, 42. doi:10.5167/uzh-3914.
- Wilcove, D.S. and Koh, L.P. (2010) 'Addressing the threats to biodiversity from oil-palm agriculture', *Biodiversity and Conservation*, 19(4), pp. 999–1007. doi:10.1007/s10531-009-9760-x.
- Wilkins, M.R., Seddon, N. and Safran, R.J. (2013) 'Evolutionary divergence in acoustic signals: causes and consequences', *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), pp. 156–166. doi:10.1016/j.tree.2012.10.002.
- Wilson, D.E. *et al.* (1996) *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. Available at: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/5200145> (Accessed: 27 September 2021).
- Wilson, E.O. *et al.* (1988) *Biodiversity*. Available at: <https://doi.org/10.17226/989> (Accessed: 29 May 2021).
- Winter, M., Johnson, D. and Faaborg, J. (2000) 'Evidence for Edge Effects on Multiple Levels in Tallgrass Prairie', *The Condor*, 102, pp. 256–266. doi:10.1093/condor/102.2.256.
- Wrege, P.H. *et al.* (2010) 'Use of acoustic tools to reveal otherwise cryptic responses of forest elephants to oil exploration', *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 24(6), pp. 1578–1585. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01559.x.
- Wrege, P.H. *et al.* (2017) 'Acoustic monitoring for conservation in tropical forests: examples from forest elephants', *Methods in Ecology and Evolution*, p. 10.
- Wright, S.J., Gompper, M.E. and DeLeon, B. (1994) 'Are Large Predators Keystone Species in Neotropical Forests? The Evidence from Barro Colorado Island', *Oikos*, 71(2), pp. 279–294. doi:10.2307/3546277.
- WWF (Organization) (2016) *Lueur d'espoir pour le rhino de Sumatra*, WWF France. Available at: <https://www.wwf.fr/vous-informer/effet-panda/lueur-despoir-pour-le-rhino-de-sumatra> (Accessed: 8 May 2021).
- WWF (Organization) (2018) *Borneo birds* | WWF. Available at: https://wwf.panda.org/discover/knowledge_hub/where_we_work/borneo_forests/about_borneo_forests/borneo_animals/borneo_birds/? (Accessed: 9 May 2021).
- WWF (Organization) (2021) *L'orang-outan, un grand singe prioritaire*, WWF France. Available at: <https://www.wwf.fr/especes-prioritaires/orang-outan> (Accessed: 18 April 2021).

www.cirad.fr (2021) *Le Cirad en bref | Cirad*. Available at: <https://www.cirad.fr/nous-connaître/le-cirad-en-bref> (Accessed: 9 May 2021).

www.hutan.org (2020) *About Us, HUTAN*. Available at: <https://www.hutan.org.my/about-us/> (Accessed: 9 May 2021).

www.hutan.org (2021) *Reforestation, HUTAN*. Available at: <https://www.hutan.org.my/our-work/reforestation/> (Accessed: 27 May 2021).

Wyn, L.T. (2013) 'Malaysia: Illegalities in Forest Clearance for Large-scale Commercial Plantations', p. 42.

Yahner, R.H. and Smith, H.R. (1991) 'Small mammal abundance and habitat relationships on deciduous forested sites with different susceptibility to gypsy moth defoliation', *Environmental Management*, 15(1), pp. 113–120. doi:10.1007/BF02393842.

Yamada, T. *et al.* (2016) 'Growth and survival of trees planted in an oil palm plantation: Implications for restoration of biodiversity', 28, pp. 97–105.

Yamanoshita, M.Y. and Amano, M. (2012) 'Capability development of local communities for project sustainability in afforestation/reforestation clean development mechanism', *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 17(4), pp. 425–440. doi:10.1007/s11027-011-9334-6.

Yong, D.L. *et al.* (2011) 'Do insectivorous bird communities decline on land-bridge forest islands in Peninsular Malaysia?', *Journal of Tropical Ecology*, 27, pp. 1–14. doi:10.1017/S0266467410000520.

Yue, S. *et al.* (2015) 'Oil palm plantations fail to support mammal diversity', *Ecological Applications*, 25, p. 150420074844001. doi:10.1890/14-1928.1.

