

Concevoir un inventaire : comment construire un plan d'échantillonnage ? (Chap. 1)

E. Dauffy Richard, P. Bonneil, Christophe Bouget, L.M. Nageleisen, Christophe Bouget

▶ **To cite this version:**

E. Dauffy Richard, P. Bonneil, Christophe Bouget, L.M. Nageleisen, Christophe Bouget. Concevoir un inventaire : comment construire un plan d'échantillonnage ? (Chap. 1). L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation. Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail "Inventaires Entomologiques en Forêt" (Inv.Ent.for), ONF, pp.15-32, 2009, Les dossiers forestiers n° 19, 978-2-84207-343-5. hal-02593883

HAL Id: hal-02593883
https://hal.inrae.fr/hal-02593883

Submitted on 15 May 2020

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

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

CHAPITRE 1

CONCEVOIR UN INVENTAIRE :

Comment construire un plan d'échantillonnage ?

(Emmanuelle Dauffy-Richard, Philippe Bonneil et Christophe Bouget)

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Lors d'un inventaire entomologique, nous faisons de l'échantillonnage sans toujours en avoir conscience. Malheureusement, ignorer les principes de l'échantillonnage, et donc les limites de nos inventaires, peut nous conduire à des interprétations abusives ou nous empêcher de conclure.

Comment procéder alors pour éviter de tels écueils ? L'étape cruciale consiste à bien définir les objectifs de l'inventaire en amont de l'étude, car, de ceux-ci dépendra la stratégie d'échantillonnage. Ces objectifs doivent être liés à la biologie des groupes étudiés, rester réalistes au regard des moyens disponibles et faire l'objet d'un consensus parmi les acteurs impliqués dans l'étude, de manière à ce que les données d'inventaire ne soient pas utilisées *a posteriori* à des fins pour lesquelles les données n'auraient pas été récoltées correctement.

Bien cerner l'objectif aidera ensuite à chacune des étapes de construction du plan d'échantillonnage, et notamment pour bien définir (i) les situations entre lesquelles on souhaite pouvoir comparer l'entomofaune et (ii) l'unité et la méthode d'échantillonnage qui en découlent. Standardiser les méthodes, répéter, contrôler et équilibrer les unités d'échantillonnages parmi les situations que l'on cherche à comparer permettra de limiter les biais et de garantir la précision des résultats.

I– INVENTAIRE OU ECHANTILLONNAGE ?

L'inventaire des insectes sur une partie de territoire vise à dresser la liste la plus exhaustive possible des espèces présentes et à recueillir, le cas échéant, des indications sur leur abondance, leur biologie et leur écologie, les impacts d'un ou plusieurs facteurs naturels ou anthropiques, etc.
Or, un inventaire entomologique est avant tout un échantillonnage puisqu'il est impossible de réaliser, sur une surface importante, un recensement exhaustif d'organismes mobiles et très diversifiés comme les insectes (Conroy, 1996).

Rappelons qu'un échantillon est un sous-ensemble représentatif de l'ensemble que l'on cherche à représenter (appelé « **population statistique visée** » ; exemples : les espèces de syrphes dans un site donné, les populations d'une espèce dans un type d'habitat donné, les fourmilières des stades forestiers jeunes *versus* âgés d'une plantation de pin maritime, etc. ; cf. partie IV de ce Chapitre,). L'échantillon doit être un aperçu le plus représentatif possible de l'objet d'étude en un lieu et à un moment donnés, en référence à une question précise.

II - UN ECHANTILLONNAGE DE QUOI ?

On peut échantillonner une **population** si l'on se focalise sur une seule espèce (ravageur, espèce patrimoniale) pour en connaître ses paramètres démographiques (effectifs, natalité, mortalité), sa diversité intra-spécifique (génétique), ses exigences écologiques (habitat, alimentation…) ou sa répartition (cartographie, déplacements d'individus).
Exemples : suivi et répartition de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa,* Lépidoptère Thaumatopoeidae) ; étude de l'état des populations du taupin violacé (*Limoniscus violaceus* Coléoptère Elateridae).

L'ensemble des espèces d'un même groupe, présentes au même moment sur un même site, (*i.e.* **une communauté**) peut aussi être échantillonné en dressant une liste d'espèces, mentionnant ou non leur abondance (relative ou absolue). On peut ainsi appréhender la diversité interspécifique, la répartition des espèces (cartographie et atlas) et leurs exigences écologiques, en comparant des sites, des biotopes, des modes de gestion, etc.
Exemple : Etude de l'effet des trouées de chablis sur les Coléoptères Carabidae.

III - UN ECHANTILLONNAGE POUR QUOI FAIRE ?

Pour savoir « quoi » échantillonner et « comment » l'échantillonner, il faut avant tout savoir dans quel but on échantillonne et comment on souhaitera ensuite utiliser l'information ainsi recueillie.

En effet, l'objectif assigné à l'inventaire conditionnera très étroitement la façon d'échantillonner (quoi échantillonner, où, quand et comment le faire) et, réciproquement, une fois réalisé, l'échantillonnage retenu limitera par la suite la portée des résultats (cf. Figure 1,Tableau 1 ,
Tableau 3 et Encart 1).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

D'où la nécessité de définir, très précisément et précocement, les objectifs prioritaires de l'inventaire en concertation avec le demandeur, sous forme de question ou de résultat attendu. Transcrire le plus tôt possible ces objectifs en une stratégie d'échantillonnage concrète et adaptée aux questions posées permettra, si nécessaire, de revenir sur les objectifs de l'inventaire s'ils ne sont pas réalisables dans les conditions matérielles de l'étude (délais, moyens humains, ou simplement existence, dans la réalité, des différentes modalités du facteur dont l'effet est à évaluer, etc.).

Voici quelques exemples d'objectifs et leurs contraintes en termes d'échantillonnage (cf. Gosselin et Gosselin, 2004) :

Informations sur la présence d'espèces en un lieu et à un moment donnés (approches faunistiques)

Cela peut consister à dresser la liste, la plus exhaustive possible, des espèces présentes en un lieu et à un moment donnés (exemples : états des lieux de réserves, bilans patrimoniaux, réalisation d'atlas) ou simplement à rechercher activement certaines espèces patrimoniales pour le classement de sites sous statut particulier (espèces déterminantes ZNIEFF[1], ou des annexes II et IV de la Directive « Habitats, Faune, Flore » 92/43/CEE).

Bien que cet état des lieux ne soit qu'une première étape dans la connaissance (Debinski et Humphrey, 1997), celui-ci reste encore nécessaire car l'information est lacunaire dans de nombreux sites. Seulement 21% des Réserves Biologiques Intégrales et 16% des Réserves Biologiques Dirigées ont des connaissances assez bonnes à bonnes sur les Odonates et les Lépidoptères par exemple.

Conditions sur l'échantillonnage (cf. Encart 3) :
Ces objectifs impliquent de **maximiser l'exhaustivité et la représentativité de l'échantillonnage** vis-à-vis du site, incluant tous les milieux qui y coexistent, et vis-à-vis des espèces qui y sont réellement présentes. Cela conduit donc (i) à diversifier les modes d'échantillonnage pour détecter des espèces aux modes de vie les plus variés possibles, (ii) à consacrer un effort d'échantillonnage important pour contacter un maximum d'espèces (y compris les espèces rares), en couvrant l'ensemble de la zone concernée (cf. partie VI de ce Chapitre), (iii) ainsi qu'à recourir à toutes les sources de données préexistantes (observations naturalistes, collections, bibliographie, etc.).

Mais, en contrepartie, les listes qui résultent de telles approches sont généralement difficiles à comparer entre elles (entre sites ou dans le temps), à moins que l'échantillonnage soit complètement exhaustif (condition inatteignable) ou de pouvoir corriger *a posteriori* certains biais d'échantillonnage, opération cependant très délicate (cf. pour exemple : Dufrêne et Desender, 2006, dans une optique d'atlas de répartition ou de liste rouge), voire impossible. En effet, plus les méthodes et conditions d'échantillonnage sont diverses et l'effort d'échantillonnage local important, plus il sera difficile de reproduire le protocole à l'identique dans les différentes situations que l'on souhaiterait comparer (cf. Figure 1, Tableau 1).

