

La gestion des grands herbivores par les indicateurs de changement écologique



B. Hamann

Pour évaluer les effectifs d'une population d'ongulés, les gestionnaires ont recours à des comptages exhaustifs ou partiels à partir d'échantillons de la population. Pourtant, de nombreuses études mettent en évidence des problèmes majeurs de justesse et de précision liés aux principales méthodes de comptages utilisées. Ces sources d'erreur sont susceptibles de compromettre les objectifs de gestion. Le présent article fait le point sur ces problèmes de méthode et propose comme alternative d'utiliser les indicateurs de changement écologique.

Nicolas Morellet¹

¹ INRA CEFS – Toulouse. Rédacteur pour le Groupe Chevreuil : Cemagref, CNRS UMR 5558, FNC, INRA CEFS, ONCFS, ONF.

Habituellement, les populations de grands herbivores sont contrôlées par la chasse afin d'atteindre des objectifs de gestion préalablement définis. Définir le nombre d'animaux prélevés nécessite une bonne connaissance du statut démographique (population en croissance, en décroissance ou stationnaire) de la population chassée. En France et dans de nombreux autres pays du monde, plusieurs méthodes

de comptages ont été employées pour estimer les effectifs des populations. Les gestionnaires ont recours à des comptages totaux ou partiels en échantillonnant la population, soit à partir de surfaces (quadrats), de lignes (routes), ou de points (points d'observation), en utilisant généralement des comptages aériens dans les zones très ouvertes et des comptages au sol en zones plus fermées. Pourtant, de nombreuses études ont mis en évidence des problèmes majeurs de justesse et de précision lors de l'application de ces méthodes de dénombrement. Ces sources d'erreur, loin d'être négligeables, sont susceptibles de compromettre la gestion des populations et notamment d'empêcher

d'atteindre ses objectifs. Il semble nécessaire aujourd'hui de faire le point sur les problèmes liés à cette gestion basée sur les dénombrements et de proposer une alternative : les indicateurs de changement écologique (Morellet et al., 2007). Ces indicateurs incluent tout paramètre sensible aux changements relatifs d'effectifs, c'est-à-dire aux changements d'effectifs de la population pour une qualité d'habitat donnée. Le Groupe Chevreuil avait retenu antérieurement le terme « bio-indicateur » qui a été abandonné au profit de « indicateurs de changement écologique », car les bio-indicateurs réfèrent plus spécifiquement à des outils d'évaluation de la qualité de l'environnement.

Les limites des estimations d'abondance

Faible précision et faible justesse des dénombrements

Dénombrer les populations de grands herbivores avec justesse et précision (**encadré 1**) est un exercice difficile. En démontrant que la plus forte estimation d'effectif d'une population de chevreuils obtenue ne dépassait pas un tiers de l'effectif réel, une expérience au Danemark nous a offert une illustration parfaite de ces difficultés de comptage. De plus, étant appliquées le plus souvent une seule fois, ces méthodes de dénombrement n'apportent aucune information en termes de précision des estimations. De nombreuses méthodes de comptage ont été proposées (estimations indirectes à partir d'observations de crottes ou de laissées, de vocalisations, de traces ou encore d'ADN ; approches directes comme les comptages nocturnes, les comptages par approche et affûts combinés, les poussées sur secteurs ou les battues), mais toutes présentent les mêmes problèmes de justesse et de précision. Par la suite, nous nous intéresserons essentiellement aux approches directes pour estimer l'effectif d'une population puisque, classiquement, elles sont supposées fournir les meilleures mesures. D'autre part, ces méthodes directes ont fait l'objet d'importants développements au cours du siècle dernier. Basées sur des observations directes d'animaux, elles doivent satisfaire plusieurs hypothèses dont certaines très fortes (comme par exemple une probabilité de détection égale pour tous les individus constituant la population).

Une brève revue des problèmes de comptage des populations de grands herbivores

Pour les espèces vivant dans de grands espaces ouverts comme les savanes africaines ou les grandes plaines d'Amérique du Nord, les comptages aériens sont la règle. Malheureusement, ceux-ci ne sont ni précis ni justes, en raison d'une forte proportion d'animaux non décelés par les observateurs. De nombreuses sources de biais peuvent être prises en compte à l'aide de facteurs de correction ou d'un échantillonnage plus adapté, mais ceci se fait au détriment de

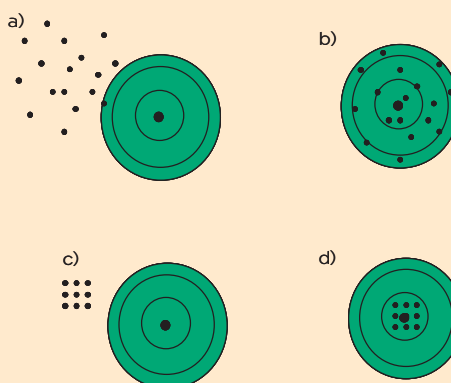


D. Delorme/ONCFS

Avec les grands herbivores, la méthode de capture-marquage-recapture (CMR) est la plus fiable pour estimer l'effectif quand une forte proportion de la population peut être marquée.

Encadré 1 – Justesse et précision

Les notions de justesse et de précision sont deux concepts fondamentaux qu'il convient de distinguer. Dans le cas des dénombrements, il est parfois possible de répéter une opération de comptage permettant d'évaluer la précision des estimations, c'est-à-dire la dispersion des mesures. Par contre, pour évaluer la justesse, il est indispensable de connaître l'effectif réel pour savoir si les estimations sont proches ou non de la réalité. Pour mieux visualiser ces deux notions, nous pouvons représenter les impacts de quatre tireurs à la carabine sur des cibles. Le tireur a) est ni précis (le nuage d'impacts est dispersé) ni juste (impacts éloignés de la cible), le tireur b) est juste mais imprécis, le tireur c) est très précis mais pas juste et enfin le tireur d) est à la fois précis et juste. Concernant les dénombrements, le cas recherché est évidemment le d). Notons qu'il est tout à fait possible d'avoir une estimation très précise mais complètement erronée (cas c).



la précision. Finalement, les variations annuelles de densité des populations de grands herbivores sont typiquement faibles (< 30 % dans la grande majorité

des cas), rendant illusoire la mise en évidence d'une variation d'abondance sur une courte période (impossible en moins de 3 ans, rare en moins de 5 ans).