Zaspel, J.M. *et al.* (2012) 'A molecular phylogenetic analysis of the vampire moths and their fruit-piercing relatives (Lepidoptera: Erebididae: Calpinae)', *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 65(2), pp. 786–791. doi:10.1016/j.ympev.2012.06.029.

Zielinski, B. (1995) 'Track plates', In: Zielinski, W.J.; Kucera, T.E., eds., *American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: Survey Methods for Their Detection*. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station; Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-157: 67-86., 157, pp. 67–86.

Zielinski, W. and Schlexer, F. (2009) 'Inter-Observer Variation in Identifying Mammals from Their Tracks at Enclosed Track Plate Stations', *Identifying Mammal Tracks Northwest Science*, 83. doi:10.3955/046.083.0401.

Zoo de Cerza : Parc animalier Normandie (no date) *Cerza*. Available at: <https://www.cerza.com/> (Accessed: 12 November 2021).

Zoological Society of London (2016) *Living Planet Report 2016 - Technical Supplement : Living Planet Index*, p. 22.

Zwart, M.C. *et al.* (2014) 'The Use of Automated Bioacoustic Recorders to Replace Human Wildlife Surveys: An Example Using Nightjars', *PLOS ONE*, 9(7), p. e102770. doi:10.1371/journal.pone.0102770.

Annexe 1 : Liste des sous-classes, ordres et sous-ordres de Mammifères présents en Malaisie, et exemples

- Classe *Mammalia*
 - Sous-classe *Protheria*
 - Ordre *Monotremata*
Echidnés
 - Sous-classe *Theria*
 - Infra-classe *Metatheria*
 - Ordre *Marsupialia*
Marsupiaux - espèces introduites
 - Infra-classe *Eutheria*
 - Ordre *Insectivora*
Gymnures, musaraignes, hérissons, taupes, ...
 - Ordre *Scadentia*
Musaraignes arboricoles
 - Ordre *Dermoptera*
Colugo de Malaisie (Galeopterus variegatus)
 - Ordre *Chiroptera*
 - Sous-ordre *Megachiroptera*
Chauves-souris géantes frugivores
 - Sous-ordre *Microchiroptera*
Chauves-souris géantes insectivores
 - Ordre *Primates*
Loris, tarsiers, singes et grands primates
 - Ordre *Edentata*
Fourmiliers (Manis javanicus), paresseux, tatous
 - Ordre *Pholidota*
Pangolins
 - Ordre *Lagomorpha*
Lièvres, lapins, pikas
 - Ordre *Rodentia*
Souris, rats, écureuils, porcs-épics (Hystric hystrix), castors
 - Ordre *Cetacea*
Baleines, dauphins
 - Ordre *Carnivora*
 - Sous-ordre *Fissipedia*
Chiens, chats, ours, civettes
 - Sous-ordre *Pinnipedia*
Morses, phoques
 - Ordre *Tubulidentata*
Oryctérope – espèce introduite
 - Ordre *Proboscidea*
Elephants
 - Ordre *Hyracoidea*
Hyracoïdes afro-asiatiques
 - Ordre *Sirenia*
Lamantins herbivores, dugongs
 - Ordre *Perissodactyla*
Chevaux, tapirs, rhinocéros
 - Ordre *Artiodactyla*
Cochons, camélidés, cerfs, girafes, bovins domestiques, buffles d'eau, gaurs, chèvres, moutons, chevrotains

Annexe 2 : Liste non-exhaustive des sous-classes, infra-classes, clades, ordres, sous-ordres et familles d'Oiseaux (en gras ceux présents en Malaisie), et *exemples* (Jarvis *et al.*, 2014; Kuhl *et al.*, 2021; Lepage, 2021)