Pourtant, ces inventaires sont souvent réutilisés comme état initial pour un suivi dans le temps de l'entomofaune d'un site, ou pour élaborer un atlas de distribution des espèces, voire pour évaluer *a posteriori* des effets environnementaux, etc. Tous ces usages ultérieurs impliquent des comparaisons entre sites ou dates.

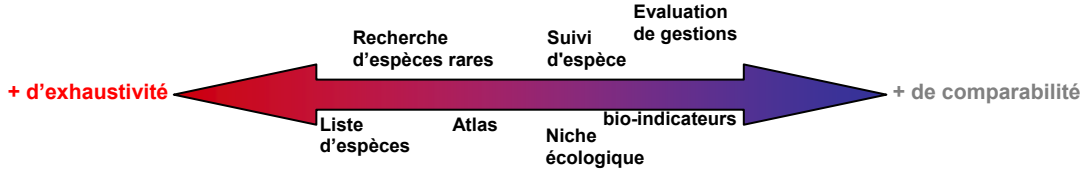


Figure 1 : Priorité à l'exhaustivité ou à la comparabilité de l'échantillonnage selon l'objectif de l'inventaire.

[1] Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Comparaison de l'entomofaune entre situations contrastées (approches comparatives)

Cela revient à comparer la présence (ou l'abondance, etc.) d'espèces entre sites, dans le temps, entre habitats ou entre situations de gestion, pour déceler, par exemple, des différences de composition en espèces entre communautés (présence/absence), ou des changements d'abondance d'une ou plusieurs espèces, ou des variations de paramètres démographiques entre populations d'une espèce donnée, etc.
Exemples :

- Suivi temporel d'une population ou d'une communauté (en référence à un état initial) : STERF (Suivi Temporel des Rhopalocères de France), OPJ (Observatoire des Papillons des Jardins).
- Evaluation d'effets environnementaux sur l'entomofaune, recherche d'espèces bio-indicatrices :
  - réaction des Coléoptères saproxyliques à la tempête, ou à la coupe (perturbation d'origine naturelle ou anthropique) ;
  - espèces de Fourmis caractéristiques de bois feuillus *versus* résineux (bio-indicateurs) ;
  - apparition/disparition d'espèces de Lépidoptères avec l'altitude (différenciation de communautés le long d'un gradient externe).

Conditions sur l'échantillonnage :
Pour pouvoir comparer des situations entre elles, l'échantillonnage doit être :

- soit complètement exhaustif (impossible !),
- soit standardisé, en réutilisant les mêmes méthodes, conditions et effort d'échantillonnage dans les situations comparées (sites, dates, modes de gestion, etc.). Dans ce dernier cas, on cherchera **moins à maximiser l'exhaustivité qu'à l'égaliser entre situations comparées.**

Mais d'autres conditions participent à la comparabilité des échantillons. Le niveau d'exigence requis varie selon le degré de fiabilité que l'on veut pouvoir accorder aux résultats (cf. Encart 1, Tableau 1 et Tableau 3).

Encart 1 : Le degré de contraintes pour l'échantillonnage dépend de l'approche suivie (cf. Richard, 2004).

Standardiser les méthodes de collecte et bien représenter le groupe entomologique visé (la population statistique) sont des conditions nécessaires pour autoriser la comparaison d'inventaires et donner des premiers éléments de réponse à des questions **exploratoires** (exemples : atlas, suivi d'espèces patrimoniales, caractérisation des exigences écologiques d'une espèce, etc.).
Mais, ces deux conditions ne sont pas toujours suffisantes pour fournir des résultats robustes. En effet, des tendances fortuites risquent d'apparaître sous le simple effet du hasard ou d'autres facteurs cachés (Anderson *et al.*, 2001). On pourra donc **émettre des hypothèses en conclusion de l'étude** (hypothèse *a posteriori*)**, mais sans pouvoir réellement les tester.**
Pour aller plus loin, il faudra ensuite vérifier (ou contredire) ces hypothèses dans une étude ultérieure plus ciblée (**approche confirmatoire**), en s'appuyant sur un plan d'échantillonnage construit pour mimer une expérience sur le terrain (**expérience mensurative**, Hurlbert, 1984 ; Krebs, 1999). Par exemple, pour savoir si la biodiversité des Carabidae diffère selon le traitement sylvicole en futaie régulière *versus* irrégulière, il nous faudra stratifier l'échantillonnage sur le facteur « mode de traitement sylvicole », en veillant aux principes de répétition, contrôle et équilibre des unités d'échantillonnage (cf. Encart 4). Ces précautions permettront de tester l'hypothèse à l'origine de l'étude, formulée à partir d'études précédentes (bibliographie) ou de sa propre expérience naturaliste. Exemple : « H1- La futaie irrégulière abriterait davantage d'espèces forestières que la futaie régulière. ».
Cependant, malgré sa rigueur, cette approche reste, comme la précédente, **descriptive**. Pour pouvoir généraliser les résultats, il faudrait répéter cette expérience mensurative dans différents contextes ou chercher à comprendre les processus à l'origine de ces patrons de corrélation.
Ce dernier cas implique de s'intéresser aux mécanismes des phénomènes observés dans la nature et revient donc à chercher à **prouver la relation de cause à effet entre deux phénomènes (**Exemple : « La coupe rase fait-elle disparaître les espèces forestières de Carabidae ? Au bout de combien d'années ? »). Or, seuls des outils comme la modélisation et de véritables expériences (expérience **manipulative**, Hurlbert, 1984 ; Krebs, 1999, cf. Encart 6) permettent de concourir à l'explication des phénomènes naturels.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 1 : Les conditions à respecter pour l'échantillonnage dépendent de l'objectif visé. Le symbole "+" signifie "condition nécessaire pour" : de "+" à "++++", la condition (lecture verticale) devient de plus en plus indispensable pour accomplir l'objectif visé (lecture horizontale). NB : "*" inclut aussi les conditions de représentativité, précision, robustesse et comparabilité.

Objectifs de l'inventaire	Qualités requises de l'échantillonnage					Type d'approche			
	exhaustif	représentatif	précis, robuste	comparable	mensuratif*	manipulatif*	faunistique	comparative exploratoire	comparative confirmatoire	Expérimental mécanistique
	▲ diversifier les méthodes, répliquer	▲ tirer au sort et répliquer, (définir la population statistique visée et l'unité d'échantillonnage)	▲ répliquer	▲ limiter biais + confusion d'effets : harmoniser, standardiser, équilibrer, contrôler, fixer.	▲ stratifier sur la variable explicative	▲ manipuler et affecter au hasard les traitements				
liste locale d'espèces	++++	++	+	+						
recherche d'espèces rares	+++	++	+	+						
atlas, cartographie	++	+++	++	++	+					
suivi temporel	+	+++	+++	+++	+					
autécologie d'espèce(s)	+	+++	+++	+++	+					
détecter une différence attendue sous l'effet d'un facteur (patron descriptif)	+	++	++++	++++	++++					
rechercher la cause d'une différence observée (processus causal)	+	++	++++	++++	++++	++++				

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

IV - ETAPES D'UN ECHANTILLONNAGE

La démarche généralement suivie est la suivante (cf. partie VI de ce chapitre pour approfondir les notions listées) :

1. Définir la question :

Elle est souvent celle du gestionnaire confronté à une problématique dans un contexte particulier avec un enjeu donné.
Exemple : « La transformation des taillis-sous-futaie en futaie régulière a-t-elle un impact sur la diversité entomologique ? ». Problématique : conservation de la biodiversité. Contexte : transformation des taillis-sous-futaie en futaie régulière. Enjeu : concilier conservation de la biodiversité et production de bois.