Dans les petites forêts des zones tempérées offrant une faible visibilité, les comptages au sol des grands herbivores sont couramment utilisés. Cependant, là encore subsistent de nombreux problèmes de précision et de justesse affectant ces dénombrements. Les méthodes de capture-marquage-recapture (CMR), qui regroupent un grand nombre de techniques, sont les plus fiables pour estimer l'effectif quand une forte proportion de la population peut être marquée (les deux tiers pour le chevreuil par exemple). Certaines études ont tenté d'évaluer la performance de ces méthodes, mais les conclusions concernant la précision et la justesse sont variables. En définitive, quand on localise ou que l'on compte des animaux, l'aptitude à les détecter varie considérablement entre observateurs, et certains peuvent même demeurer indétectables. En effet, dans les habitats fermés, la détectabilité est fortement variable entre individus, ce qui pose de sérieux problèmes pour évaluer l'effectif des populations de grands herbivores. Ainsi, estimer des densités avec précision et justesse à partir des comptages au sol apparaît aussi peu probable qu'à partir des comptages aériens.

Coût et utilité de mesurer l'abondance de la population

Le coût d'une méthode, en termes de salaire et d'équipement, est un point crucial dans la mesure où les ressources disponibles sont toujours limitées. De fait, les programmes de gestion utilisent le plus

souvent les approches les moins onéreuses. Si on considère à la fois le coût de ces opérations de comptage, la difficulté à mettre en place ces expertises sur de grandes surfaces et les faiblesses liées au manque de précision et de justesse, le dénombrement des populations de grands herbivores ne peut être une solution pertinente pour leur gestion. De plus, même si nous ignorons les problèmes de précision et de justesse des comptages, la seule abondance de population ne fournit aucune information sur la relation entre la population et son habitat, eu égard aux objectifs de gestion préalablement définis. Par exemple, l'abondance de population ne fournit aucun renseignement sur les processus démographiques. En effet, un changement d'abondance peut résulter d'une modification du taux de mortalité (naturelle ou liée à la chasse), du taux de reproduction ou d'une combinaison de ces deux paramètres démographiques. Considérons une situation concrète avec des comptages en diminution : il peut s'agir, soit d'un problème de survie dû à un prélèvement trop important et dans ce cas il faudra réduire les prélèvements pour relever le niveau d'abondance, soit d'un problème de reproduction en raison par exemple d'une réduction des ressources disponibles et dans ce cas il faudra augmenter le plan de chasse pour rétablir la situation (ou augmenter la capacité d'accueil). Un même constat de diminution de l'effectif peut donc conduire à deux mesures de gestion complètement

opposées, si l'objectif est le maintien du niveau d'abondance de la population.

L'intérêt des gestionnaires pour la densité (et donc les effectifs de populations) réside également dans le fait de recourir au concept de capacité d'accueil, le plus souvent définie comme étant la densité maximale de grands herbivores d'une espèce donnée que le milieu peut supporter. Cette notion de capacité d'accueil est difficile à appréhender, car elle met en jeu une multitude de facteurs (biotiques et abiotiques) interconnectés et variables dans l'espace et dans le temps.

Les indicateurs de changement écologique (ICE)

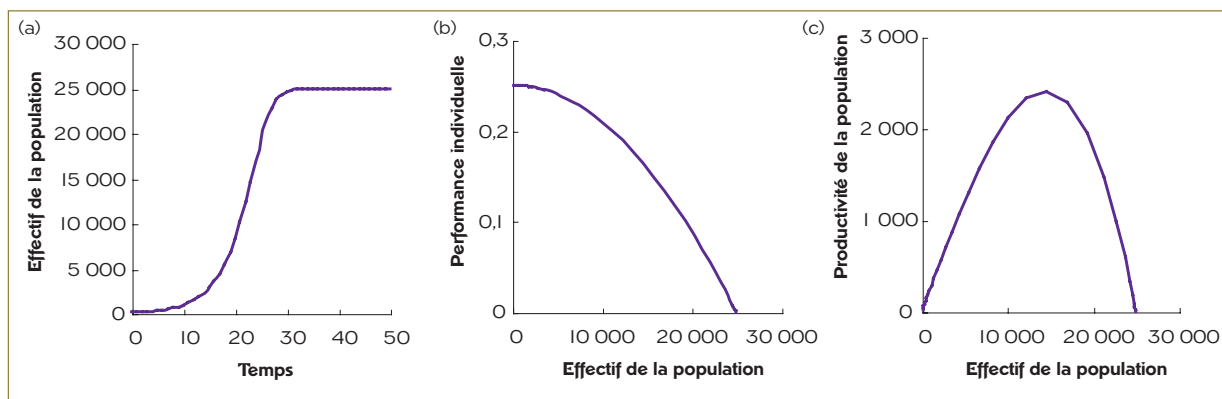
Le principe des ICE

La philosophie sous-jacente aux ICE pour suivre les populations de grands herbivores découle directement du concept de densité-dépendance. La densité-dépendance est définie comme une relation fonctionnelle entre un ou plusieurs paramètres démographiques et des changements d'effectif de population. S'intéresser à la densité-dépendance fournit donc un moyen de mesurer la relation population-environnement. La densité-dépendance est un phénomène couramment observé dans les populations de grands herbivores et l'un des modèles les plus généralement utilisés pour décrire la dynamique des populations de vertébrés est le modèle logistique généralisé (figure 1). A très faible densité, pendant la phase de

Figure 1 – Croissance théorique d'une population suivant un modèle logistique généralisé

(avec un nombre initial d'animaux de 100, un taux de croissance de 25 %, une capacité d'accueil de 25 000)

a) Croissance de la population au cours du temps, b) Variation de la performance individuelle en fonction de l'effectif de la population et c) Accroissement de la population en fonction de l'effectif de la population.