- **Classe Aves**
 - **Sous-classe *Neornithes***
 - Infra-classe *Paleognathae*
 - Famille *Tinamidae*
 - Famille *Rheidae*
Nandous
 - Ordre *Struthioniformes*
Autruches
 - Infra-classe *Neognathae*
 - Super-ordre *Galloanserae*
 - Ordre *Anseriformes*
Canards, oies
 - Ordre *Galliformes*
Dindes, faisans, cailles, poulets, mégapodes, tétras
 - Super-ordre *Neoaves*
 - Clade *Columbea*
 - Clade *Mirandornithes*
 - Ordre *Phoenicopteriformes*
Flamant nain
 - Ordre *Podicipediformes*
Grèbes
 - Clade *Columbimorphae*
 - Ordre *Columbiformes*
Pigeons, tourterelles, phasianelles, géophélies, colombar
 - Ordre *Mesitornithiformes*
 - Ordre *Pteroclidiformes*
 - Clade *Passerea*
 - Clade *Cypselomorphae*
 - Ordre *Apodiformes*
 - Ordre *Caprimulgiformes*
Engoulevents
 - Clade *Otidimorphae*
 - Ordre *Cuculiformes*
Coucals, coucous, malcohas
 - Ordre *Musophagiformes*
 - Ordre *Otidiformes*
 - Ordre *Opisthocomiformes*
 - Clade *Cursorimorphae*
 - Ordre *Charadriiformes*
Huîtrier pie, avocettes, échasses, oedicnèmes
 - Ordre *Gruiformes*
Râles, grébifoulques, grues

- **Clade Ardeae**
 - **Clade Phaethontimorphae**
 - *Ordre Eurypygiformes*
 - **Ordre Phaethontiformes**
Phaétons
 - **Clade Aequornithes**
 - *Ordre Gaviiformes*
 - **Clade Austrodyptornithes**
 - **Ordre Procellariiformes**
Océanites, puffins
 - *Ordre Sphenisciformes*
 - *Ordre Ciconiiformes*
 - **Ordre Pelecaniformes**
Pélicans, marabouts, tantes, cigognes
 - *Ordre Suliformes*
- **Clade Telluraves**
 - **Clade Australaves**
 - *Ordre Cariamiformes*
 - **Clade Eufalconimorphae**
 - **Ordre Falconiformes**
Fauconnets, faucons
 - *Clade Psittacopasserae*
 - **Ordre Passeriformes**
Eurylaimes, minivets, gérygones, allotries, erpornis, ...
 - **Ordre Psittaciformes**
Perruches, coryllis
 - **Clade Afroaves**
 - **Clade Accipitrimorphae**
 - **Ordre Accipitriformes**
Elanions, balbuzards, bazas, serpentaires, ...
 - *Ordre Cathartiformes*
 - **Ordre Strigiformes**
Phodiles, effraies, ninoces, ...
 - **Clade Coraciimorphae**
 - *Ordre Coliiformes*
 - **Clade Cavitaves**
 - *Ordre Leptosomatiformes*
 - **Clade Eucavitaves**
 - **Ordre Trogoniformes**
Trogons
 - **Clade Picocoraciae**
Calaos, huppes

Annexe 3 : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des oiseaux, par groupe

Oiseaux nocturnes / discrets	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Décomptes totaux										
Décompte total vrai	-				-	-	-			
Cartographie totale (oiseaux marqués)	x				x	✓	✓	E	E	E/M
Echantillonnage d'une zone (e.g. quadrats)	x	E	E	E/M	✓	✓	✓	E	E	E/M
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte sur photographie d'horizon (e.g. oiseaux marins)	-				-	-	-			
Décomptes partiels										
Indices de présence/absence										
Occupation du site										
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte simple – terrestre (visuel, évacuation, etc.)										
Décompte simple – oiseaux aquatiques dispersés ou en nuées										
Décompte simple - perchoirs										
Décompte simple – nids et terriers occupés	x	F	E	E	x	✓	✓	F	E	E
Enquête sur les signes – taux de rencontre de nids, chemins, etc.										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des oiseaux nocturnes et/ou discrets (e.g. kiwis, chouettes, hiboux, bécassines, butors, certains oiseaux aquatiques, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible x Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux nocturnes / discrets	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Indices d'abondance relative										
Indice d'abondance relative, de densité (e.g. 5MBC, transects)	✓✓	F	M	M	×	×	×	F	E	M
Décompte de vols de démonstration										
Décompte de vocalisation										
Décompte de vocalisations sur enregistrement										
Indices de capture (e.g. capture au filet japonais)	✓	E	M	M	×	✓	✓	E	M	M
Décompte par évacuation										
Décompte à la lampe-torche										
Cartographie du territoire (oiseaux non marqués)										
Estimation de la densité absolue et de l'abondance										
Double échantillonnage – mesures absolues et index										
Echantillonnage par la distance - terrestre (transect et point)	×	E/M	E	E/M	×	✓	✓	E/M	E	E/M
Echantillonnage par la distance – aérien (transect)	-									
Echantillonnage par la distance – sur bateau (transect)	-									
Echantillonnage par la distance – nids, terriers, etc.	×	F	E	E	×	×	×	F	E	E
Capture, marquage, recapture ; capture, marquage, nouvelle observation ; capture, retrait	×	M/E	E	E	×	✓✓ ✓	✓✓ ✓	M/E	E	E