2. A partir de la bibliographie (scientifique, historique, naturaliste) et de la sollicitation d'experts, traduire la question en identifiant :

- le groupe à étudier (en fonction de son rôle écologique, sa diversité, sa facilité d'étude, de la disponibilité en temps et en experts pour la détermination…) et sa méthode d'échantillonnage ;
- les études entomologiques et naturalistes déjà réalisées sur le site ;
- les hypothèses à tester (perturbation, succession, etc.) ;
- les variables explicatives (année pour un suivi temporel, traitement sylvicole pour une évaluation de gestion, etc.) et les co-variables (autres influences : station, surface terrière, essences, etc.) ;
- les variables réponses : mesures directes de la communauté (présence/absence ou abondance des espèces), utiles pour renseigner la composition en espèces, et descripteurs plus synthétiques (richesse spécifique, indices d'équitabilité, de similarité, etc.) pour l'ensemble de la communauté et par groupe écologique ;
- les méthodes d'analyse.

3. Identification des contraintes et des moyens :

- contraintes naturelles (terrain escarpé, habitat peu représenté, soumis aux inondations, etc.) ;
- moyens techniques (préexistence de cartographie, clés d'identification, collection de référence, etc.), humains (temps, effectifs et compétences disponibles) et financiers (nombre de pièges, etc.) ;
- contraintes mathématiques (méthodes d'analyse complexes, logiciels coûteux, etc.).

4. Mise au point du plan d'échantillonnage :

- se baser sur une cartographie des unités écologiques aussi détaillée que possible (typologie Corine biotope, carte des stations forestières, des types de peuplement, d'aménagement, etc.) ;
- en fonction des objectifs, définir l'échelle de l'unité d'échantillonnage (peuplement forestier, micro-habitat, massif) et la population statistique visée ;
- choisir le type de plan d'échantillonnage adapté : aléatoire, systématique, ou stratifié sur les variables explicatives (cf. Encart 2, Encart 3 et Encart 4) ;
- répéter, autant que les moyens le permettent, les unités d'échantillonnage, en prenant garde à ce qu'elles restent indépendantes dans l'espace et au cours du temps (cf. Encart 5) ;
- équilibrer le nombre de réplicats le long des gradients (ou entre facteurs) étudiés ;
- contrôler les variables perturbatrices, sources potentielles de biais ou de facteurs de confusion (exemple : la station, l'année de collecte, etc.) ;
- ajuster la méthode d'échantillonnage (type et nombre de pièges par unité d'échantillonnage, durée de l'expérience [nombre d'années, nombre de saisons, durée des saisons], etc.) et la standardiser entre les unités d'échantillonnage ;
- sélectionner et matérialiser les points d'échantillonnage sur le terrain, soit après tirage aléatoire dans les enveloppes prédéfinies par les contraintes prédéfinies, soit par prospection sur le terrain en respectant les critères listés.

5. Mise en œuvre de l'échantillonnage et constitution des données :

- collecte (poses et relevés périodiques des pièges), transport, conservation ;

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

- mesures des variables et co-variables explicatives sur le terrain (caractéristiques dendrométriques, stationnelles, etc.) ou en salle (photos aériennes) ;
- tri, préparation, détermination, archivage des échantillons ;
- saisie des données faunistiques et environnementales.

6. Analyse des données (cf. Gosselin et Gosselin, 2004) et rédaction :

- quantifier la biodiversité à partir du tableau espèces-relevés (cf. variables réponses) ;
- après avoir vérifié l'adéquation des méthodes statistiques au type de données, comparer les descripteurs entre traitements ou corréler les variables réponses aux gradients explicatifs : graphiques, analyses statistiques univariées et multivariées, etc. ;
- interpréter les résultats et rédiger le rapport pour le commanditaire.

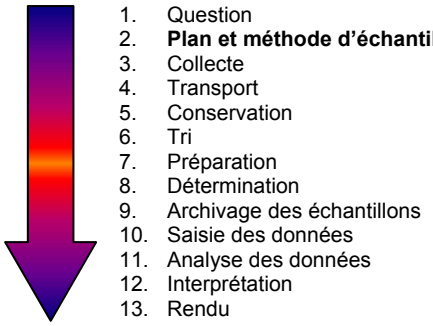


Figure 2 : Place de l'échantillonnage dans une étude entomologique.

V - CHOIX DE LA METHODE D'ECHANTILLONNAGE

(cf. Chapitre 2)
Le groupe retenu est bien sûr le premier critère de choix de la méthode d'échantillonnage. Ensuite, plusieurs autres critères rentrent en compte :

- l'efficacité (représentativité de l'échantillon obtenu par rapport à la réalité) ;
- la sélectivité par rapport au groupe étudié ;
- la possibilité d'utiliser la méthode pour des comparaisons (standardisation, répétabilité) ;
- la faisabilité (coût, disponibilité, temps de mise en œuvre…).

La méthode retenue doit pouvoir maximiser l'**efficacité** de capture, c'est-à-dire donner une image la plus proche possible de la réalité. Le dispositif de capture doit donc limiter au mieux l'évitement et l'échappement des individus (tuer vite, réduire les ouvertures…). Pour les pièges attractifs, il convient de vérifier le rayon d'attraction des espèces car s'il est trop élevé, on risque de capturer des espèces mobiles vagabondes en provenance d'autres milieux que celui échantillonné.
Outre le type de méthode d'échantillonnage choisi (taille et attributs du piège, liquide, etc., cf. Chapitre 2), l'efficacité de la méthode est aussi liée au nombre de mesures faites à l'intérieur d'une même unité d'échantillonnage (exemple : combien de pièges faut-il mettre par placette ?). Pour pouvoir ultérieurement estimer la détectabilité des espèces et déceler d'éventuels biais (cf. Bonneil, 2005 ; Dauffy-Richard et Archaux, 2007), il est utile de répéter micro-localement les mesures, si les moyens le permettent (exemple : au moins 2 pièges / placette). Cela pourra aussi être utile pour prévenir les risques de destruction ou perturbation des pièges. Attention toutefois à ne pas considérer systématiquement ces micro-répétitions de mesures comme de vraies répétitions d'échantillonnage (cf. partie VI-(3) de ce Chapitre et Encart 5).
Si possible, la méthode doit maximiser la capture des espèces du groupe retenu et minimiser celle de groupes non-cibles (**sélectivité**), dans un souci de déontologie et pour réduire le temps passé au tri.

La méthode doit être **standardisable** afin de permettre les comparaisons entre sites, entre plusieurs campagnes d'échantillonnage, dans le temps, etc. Pour cela, la détection de toutes les espèces du groupe doit être non seulement bonne mais surtout équivalente entre types de milieux comparés, et si possible entre espèces. Si la méthode détecte préférentiellement certaines espèces, il vaudra mieux éviter de sommer les abondances des espèces et de travailler en abondance relative entre espèces.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Cette condition de comparabilité implique de standardiser non seulement le dispositif (type de piège) mais aussi le protocole (pose et relevé) afin de minimiser les biais dus au dérangement lors de la pose des pièges, aux effets opérateur, etc.

Enfin, la méthode doit être **utilisable**, donc *in fine* les contraintes que sont le coût du matériel, la facilité de mise en œuvre de la méthode ou de pose du piège, la disponibilité auprès des fournisseurs ou les possibilités de construction, le nombre d'opérateurs disponibles, etc. interviennent dans le choix de la méthode à utiliser.