B. Hamann

colonisation, le taux de croissance de la population est proche de son maximum. Par contre, la productivité est très faible en raison du faible effectif. A mesure que celui-ci augmente (**figure 1a**), on assiste à une diminution des performances individuelles (**figure 1b**), entraînant en retour une diminution du taux de croissance de la population alors que sa productivité continue à augmenter (**figure 1c**). A partir d'un certain seuil de population, qui correspond à un niveau d'effectif pour lequel elle ne s'accroît plus, la productivité atteint son maximum. On sait que pour une espèce comme le chevreuil, ce phénomène intervient approximativement à 60 % de la capacité limite du milieu. Au-delà de ce point, qui correspond au niveau permettant le prélèvement de population maximal, la performance individuelle et la production de la population décroissent fortement avec l'augmentation de l'effectif, et ce jusqu'à ce que la population atteigne la saturation et que le taux d'accroissement soit nul (**figure 1**).

Un outil de gestion répondant à la demande

Dans la pratique, une gestion réussie nécessite de définir au préalable des objectifs clairs dont la réalisation et le succès doivent pouvoir être évalués. Ces objectifs de gestion sont rarement exprimés en termes d'effectif de population, mais plutôt en termes de tendance

d'abondance ou de qualité de trophées. Généralement, les gestionnaires souhaitent augmenter les espèces rares ou perçues comme bénéfiques, telles que les espèces menacées ou d'un grand intérêt pour la chasse, et diminuer les populations d'espèces nuisibles. Cependant, l'objectif de gestion sera très souvent un compromis consistant par exemple à maximiser la biodiversité et les recettes issues de la chasse ou du tourisme, et à minimiser les dégâts agricoles et forestiers, les accidents de la route et le risque de transmission de maladies. Clairement, l'arbitrage pour définir le meilleur compromis est un exercice délicat puisqu'il implique différents acteurs qui ne partagent ni les mêmes intérêts ni les mêmes enjeux. Cependant, des solutions existent, comme par exemple l'approche utilisée pour la gestion du chevreuil en France. En effet, pour gérer les populations de grands herbivores, nous proposons de suivre un ensemble d'ICE décrivant l'interaction entre la population et son habitat, afin de fournir une base quantitative permettant la prise de décisions pour atteindre les objectifs préalablement définis. Cette approche, basée sur le suivi des variations annuelles de ces ICE, permet aux décideurs de quantifier les changements au cours du temps du système population de grands herbivores-environnement. L'hypothèse est que,

toute chose étant égale par ailleurs, la tendance temporelle observée dans les ICE reflète la trajectoire démographique de la population. En se basant sur le concept de densité-dépendance, il est donc possible de construire un jeu d'ICE pour le suivi des populations de grands herbivores. Tout paramètre sensible aux changements relatifs d'effectifs (c'est-à-dire aux changements d'effectifs de la population pour une qualité d'habitat donnée) peut être considéré comme un candidat tangible d'ICE.

L'utilisation des ICE pour le suivi des populations de grands herbivores

Pour apprécier finement l'état de la relation entre une population de grands herbivores et son habitat depuis la colonisation jusqu'à la saturation, nous proposons de suivre des indicateurs de l'abondance relative des animaux, de la performance individuelle (reproduction, mortalité et qualité phénotypique), de la qualité de l'habitat et de l'impact de la population sur l'habitat.

L'utilisation de mesures indiciaires pour évaluer l'abondance relative fait l'objet de débats. Il est souvent reproché aux indices de confondre l'effectif de la population et la probabilité de détection des animaux. Quand on utilise des indices, on suppose implicitement que la probabilité de détecter les individus reste constante entre observateurs, types d'habitat et autres facteurs (cf. Cugnasse & Garel, 2003). Il est donc impératif de valider les indices à partir de populations d'effectif connu et de respecter scrupuleusement les protocoles établis. Par exemple, l'Indice kilométrique (**tableau 1**), largement utilisé pour mesurer l'abondance relative des chevreuils en France, a été validé dans des populations de référence pour lesquelles la cinétique était connue.

Un jeu d'indicateurs fondamentaux

Pour illustrer le suivi des populations à partir des ICE, nous explorons différents scénarios possibles de changements temporels d'un jeu d'indicateurs donné (**figure 2**). Le cas le plus simple correspond à des valeurs constantes de tous les indicateurs (**figure 2a**), suggérant une relation entre la population et son habitat stable au cours du temps. Alternativement, on peut considérer une population dont l'effectif augmente au cours du temps dans un habitat dont la qualité reste constante (c'est-à-dire

sans impact des herbivores sur l'habitat – **figure 2b**), ce qui arrive classiquement durant les phases de colonisation. Un troisième scénario décrit une population dont l'effectif reste stable au cours du temps, alors que la qualité de l'habitat et la performance individuelle se dégradent progressivement (**figure 2c**). Ce scénario peut être le reflet d'une réduction de l'abondance des ressources alimentaires suite, par exemple, à la fermeture du milieu forestier ou à des changements de pratiques forestières ou culturales. Enfin, le dernier scénario correspond à un schéma classique pour les populations de grands herbivores, lorsque l'effectif de la population augmente au cours du temps, induisant une réduction de la qualité de l'habitat et par voie de conséquence de la performance individuelle des animaux, comme dans un contexte classique de densité-dépendance (**figure 2d**).

A l'aide de ce système pour suivre et gérer les populations de grands herbivores, la première étape indispensable consiste à définir des objectifs explicites, par exemple en termes de performance individuelle, de productivité de la population ou encore de qualité de l'habitat. Par la suite, les gestionnaires doivent mettre en place un suivi durable du système population-environnement pour évaluer si les objectifs de gestion ont été atteints en utilisant un jeu d'ICE décrivant *chaque composante majeure du système*, à savoir la performance individuelle, la productivité de la population et la qualité de l'habitat (ou l'impact des herbivores). D'autres ICE peuvent être suivis mais le trio précédent est fondamental. En

mesurant ces ICE annuellement à partir de protocoles standardisés, leurs variations temporelles peuvent être évaluées et comparées aux variations attendues pour atteindre les objectifs de gestion. Pour une année donnée, chaque ICE est mesuré plusieurs fois afin d'estimer les intervalles de confiance et ainsi évaluer d'un point de vue statistique la pertinence des changements annuels observés. Il est important de noter que dans ce contexte spécifique des ICE, seules les comparaisons dans le temps ont un sens. Il est donc totalement inapproprié de comparer les valeurs absolues de ces ICE entre sites d'étude puisqu'ils ne sont pas équivalents entre différents habitats. La dernière étape consiste à fixer de nouvelles attributions au plan de chasse susceptibles de provoquer un ajustement du système population-environnement afin d'atteindre les objectifs de gestion préalablement définis. Il est évident qu'au cours des premières années de suivi par ICE, l'approche consiste plus ou moins en un processus d'essai/erreur. Toutefois, à mesure que l'information s'accumule au cours du temps, l'évaluation des variations s'améliore, de sorte que les gestionnaires peuvent ajuster plus précisément l'état du système population-environnement avec les objectifs de gestion souhaités.