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux nocturnes et/ou discrets** (e.g. kiwis, chouettes, hiboux, bécassines, butors, certains oiseaux aquatiques, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible × Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux aquatiques (nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques)	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Décomptes totaux										
Décompte total vrai	✓	F	E	M	✗	✓ ✓ ✓	✓ ✓	F	E	M
Cartographie totale (oiseaux marqués)	✗	E/M	E	E/M	✗	✓	✓	E/M	E	E/M
Echantillonnage d'une zone (e.g. quadrats)	-				-	-	-			
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte sur photographie d'horizon (e.g. oiseaux marins)	✗	M	M	F	✗	✗	✗	M	E	F
Décomptes partiels										
Indices de présence/absence										
Occupation du site										
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte simple – terrestre (visuel, évacuation, etc.)										
Décompte simple – oiseaux aquatiques dispersés ou en nuées										
Décompte simple - perchoirs										
Décompte simple – nids et terriers occupés	-				-	-	-			
Enquête sur les signes – taux de rencontre de nids, chemins, etc.										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux aquatiques – nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques** (e.g poules d'eau, grèbes, oiseaux marins et de rivages, échassiers, foulques, fuligules, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible ✗ Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux aquatiques (nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques)	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre		Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement
Indices d'abondance relative										
Indice d'abondance relative, de densité (e.g. 5MBC, transects)	x	F	M	M	x	✓	✓	F	E	M
Décompte de vols de démonstration										
Décompte de vocalisation										
Décompte de vocalisations sur enregistrement										
Indices de capture (e.g. capture au filet japonais)	x	M/E	M	M	x	✓	✓	E/M	E	M
Décompte par évacuation										
Décompte à la lampe-torche										
Cartographie du territoire (oiseaux non marqués)										
Estimation de la densité absolue et de l'abondance										
Double échantillonnage – mesures absolues et index										
Echantillonnage par la distance - terrestre (transect et point)	x	M	M	E	x	x	x	M	E	E
Echantillonnage par la distance – aérien (transect)	x	E	M	E	x	x	x	E	E	E
Echantillonnage par la distance – sur bateau (transect)	x	E	M	E	x	x	x	E	E	E
Echantillonnage par la distance – nids, terriers, etc.	x	M	E	E	x	x	x	M	E	E
Capture, marquage, recapture ; capture, marquage, nouvelle observation ; capture, retrait	x	E	E	E	x	✓ ✓ ✓	✓ ✓ ✓	E	E	E