VI - QUEL PLAN D'ECHANTILLONNAGE ? LES PRINCIPES A RESPECTER

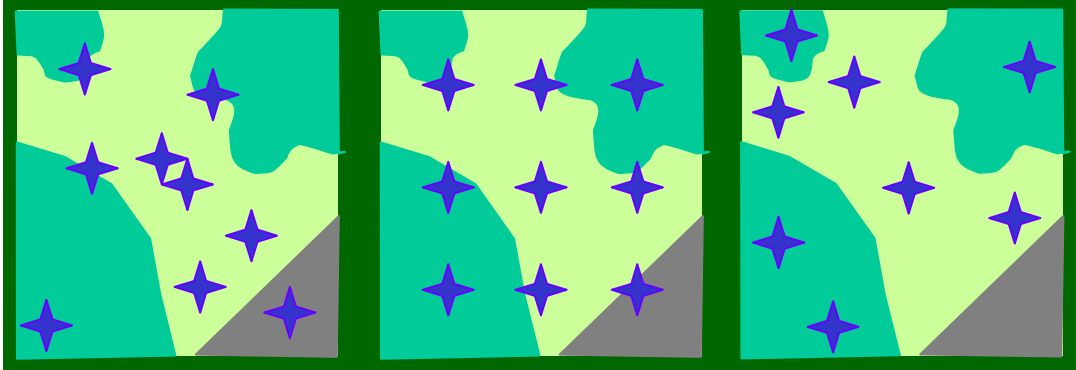
Il n'existe malheureusement pas de recette unique pour constituer un plan d'échantillonnage adapté à toutes les situations. Tout dépend des objectifs de l'inventaire (cf.

Tableau **3**), ainsi que des particularités des données à acquérir (échelle de variabilité des populations d'insectes, effets confondants potentiels, etc.). Les recommandations générales s'inspirent de deux grands types d'outils statistiques complémentaires (Frontier, 1983 ; Goupy, 1988 ; Ims et Yoccoz, 1997 ; Jayaraman, 1999 ; Krebs, 1999 ; Ancelle, 2002) :

- les techniques de sondage, qui cherchent à **décrire au mieux l'existant**, c'est-à-dire de manière **représentative** et **précise**, en estimant la moyenne et la variabilité d'un descripteur pour une population statistique donnée, à partir d'un échantillon de cette population (cf. Encart 2),
- la planification expérimentale, qui vise à **tester l'effet de traitements prédéfinis sur une variable réponse**, en comparant les valeurs de cette variable réponse entre traitements manipulatifs randomisés (cf. Encart 6).

Encart 2 : Comment assurer la représentativité ?

C'est le **tirage aléatoire** (exemple : Figure 3.a) d'un grand nombre d'unités d'échantillonnage (**répétitions)** qui permet d'assurer la **représentativité** de la population statistique visée (exemple : les communautés d'insectes du site) : une image réduite mais fidèle, *i.e.* sans biais (Ancelle, 2002).
Cependant, l'**échantillonnage systématique**, qui consiste à sélectionner les unités d'échantillonnage de manière régulière dans l'espace et/ou dans le temps (exemple : grille, Figure 3.b), est souvent préféré à l'échantillonnage aléatoire en écologie, notamment pour des objectifs de cartographie ou de suivi, car il est plus pratique et moins coûteux sur le terrain pour bien couvrir une zone d'étude. Il faut cependant vérifier ses conditions de validité (cf. Greenwood, p 79 ; Ims et Yoccoz, 1997, p 66 : Krebs, 1999, p 291-293).
Pour prendre en compte l'effet d'un facteur primordial (exemple : effet de la coupe de régénération), l'**échantillonnage aléatoire stratifié** consiste à subdiviser la population hétérogène en sous-populations (strates) plus homogènes, mutuellement exclusives et collectivement exhaustives. Au sein de chaque strate, les unités d'échantillonnage sont tirées au hasard et de façon indépendante. Selon l'objectif, le nombre d'unités d'échantillonnage peut être identique entre strates, proportionnel à la taille de la strate, ou à sa rareté (Frontier, 1983, p 92-108 ; Legendre, 2007).



(a) aléatoire **(b) systématique** **(c) stratifié**

Figure 3 : Exemple de 3 types de plan d'échantillonnage appliqués à une même portion de territoire : (a) échantillonnage aléatoire (relevés dont les coordonnées sont tirées au hasard à l'intérieur d'un massif forestier) ; (b) échantillonnage systématique (grille d'échantillonnage avec un point tous les 100 m) ; (c) échantillonnage stratifié selon la couverture du sol (relevés répartis aléatoirement dans les stades jeunes, et respectivement dans les stades âgés).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Quels que soient les objectifs, une démarche et quelques grands principes doivent être respectés pour la construction du plan d'échantillonnage (cf. partie IV de ce chapitre) :

(1) Identifier les échelles et le type de plan d'échantillonnage adaptés à la question

Cela nécessite de déterminer ce que l'on veut échantillonner (« quoi ») pour savoir comment l'échantillonner :

- les **variables explicatives** et l'échelle de **l'unité d'échantillonnage** qui en découle (Tableau 2) :
  - Les **variables explicatives** sont les effets quantitatifs (gradients, exemple : altitude) ou qualitatifs (facteurs, exemple : coupe) que l'on veut évaluer sur la variable réponse (richesse spécifique, abondance des espèces, etc.). Le choix du domaine d'étude de la variable explicative (nombre et valeurs des modalités du facteur, gamme de variation du gradient) aura des répercussions sur la capacité à détecter l'effet recherché (magnitude et précision).
  - **L'unité d'échantillonnage** correspond généralement à un site, sur lequel on mesurera les variables explicatives (environnement) et les réponses (communautés d'insectes). Définir correctement les échelles spatiale et temporelle de cette unité est crucial pour appliquer le principe de réplication au bon niveau (cf. Tableau 2, partie VI-(3) de ce Chapitre et Encart 5). Pour cela, il faut répondre aux questions suivantes : quel effet échantillonne-t-on ? à quoi la variable explicative s'applique-t-elle ? Ces échelles doivent en effet être adaptées pour que l'on puisse y considérer une valeur qui ait du sens pour les variables explicatives (homogénéité intra-unité), et pour qu'on l'on puisse faire varier leur modalité d'une unité à une autre (hétérogénéité inter-unités).
- la **population statistique visée**, ensemble des situations d'intérêt (cf. partie I de ce Chapitre), d'où on tirera les unités d'échantillonnage, et qui représentera par la suite le domaine de validité des résultats de l'étude (Conroy, 1996, p 127).

Tableau 2 : Les échelles à considérer varient selon la question posée.

Effet sur …	de …	➔ Répéter les …	pour conclure sur …
Variables réponses	Variables explicatives	Unités d'échantillonnage	Population statistique visée
- richesse spécifique de la communauté - abondance de chaque espèce - traits d'histoire de vie	arrêt de l'exploitation	massifs forestiers incluant une réserve	une région forestière ou biogéographique
	rotation inter-éclaircie	peuplements forestiers, de dates d'éclaircie variées	un massif forestier de chênaie-charmaie acidicline
	galettes de chablis	micro-habitats associés, ou non, aux chablis	une parcelle affectée différentiellement par la tempête
	saison	combinaisons "piège x période"	l'ensemble des pièges considérés, pour un site et une année donnée.
- effectif d'une population (capture marquage recapture)	coupe	peuplements forestiers coupés et non coupés	l'ensemble des peuplements forestiers pris en compte
- nombre de points contacts (radio-tracking)	type d'habitat	individus équipés de colliers émetteurs	les préférences de l'espèce entre les types d'habitats disponibles

- le **type de plan d'échantillonnage** (cf. Encart 2) :

Lorsqu'on s'intéresse prioritairement à l'effet de certaines variables explicatives (exemple : coupe), on **stratifie** le plan d'échantillonnage par rapport à celles-ci, en tirant au sort, répétant et équilibrant les unités d'échantillonnage à l'intérieur de chacun des **traitements** (exemple : avant-coupe / après-coupe), *i.e.* la combinaison des modalités des différents facteurs explicatifs étudiés (cf. Encart 4). **Croiser** complètement les variables explicatives (orthogonalité) est indispensable pour pouvoir mesurer leurs effets respectifs de manière indépendante. Le plan d'échantillonnage stratifié sur des traitements mime ainsi au mieux une expérience sur le terrain (**expérience mensurative,** cf. Encarts 4 et 6).

Dans les autres cas, on recourra simplement à un plan d'échantillonnage **aléatoire ou systématique** en veillant à bien couvrir l'ensemble de la population statistique visée (cf. Encart 3). Le grain de l'échantillonnage dépendra alors du compromis à trouver entre l'étendue du site à inventorier et l'effort d'échantillonnage à consentir.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Encart 3 : Comment faire l'état des lieux faunistique d'une réserve ? Exemple de plan d'échantillonnage pour une liste d'espèces.