Le suivi et la gestion du chevreuil comme une étude de cas

Au plan national

Le suivi des populations de grands herbivores par les ICE a été développé en

premier lieu pour le chevreuil en France. Dans un contexte de populations de chevreuils en pleine expansion et de problèmes liés à cette augmentation d'effectifs, les gestionnaires ont des objectifs de gestion clairs en termes de niveau de population optimal tenant compte des coûts et des bénéfices à l'échelle des unités de gestion. Les décisions de gestion sont prises au niveau des comités de plan de chasse départementaux, réunissant des représentants des différents acteurs concernés par la faune sauvage (représentants légaux, forestiers, chasseurs, agriculteurs, écologistes...). En premier lieu, cette commission statue sur l'objectif de chaque unité de gestion, c'est-à-dire décide par exemple d'une réduction de la population de chevreuils et des attributions au plan de chasse par unité. Les ICE apportent une mesure objective permettant d'ouvrir le débat entre tous les acteurs concernés, afin de définir des objectifs de gestion satisfaisant l'ensemble des partenaires et de déterminer un niveau de prélèvement de chevreuils consensuel dans chaque unité de gestion. Habituellement, le niveau de prélèvement est fixé sur la base d'une expertise et les ajustements (augmentation ou diminution des prélèvements) sont effectués grâce à l'expérience acquise dans ces commission de plan de chasse.

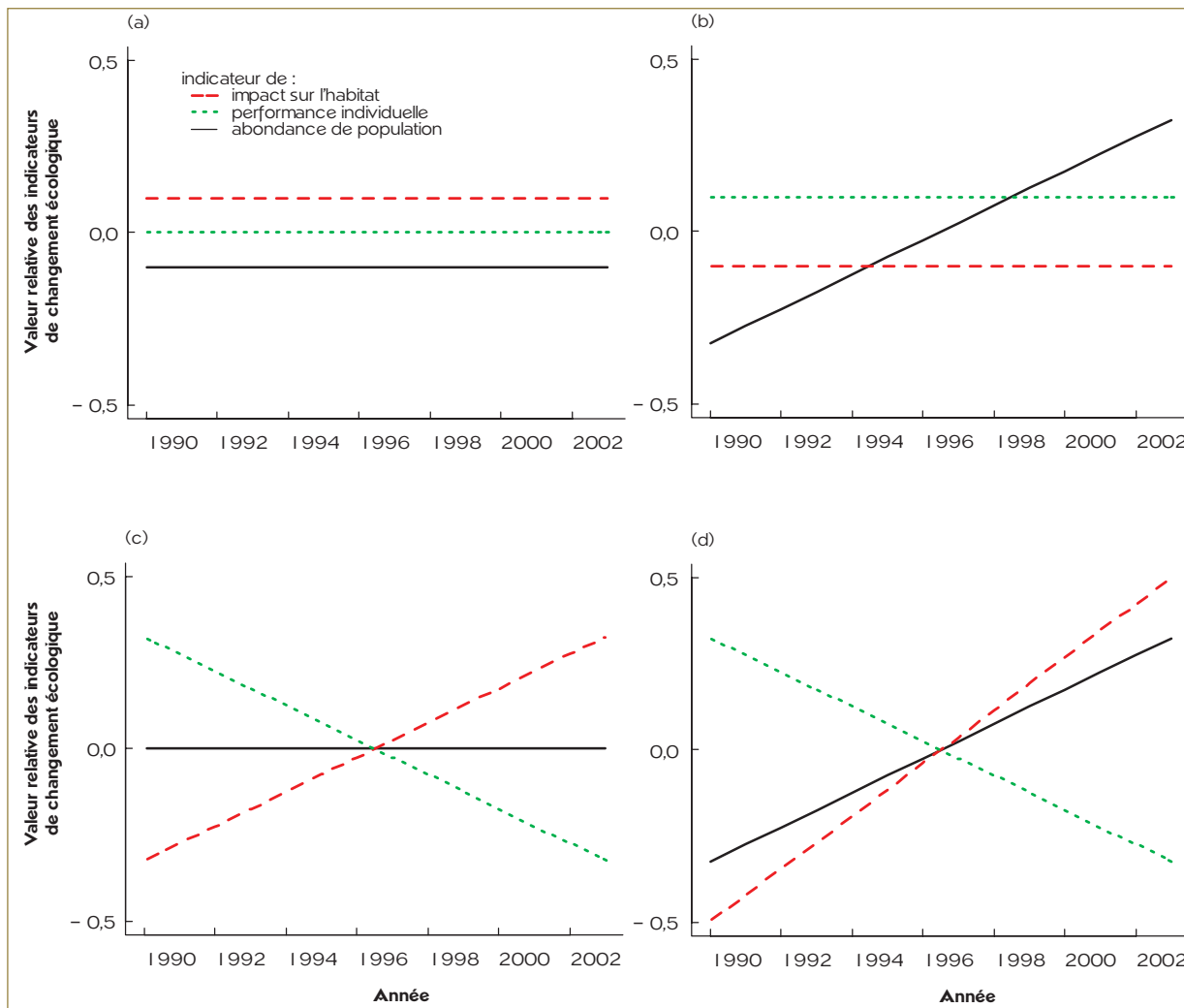
Pour le chevreuil, des ICE décrivant la performance individuelle, l'abondance de population, la qualité de l'habitat et l'interaction entre la population et son habitat ont été développés et validés par le Groupe Chevreuil français (**tableau 1**). Nous ne présentons que les ICE qui ont

Tableau 1 – Indicateurs de changement écologique développés et validés par le Groupe Chevreuil français