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux aquatiques – nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques** (e.g. poules d'eau, grèbes, oiseaux marins et de rivages, échassiers, foulques, fuligules, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible x Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux nicheurs coloniaux de surface et subsurface	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Décomptes totaux										
Décompte total vrai	*	F	E	M	*	✓ ✓ ✓	✓ ✓ ✓	F	E	M
Cartographie totale (oiseaux marqués)	*	M	E	M	*	✓ ✓ ✓	✓ ✓ ✓	M	E	M
Echantillonnage d'une zone (e.g. quadrats)	*	F	M	M	✓	✓ ✓	✓ ✓	F	E	M
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte sur photographie d'horizon (e.g. oiseaux marins)	✓	M	F	M	*	✓ ✓	✓ ✓	M	M	M
Décomptes partiels										
Indices de présence/absence										
Occupation du site										
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte simple – terrestre (visuel, évacuation, etc.)										
Décompte simple – oiseaux aquatiques dispersés ou en nuées										
Décompte simple - perchoirs										
Décompte simple – nids et terriers occupés	*	M	M	M	*	✓	✓	M	E	M
Enquête sur les signes – taux de rencontre de nids, chemins, etc.										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux nicheurs coloniaux de surface et de subsurface** (e.g. certains pingouins, albatros, aigrettes, pétrels, noddis, puffins, fulmars, goélands, mouettes, sternes, cygnes et hérons)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible * Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux nicheurs coloniaux de surface et subsurface	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Indices d'abondance relative										
Indice d'abondance relative, de densité (e.g. 5MBC, transects)	✓✓	F	M	M	✓	✓	✓	F	E	M
Décompte de vols de démonstration										
Décompte de vocalisation										
Décompte de vocalisations sur enregistrement										
Indices de capture (e.g. capture au filet japonais)	✓	M	M	M	✓	✓	✓	M	E	M
Décompte par évacuation										
Décompte à la lampe-torche										
Cartographie du territoire (oiseaux non marqués)										
Estimation de la densité absolue et de l'abondance										
Double échantillonnage – mesures absolues et index										
Echantillonnage par la distance - terrestre (transect et point)	×	M	E	E	×	✓✓	✓✓	M	E	E
Echantillonnage par la distance – aérien (transect)	-				-	-	-			
Echantillonnage par la distance – sur bateau (transect)	-				-	-	-			
Echantillonnage par la distance – nids, terriers, etc.	×	M	E	E	×	✓✓	✓✓	M	E	E
Capture, marquage, recapture ; capture, marquage, nouvelle observation ; capture, retrait	×	E/M	E	E	×	✓✓ ✓	✓ ✓ ✓	E/M	E	E

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux nicheurs coloniaux de surface et de subsurface** (e.g. certains pingouins, albatros, aigrettes, pétrels, noddis, puffins, fulmars, goélands, mouettes, sternes, cygnes et hérons)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible × Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux nicheurs non coloniaux de surface et subsurface	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre		Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement
Décomptes totaux										
Décompte total vrai	x	M/F	E	M	x	✓ ✓ ✓	✓ ✓ ✓	M/F	E	M
Cartographie totale (oiseaux marqués)	x	E/M	E	E	x	✓ ✓	✓ ✓	E/M	E	E
Echantillonnage d'une zone (e.g. quadrats)	x	M	E	E/M	x	✓ ✓	✓ ✓	M	E	E/M
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte sur photographie d'horizon (e.g. oiseaux marins)	-				-	-	-			
Décomptes partiels										
Indices de présence/absence										
Occupation du site										
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte simple – terrestre (visuel, évacuation, etc.)										
Décompte simple – oiseaux aquatiques dispersés ou en nuées										
Décompte simple - perchoirs										
Décompte simple – nids et terriers occupés	✓✓	M	E	M	x	✓ ✓	✓ ✓	M	E	M
Enquête sur les signes – taux de rencontre de nids, chemins, etc.										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux nicheurs non coloniaux de surface et subsurface** (e.g albatros, fous, pingouins, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible x Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux nicheurs non coloniaux de surface et subsurface	Objectifs d'inventaire				Objectifs de monitoring					
	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Indices d'abondance relative										
Indice d'abondance relative, de densité (e.g. 5MBC, transects)	✓✓	F	M	M	×	×	×	F	E	M
Décompte de vols de démonstration										
Décompte de vocalisation										
Décompte de vocalisations sur enregistrement										
Indices de capture (e.g. capture au filet japonais)	✓	M	M	M	×	✓	✓	M	M	M
Décompte par évacuation										
Décompte à la lampe-torche										
Cartographie du territoire (oiseaux non marqués)										
Estimation de la densité absolue et de l'abondance										
Double échantillonnage – mesures absolues et index										
Echantillonnage par la distance - terrestre (transect et point)	×	M	E	E	×	✓✓	✓✓	M	E	E
Echantillonnage par la distance – aérien (transect)	×	E	E	E	×	✓✓	✓✓	E	E	E
Echantillonnage par la distance – sur bateau (transect)	-				-					
Echantillonnage par la distance – nids, terriers, etc.	×	M	E	E	×	✓✓	✓✓	M	E	E
Capture, marquage, recapture ; capture, marquage, nouvelle observation ; capture, retrait	×	E	E	E	×	✓✓ ✓	✓ ✓ ✓	E	E	E