L'objectif est de maximiser l'**exhaustivité**, la **complémentarité** et la **représentativité** des relevés pour obtenir la liste d'espèces la plus complète possible sur un territoire donné, tout en préservant la possibilité de **comparer ultérieurement** une partie de la liste obtenue à d'autres sites ou de la suivre dans le temps. Le plus efficace sera alors de prospecter les habitats, les saisons et les périodes de la journée les plus variées possibles, en couplant plusieurs méthodes de collecte complémentaires (piégeage, chasse à vue, battage, etc.), tout en assurant la standardisation de certaines d'entre elles (piégeage par exemple).
De même, la stratégie d'échantillonnage recommandée est mixte : parcourir l'ensemble du territoire par un **échantillonnage aléatoire ou systématique** (incluant aussi les parties plus « banales » de la zone d'étude, cf. Encart 2), et, de manière complémentaire, prospecter de manière plus approfondie certains micro-habitats potentiellement riches en espèces (Sutherland, 1996).
Toutes ces conditions nécessitent d'avoir préalablement défini la population statistique visée : étendue du site, diversité des milieux et des insectes que l'on souhaite représenter dans l'inventaire, etc.

(2) Répéter les observations sur un nombre suffisant d'unités d'échantillonnage

La réplication vise à prendre compte la **variabilité** naturelle des phénomènes étudiés, en considérant divers cas de figure. Répliquer améliore donc la **représentativité** de l'échantillonnage vis-à-vis de la population statistique visée. C'est une condition indispensable pour éviter l'observation d'événements purement fortuits.

Par « répétitions » (ou « réplicats »), on entend donc les unités d'échantillonnage correspondant à un même traitement ou à des valeurs graduelles d'une variable explicative quantitative (environnement, espace ou temps). Exemple : plusieurs parcelles de coupe d'ensemencement constituent autant de répétitions pour le traitement « coupe » ; pour répliquer le traitement « réserve », il faudra considérer plusieurs massifs forestiers (*i.e.* des réserves distinctes) ; des plantations d'âges variés représentent des répétitions pour la variable quantitative « âge de la plantation » ; des peuplements de chêne plus ou moins riches en pin sylvestre sont des répétitions pour étudier l'effet du degré de mélange avec la variable quantitative « proportion de surface terrière en pin ». (cf. aussi Encart 4 et Tableau 2).

Les répétitions permettent de calculer l'incertitude autour d'un résultat (exemple : variance, écart-type, intervalle de confiance autour d'une moyenne). Répliquer augmente alors aussi les chances de déceler les effets étudiés (**puissance** des analyses), en améliorant la **précision** de leurs estimateurs ; par exemple : plus on a de réplicats, plus l'intervalle de confiance autour de la moyenne s'amincira.

En effet, pour pouvoir détecter un effet, les différences observées entre traitements (exemple : coupe *versus* mature) doivent être plus fortes que celles observées au sein d'un même traitement (exemple : variabilité au sein des coupes). On espère donc une **variabilité inter-traitement supérieure à la variabilité intra-traitement** (Debinski et Humphrey, 1997). Par conséquent, plus la variabilité naturelle est forte au sein d'un même traitement (bruit), plus il faudra de répétitions intra-traitement pour mettre en évidence une différence entre traitements. En règle générale, pour doubler la précision d'une estimation (*i.e.* réduire de moitié la largeur de son intervalle de confiance), il faut multiplier par quatre le nombre de répétitions (cf. Greenwood, 1996, p 74, 81-104 ; Ims et Yoccoz, 1997).

Plus concrètement, même si le nombre de répétions nécessaires pour un plan d'échantillonnage donné dépend aussi du nombre de variables explicatives, de la forme, de la magnitude et du degré de variabilité des effets attendus (cf. Krebs, 1999, p 229-260 pour le principe des études de puissance), on recommande généralement de disposer **d'au moins 10 répétitions par traitement** (pour pouvoir prendre en compte une éventuelle interaction entre facteurs) et de **10 à 30 répétitions pour chacune des variables environnementales quantitatives**.

Bien évidemment un compromis est à trouver entre le nombre de répétitions qui doit être suffisant et l'effort que cela représente en termes de coûts humain, financier et de délai d'obtention des résultats… En cas de moyens limités, il est parfois préférable d'étudier une seule variable explicative avec un nombre satisfaisant de répétitions plutôt que de balayer beaucoup de gradients mais avec trop peu de répétitions pour conclure.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Cependant, pour bénéficier des atouts de la réplication, les répétitions doivent être réparties sans biais dans le plan d'échantillonnage. Cela implique d'avoir préalablement défini le bon niveau de réplication, c'est-à-dire l'échelle de l'unité d'échantillonnage (cf. partie VI-(3) de ce chapitre et encart 5), et de veiller à limiter la confusion des effets (cf. parties VI-(4) et VI-(5) de ce chapitre).

Encart 4 : Comment étudier l'effet d'un mode de traitement sylvicole sur la biodiversité des Coléoptères Carabidae ? Exemple d'une expérience mensurative

Pour savoir si les communautés de Coléoptères Carabidae diffèrent entre futaie régulière et irrégulière (par bouquet), on cherche à estimer l'effet du mode de traitement sylvicole (variable explicative 1) sur la richesse spécifique des Carabidae par groupe écologique (variables réponses), mais on pressent que cet effet dépendra aussi du stade sylvicole (interaction avec la variable explicative 2). Au vu des connaissances acquises, l'une des hypothèses sous-jacentes serait : *« Pour les stades de régénération, la futaie régulière est plus riche en espèces de milieux ouverts que la futaie irrégulière, tandis que c'est le contraire pour les stades âgés »*.
Le plan d'échantillonnage adapté sera stratifié sur les deux facteurs explicatifs prioritaires, et entièrement croisé et équilibré entre les 6 traitements résultant de la combinaison de leurs modalités :

- le mode de traitement sylvicole, facteur à 2 modalités (régulier vs irrégulier),
- le stade sylvicole, facteur à 3 modalités (régénération-trouée / intermédiaire / mature).

Dix répétitions par traitement, bien équilibrées sur l'ensemble du plan d'échantillonnage, seront nécessaires pour pouvoir étudier l'interaction entre les deux facteurs (*« l'effet du mode de traitement sylvicole dépend du stade considéré »*). Un cas très problématique serait de n'avoir simultanément aucune répétition ni dans les peuplements réguliers matures ni dans les peuplements irréguliers jeunes (cases diagonalement opposées vides) : dans l'échantillon, la futaie irrégulière serait plus « mature » que la futaie régulière. Les 2 facteurs « mode de traitement » et « stade » seraient alors confondus : on ne pourrait pas séparer leurs effets respectifs.

		Stades sylvicoles		
		Régénération - trouée	intermédiaire	mature
Mode de traitement sylvicole	régulier	10 peuplements	10 peuplements	10 peuplements
	irrégulier	10 peuplements	10 peuplements	10 peuplements

L'unité d'échantillonnage à répliquer est un peuplement forestier homogène en termes sylvicole (mode de traitements, stade sylvicole), mais aussi écologique (covariables). En effet, d'autres variables auront une influence sur les communautés de Carabidae. On fixera *a priori* les valeurs prises par les plus perturbatrices d'entre elles pour éviter certains biais, en limitant l'échantillonnage à un seul massif forestier (biais historique et biogéographique), aux stations de chênaie-hêtraie acidiphile (biais stationnel et dendrologique), et aux peuplements à plus de 100 m des lisières (effet de lisière). On contrôlera la saisonnalité, en répétant les relevés aux mêmes périodes pour les 6 traitements. On pourra ensuite mesurer *a posteriori* d'autres covariables (exemple : couverture du sol autour des pièges, etc.) à inclure dans les analyses.
Enfin, dans ces enveloppes d'échantillonnage prédéfinies (population statistique), on tirera au hasard les coordonnées de 10 points par traitement, en imposant comme contrainte que les peuplements d'un même traitement soient distants d'au moins 300 m, pour limiter l'autocorrélation spatiale. Cependant, si toutes les cartographies nécessaires à la constitution des enveloppes d'échantillonnage ne sont pas disponibles, on prospectera les peuplements sur le terrain jusqu'à trouver au moins 60 points d'échantillonnage répondant aux critères prédéfinis.