Indicateur de la variation de :	Nom de l'indicateur	Description	Validation
l'abondance de population	Indice kilométrique	Nombre de chevreuils vus par kilomètre, lors de parcours pédestres hivernaux (transects standardisés) réalisés au crépuscule et à l'aube.	Vincent <i>et al.</i> (1991)
	Taille de groupe	Nombre de chevreuils par groupe en période hivernale.	Vincent <i>et al.</i> (1995)
la qualité et la performance des individus de la population	Succès reproducteur des femelles	Nombre de faons par femelle pendant l'hiver. Nombre de faons par femelle reproductrice (<i>i.e.</i> femelles avec faon) pendant l'été.	Vincent <i>et al.</i> (1995) Boutin <i>et al.</i> (1987)
	Masse corporelle des faons	Masse corporelle totale (animal plein ou vidé) des faons pendant l'hiver (période de chasse).	Maillard <i>et al.</i> (1989), Gaillard <i>et al.</i> (1996)
	Longueur de mâchoire Longueur de patte arrière des faons	Longueur totale de la mâchoire des faons (période de chasse). Longueur de la patte arrière (du talon à l'extrémité des sabots) des faons pendant l'hiver (période de chasse).	Hewison <i>et al.</i> (1996) Toigo <i>et al.</i> (2006)
l'impact sur l'habitat	Indice de consommation	Pression de consommation des cervidés sur la flore lignifiée, juste avant le débourrement de la végétation sur un réseau de placettes d'1 m ² .	Morellet <i>et al.</i> (2001)

Figure 2 – Variations temporelles théoriques d'un jeu d'indicateurs de changement écologique décrivant le système population-environnement à partir de l'abondance de la population, la performance individuelle et l'impact sur l'habitat

Représentation de 4 scénarios (parmi une infinité) temporels marqués, avec une relation supposée linéaire au cours du temps et une échelle de variation des indicateurs centrée sur zéro : a) stabilité du système population-environnement, b) population en colonisation, c) diminution des ressources de l'habitat et d) densité-dépendance.



été testés et validés à partir de populations de chevreuils de référence ayant fait l'objet d'un suivi intensif, comme celles des forêts de Dourdan (91), de la Réserve de Chizé (79) et du Territoire d'études et d'expérimentations de Trois-Fontaines (51). En France, une enquête réalisée en 1996 révélait que la gestion du chevreuil concernait 8,4 millions d'hectares (56 % de son aire de répartition géographique) et utilisait un suivi par ICE, notamment l'indice kilométrique et la masse corporelle, pour une large proportion de cette surface (65 %). Une autre enquête réalisée en 2005 est venue confirmer l'importance de l'indice kilo-

métrique et de la masse corporelle pour le suivi de cette espèce (tableau 2).

L'exemple du chevreuil en forêt de Dourdan

Entre 1986 et 1989, l'objectif de gestion dans cette forêt de 830 ha était d'accroître la population, dans un but de recherche visant à documenter la réponse densité-dépendante d'une population de chevreuils. Durant cette période, la chasse a été suspendue et la densité de chevreuils a atteint 25 individus/km². De 1989 à 1995, l'objectif a été de réduire la population pour favoriser la production forestière. La chasse fut alors rétablie avec un niveau de prélèvement

élevé jusqu'en 1992, puis intermédiaire de 1993 à 1994. Dès lors, l'objectif de gestion était à la fois de maintenir un niveau de population de chevreuils permettant de promouvoir une chasse commerciale et d'assurer une bonne production forestière. Dans ce contexte, aucun prélèvement n'a été réalisé en 1995, puis la chasse a été rétablie progressivement jusqu'en 2002 (figure 3).

Plusieurs ICE ont été mesurés à partir de 1992 (figure 4) : l'indice kilométrique, la longueur de la patte arrière, la masse corporelle et l'indice de consommation, afin de décrire chaque composante majeure du système population-environnement. Les variations temporelles de

l'indice kilométrique indiquent une certaine stabilité voire une légère diminution de 1992 à 1995, puis une augmentation de 1995 à 1997, et enfin une stabilité du niveau d'abondance des chevreuils jusqu'en 2002 (figure 4a). Le même scénario se profile pour l'indice de consommation (figure 4b), tandis qu'il paraît inversé dans une certaine mesure pour la longueur de la patte arrière (figure 4c) et la masse corporelle (figure 4d) des faons. Toutefois, les données sont plus éparpillées pour les performances individuelles des animaux en raison de l'absence ou d'un niveau très faible de prélèvements de 1994 à 1997. Les variations temporelles de ce jeu d'ICE indiquent une augmentation rapide de l'abondance des chevreuils de 1995 à 1997-1998, suivie d'une augmentation de l'impact des chevreuils sur l'habitat forestier et d'une diminution concomitante de la performance individuelle, liée à la diminution de la performance des cohortes successives par densité-dépendance. Ainsi, l'objectif de restaurer une population de chevreuils permettant de promouvoir une chasse commerciale a été atteint. Cette situation semble durable puisque à partir de 1997-1998, les ICE indiquent une certaine stabilité du système population-environnement.

La qualité de l'information fournie par ces ICE dépend clairement de la taille de l'échantillon. Pour s'assurer du rôle informatif des ICE de performance individuelle au cours de la période de suivi, il est souhaitable de diriger les analyses, et donc les prélèvements par la chasse, sur les faons. Toutefois, dans le contexte actuel d'abondance des populations de grands herbivores, le problème des petits échantillons est peu à craindre. Concernant l'exemple de la forêt de Dourdan, les ICE ont permis de suivre et d'ajuster les variations du système population de chevreuils-environnement au cours du temps pour atteindre les objectifs de gestion.