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux nicheurs non coloniaux de surface et subsurface** (e.g albatros, fous, pingouins, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible × Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux des champs	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Décomptes totaux										
Décompte total vrai	x	M/F	E	M	x	✓ ✓	✓ ✓	M/F	E	M
Cartographie totale (oiseaux marqués)	x	M	E	E	x	✓ ✓	✓ ✓	M	E	E
Echantillonnage d'une zone (e.g. quadrats)	x	M	E	E	x	x	x	M	E	E
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte sur photographie d'horizon (e.g. oiseaux marins)	-				-	-	-			
Décomptes partiels										
Indices de présence/absence										
Occupation du site										
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte simple – terrestre (visuel, évacuation, etc.)										
Décompte simple – oiseaux aquatiques dispersés ou en nuées										
Décompte simple - perchoirs										
Décompte simple – nids et terriers occupés	x	F	Z	E/M	x	✓	✓	F	E	E/M
Enquête sur les signes – taux de rencontre de nids, chemins, etc.										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux aquatiques – nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques** (e.g. poules d'eau, grèbes, oiseaux marins et de rivages, échassiers, foulques, fuligules, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible * Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux des champs	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Indices d'abondance relative										
Indice d'abondance relative, de densité (e.g. 5MBC, transects)	✓✓	M/F	M	M	✓✓	✓	✓	M/F	E	M
Décompte de vols de démonstration										
Décompte de vocalisation										
Décompte de vocalisations sur enregistrement										
Indices de capture (e.g. capture au filet japonais)	✗	M	M	E/M	✗	✓	✓	M	M	E/M
Décompte par évacuation										
Décompte à la lampe-torche										
Cartographie du territoire (oiseaux non marqués)										
Estimation de la densité absolue et de l'abondance										
Double échantillonnage – mesures absolues et index										
Echantillonnage par la distance - terrestre (transect et point)	✗	E/M	E	E	✗	✓✓ ✓	✓ ✓	E/M	E	E
Echantillonnage par la distance – aérien (transect)	-				-	-	-			
Echantillonnage par la distance – sur bateau (transect)	-				-	-	-			
Echantillonnage par la distance – nids, terriers, etc.	✗	E/M	E	E	✗	✗	✗	E/M	E	E
Capture, marquage, recapture ; capture, marquage, nouvelle observation ; capture, retrait	✗	E	E	E	✗	✓✓ ✓	✓ ✓ ✓	E	E	E

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux aquatiques – nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques** (e.g. poules d'eau, grèbes, oiseaux marins et de rivages, échassiers, foulques, fuligules, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible ✗ Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux de zones forestière et arbustive	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité		Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Décomptes totaux										
Décompte total vrai	x	M/F	E	E	x	✓	✓	M/F	E	E
Cartographie totale (oiseaux marqués)	x	E/M	E	E	x	✓	✓	E/M	E	E
Echantillonnage d'une zone (e.g. quadrats)	x	M	E	E	x	x	x	M	E	E
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte sur photographie d'horizon (e.g. oiseaux marins)	-				-	-	-			
Décomptes partiels										
Indices de présence/absence										
Occupation du site										
Décompte sur photographie aérienne										
Décompte simple – terrestre (visuel, évacuation, etc.)										
Décompte simple – oiseaux aquatiques dispersés ou en nuées										
Décompte simple - perchoirs										
Décompte simple – nids et terriers occupés	x	M/F	E	E/M	x	✓	✓	M/F	E	E/M
Enquête sur les signes – taux de rencontre de nids, chemins, etc.										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux aquatiques – nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques** (e.g. poules d'eau, grèbes, oiseaux marins et de rivages, échassiers, foulques, fuligules, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible * Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Oiseaux de zones forestière et arbustive	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Indices d'abondance relative										
Indice d'abondance relative, de densité (e.g. 5MBC, transects)	✓✓✓	F	E/M	M	✓✓✓	✓✓	✓ ✓	F	E/M	M
Décompte de vols de démonstration										
Décompte de vocalisation										
Décompte de vocalisations sur enregistrement										
Indices de capture (e.g. capture au filet japonais)	✓	E/M	E	E	✗	✓	✓	E/M	E	E
Décompte par évacuation										
Décompte à la lampe-torche										
Cartographie du territoire (oiseaux non marqués)										
Estimation de la densité absolue et de l'abondance										
Double échantillonnage – mesures absolues et index										
Echantillonnage par la distance - terrestre (transect et point)	✗	M	E	E	✗	✓ ✓ ✓	✓ ✓ ✓	M	E	E
Echantillonnage par la distance – aérien (transect)	-				-	-	-			
Echantillonnage par la distance – sur bateau (transect)	-				-	-	-			
Echantillonnage par la distance – nids, terriers, etc.	-				-	-	-			
Capture, marquage, recapture ; capture, marquage, nouvelle observation ; capture, retrait	✗	E	E	E	✗	✓ ✓ ✓	✓ ✓	E	E	E