(3) Répartir les sites de façon indépendante dans l'espace et le temps

Afin d'éviter l'auto-corrélation de sites trop proches dans l'espace ou dans le temps, les unités d'échantillonnage répétées doivent être **indépendantes** les unes des autres (cf. Encart 5).

Une des premières conditions pour limiter cette dépendance, est de définir les bonnes unités d'échantillonnage à répéter (cf. Tableau 2, Encart 5). En effet, plusieurs relevés saisonniers d'un même piège, ou même plusieurs pièges dans un même peuplement, ne constituent pas de vraies répétitions pour comparer différents types de peuplement. De même, lorsqu'on travaille en capture-marquage-recapture (CMR) pour estimer les densités d'une population, les individus marqués ne sont pas de vraies répétitions pour évaluer l'effet de la coupe sur la densité de l'espèce. Il faudrait plutôt renouveler le dispositif de CMR dans différentes parcelles coupées et non coupées. Autres exemples : pour définir le *preferendum* d'habitats d'une espèce par radio-tracking, il faudra équiper plusieurs individus d'émetteurs, car les multiples relevés de position d'un même individu au cours du temps ne représentent pas des répétions indépendantes pour cet objectif. Ils ne renseignement que sur l'unique individu suivi.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

(4) Équilibrer le nombre de réplicats entre traitements

Tous les traitements doivent compter un nombre similaire de répétitions, sinon les plus représentés d'entre eux influenceront davantage les résultats, du fait d'une précision accrue de leurs estimateurs.
Par ailleurs, il faut surtout éviter que, dans le tableau d'échantillonnage, les cases diagonalement opposées soient sous-représentées ou vides par rapport aux autres (variables explicatives corrélées), car il sera alors impossible de séparer les effets des 2 variables explicatives (**confusion d'effets**, cf. partie VI-(5) de ce chapitre et encart 4 ; et Ims et Yoccoz, 1997, p 98-100).

Encart 5 : Que doit-on répliquer ? Attention aux pseudo-répétitions !

A chacun des niveaux d'un plan d'échantillonnage (piège, placette ou site, parcelle, forêt, etc.), la répétition des points permettra de connaître et d'améliorer la précision des estimations de la variable réponse à ce niveau. Cependant, la priorité est de **répliquer les unités d'échantillonnage au niveau concerné par la question posée**, c'est-à-dire définies d'après les variables explicatives de l'étude.
Pour évaluer l'effet de la coupe de régénération sur les Lépidoptères nocturnes (Bonneil, 2005), ce sont les peuplements forestiers de même stade sylvicole qu'il faut répliquer en priorité, plutôt que les pièges par placette. Ainsi, comparer seulement une parcelle mature à une parcelle coupée est insuffisant pour tester l'effet coupe, quand bien même on aurait posé une centaine de pièges dans chacune de ces parcelles. En effet, ces pièges intra-parcelle ne sont pas suffisamment indépendants les uns des autres, au regard du facteur « coupe », pour être considérés comme de vraies répétitions. Ce sont seulement des **pseudo-répétitions** (Hurlbert, 1984), car ils sont trop liés géographiquement, écologiquement et du point de vue de l'histoire de la gestion pour représenter plusieurs situations distinctes d'un même stade sylvicole.
De même, les relevés saisonniers ne sont pas non plus de vraies répétitions car ils sont liés dans le temps, et, du fait des différences phénologiques des espèces, ils apportent des informations complémentaires davantage destinées à être cumulées sur l'ensemble de la campagne d'échantillonnage.

(5) Contrôler les variables perturbatrices pour limiter la confusion d'effets et les biais

Ces variables sont celles qui risquent de perturber la mise en évidence de l'effet étudié, en influençant les variables réponse sans être initialement visées par l'étude. Les ignorer en amont de l'étude gênera ou empêchera l'interprétation des résultats en aval, sans qu'il soit possible d'y remédier. En effet, si dans le plan d'échantillonnage, ces variables perturbatrices varient en même temps que les variables explicatives (corrélation), leurs effets respectifs seront indissociables (**confusion d'effets**), ce qui empêchera de conclure sur l'effet initialement visé.
Exemple : Pour tester l'hypothèse de succession des communautés au cours du cycle sylvicole, il faudra éviter que les stades sylvicoles les plus jeunes reposent sur des sols plus humides par rapport aux stades sylvicoles les plus âgés (biais stationnel), ou à des altitudes plus faibles (biais altitudinal), ou sur d'anciennes terres agricoles (biais historique), etc. Sans ces précautions, on ne pourra pas séparer l'effet du stade sylvicole de celui de ces différentes sources de biais.

Pour se prémunir de ce problème, la planification expérimentale propose de contrôler, en amont, les conditions d'échantillonnage et de randomiser les traitements.

- Le contrôle des variables perturbatrices connues (ou suspectées) nécessite :
  - soit de **fixer les variables perturbatrices à une valeur prédéfinie** (échantillonnage limité à certains types de sol, à des peuplements de même âge, etc.), ce qui limitera le choix des unités d'échantillonnage et restreindra du même coup la portée des résultats (population statistique) mais garantira une bonne puissance statistique (faible variabilité intra-traitement) ;
  - soit de **croiser la variable perturbatrice aux autres variables explicatives** ce qui revient à stratifier le plan d'échantillonnage par rapport à une variable supplémentaire et rendra les résultats plus généralisables. Cependant, cette dernière solution peut alourdir considérablement la taille de l'échantillonnage, si l'on souhaite conserver une bonne puissance de détection des effets initialement visés (besoin d'un nombre de répétitions accru pour compenser une plus forte variabilité intra-traitement).
- Pour s'affranchir d'une possible confusion avec des effets perturbateurs cachés (biais inconnus), et conclure sans ambiguïté quant à l'effet initialement visé, il faut en outre **randomiser,** *i.e.* attribuer aléatoirement, les traitements sur les unités expérimentales préalablement contrôlées (cf. Encart 6). Mais, comme cette étape suppose de pouvoir manipuler la variable explicative, ce type d'approche est rarement utilisé en conditions naturelles.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Encart 6 : Comment prouver un effet ? Exemple d'une expérience manipulative : « En combien d'années la coupe rase fait-elle disparaître les populations de l'espèce forestière *Leistus rufomarginatus* (Coléoptère, Carabidae) ? »

Pour prouver une relation de cause à effet entre variable explicative (« coupe rase ») et variable réponse (« abondance de *Leistus rufomarginatus* »), il faudrait pouvoir éliminer toutes les explications alternatives à la concurrence des phénomènes, *i.e.* tous les effets perturbateurs potentiellement confondus avec l'effet initialement visé (« coupe rase »), qu'ils soient connus ou seulement suspectés ou cachés.
Cela nécessite de construire un véritable plan d'expérience (expérience manipulative), qui repose sur quatre grands principes (Ims et Yoccoz, 1997 ; Jayaraman, 1999) :

- définir les traitements à appliquer : « coupe rase » *versus* « non coupe » (témoin) ;
- répétition des unités expérimentales : au moins 10 peuplements forestiers par traitement ;
- contrôle des conditions expérimentales : division des parcelles forestières en blocs homogènes du point de vue stationnel, composition en essences, etc., au sein desquels seront considérées les unités expérimentales ;
- randomisation : appliquer le traitement de manière aléatoire aux unités expérimentales, de sorte que chacune des unités expérimentales ait la même probabilité de recevoir le traitement « coupe » ou de rester en témoin « non coupé ».