Transposition des ICE à de grandes surfaces de gestion

Les ICE précédemment évoqués ont été élaborés pour suivre les tendances d'évolution des populations de chevreuils à une échelle locale, puisqu'ils ont été validés au sein de massifs forestiers d'une surface de 8,5 à 50 km². Cependant, la gestion de cette espèce et des autres

Tableau 2 – Proportion de départements français utilisant différentes méthodes de suivi des populations de chevreuils (sur la base d'une enquête réalisée en 2005)

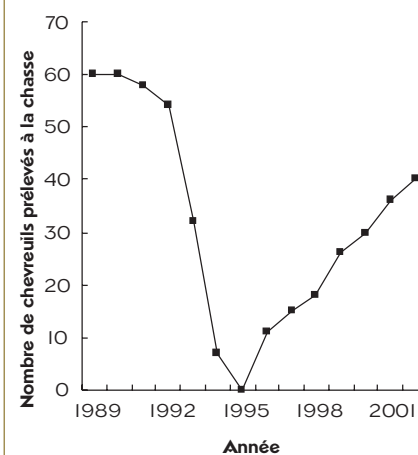
Ces résultats reposent sur les réponses de 73 départements, sur un total de 83, impliqués dans la gestion du chevreuil.

Méthodes	Proportion
<i>Indicateurs de changement écologique :</i>	
Indice kilométrique	46,6 %
Masse corporelle	32,9 %
Impact sur l'habitat	13,7 %
Succès reproducteur des femelles	6,8 %
Longueur de mâchoire des faons	5,5 %
Longueur de patte arrière des faons	5,5 %
Taille de groupe	2,7 %
<i>Autres méthodes :</i>	
Comptage aux phares	42,5 %
Carnet de battue	32,9 %
Dénombrement	26,0 %
Collisions avec les véhicules	21,9 %
Enquêtes	16,4 %
Comptage en voiture	11,0 %

grands herbivores s'opère généralement à bien plus grande échelle que ces massifs forestiers. Parmi les ICE validés pour le chevreuil, certains sont plus facilement transposables sur de grandes surfaces que d'autres. Les mesures morphologiques telles que la masse corporelle, la longueur de la mâchoire ou la longueur de la patte arrière des faons peuvent, par exemple, être mesurées sur tous les animaux prélevés à la chasse, ce qui est fait de manière routinière sur les terres de la *Forestry Commission* en Angleterre (longueur de la mâchoire des chevreuils) et dans les municipalités norvégiennes (masse corporelle et taux d'ovulation des cerfs ; masse corporelle de l'élan). A cette échelle, et bien qu'il soit plus aisé de suivre les ICE de performance individuelle que le niveau d'abondance des populations ou l'impact des animaux sur l'habitat, il est possible d'utiliser des indices d'abondance comme cela est réalisé en France pour les oiseaux.

Pour élaborer des décisions de gestion sur de grandes surfaces, le suivi par ICE devra passer nécessairement par des aménagements puisqu'il ne semble pas envisageable, eu égard au coût, de suivre un jeu d'ICE sur l'ensemble de la surface

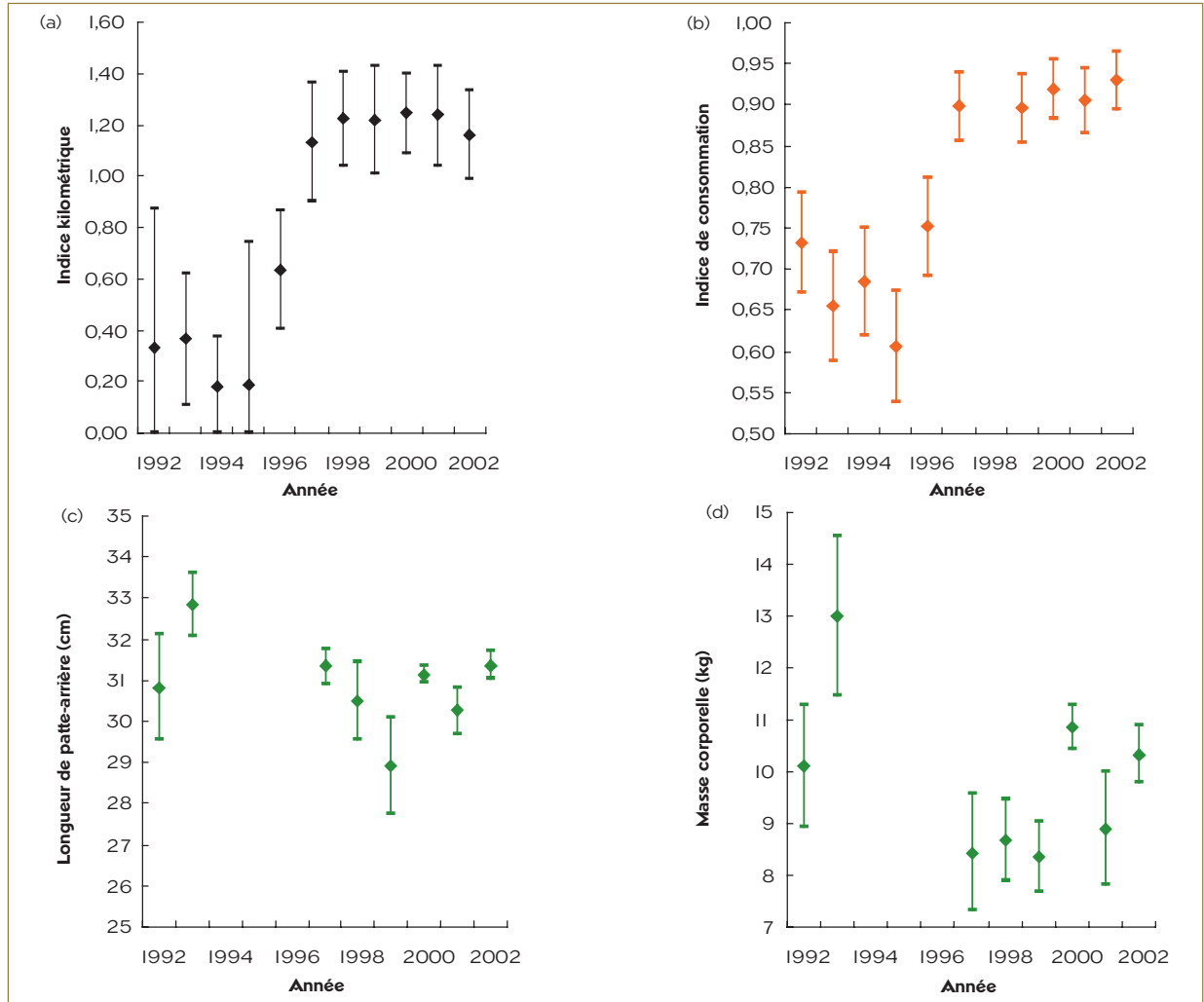
Figure 3 – Nombre de chevreuils prélevés en forêt domaniale de Dourdan (830 ha) de 1989 à 2002



concernée avec la même intensité que celle préconisée pour les petites surfaces. Parmi les aménagements envisageables, une stratégie d'échantillonnage adaptée pourrait permettre de réduire l'effort de terrain, par exemple en stratifiant les unités de gestion en blocs relativement homogènes et en sous-échantillonnant certains blocs pour fournir une image