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **oiseaux aquatiques – nichant ou se nourrissant dans les milieux aquatiques** (e.g. poules d'eau, grèbes, oiseaux marins et de rivages, échassiers, foulques, fuligules, ...)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible ✗ Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Annexe 4 : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring de l'herpétofaune, par groupes

Anoures chanteurs	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité		Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Pièges à fosses	x	M	M	M	x	x	x	M	M	M
Décompte systématique	✓✓	F	M	E	✓✓	✓✓	✓✓	F	M	E
Abris artificiels	x	F	F	M	x	x	x	F	F	M
Pièges à goulet	x	M	M	M	x	x	x	M	M	M
Pièges à traces										
Identification sur photographie										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **anoures chanteurs**. Légende : cf infra. (Greene, 2012)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible x Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Anoures non-chanteurs	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité		Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Pièges à fosses	x	F	M	M	x	x	x	M	M	M
Décompte systématique	✓✓✓	F	M	E	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	F	M	E
Abris artificiels	x	F	F	M	x	x	x	F	F	E
Pièges à goulet	x	M	M	M	x	x	x	M	M	M
Pièges à traces										
Identification sur photographie										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **anoures non-chanteurs**. Légende : cf infra. (Greene, 2012)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible x Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Lézards arboricoles	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre		Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement
Pièges à fosses	*	F	M	M	*	*	*	F	M	M
Décompte systématique	✓✓✓	F	M	E	✓✓	✓✓	✓✓	F	M	E
Abris artificiels	✓✓	F	F	E	✓✓	✓✓	✓✓	F	F	E
Pièges à goulet	✓✓	M	M	M	✓	✓	✓	M	M	M
Pièges à traces										
Identification sur photographie										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **lézards arboricoles**. Légende : cf infra. (Greene, 2012)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓Faible * Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Lézards benthiques	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre		Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement
Pièges à fosses	✓✓	F	M	M	✓	✓✓✓	✓✓✓	F	M	M
Décompte systématique	✓✓✓	F	M	E	✓✓	✓✓	✓✓	F	M	E
Abris artificiels	✓✓	F	F	E	✓✓	✓✓✓	✓✓	F	F	E
Pièges à goulet	✓✓	M	M	M	✓	✓	✓	M	M	M
Pièges à traces										
Identification sur photographie										
Décompte de vocalisations										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **lézards benthiques**. Légende : cf infra. (Greene, 2012)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓Faible * Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Tuataras	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
		Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité		Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Pièges à fosses	x	F	M	M	x	x	x	F	M	M
Décompte systématique	✓✓✓	F	M	M	✓✓✓	✓✓✓	✓✓✓	F	M	M
Abris artificiels	x	F	F	M	x	x	x	F	F	M
Pièges à goulet	x	M	M	M	x	x	x	M	M	M
Pièges à traces										
Identification sur photographie										
Décompte de vocalisations										

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **tuataras**. Légende : cf infra. (Greene, 2012)

Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible x Non recommandée – Non applicable

Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Les méthodes grisées sont encore trop peu développées pour statuer.