Seule l'étape de randomisation permet de s'affranchir du risque de confusion avec des effets cachés, en éliminant toutes les erreurs systématiques (biais). Répétition et contrôle local tentent de maintenir l'erreur aléatoire résiduelle à un niveau aussi faible que possible (précision).
Pour l'exemple choisi, un plan d'expérience de type Avant/Après-Témoin/Impact (cf. Koivula, 2002) consisterait à faire, simultanément dans plusieurs parcelles matures, une coupe rase sur la moitié de la surface de la parcelle (traitement), tout en laissant l'autre moitié intouchée (témoin), et à suivre l'effet de ce traitement sur *L. rufomarginatus* dans le temps. Pour chaque parcelle (bloc), la portion coupée est tirée au sort (randomisation). L'impact de la coupe rase serait alors testé en suivant les changements d'abondance de *Leistus rufomarginatus* au cours du temps (années précédant et suivant la coupe), de manière comparative entre peuplements témoin et coupé, sur l'ensemble des parcelles. Une telle expérience devrait être planifiée sur une échelle de temps assez longue pour espérer mesurer l'effet recherché (10 à 20 ans) .
Ce type d'échantillonnage correspond à une expérience manipulative.
Or, la manipulation et la distribution aléatoire des traitements, ainsi que l'échelle de temps nécessaire à la réalisation des effets étudiés, sont des contraintes difficilement compatibles avec les études entomologiques de terrain. C'est pourquoi, au lieu de créer les traitements par manipulation directe de l'écosystème, on cherche plutôt à tirer parti de situations contrastées préexistantes sur le terrain pour mimer ces traitements. Exemple : on compare l'entomofaune de parcelles matures *versus* préalablement coupées (étude synchronique au lieu de diachronique, ou « *space-for-time substitution* »). Cela correspond donc à une expérience mensurative (ou étude observationnelle), pour laquelle on stratifie le plan d'échantillonnage sur les traitement pré-existants au lieu de randomiser leur application. Par conséquent, on ne se libère pas des effets cachés et la conclusion est moins fiable (simple corrélation). Cependant, si les trois autres conditions sont respectées (stratification sur des traitements pré-existants, contrôle des variables perturbatrices et répétition des unités d'échantillonnage), l'expérience mensurative offrira un maximum de présomption en faveur de la relation de covariation testée (Ancelle, 2002).

VI - CONCLUSIONS

Plutôt que d'apporter une réponse toute faite (plan d'échantillonnage « clé en main », applicable à toutes les études) qui n'existe malheureusement pas, nous vous proposons ici un memento des questions à se poser en amont de l'étude, afin d'orienter le projet sur les bases les plus solides possibles. Ces questions sont accompagnées d'éléments de réponse pour les principaux cas de figure dans le

Tableau 3.

- Quel phénomène souhaite-t-on mettre en évidence ?
  → s'accorder sur l'objectif, sous forme de question(s) et/ou d'hypothèse(s).

- Souhaite-t-on comparer des éléments lors de cette étude?
  → approche comparative
  ou seulement, ultérieurement, comparer les résultats à d'autres études ?
  → approche faunistique standardisée.

- Quel effet souhaite-t-on évaluer ? (pour une approche comparative)
  → choisir la (ou les) variable(s) explicative(s)
  → définir l'unité d'échantillonnage à répéter (attention aux pseudo-réplicats)
  → choisir le type de plan d'échantillonnage adapté (stratifié, aléatoire ou systématique).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

- Sur quel aspect de l'entomofaune ?
  → cibler le groupe avec sa méthode de relevé, évaluer les contraintes
  → définir les variables réponses.

- A quelle échelle spatiale et temporelle souhaite-t-on des résultats ?
  → définir la population statistique visée
  → choisir le terrain d'étude et la durée de l'étude.

- Quel effort d'échantillonnage puis-je assumer (moyens, temps) ?
  → maximiser le nombre de réplicats : au moins 5 par traitement (préférablement ≥ 10)
  → adapter le nombre d'effets étudiés et la population statistique visée.

- Quels autres effets risquent de perturber les résultats ?
  → fixer certains facteurs
  → équilibrer d'autres facteurs
  → veiller à l'indépendance des réplicats entre eux.

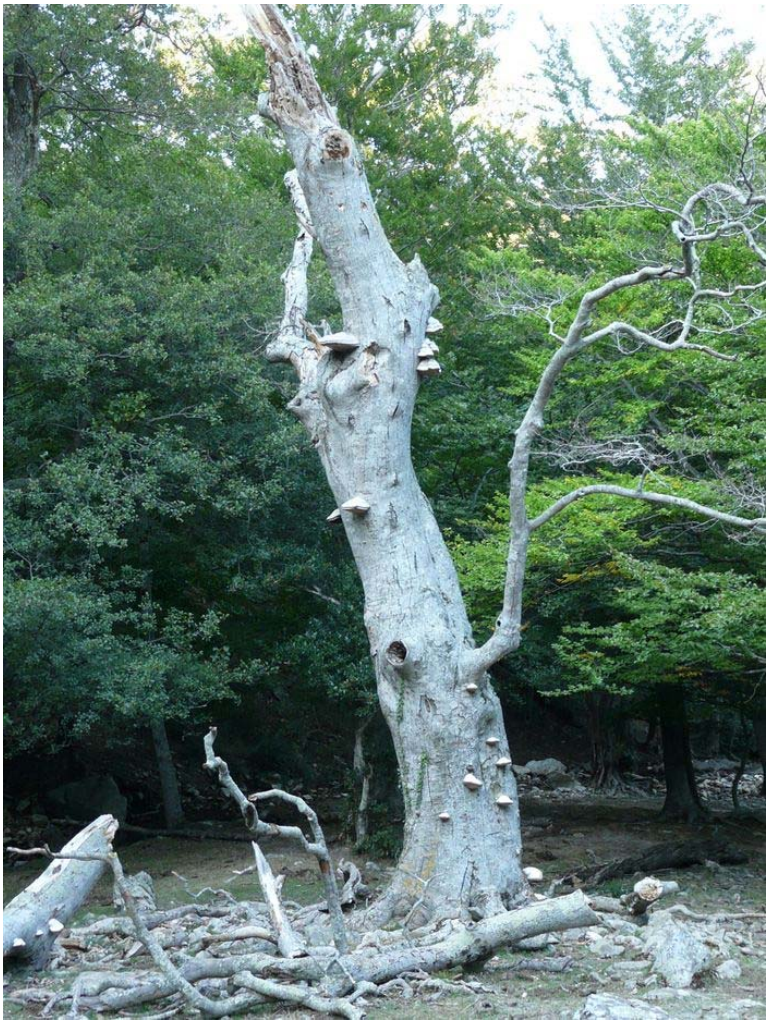


Photo 1 : Vieux hêtre mort, hôte de très nombreux insectes saproxyliques (Réserve Naturelle de la forêt de la Massane).

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Tableau 3 : Comment organiser le plan d'échantillonnage en fonction de l'objectif visé ?