Figure 4 – Jeu d'indicateurs de changement écologique pour le suivi de la population de chevreuils de Dourdan de 1992 à 2002

Avec : a) l'indice kilométrique, b) l'indice de consommation, c) la longueur de patte arrière des faons et d) la masse corporelle des faons (éviscérés). Les bornes indiquent les intervalles de confiance à 95 % pour a, c et d et les intervalles de plus haute densité pour b (Morellet *et al.*, 2001). L'absence de données entre 1994 et 1997 pour la longueur de patte arrière et la masse corporelle des faons résulte d'une absence ou d'un niveau très faible de prélèvement.



représentative de la surface totale. En combinant l'information sur l'ensemble de la région, il devrait être possible de suivre efficacement le système population-environnement à l'échelle du paysage, bien que la pertinence de ces indicateurs à de telles échelles reste à valider. Cette question fait actuellement l'objet d'un programme de recherches spécifique mené par l'ONCFS, en étroite collaboration avec le Groupe Chevreuil français.

Dans la mesure où la gestion des grands herbivores concerne de grandes surfaces, de nombreux observateurs sont généralement requis. Il est donc indispensable que les protocoles des ICE soient suffisamment simples pour limiter le plus possible les différences de mesures

entre observateurs. D'autre part, il existe de nombreuses sources de variations, par exemple les conditions environnementales, susceptibles de perturber les mesures réalisées. Il est donc primordial d'appliquer rigoureusement des protocoles préalablement validés. Il est également essentiel que les observateurs soient formés et entraînés avant la mise en place de ces protocoles.

Conclusion

Il semble aujourd'hui établi, au vu des problèmes liés au dénombrement des populations de grands herbivores (coût des opérations de comptage, difficulté

de mise en place des expertises sur de grandes surfaces, manque de précision et de justesse, manque d'interprétabilité des variations d'effectifs...), que cette approche ne peut pas être une solution pertinente pour leur gestion. Dans ce contexte, les ICE reposant sur des bases scientifiques solides apportent une solution pertinente pour la gestion des grands herbivores. D'ailleurs, une certaine convergence d'opinion au sein de la communauté scientifique internationale semble actuellement s'opérer pour la gestion des grands herbivores par les ICE. Aujourd'hui, le chevreuil est la seule espèce dont le suivi et la gestion des populations sont réalisés à l'aide d'un jeu d'ICE permettant le suivi



B. Hamann

C'est d'abord pour le chevreuil que le suivi des populations de grands herbivores par les ICE a été développé en France. Maintenant opérationnel pour cette espèce, il devrait s'étendre dans un avenir proche à d'autres ongulés comme le chamois et le cerf.

des variations d'abondance au cours du temps, de la performance des animaux et de la qualité de l'habitat. En effet, le suivi de ces trois composantes majeures du système population-environnement permet de comprendre la trajectoire de la population dans son habitat, afin de gérer efficacement et durablement ses effectifs. Nous pensons que le développement d'outils similaires pour d'autres grands herbivores devrait permettre d'améliorer leur gestion. A cet égard, une certaine dynamique s'est d'ores et déjà mise en place pour favoriser le développement de ces outils dans le cadre du suivi d'autres espèces (chamois, cerf – encadré 2) au travers d'un nouveau groupe de travail, le groupe ICE.

Bibliographie

– Bonenfant, C., Gaillard, J., Klein, F. & Loison, A. 2002. Sex- and age-dependent effects of population density on life history traits of

red deer *Cervus elaphus* in a temperate forest. *Ecography* n° 25 : 446-458.

– Boutin, J.-M., Gaillard, J.-M., Delorme, D. & Van Laere, G. 1987. Suivi de l'évolution de la fécondité chez le chevreuil (*Capreolus capreolus*) par l'observation des groupes familiaux. *Gibier Faune Sauvage* 4 : 255-265.

– Cugnasse, J. & Garel, M. 2003. Suivi de l'abondance des populations d'Ongulés sauvages en montagne : l'exemple du Mouflon méditerranéen. *Faune Sauvage* n° 260 : 42-49.

– Gaillard, J.-M., Delorme, D., Boutin, J.-M., Van Laere, G. & Boisaubert, B. 1996. Body mass of roe deer fawns during winter in 2 contrasting populations. *Journ. Wildl. Manag.* n° 60 : 29-36.

– Hewison, A.J.M., Vincent, J.-P., Bideau, E., Angibault, J.-M. & Putman, R.J. 1996. Variation in cohort mandible size as an index of roe deer (*Capreolus capreolus*) densities and population trends. *Journ. Zool.* n° 239 : 573-581.

– Maillard, D., Boisaubert, B. & Gaillard, J.-M. 1989. La masse corporelle : un bioindicateur possible pour le suivi des populations de chevreuils. *Gibier Faune Sauvage* n° 6 : 57-68.

– Morellet, N., Champely, S., Gaillard, J.-M., Ballon, P. & Boscardin, Y. 2001. The browsing index : new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildl. Soc. Bull.* n° 29 : 1243-1252.

– Morellet, N., Gaillard, J.-M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F. & Maillard, D. 2007. Indicators of ecological change : new tools for managing populations of large herbivores. *Journ. Appl. Ecol.* n° 44 : 634-643.

– ONCFS. 1982. Méthodes de recensement des populations de cerfs élaphe. *Suppl. Bull. Mens. ONCFS* n° 62, *Note tech.* n° 9.

– Toïgo, C., Gaillard, J.-M., Van Laere, G., Hewison, A.J.M. & Morellet, N. 2006. How does environmental variation influence body mass, body size and

Encadré 2 – Application des ICE au cerf élaphe dans le massif de Parroy

Dans la pratique, les données disponibles sont souvent incomplètes et de qualité variable. L'utilisation des ICE sur le cerf dans le massif de Parroy, où l'on ne dispose pas d'un ICE de chaque composante du système population-environnement, montre que l'utilisation des ICE permet une bonne compréhension du fonctionnement de la population.

Le massif de Parroy, situé en Meurthe-et-Moselle (6 000 ha), abrite une population de cerfs qui a causé d'importants dégâts à la fin des années 1990. Les plans de chasse ont été fortement augmentés de 1995 à 1999 (multipliés par 4 par rapport à 1992-1994), afin de revenir à des niveaux de dommages plus supportables. A partir de 1999, les attributions ont été à nouveau diminuées. L'ajustement des plans de chasse de 1995 à 1999 peut être assimilé à une variation quasi-expérimentale de la densité de cerfs, mise à profit ici pour illustrer la généralité des ICE. Deux indices ont été employés : l'indice de comptage nocturne (ONCFS, 1982) et la masse corporelle des faons (Bonenfant *et al.*, 2002).

Les « comptages nocturnes » fournissent un indice d'abondance qui s'interprète à travers ses variations relatives d'une année sur l'autre. Quatre circuits ont été réalisés trois ou quatre fois par an de 1992 à 2007. La **figure 1** montre que l'indice a augmenté de près de 90 % entre les années 1992-1993 et 1994-1995, suggérant une augmentation substantielle de l'abondance des cerfs. Ensuite, l'indice est resté stable durant quatre années consécutives, avec une valeur moyenne de l'ordre de 80 individus en moyenne sur l'ensemble des circuits. Notons que c'est durant cette période qu'ont été rapportés les plus forts dégâts attribués au cerf. La **figure 1** met également en évidence la capacité de cet indice à réagir aux variations d'abondance des cerfs, comme en atteste sa diminution continue de 1997 à 2001 en réaction à l'augmentation des plans de chasse de 1995 à 1999. Enfin, la courbe de tendance (**figure 1** toujours) montre que l'effectif dénombré diminue au cours du temps de manière significative. On voit ainsi comment les gestionnaires du massif de Parroy ont été capables de contrôler cette population.

Les données disponibles pour l'ICE « masse corporelle des faons » vont de 1998 à 2006, ce qui exclue la période d'abondance maximale allant de 1994 à 1997. L'analyse montre qu'il existe une relation significative entre le poids des faons (après corrections par la date de tir) et l'indice « comptages nocturnes » (**figure 2**). On remarquera d'ailleurs que les deux indicateurs sont cohérents d'un point de vue biologique. L'augmentation des comptages, résultant normalement d'une augmentation de la densité de cerfs (dans des proportions que l'on ignore), engendre une diminution de la quantité de nourriture disponible par individu qui se traduit par une diminution de la masse corporelle moyenne des faons (**figure 2**). Les masses corporelles moyennes varient de 49 kg lorsque les comptages nocturnes valent 18 individus en moyenne, à moins de 45 kg (- 8 %) pour des comptages supérieurs à 50 individus en moyenne (**figure 2**). Le fait que la masse corporelle des faons réagisse sensiblement aux variations d'abondance suggère que la population est entrée dans la première phase de densité-dépendance, puisque ce paramètre est le premier à réagir à l'augmentation de densité (Bonenfant *et al.* 2002).

Le fait que les prélèvements aient permis de faire varier les comptages nocturnes et la masse corporelle des faons est le signe que les plans de chasse sont suffisamment importants (en proportion de l'effectif total inconnu) pour contrôler la population de cerfs du massif de Parroy. En pratique, c'est la situation vers laquelle il faut tendre et se maintenir sur la base d'une planification triennale des plans de chasse. L'exemple du massif de Parroy est très encourageant quant aux possibilités offertes par les ICE pour la gestion du cerf, ICE qui sont actuellement en cours de validation sur le site de référence de La Petite Pierre (Vosges du Nord).

C. Bonenfant, CNRS

Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive
Université Claude Bernard – Lyon 1



B. Hamann

Figure 1 – Variations temporelles des comptages nocturnes de cerfs sur le massif de Parroy

Quatre circuits sont réalisés avec trois à quatre répétitions par an (cercles gris). La ligne continue représente la tendance à long terme (intervalle de confiance à 95 % en pointillés) des comptages nocturnes moyens (points noirs) au cours du temps.

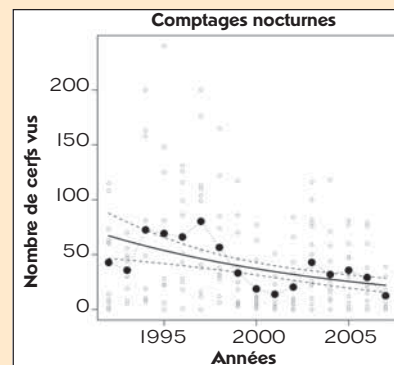
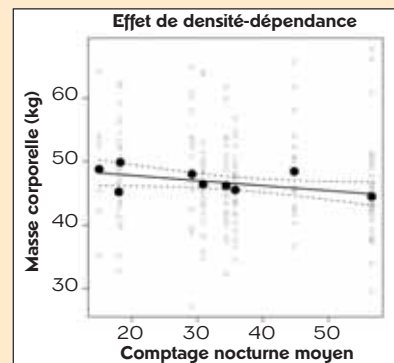


Figure 2 – Relation entre les moyennes annuelles des comptages nocturnes et la masse corporelle moyenne annuelle (points noirs) des faons de cerfs sur le massif de Parroy

La relation est négative (ligne continue, intervalle de confiance à 95 % en pointillés), traduisant un phénomène de densité-dépendance..



body condition? Roe deer as a case study. *Ecography* n° 29 : 301-308.

– Vincent, J.-P., Bideau, E., Hewison, A.J.M. & Angibault, J.-M. 1995. The influence of increasing density on body weight, kid

production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journ. Zool.* n° 236 : 371-382.

– Vincent, J.-P., Gaillard, J.-M. & Bideau, E. 1991. Kilometric index as biological

indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriol.* n° 36(3-4) : 315-328. ■