Annexe 5 : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des invertébrés

Invertébrés	Objectifs d'inventaire	Ressources			Objectifs de monitoring	Ressources				
Méthodes	Adapté pour un inventaire	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité	Surveillance	Statut et tendance	Gestion	Coût de l'équipement	Coût en main d'œuvre	Technicité
Décomptes totaux										
Décompte total vrai	-				✓	✓	✓	F	E	E/M
Echantillonnage d'une zone (e.g. quadrats)	-				✓✓	✓	✓	F	M	E/M
Abondance relative										
Pièges à fosse / interception de vol	✓✓✓	M	M	E	✓✓	✓	✓	F	M	M
Pièges à fosse	✓✓	F	M	E	✓✓	✓	✓	F	M	M
Recherche manuelle ou visuelle	✓✓	F	M	E	✓✓	✓	✓	F	M	E
Balayage au filet	✓✓✓	F	M	E	✓	✓	✓	F	M	E
Battue des feuilles	✓✓✓	F	M	E	✓✓	✓	✓	F	M	E
Recherche et extraction	✓✓✓	F	M	E	✓	✓	✓	F	M	E
Pièges lumineux	✓✓✓	F	M	E	✓✓	✓	✓	F	M	E
Pièges Malaise	✓✓✓	F	M	E	✓✓	✓	✓	F	M	E

Tableau : Techniques recommandées pour l'inventaire et le monitoring des **invertébrés**
 Précision de la méthode : ✓✓✓ Bonne ✓✓ Correcte ✓ Faible * Non recommandée – Non applicable
 Ressources : E : élevé.e.s ; M : moyen.ne.s ; F : faible.s

Review des principales techniques de suivi, de quantification et d'échantillonnage de la biodiversité animale terrestre et proposition de plan de monitoring pour le projet TRAILS (CIRAD / HUTAN)

TRUPIN Léa, Andrée, Yvette

Résumé

La biodiversité est sur le déclin depuis des décennies, profilant à l'avenir la « 6^{ème} extinction de masse ». La culture du palmier à huile a conduit à la conversion accélérée des forêts tropicales depuis les années 1910, ce qui en fait la plus grande menace directe à la biodiversité en Asie du Sud-Est.

Dans ce travail nous avons répertorié les principales techniques de suivi, de quantification et d'échantillonnage de la biodiversité animale terrestre, et leurs critères de sélection selon les objectifs d'enquête et de gestion. La finalité de ce travail est la proposition d'un plan de *monitoring* de la biodiversité animale terrestre pour le projet *TRAILS*. Ce projet, mené par l'ONG *HUTAN* et le Cirad, vise la création de paysages agricoles innovants favorables au retour de la biodiversité dans les palmeraies en Malaisie. Afin d'en évaluer l'efficacité, nous proposons un plan en 3 temps : une évaluation de surface par la bioacoustique, qui statuera la richesse spécifique des parcelles ; une évaluation de la différence de biodiversité entre parcelles grâce à l'ADN environnemental ; et le *camera-trapping* afin de distinguer une recolonisation vraie d'une contamination de lisière.

Mots-clefs : suivi, quantification, échantillonnage, *monitoring*, biodiversité, Malaisie, huile de palme

Review of the main methods of monitoring, quantification and sampling applied to terrestrial animal biodiversity, and proposition of a monitoring plan for the TRAILS project (CIRAD/HUTAN)

Abstract

Biodiversity has been declining for decades, profiling for the future the « 6th mass extinction ». Oil palm tree culture led to the accelerated conversion of tropical forests since the 1910s, which makes it the greatest direct threat to South-East Asia biodiversity.

In this work, we classified the main monitoring, quantification and sampling techniques for terrestrial animal biodiversity, and their selection criteria according to study and gestion objectives. This work purpose is to suggest a monitoring plan for terrestrial animal biodiversity for the *TRAILS* project. This project, led by the *HUTAN* NGO and Cirad, aims at creating innovative agricultural landscapes favourable to biodiversity return in Malaysian palm groves. To evaluate its efficiency, we propose a three-steps plan : surface assessment using bioacoustics, which will establish the specific richness of these landscapes ; an assessment of biodiversity difference between landscapes using environmental DNA ; and a camera-trapping study to distinguish a true recolonisation from an edge contamination.

Keywords : monitoring, quantification, sampling, biodiversity, Malaysia, palm oil