Approche	Objectif principal		Conditions prioritaires sur les échantillons	Stratégie	Limite à l'interprétation
Faunistique	Liste d'espèces sur un site	Recherche d'espèces patrimoniales	Exhaustivité Représentativité	Coupler : - échantillonnage aléatoire (ou systématique) - méthodes d'observation les plus variées possibles	Exhaustivité inatteignable -> Sans standardisation : incomparabilité
Ecologique comparative exploratoire	Atlas / cartographie	Lien espèces / espace	Représentativité Comparabilité spatiale (Exhaustivité)	- échantillonnage aléatoire ou systématique - définir : étendue de la zone étudiée, taille de l'unité d'échantillonnage, distance minimale inter-unités. - standardisation des méthodes	Les tendances observées permettent seulement d'émettre des hypothèses mais pas de les tester
	Suivi temporel	Lien espèces / temps	Comparabilité spatiale et temporelle	- échantillonnage aléatoire ou systématique - définir : étendue de la zone étudiée, durée minimale du suivi, taille de l'unité d'échantillonnage , distance inter-unités et fréquence inter-annuelle des relevés. - standardisation des méthodes	
	Exigences écologiques	Lien espèces / environnement	Comparabilité spatiale et environnementale	idem cartographie + mesures environnementales	
Ecologique comparative confirmatoire	Détection d'un effet (corrélation)	Test d'une hypothèse descriptive (lien)	Expérience mensurative - traitements préexistants - répétitions - contrôle	- échantillonnage stratifié sur la variable explicative, équilibré et répété par traitement - contrôler biais et confusion d'effets - attention aux pseudo-réplicats - standardisation des méthodes	- Détection ne signifie pas preuve - Généraliser en répétant l'expérience
Ecologique expérimentale mécanistique	Preuve d'un effet (cause)	Test d'une hypothèse explicative (mécanisme)	Expérience manipulative - traitements manipulés - répétitions - randomisation - contrôle	- attribuer aléatoirement les traitements aux unités expérimentales. - attention aux pseudo-réplicats - standardisation des méthodes	Le mécanisme mis en évidence a une portée plus universelle mais ses conséquences dont la réalité ne sont pas toujours observables.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Références citées :

Ancelle T., 2002. *Statistique Epidémiologie*. Maloine, Paris, 300 p.

Anderson D.R., Burnham K.P., Gould W.R. et Cherry S., 2001. Concerns about finding effects that are actually spurious. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 1, p. 311-316.

Bonneil P., 2005. *Diversité et structure des communautés de Lépidoptères nocturnes en chênaie de plaine dans un contexte de conversion vers la futaie régulière*. Thèse de Doctorat, Ecologie, Muséum National d'Histoire Naturelle, 227 p.

Conroy M.J., 1996. Designing surveys of forest diversity using statistical sampling principles. *In* Kohl M. et Gertner G.Z. (Eds), *Caring for the forest. Research in a changing world. Statistics, mathematics and computers. Meeting of IUFRO S4.11-00 held at IUFRO 20th World Congress*, Birmensdorf Switzerland, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL/FNP), p. 117-143.

Dauffy-Richard E. et Archaux F., 2007. *Méthodes d'échantillonnage des Coléoptères Carabiques : biais inter-habitats et nombre minimal d'unités d'échantillonnage pour estimer la richesse spécifique.* Rapport de convention d'appui technique ONF-Cemagref, Cemagref, Nogent-surVernisson, 40 p.

Debinski D.M. et Humphrey P.S., 1997. An integrated approach to biological diversity assessment. *Natural Areas Journal*, 17, 4, p. 355-365.

Dufrêne M. et Desender K., 2006. *L'érosion de la biodiversité : les carabides.* Etat de l'environnement wallon : Etudes – Expertises, MRW/DGRNE/CRNFB et KBIN/IRScNB, 28 p.

Frontier S., 1983. *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Masson, Paris, 494 p.

Gosselin F. et Gosselin M., 2004. Analyser les variations de biodiversité : outils et méthodes. *In* Gosselin M. et Larroussinie O. (Rédacteurs en chef), *Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver - synthèse bibliographique*. Coédition GIP Ecofor - Cemagref Editions, Antony, p. 58-99.

Goupy J., 1988. *La méthode des plans d'expériences. Optimisation du choix des essais et de l'interprétation des résultats*. Dunod, Paris, 303 p.

Greenwood J.J.D., 1996. Basic techniques. *In* Sutherland W.J. (Eds), *Ecological census techniques - a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 11-110.

Hurlbert S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54, p. 187-211.

Ims R. et Yoccoz N., 1997. *Ecological methodology : study design and statistical analysis.* University of Oslo - Department of Biology, Oslo.

Jager J.C. et Looman C.W.N., 1995. Data collection. *In* Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. et van Tongeren O.F.R. (Eds), *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 10-28.

Jayaraman K., 1999. *Manuel de statistique pour la recherche forestière.* Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture - Coopération Hollandaise - Commisssion Européenne, 242 p.

Koivula M., 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*). *Forest Ecology and Management*, 167, 1-3, p. 103-121.

Krebs C.J., 1999. *Ecological methodology*. Benjamin/Cumings, Addison-Wesley Longman Educational Publishers, New York, NY, 620 p.

Legendre P., 2007. Plans d'échantillonnage et plans d'expérience, Notes de cours Bio2041, Université de Montréal, disponibles sur http://www.biol09.biol.umontreal.ca/BIO2041/pdf/Sujet_02-Presentation.pdf

Richard E., 2004. *Réponse des communautés de Carabiques à la conversion en futaie régulière de chêne : aspects écologiques et méthodologiques*. Thèse de Doctorat, Sciences de l'Environnement, ENGREF, Paris, 446 p.

Sutherland W.J., 1996. Why census ? *In* Sutherland W.J. (Eds), *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, p. 1-10.

Underwood A.J., 1997. *Experiments in ecology: logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, xviii+504 p.

Yoccoz N.G., 2000. *Parc National des Ecrins. Suivi ornithologique en continu (SOC).* Institut Norvégien de Recherche sur l'Environnement, Tromso, Norvège.

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Yoccoz N.G., Nichols J.D. et Boulinier T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 8, p. 446-453.

Pour en savoir plus :

- Généralités statistiques (en français) :

Poinsot, D. Statistiques pour statophobes :
http://perso.univ-rennes1.fr/denis.poinsot/Statistiques%20pour%20statophobes/

Ancelle T., 2002. Statistique Epidémiologie. Maloine, Paris, 300 p.

Falissard B., 2005. Comprendre et utiliser les statistiques dans les sciences de la vie. Masson, Paris, 372 p.

- Méthodologie d'échantillonnage (en français) :

Ancelle T., 2002. Statistique Epidémiologie. Maloine, Paris, 300 p.

Fiers V., 2003. *Études scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes*. Cahiers techniques de l'ATEN n°72. Réserves Naturelles de France, Montpellier, 96 p.

Frontier S., 1983. Stratégies d'échantillonnage en écologie. Masson, Paris, 494 p.

Jayaraman K., 1999. Manuel de statistique pour la recherche forestière. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture - Coopération Hollandaise - Commisssion Euroépenne, 242 p.

Kehler, D. Conception d'un plan d'échantillonnage et analyse de puissance
http://www.eman-rese.ca/rese/reports/meetings/national2005/kehler.html#part2

Legendre P., 2007. Plans d'échantillonnage et plans d'expérience, cours Bio 2041, Université de Montréal, disponible sur http://www.bio.umontreal.ca/legendre/BIO2041/indexemple :html.

Zorn P., 2004. Plan d'études - Notions élémentaires. Présentation power point, Journées scientifiques du Réseau d'Evaluation et de Surveillance Ecologique (Québec), http://www.eman-rese.ca/rese/ecotools/studydesign/intro.html?lang=fetlanguage=francais

- Méthodologie d'échantillonnage (en anglais)

Krebs C.J., 1999. Ecological methodology. Benjamin/Cumings, Addison-Wesley Longman Educational Publishers, New York, NY, 620 p.

New T.R., 1998. *Invertebrate surveys for conservation*. Oxford University Press, 208 p.

U.S. Environmental Protection Agency : Monitoring design information :
http://www.epa.gov/nheerl/arm/designpages/monitdesign/monitoring_design_info.htm

Sutherland W.J. (Rédacteur en chef), 1996. Ecological census techniques: a handbook. Cambridge University Press, xv + 336 p.

- Généralités écologie

Grand Dictionnaire terminologique, 1992 (http://www.granddictionnaire.com)

Gosselin M. et Laroussinie O. (Rédacteurs en chef), 2004. Biodiversité et Gestion Forestière : connaître pour préserver - synthèse bibliographique. Co-édition GIP Ecofor - Cemagref Editions, Antony, 320 p.

- Suivi Temporel des Rhopalocères de France (STERF), Observatoire des Papillons des Jardins (OPJ)
  - http://www2.mnhn.fr/vigie-nature/spip.php?rubrique4
  - http://www2.mnhn.fr/vigie-nature/spip.php?rubrique3

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref