



HAL
open science

Impact des routes forestières sur la biodiversité floristique en forêt. Synthèse du Projet n°25 Convention cadre Irstea - MEDDTL - DEB (2009-2011)

Laurent Bergès, C. Avon, Richard Chevalier, Yann Dumas

► To cite this version:

Laurent Bergès, C. Avon, Richard Chevalier, Yann Dumas. Impact des routes forestières sur la biodiversité floristique en forêt. Synthèse du Projet n°25 Convention cadre Irstea - MEDDTL - DEB (2009-2011). [Rapport de recherche] irstea. 2012, pp.16. hal-02597893

HAL Id: hal-02597893

<https://hal.inrae.fr/hal-02597893v1>

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.



Pour mieux
affirmer
ses missions,
le Cemagref
devient Irstea



Impact des routes forestières sur la biodiversité floristique en forêt

Projet n°25 Convention cadre Irstea MEDDTL-DEB (2009-2011)

Laurent BERGÈS^{1,2}, Catherine AVON², Richard CHEVALIER¹, Yann DUMAS¹

¹ Irstea, UR EFNO, Domaine des Barres, 45 290 Nogent-sur-Vernisson

² Irstea, UR EMAX, 3275 Route de Cézanne CS 40061, 13182 Aix-en-Provence

Résumé

Trois études menées depuis 2007 dans deux forêts domaniales (Montargis et Orléans) ont mis en évidence les rôles multiples, difficilement dissociables, joués par les routes forestières sur la biodiversité floristique : elles hébergent une flore de milieu ouvert, sont favorables à une grande partie de la flore forestière mais défavorables à certaines forestières. Elles hébergent à la fois des espèces patrimoniales et des néophytes, dont certaines potentiellement invasives. Nous insistons particulièrement sur deux points préoccupants : (a) l'accentuation des effets de la route par la gestion forestière au moment de la régénération des peuplements (b) l'importance du type de matériau employé pour stabiliser la route.

La phase la plus critique d'introduction d'espèces en forêt est la phase de régénération du peuplement : les cloisonnements d'exploitation créés à cette occasion et la circulation des engins accentuent la portée de l'effet route en facilitant l'introduction d'espèces non forestières au cœur des parcelles et en repoussant les forestières et les bryophytes loin de la route. Par ailleurs, l'apport de matériaux calcaires pour stabiliser les routes dans un contexte de sols acides augmente le pH du sol et crée durablement un nouvel habitat au détriment de ceux préexistants. Les espèces acidiphiles de tonsures sont pour partie chassées des bords de routes et les forestières acidiphiles sont repoussées vers l'intérieur du peuplement.

Dans un contexte d'accroissement des prélèvements de bois, nous conseillons de réduire la densité des routes forestières et des cloisonnements à des niveaux à la fois propices au maintien de la biodiversité végétale et de la qualité des sols et compatibles avec l'exploitation forestière, et recommandons vivement d'employer des matériaux de stabilisation les plus neutres possibles vis-à-vis du pH des sols environnants.

Mots-clés : biodiversité, conservation, flore vasculaire, bryophyte, route forestière, portée d'effet route, cloisonnement, acidité du sol, perturbations, traits de vie, espèces protégées, espèces néophytes, Loiret, Orléanais.

1 Contexte et objectifs

Les routes peuvent avoir des impacts multiples sur les animaux, les plantes et le fonctionnement des écosystèmes, et sont désormais reconnues comme des éléments importants du paysage (Spellerberg, 1998 ; Forman et Alexander, 1998 ; Trombulak et Frissell, 2000 ; Forman *et al.*, 2003 ; Coffin, 2007 ; Benítez-López *et al.*, 2010). Les routes modifient les structures spatiales de la forêt en la découpant en morceaux (Reed *et al.*, 1996; Tinker *et al.*, 1998), créant ainsi des barrières pour certaines espèces. De plus, ce réseau constitue un ensemble de milieux ouverts particuliers (talus, fossés, accotements) maintenus dans une phase de début de succession. Les routes peuvent constituer des corridors ou des conduits de dispersion préférentiels pour certaines plantes, notamment les exotiques et les invasives (Parendes et Jones, 2000 ; Watkins *et al.*, 2003 ; Flory et Clay, 2006, 2009 ; Sera, 2010). Mais dans le même temps, elles peuvent aussi aider à la dispersion de plantes forestières. L'influence des routes peut varier selon leur largeur, leur fréquentation, leur orientation ou le type de matériau utilisé (Forman *et al.*, 2003).

Plusieurs synthèses sur les impacts écologiques des infrastructures de transport ont été publiées, mais peu portent sur les espèces végétales (Spellerberg, 1998 ; Coffin, 2007 ; Fahrig et Rytwinski, 2009). Une méta-analyse récente (Benítez-López *et al.*, 2010) conclut à un effet globalement très négatif de la proximité de la route sur les oiseaux et les mammifères. Cette méta-analyse évalue que la portée de l'effet de la route, c'est-à-dire la distance jusqu'à laquelle on observe des différences significatives à l'intérieur de la parcelle, peut aller jusqu'à plus de 1 km pour les oiseaux et 5 km pour les mammifères, avec une portée moindre en forêt que dans les milieux ouverts, sans doute à cause d'une visibilité réduite de l'ouvrage pour les animaux en forêt. Benítez-López *et al.* (2010) soulignent aussi le besoin de synthèse globale pour la flore.

En France, deux synthèses traitant des impacts des infrastructures linéaires de transport (ILT) sur la biodiversité ont aussi été rédigées : une note d'information du Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes – SETRA (Saussol et Pineau, 2007) et le Guide 3 rédigé par le Comité Opérationnel Trame Verte et Bleue (prise en compte de la TVB dans les ILT, Vanpeene *et al.*, 2009). Mais peu d'études se sont intéressées jusqu'ici à l'impact des routes forestières sur la flore.

Pourtant, au cours des dernières décennies, une augmentation de la densité de routes forestières a été observée dans les forêts gérées en France, où les routes servent depuis longtemps pour la récolte du bois et les travaux sylvicoles. Selon les chiffres de l'IFN, la superficie de forêt située à plus de 500 m d'un chemin d'exploitation est passée de 27 à 22% entre 1985 et 1998. De même, le bilan patrimonial de l'ONF indique que la longueur des routes en forêt domaniale métropolitaine a augmenté de 4,3% entre 1999 et 2005 (30160 km de voirie), soit un rythme moyen d'augmentation annuelle de 0,6% (Bouillie, 2006). En parallèle, le recours à la mécanisation est devenu de plus en plus courant pour l'exploitation des bois en forêt depuis une cinquantaine d'années (Pischedda, 2010). Or, les engins forestiers sont un vecteur de transport des graines le long des routes et depuis la route vers la parcelle forestière (Zwaenepoel *et al.*, 2007 ; Ebrecht et Schmidt, 2008), notamment dans le cas des invasives (Von der Lippe et Kowarik, 2007 ; Veldman et Putz, 2010).

De plus, la longueur totale de routes en terrain naturel en forêt domaniale métropolitaine a diminué entre 1999 et 2006 (-2,8%) au profit des routes empierrées et revêtues, et le mode d'entretien des routes a changé avec l'usage courant de matériaux de stabilisation venant de l'extérieur de la forêt (granulats de carrières, alluvions, gravats). Ces phénomènes vont se poursuivre puisqu'il est prévu dans le cadre du Grenelle de l'Environnement et des mesures en faveur du "produire plus" de bois (objectif de +20 millions de m³ d'ici 2020) une amélioration du réseau actuel de desserte forestière et leur densification dans les zones jugées sous-équipées.

L'objectif général de nos travaux est de mieux connaître les différents rôles écologiques joués par les routes forestières sur la biodiversité de la flore dans un contexte de forêts gérées de plaine. Dans le cadre d'une thèse (Avon, 2010) financée par le Cemagref et la Région Centre (2006-2010) et d'un projet de recherche financé par la Convention cadre 2009-2011 MEDDTL-Irstea (Avon *et al.*, 2011 ; Chevalier et Bergès, 2011), nous avons cherché à répondre aux cinq questions suivantes :

- quelles sont les contributions - positives et négatives - des bords de routes forestières à la biodiversité floristique du massif forestier ?
- le type de matériau utilisé pour stabiliser la route forestière a-t-il un effet sur la biodiversité du bord de route et du peuplement adjacent ?
- jusqu'où l'effet de la route pénètre-t-il à l'intérieur de la parcelle forestière ?
- l'effet de la route dépend-il de l'âge du peuplement adjacent ?
- la présence de cloisonnements dans la parcelle influence-t-elle la réponse de la flore à la distance à la route ?

En se basant sur les résultats connus surtout pour les espèces exotiques, nos hypothèses de départ sont les suivantes :

- les routes hébergent une flore riche et diversifiée composée d'un mélange d'espèces forestières et non forestières ;
- les changements de composition floristique induits par la route (sur la route et dans le peuplement adjacent) sont plus forts lorsque la route est stabilisée par apport de matériaux alcalins que lorsque la route est en terrain naturel (Mullerova *et al.*, 2011) ;
- une forte densité de routes et une part élevée de milieux ouverts (coupes) en forêt favorisent la pénétration d'espèces non forestières au sein des massifs forestiers, notamment par le biais des engins forestiers ;
- l'effet de la route entraîne un recul des espèces forestières vers l'intérieur de la parcelle ;
- la portée de l'effet route dépend du type de peuplement adjacent à la route, avec une portée plus forte dans les parcelles en régénération et dans les peuplements jeunes ;
- les effets de la route sont accentués par la présence de cloisonnements dans la parcelle ;
- les risques de banalisation des communautés végétales sont à modérer par le fait que les nouvelles espèces rencontrent des barrières écologiques en forêt en raison de la très forte concurrence des arbres dès que le couvert arboré se referme (Honnay *et al.*, 2002).

2 Méthodes

Pour répondre à ces questions, nous avons installé 3 dispositifs complémentaires entre 2007 et 2011 en forêt de Montargis et en forêt d'Orléans (Massif d'Ingrannes et de Lorris) dans le Loiret (45) (Figure 1 et Tableau 1).

Dans les trois études, la réponse de la biodiversité floristique à l'effet de la route a été analysée selon trois approches complémentaires : à l'échelle de la communauté (richesse locale et globale, composition floristique), à l'échelle de l'espèce et selon les traits de vie des espèces (forme biologique, préférences écologiques, mode de dispersion, ...).

Figure 1. Exemples de routes forestières échantillonnées : (a) route en terrain naturel en forêt domaniale de Montargis (photo R. Chevalier) et (b) route stabilisée avec des matériaux calcaires en forêt domaniale d'Orléans (photo Y. Dumas).

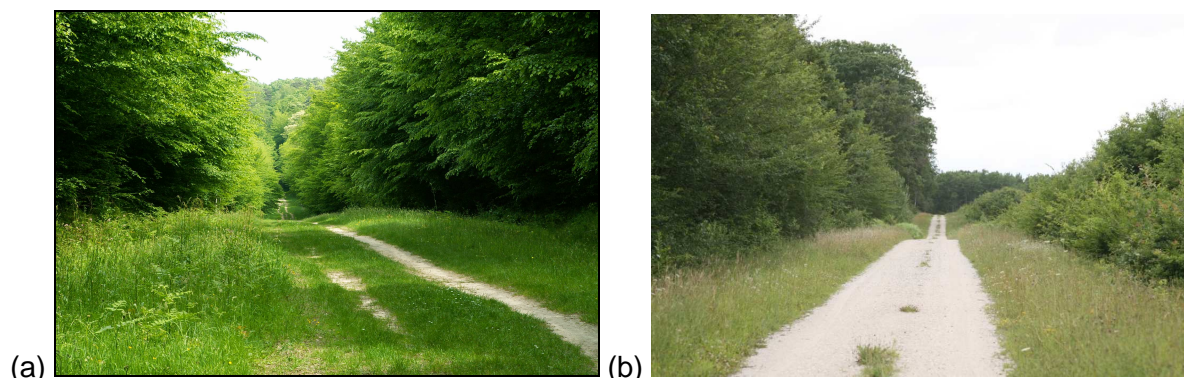


Tableau 1. Description comparée des trois dispositifs expérimentaux.

| | Etude 1 | Etude 2 | Etude 3 |
|----------------------------------|---|---|---|
| Publication | Avon <i>et al.</i> (2010) | Avon <i>et al.</i> (2011) | Chevalier et Bergès (2011) |
| Date des relevés | 2007 | 2010 | 2011 |
| Zone d'étude | FD Montargis | FD Orléans (Ingrannes) | FD Orléans (Lorris) |
| Type de routes | Routes forestières empierrées avec réparation très ponctuelle en matériau calcaire | Routes forestières stabilisées avec des matériaux calcaires | Routes forestières stabilisées avec des matériaux calcaires ou en terrain naturel |
| Effets étudiés | - Distance à la route - Age du peuplement | - Distance à la route - Cloisonnement | - Route - Type de matériau de la route - Age du peuplement |
| Plan d'échantillonnage | 20 transects perpendiculaires à la route, de 0 à 100 m, avec 5 distances à la route : banquette, 0, 5, 30 et 100 m | 14 transects perpendiculaires à la route, de 0 à 60 m, avec 8 distances : banquette, 0, 5, 10, 15, 20, 30 et 60 m | 30 couples route vs. forêt (situé à 30 m de la route) |
| Types de station | Luvisols : sols limoneux moyennement acides sur argiles à silex | Brunisols, plansols et luvisols : sols limono-sableux acides à très acides sur argiles sableuses à engorgement temporaire marqué | Luvisols : sols sablo-limoneux acides à très acides sur argiles sableuses à engorgement temporaire marqué |
| Types de peuplement | Chênaie sessiliflore avec sous-étage de charme : stade adulte (ancien taillis sous-futaie ou jeune futaie, >90 ans) et stade gaulis-perchis (40-60 ans) | Futaie régulière de chêne sessile avec pin sylvestre en mélange (0-25%) entre le stade régénération et le stade fourré-gaulis (hauteur < 6 m) | Futaie de pin sylvestre ou pin laricio de hauteur comprise entre 1 et 6 m (jeune), 9 et 15 m (moyen) et >20 m (âgé) |
| Nombre de placettes | 100 | 224 | 60 |
| Surface des relevés floristiques | 100 m ² | 4 m ² | 2000 m ² |
| Surface totale prospectée | 1 ha | 896 m ² | 12 ha |
| Flore inventoriée | Vasculaire et non vasculaire | Vasculaire et non vasculaire | Vasculaire |
| Nb total d'espèces | 216 | 209 | 292 |

3 Résultats

3.1 Contribution des routes forestières à la biodiversité floristique du massif forestier

Dans les trois études, les cortèges floristiques sont extrêmement différents entre le bord de route et le peuplement adjacent. Quels que soient les différents contextes stationnels et sylvicoles et les types de matériau de la route, la flore de bord de route est toujours plus riche que celle du peuplement adjacent, avec en moyenne un nombre d'espèces total toujours plus élevé sur la route (entre 1,3 et 6,2 fois plus d'espèces, Tableau

2). Une autre étude en forêt domaniale de Tronçais a aussi confirmé ces résultats (Baltzinger *et al.*, 2011). A l'échelle de l'ensemble des relevés d'une étude (richesse gamma), le nombre d'espèces propres à la route, c'est-à-dire inventoriées sur la route mais pas dans le peuplement, est supérieur au nombre d'espèces propres au peuplement forestier dans le cas des études 1 et 3, avec un écart très grand pour l'étude 3. En revanche, l'étude 2 indique un résultat inverse. Ces différences s'expliquent en partie par les différences entre études :

(1) sur la méthode d'échantillonnage des bords de route : l'étude 3 a inventorié toute l'emprise de la route qui offre une diversité d'habitats linéaires (bande de roulement, banquette enherbée, fossé, talus, lisière) propices à l'expression d'une grande quantité d'espèces, alors que les deux autres études se sont concentrées sur la banquette ; mais l'étude 1 a montré que le talus hébergeait une grande diversité d'espèces dont un grand nombre de forestières. L'étude 3 comptabilise les espèces du talus dans les espèces propres à la route alors que les deux autres études les affectent au peuplement.

(2) sur la surface des relevés et la surface totale prospectée dans l'étude : elles sont maximales dans l'étude 3 et minimales dans l'étude 2, ce qui peut expliquer les écarts croissants de richesse alpha et gamma entre la route et le peuplement adjacent, notamment pour la richesse gamma, car un nombre élevé d'espèces à faible recouvrement sont présentes sur les bords de routes ;

(3) sur la flore inventoriée : l'étude 3 ne s'est pas intéressée aux bryophytes contrairement aux deux premières, alors que 19 espèces sur 23 sont inféodées au peuplement dans l'étude 2.

(4) sur les types de peuplements, les types de stations et les types de routes échantillonnés : concernant les types de peuplement, l'étude 2 s'est intéressée à des coupes de régénération et des fourrés-gaulis, donc des peuplements ouverts à très ouverts, connus pour héberger une flore riche et diversifiée, alors que l'étude 1 a porté sur des peuplements adultes ou d'âge moyen dont la canopée est déjà fermée ou très fermée, conditions moins propices à l'expression de la flore. En revanche, les différences de résultats imputables aux types de stations et aux types de routes étudiées nous paraissent secondaires.

Tableau 2. Richesse moyenne des relevés sur la route et dans le peuplement, espèces propres à la route et au peuplement et espèces communes aux deux habitats pour les trois études.

| | Richesse moyenne sur la route | Richesse moyenne dans le peuplement | Espèces propres à la route | Espèces propres au peuplement | Espèces communes |
|---------|-------------------------------|-------------------------------------|----------------------------|-------------------------------|------------------|
| Etude 1 | 53,9 ± 9,4 | 32,2 ± 7,7 | 67 | 39 | 110 |
| Etude 2 | 23,6 ± 4,8 | 17,8 ± 6,3 | 18 | 77 | 114 |
| Etude 3 | 89,9 ± 14,4 | 23,9 ± 12,3 | 176 | 8 | 108 |

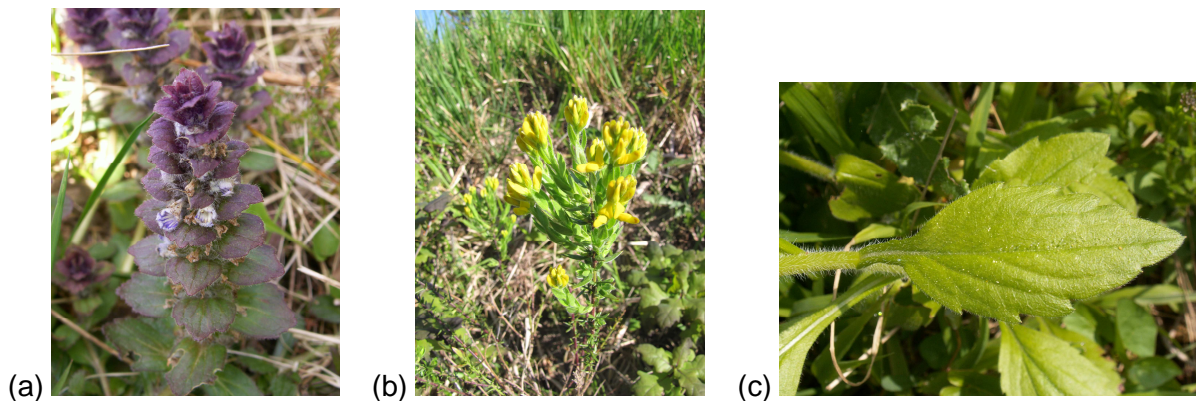
La flore de la banquette est composée d'espèces typiquement forestières auxquelles s'ajoutent des espèces péri-forestières, de prairies, pelouses et tonsures et des rudérales. En général, ces espèces ont une stratégie compétitrice ou rudérale, sont annuelles, héliophiles, nitrophiles et sont adaptées aux perturbations fréquentes par la fauche et/ou le tassement du sol par les engins. A l'inverse, le peuplement forestier héberge des espèces forestières tolérantes au stress, sciaphiles, acidiphiles et à plus faible capacité de dispersion.

Un autre point important est que les routes forestières (étude 3) hébergent des espèces patrimoniales (*Ajuga occidentalis*, *Arnica montana*, *Genista germanica*, *Oreoselinum nigrum*, *Osmunda regalis*, *Nardus stricta*, *Simethis mattiazzi*, Figure 2). En revanche, ces mêmes routes hébergent aussi des néophytes dont certaines sont potentiellement invasives (*Conyza canadensis*, *Juncus tenuis*, *Erigeron annuus* (Figure 2), *Matricaria discoidea*), qui n'ont jamais été rencontrées dans les témoins forestiers à proximité (30 m).

Nous n'avons inventorié aucune espèce patrimoniale dans les deux autres études. Nous avons relevé dans l'étude 2 une bryophyte invasive (*Campylopus introflexus*) et trois néophytes (*Conyza canadensis*, *Epilobium ciliatum* et *Orthodontium lineare*), toutes les

quatre rencontrées uniquement à l'intérieur du peuplement. Aucune néophyte ou invasive n'a été détectée à Montargis (étude 1). Ces différences de résultats sont certainement liées à la fois aux différences de pression d'échantillonnage, d'âge des peuplements et de contexte stationnel entre études. Cette faible occurrence de néophytes ou d'invasives peut être expliquée par la localisation des études, au cœur de grands massifs forestiers constitués de forêts anciennes, c'est-à-dire de zones restées à l'état forestier depuis le début du 19^{ème} siècle et moins soumises à la fréquentation humaine et aux perturbations que les périphéries de massifs (Gavier-Pizarro *et al.*, 2010) ou que les forêts sur anciens sols agricoles (Kuhman *et al.*, 2001).

Figure 2. Exemples d'espèces patrimoniales et néophytes rencontrées sur les routes forestières en forêt domaniale d'Orléans : (a) le Bugle de l'ouest (*Ajuga occidentalis*) est une espèce protégée et vulnérable en région Centre, inventoriée sur plusieurs emprises de routes forestières ; (b) Le Genêt d'Allemagne (*Genista germanica*) est une espèce protégée, en danger critique d'extinction en région Centre, rencontré sur deux routes non calcarisées ; (c) La Vergerette annuelle (*Erigeron annuus*) est une néophyte potentiellement invasive rencontrée sur une route calcarisée (Photos : R. Chevalier).

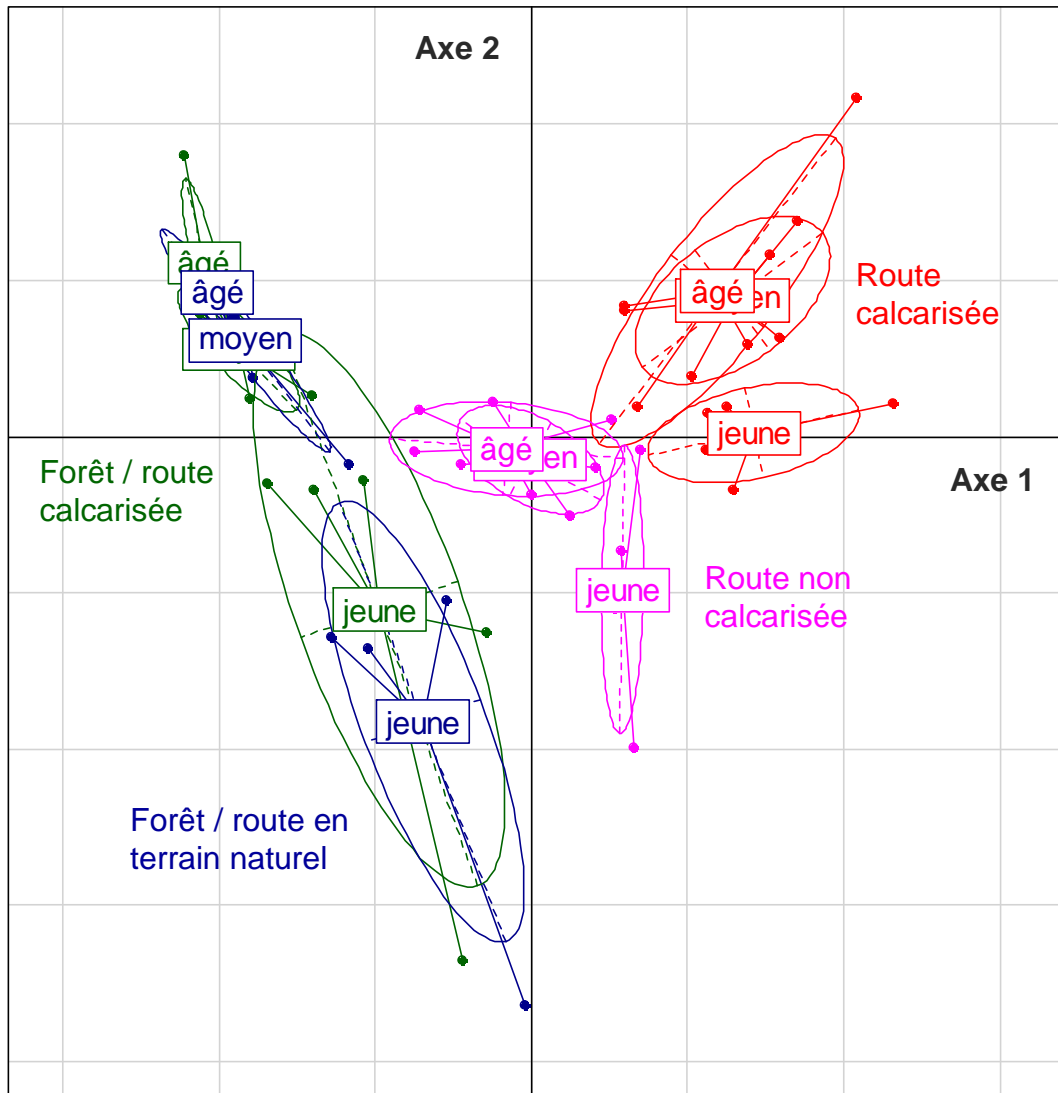


3.2 Rôle du type de matériau employé pour stabiliser la route

En forêt d'Orléans, nous avons noté des différences importantes de composition floristique entre routes calcarisées et non calcarisées (Figure 3, étude 3). Les routes en terrain naturel sont plus favorables à une partie de la flore acidiphile forestière et de milieu ouvert alors que les routes calcarisées sont favorables à la biodiversité ordinaire, dont une partie à composante forestière. En revanche, les deux types de routes ne se distinguent pas sur le plan de la fréquence des espèces patrimoniales ou des espèces invasives.

La dynamique de végétation de bord de route évolue avec la fermeture des peuplements mais cette évolution varie en partie selon le type de route (Figure 3, étude 3) : les routes en terrain naturel qui traversent les peuplements jeunes sont plus riches en espèces patrimoniales, en espèces des tonsures et en espèces acidiphiles, ces trois indices étant les plus en adéquation avec le maintien du fond floristique local ; logiquement, la flore spécialisée des milieux ouverts acidiphiles s'étiole avec un fort couvert latéral et vertical. Les routes calcarisées traversant des peuplements jeunes sont aussi plus riches en espèces des tonsures mais ont tendance à héberger moins d'espèces forestières que celles traversant des peuplements âgés.

Figure 3. Graphe des relevés (étude 3) dans le plan factoriel (1,2) de l'AFC du tableau floristique (60 relevés x 182 espèces) répartis en 12 catégories croisant position par rapport à la route, type de substrat de la route et âge du peuplement forestier. Le premier axe oppose les bords de route à droite et les forêts âgées ou d'âge moyen à gauche, qu'elles soient près d'une route calcarisée ou en terrain naturel; les routes en terrain naturel sont en position intermédiaire entre les forêts et les routes calcarisées. Le second axe oppose les jeunes peuplements (route ou forêt) en bas et les peuplements moyens ou âgés en haut.



3.3 Portée de l'effet route

La diminution de la fréquence des espèces non forestières est forte et rapide au-delà du talus de la lisière alors que la décroissance des péri-forestières est plus progressive (Figures 5 et 6, études 1 et 2) ; en revanche, la richesse des espèces forestières augmente sensiblement avec la distance à la route. Cependant, la portée de l'effet route varie en fonction de l'âge du peuplement adjacent à la route (Figures 5 et 6, cf. ci-dessous). Les analyses de type ACC, résumant les variations de la composition floristique des placettes en fonction de la distance à la route, indiquent que la portée de l'effet lisière s'arrête à 5 m de la lisière à Montargis (étude 1), mais va au moins jusqu'à 20 m à Orléans (étude 2). De plus, plusieurs espèces non forestières parviennent à pénétrer bien au-delà et peuvent aller jusqu'à 60 ou 100 m. Des herbacées forestières et des bryophytes ont un profil de réponse opposé indiquant un évitement de la route pouvant aller jusqu'à 30 m dans l'étude 2. Les talus marqués rencontrés systématiquement à Montargis en bord de route (étude 1) constituent un habitat optimal pour plusieurs bryophytes, dans la mesure où l'éclaircissement et

la topographie du talus (maintien du sol nu) sont favorables aux bryophytes pionnières (Avon *et al.*, 2010). Ce résultat n'a pas été retrouvé dans l'Orléanais en raison de l'absence de talus marqués.

3.4 Rôle de l'âge du peuplement

La combinaison des études 1 et 2 en chênaie a permis de mettre en évidence une dynamique de colonisation des espèces allant dans les deux sens au cours de la succession forestière : de la route vers le peuplement adjacent et depuis le peuplement vers la route (Figure 4). Le mécanisme est le suivant : lors de la phase de régénération, les routes contribuent à alimenter la parcelle adjacente en espèces péri- et non-forestières car les conditions de milieu dans la parcelle sont favorables pendant quelques années (ouverture, perturbations de la litière et du sol, dégâts sur la strate herbacée par les engins, fréquentation accrue par les animaux). C'est ce que nous montre le gradient de composition depuis la route. L'effet source de graines de la route s'estompe une fois le peuplement refermé, et la longueur du cycle actuel en chênaie (jusqu'à une prochaine ouverture forte de la canopée) limite fortement le maintien des espèces non forestières dans la parcelle. A l'inverse, certaines espèces forestières, chassées loin du bord de la route au moment de la coupe de régénération, se retirent à l'intérieur de la parcelle, puis recolonisent peu à peu la banquette lorsque l'ombrage des arbres augmente en bord de route et que les perturbations diminuent (baisse de la fréquence de fauche des bords de route), c'est-à-dire que le milieu ressemble un peu plus à l'intérieur forestier (Figure 4). La réponse est cependant à moduler selon le type de matériau de la route.

Figure 4. Dynamique de colonisation des espèces allant dans deux sens au cours du cycle sylvicole : de la route vers le peuplement adjacent pour les non forestières et du peuplement vers la route pour les forestières.

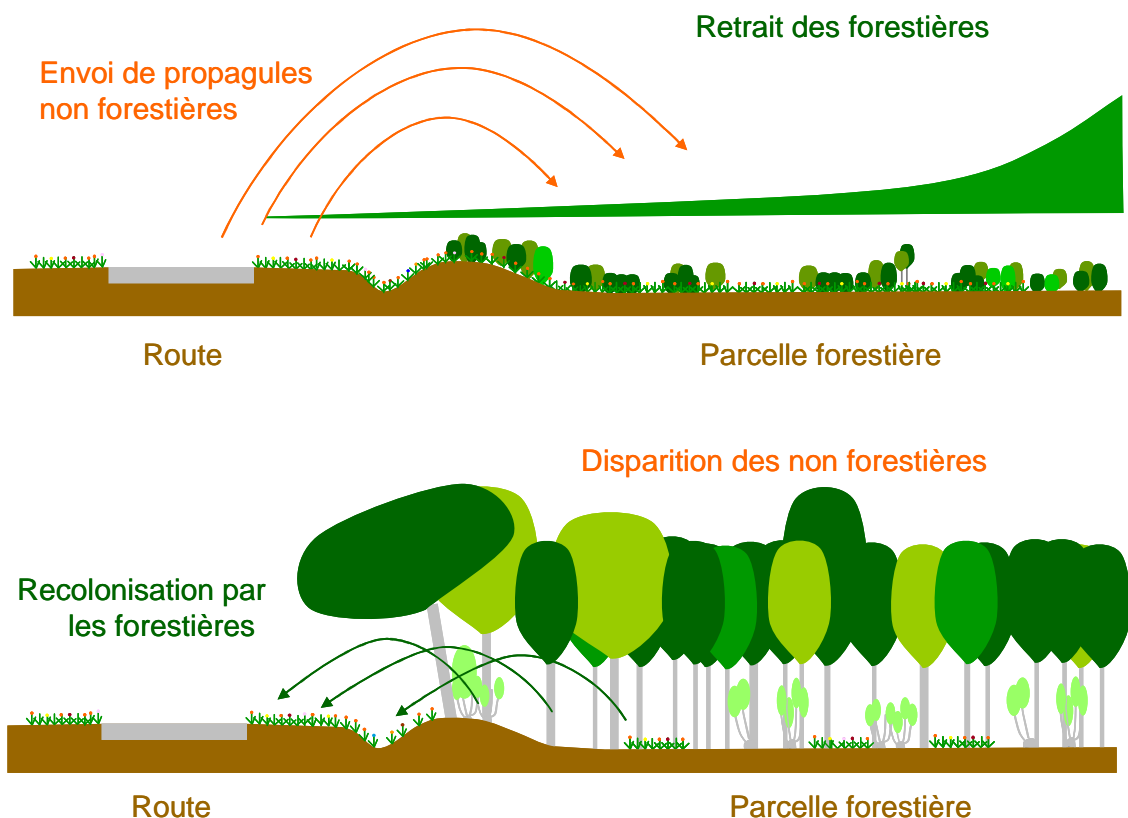
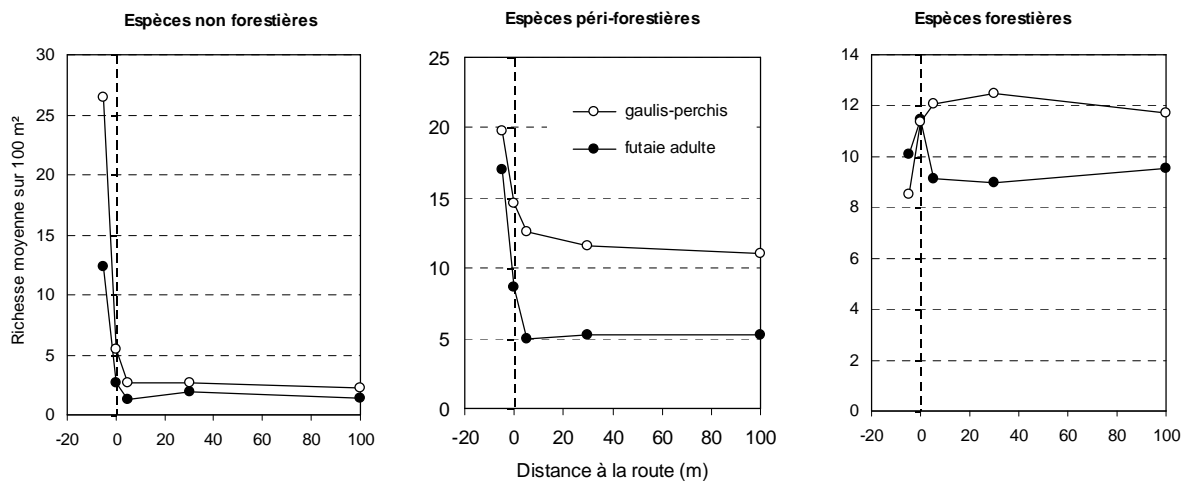


Figure 5. Variations de la richesse spécifique moyenne sur 100 m² des espèces non forestières, péri-forestières et forestières en fonction de la distance à la route forestière et de l'âge du peuplement en chênaie sessiliflore (étude 1). Les préférences d'habitats des plantes vasculaires sont basées sur Julve (2011). La distance 0 m correspond à la lisière entre l'emprise de la route et le peuplement forestier.



3.5 Rôle des cloisonnements en peuplement jeune

L'effet de la route est plus fort sur le cloisonnement qu'en dehors du cloisonnement puisqu'il porte jusqu'à 20 voire 60 m pour certaines espèces (Figure 6, étude 2). Les cloisonnements sont identifiés comme une voie de pénétration préférentielle pour les espèces de milieux ouverts et non forestières, la route jouant le rôle de source de graines. Sur les cloisonnements, l'entretien régulier, les perturbations et le tassement du sol par les engins maintiennent des conditions d'habitat favorables à une végétation de début de succession ayant des similarités avec la végétation présente en bord de route et la circulation des engins contribue à disperser les espèces dans la parcelle à partir de la route (agostochorie).

La banquette de la route et le cloisonnement partagent un ensemble de traits qui sont largement dominants sur la banquette et très majoritaires sur le cloisonnement (Figure 6) : espèces non forestières, héliophiles et basophiles, annuelles, à stratégie plus rudérale, barochores, épizoochores, à graines légères et courtes. Au contraire, l'intérieur de la parcelle hors cloisonnement héberge des espèces peu fréquentes ou absentes de la banquette et qui peuvent se retrouver de manière minoritaire en cloisonnement, en particulier pour les distances les plus éloignées de la route (Figure 6) : espèces forestières, sciaphiles et acidiphiles, bryophytes, chaméphytes, phanérophytes et endozoochores.

Les réponses au niveau espèce sont parfois plus marquées (Figure 7) : *Prunella vulgaris* et *Carex flacca* pénètrent largement dans la parcelle par le biais du cloisonnement. A l'inverse, *Agrostis canina* évite le bord de route mais reste favorisée par le cloisonnement, alors qu'*Hypnum cupressiforme*, une bryophyte forestière, a un comportement d'espèce d'intérieur forestier, puisque sa fréquence est maximale entre 20 et 60 m hors cloisonnement.

Figure 6. Variations de la richesse spécifique moyenne sur 4 m² pour 9 groupes fonctionnels en fonction de la distance à la route forestière et de la position par rapport au cloisonnement en chênaie sessiliflore de moins de 6 m de haut (étude 2) : espèces non forestières, péri-forestières, forestières (vasculaires uniquement), bryophytes, espèces basophiles, acidiphiles, héliophiles, sciaphiles et à stratégie de Grime de type r (rudéral). Les préférences d'habitat des espèces sont basées sur Julve (2011), l'exigence écologique sur les valeurs indicatrices d'Ellenberg ou d'Ecoplant (Gégout *et al.*, 2005) et la stratégie adaptative de Grime sur Bioflor (Kühn *et al.*, 2004). La distance 0 m correspond à la lisière entre l'emprise de la route et le peuplement forestier.

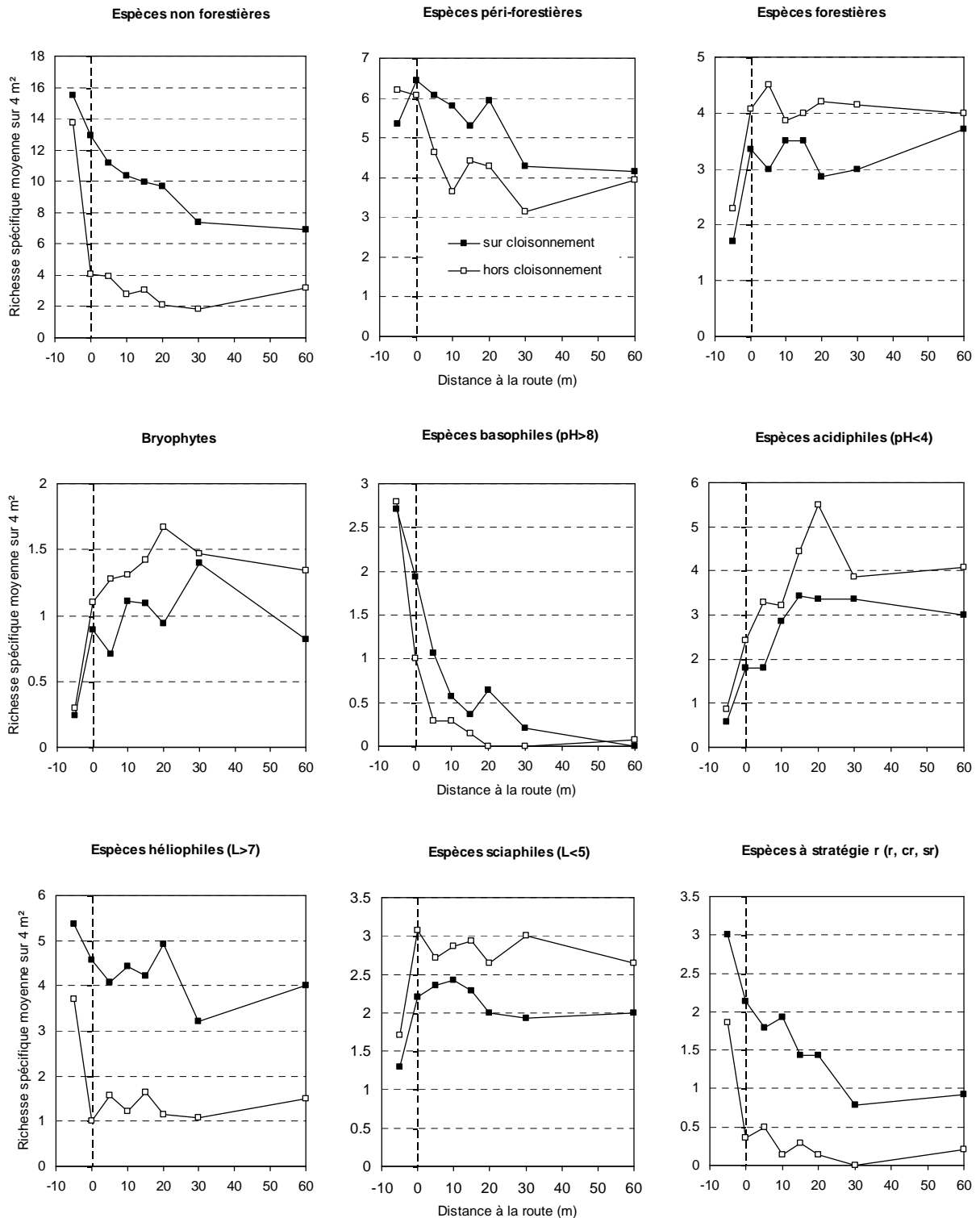
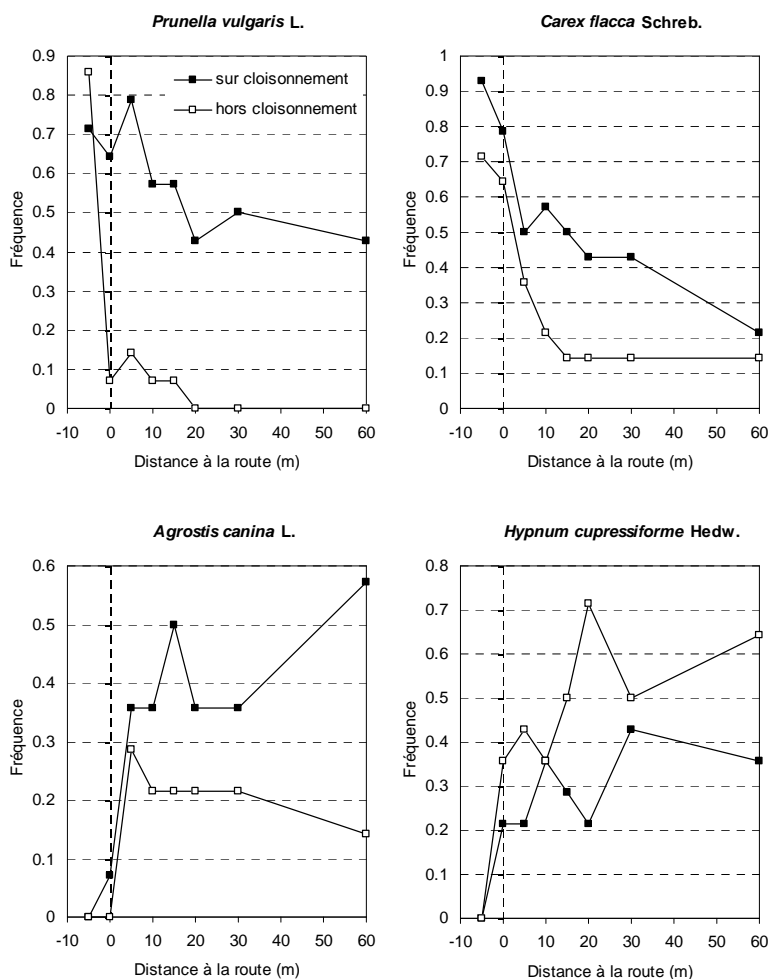


Figure 7. Profil de réponse de quatre espèces (fréquence) en fonction de la distance à la route forestière et de la position par rapport au cloisonnement en chênaie sessiliflore de moins de 6 m de haut (étude 2) : *Prunella vulgaris* et *Carex flacca* montrent un gradient de pénétration depuis la route vers la parcelle et sont plus fréquentes sur le cloisonnement ; *Agrostis canina* évite la route tout en restant plus fréquente sur cloisonnement et *Hypnum cupressiforme* évite la route et est moins fréquente sur le cloisonnement.



4 Discussion et recommandations de gestion

Nous avons mis en évidence des rôles multiples joués par les routes forestières, difficilement dissociables : les avantages et inconvénients pour la biodiversité floristique des sites étudiés ont été synthétisés dans le tableau 3 en distinguant les bords de routes et les effets induits sur le peuplement adjacent.

4.1 Suivi de la composition floristique des bords de route

Au regard de la forte biodiversité floristique liée aux routes forestières, nous invitons les gestionnaires à poursuivre l'attention portée à ces milieux ouverts intra-forestiers. Ainsi, suite à des inventaires réalisés en forêt d'Orléans (Olivereau, 1999), l'ONF a déjà pris des mesures visant à préserver la biodiversité des bords de routes forestières en réalisant notamment une fauche annuelle tardive. Il est possible que la biodiversité floristique très élevée observée en bord de route soit en partie liée à ce mode de gestion des banquettes, mais ce facteur de variation n'a pas été étudié dans notre projet. Si l'on se trouve dans un contexte paysager d'agriculture intensive, les bords de routes forestières peuvent constituer un habitat-refuge intéressant pour la flore typique de milieux ouverts menacée par les pratiques agricoles (Peterken et Francis, 1999).

4.2 Densité des routes forestières et des cloisonnements

La portée de l'effet route s'arrête à une distance de 5 m dans la parcelle dans le cas de peuplements d'âge moyen et adultes (Montargis), ce qui semble à première vue rassurant. Mais en s'intéressant aux stades plus jeunes (coupes de régénération et fourrés) et aux cloisonnements, nous avons mis en évidence une portée d'effet route beaucoup plus importante. En effet, la présence de cloisonnements qui compartimentent la parcelle facilite l'introduction d'espèces non forestières puisque certaines espèces de bord de route présentent un gradient de pénétration jusqu'à 60 m, uniquement dans le cloisonnement. De plus, certaines herbacées forestières et les bryophytes sont repoussées loin de la route.

Ces rôles combinés des coupes, des entretiens sylvicoles et du passage des engins vis-à-vis de la biodiversité floristique réclament donc une attention particulière. Mener une régénération en forêt de plaine sans route à proximité de la parcelle n'est pas viable économiquement mais il est important de s'interroger sur une hausse générale de la densité de routes dans un massif. En effet, l'accroissement programmé des prélèvements de bois dans la forêt française conduira à une hausse du pourcentage de coupes et à une intensification de l'utilisation des routes et des cloisonnements.

Le bilan patrimonial de l'ONF annonce une densité de routes en forêt domaniale tous types de routes confondues en 2005 de 1,8 km pour 100 ha de forêt. Le CRPF d'Ile-de-France et du Centre préconise en 2005 pour 100 ha un taux d'équipement de piste de débardage de 2,5 km, 1 km de route accessible aux grumiers et une distance maximale de débardage de 500 m. Les Indicateurs de Gestion Durable des forêts françaises métropolitaines pour 2010 (Collectif, 2011) fournissent un indicateur indirect des surfaces forestières par niveau d'accessibilité (facile à très difficile), l'exploitabilité étant basée uniquement sur des critères physiques de l'environnement direct des peuplements : existence ou possibilité de création d'un itinéraire de débardage, distance de débardage, portance du terrain, classe d'aspérité du terrain et classe de pente de débardage. Un total de 33% de la surface est indiqué comme difficile à exploiter (ce qui correspond selon la clé à des peuplements sans pistes ou avec piste de débardage >2000 m ou avec une pente de débardage $\geq 30\%$), ce qui laisse des marges en termes d'équipement routier.

Nous avons calculé la surface de peuplement forestier influencée par la route forestière en prenant un paysage théorique composée d'un carré de forêt de 1 km de côté (100 ha) parcourue par 1,5 km de routes (densité moyenne en forêt domaniale selon Bouillie, 2006) avec le schéma suivant : deux routes perpendiculaires dont l'une traverse le carré et l'autre la moitié du carré pour se rejoindre au centre. En prenant 15 m d'emprise, les routes couvrent 2,2 ha. Si l'on ajoute une zone d'influence de part et d'autre de la route de 10 m, la surface totale atteint 5,2 ha et monte à 19,5 ha pour une zone d'influence de 60 m. Même si la surface totale d'influence dépend de la forme du réseau routier, ce simple calcul illustre bien que la surface d'influence des routes forestières est loin d'être négligeable. Certains travaux ont cherché à optimiser la densité de routes pour minimiser le coût d'exploitation du bois en fonction de différentes techniques d'exploitation (Ghaffariyan *et al.*, 2010), mais peu de recherches proposent une approche coût/bénéfices intégrant les impacts environnementaux, à l'exception de Gumus *et al.* (2010). Or, il convient de considérer aussi la route forestière pour ses impacts sur la biodiversité.

Dans le cas des cloisonnements, plusieurs travaux soulignent l'importance de bien respecter la circulation des engins sur un réseau de chemins de débardage au moment des coupes plutôt que de diluer de manière anarchique leur circulation dans toute la parcelle (Zenner *et al.*, 2008 ; Pischedda, 2010). Cette recommandation est motivée par deux arguments importants : (a) l'intérêt de laisser des zones non perturbées de grande taille au sein de la parcelle et (b) le fait qu'en faisant expérimentalement varier le nombre de passages, les modifications du sol et de la flore suite au passage d'engins s'observent au cours des tous premiers passages mais ne s'accroissent guère au-delà. Certaines études suggèrent toutefois que la résilience des sols perturbés est très faible et que les effets perdurent plusieurs décennies après.

Tableau 3. Avantages / inconvénients des routes forestières pour la biodiversité floristique des bords de routes et des peuplements adjacents.

| | Points positifs | Points négatifs |
|--|---|--|
| <i>A- Bord de route</i> | | |
| Contribution à la biodiversité globale | <ul style="list-style-type: none"> - Richesse beaucoup plus élevée en bord de route - Présence d'espèces patrimoniales - Habitat refuge pour les cortèges d'espèces de prairie, de pelouses et de tonsures | <ul style="list-style-type: none"> - Présence d'espèces exotiques et potentiellement invasives - Retrait des bryophytes et de certaines forestières |
| Utilisation de calcaire pour la route | <ul style="list-style-type: none"> - Apport d'espèces basophiles, dont des espèces forestières | <ul style="list-style-type: none"> - Modification du pH du sol posant problème en contexte stationnel acide - Retrait des acidiphiles de milieu ouvert et forestières |
| <i>B- Effet adjacent</i> | | |
| Contribution globale | - | <ul style="list-style-type: none"> - Diffusion des espèces non forestières en forêt - Repousse entre 5 et 20 m les espèces peu tolérantes aux perturbations fréquentes (forestières, sciaphiles, bryophytes) |
| Rôle de l'âge du peuplement | <ul style="list-style-type: none"> - Refuge - Réalimentation en espèces forestières à partir de la banquette en peuplement âgé ou très âgé | <ul style="list-style-type: none"> - Effets précédents plus forts dans les coupes de régénération et les stades jeunes |
| Rôle du cloisonnement | - | <ul style="list-style-type: none"> - Favorise la pénétration des cortèges d'espèces non forestières en forêt (20 à 60 m) - Chasse les forestières, les bryophytes et les acidiphiles (20 à 60 m) |
| Utilisation de calcaire pour la route | - | <ul style="list-style-type: none"> - Modification du pH du sol jusqu'à 5 m en contexte stationnel acide - Repousse les espèces forestières acidiphiles |

Le réseau de cloisonnements observé en forêt d'Orléans est déjà dense puisqu'il couvre plus de 10% de la surface des parcelles étudiées (un cloisonnement de 3 m tous les 25 m). Les recommandations se situent entre 16 et 30 m d'espacement d'axe en axe et à 4 m de largeur (Cacot, 2008b). Il faut donc réfléchir à réduire la densité des cloisonnements et la fréquence de leur entretien de manière à limiter les impacts négatifs sur les sols et la biodiversité floristique forestière sans réduire de manière nette le service offert ni augmenter les coûts d'exploitation. L'observatoire des impacts de l'exploitation forestière (Cacot, 2008a) indique que la surface parcourue par les engins se situe en moyenne à 34% mais varie de 8 à 60% selon les types de chantiers (feuillus, résineux, coupe rase, éclaircie). L'observatoire a aussi montré qu'un pas de cloisonnement de 50 m n'était pas compatible avec la majorité des moyens d'exploitation existants et que dans ce cas, les engins étaient amenés à circuler en dehors des cloisonnements (Cacot, 2008b). Allant dans le même sens que le guide du FCBA et de l'ONF "*Pour une exploitation respectueuse des sols et de la forêt*" (programme PROSOL), la petite mécanisation (cheval, cheval de fer, mini-débardeur) et le débardage par câble-mât en plaine peuvent être des solutions viables à promouvoir pour réduire sensiblement la densité des cloisonnements et abaisser la surface totale de circulation des engins dans la parcelle (Pischedda, 2008), sans nécessairement accroître les coûts directs et indirects d'exploitation (Bruciamacchie *et al.*, 2008).

4.3 Choix des matériaux de stabilisation de la route

En augmentant le pH du sol, l'apport de matériaux alcalins sur la route a un impact négatif sur la flore acidiphile forestière et sur la flore acidiphile des tonsures. Ce point est préoccupant dans un contexte de sols acides comme en Orléanais, déjà souligné sur ce massif par Grandjean (2006) à la suite de l'apparition inopportune d'orchidées en bord de routes empierrées avec des granulats calcaires. Toutefois, les niveaux de richesse atteints en espèces patrimoniales et la fréquence d'espèces invasives ne sont pas différents entre les deux types de routes.

Cependant, le recours à des granulats calcaires ne remonte qu'à une vingtaine d'années et laisse la possibilité de futurs changements de végétation. En effet, des recherches menées sur l'impact écologique de la poussière calcaire diffusée lors des passages de véhicules, notamment en période sèche, soulignent des effets cumulatifs pouvant aller à plusieurs centaines de mètres sur le sol et la végétation, notamment dans les milieux acides comme les tourbières et les landes (Farmer, 1993). Le lessivage des éléments alcalins de la route vers les milieux adjacents serait selon d'autres travaux le principal mécanisme à l'origine des changements observés (Mullerova *et al.*, 2011). Les conséquences sur la végétation forestière s'apparentent d'ailleurs à celles engendrées par la fertilisation par amendements calcaires en sol acide (Misson *et al.*, 2001).

Nous conseillons donc d'utiliser dans la mesure du possible pour l'entretien et la réfection des chaussées des matériaux endogènes ne modifiant pas le pH du sol. Ceci évitera d'étendre la part des stations calcicoles dans les milieux acides et de nuire au fond floristique forestier local. Nous invitons donc le gestionnaire à réfléchir à d'autres moyens de stabiliser les routes, comme par exemple l'utilisation de liants hydrauliques pour la réhabilitation des routes (Geldreich, 2006), sous réserve que les liants n'aient pas d'impact environnemental. Bien entendu, les choix doivent être raisonnés au regard du surcoût éventuel de revêtements alternatifs. La restriction de la circulation sur les routes forestières par règlementation pourrait d'ailleurs constituer une aide à la réduction du besoin de stabilisation, tout en réduisant la diffusion de poussière calcaire dans l'air et l'apport de graines transportées par les véhicules.

Dans le cas de la forêt d'Orléans, l'apport de matériaux alcalins sur des routes forestières actuellement acides est impérativement à proscrire dans les zones hébergeant une flore patrimoniale typique des milieux acides et tout particulièrement sur les sols les plus humides. Une cartographie et un suivi de ces routes est à prévoir à l'échelle du massif d'Orléans. En effet, il ne faut pas exclure que certains habitats hébergeant une flore patrimoniale acide ne soient pas définitivement dégradés suite à l'emploi de ces matériaux.

De plus, suite à quelques observations ponctuelles sur le terrain, nous attirons l'attention sur le fait que substituer l'emploi de matériaux calcaires par des gravats rudéraux (souvent issus de démolition de bâtiments et mélangés à de la terre) serait une très mauvaise solution dans la mesure où ce type de substrat a visiblement l'inconvénient d'introduire un cortège d'espèces rudérales (apport de graines dans la terre) peu présentes sur la zone d'étude.

5 Conclusions

Ces trois études se sont intéressées aux flores vasculaire et non vasculaire, deux groupes assez faciles à étudier. Même si nos résultats ne doivent pas être généralisés à l'ensemble de la biodiversité sans étudier la réponse d'autres taxons, ils mettent en évidence que les rôles des routes forestières sont multiples, antagonistes et indissociables. Nous soulignons particulièrement deux points importants auxquels les gestionnaires doivent porter attention : (1) l'accentuation des effets de la route par la gestion forestière au moment de la régénération des peuplements (2) l'importance du type de matériau employé pour stabiliser la route. L'ensemble de nos résultats nécessitent d'une part la mise en place de suivis de la flore des bords de routes et d'autre part une adaptation raisonnée et concertée des pratiques de gestion. Sur le plan scientifique, une attention devrait être portée au rôle joué par l'agostochorie dans la dissémination de nouvelles plantes en forêt, un phénomène discret jusqu'ici peu étudié.

Remerciements : Nous remercions l'ONF (Direction territoriale ONF Centre-Ouest-Auvergne-Limousin et l'Agence interdépartementale Centre - Val-de-Loire) qui nous a permis de travailler dans les forêts domaniales de Montargis et d'Orléans et nous a fourni les renseignements sur la gestion de ces deux forêts.

Bibliographie

- Avon, C., 2010. Influences de la composition et de la structure actuelles de la mosaïque paysagère sur la diversité floristique en forêt. Thèse de doctorat de l'Université d'Orléans, spécialité Ecologie, 279 p.
- Avon, C., Bergès, L., Dumas, Y., Dupouey, J.L., 2010. Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands. *Forest Ecology and Management* 259, 1546-1555.
- Avon, C., Bergès, L., Dumas, Y., 2011. Rôles écologiques des routes forestières dans la conservation de la biodiversité floristique en forêt. Volet n°1 : test de l'effet de la distance à la route forestière stabilisée en calcaire en forêt d'Orléans (45). Rapport final du projet n°25 de la Convention cadre Irstea-MEDDTL, 64 p.
- Baltzinger, M., Archaux, F., Gosselin, M., Chevalier, R., 2011. Contribution of forest management artefacts to plant diversity at a forest scale. *Annals of Forest Science* 68, 395-406.
- Benitez-Lopez, A., Alkemade, R., Verweij, P.A., 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 143, 1307-1316.
- Bouillie, J., 2006. Etat du réseau routier en forêt domaniale. *Rendez-Vous Techniques* 13, 53-55.
- Bruciamacchie, M., Costa, S., Ibanez, L., 2008. Analyse économique des coûts d'exploitation d'un chantier. *RenDez-Vous Techniques* 19, 43-49.
- Cacot, E., 2008a. Observatoire des impacts de l'exploitation forestière. *RenDez-Vous Techniques* 19, 26-29.
- Cacot, E., 2008b. Organisation des chantiers d'exploitation forestière "traditionnels". *RenDez-Vous Techniques* 19, 30-33.
- Chevalier, R., Bergès, L., 2011. Rôles écologiques des routes forestières dans la conservation de la biodiversité floristique en forêt. Volet n°2 : Inventaires grandes surfaces en forêt d'Orléans (45), Rapport final du projet n°25 de la Convention cadre Irstea-MEDDTL, 41 p.
- Coffin, A.W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15, 396-406.
- Collectif, 2011. Les Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, Edition 2010, MAAPRAT-IFN, 200 p.
- Ebrecht, L., Schmidt, W., 2008. Impact of soil seed bank and diaspore transportation by forest machines on the development of vegetation along skid trails. *Forstarchiv* 79, 91-105.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Pauliflen, D., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 1-258.
- Fahrig, L., Rytwinski, T., 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14.
- Farmer, A.M., 1993. The effects of dust on vegetation - a review. *Environmental Pollution* 79, 63-75.
- Flory, S.L., Clay, K., 2006. Invasive shrub distribution varies with distance to roads and stand age in eastern deciduous forests in Indiana, USA. *Plant Ecology* 184, 131-141.
- Flory, S.L., Clay, K., 2009. Effects of roads and forest successional age on experimental plant invasions. *Biological Conservation* 142, 2531-2537.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 207-231.
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T., Winter, T.C., 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Ghaffariyan, M.R., Stampfer, K., Sessions, J., 2010. Optimal road spacing of cable yarding using a tower yarder in Southern Austria. *European Journal of Forest Research* 129, 409-416.
- Gavier-Pizarro, G.I., Radeloff, V.C., Stewart, S.I., Huebner, C.D., Keuler, N.S., 2010. Rural housing is related to plant invasions in forests of southern Wisconsin, USA. *Landscape Ecology* 25, 1505-1518.
- Gégout, J.C., Coudun, C., Bailly, G., Jabiol, B., 2005. EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science* 16, 257-260.
- Grandjean, D., 2006. La conception de la desserte d'un massif dans le cadre de l'aménagement forestier. *RenDez-Vous Techniques* 13, 32-36.
- Gumus, S., Acar, H.H., Toksoy, D., 2008. Functional forest road network planning by consideration of environmental impact assessment for wood harvesting. *Environmental Monitoring and Assessment* 142, 109-116.
- Honnay, O., Verheyen, K., Hermy, M., 2002. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management* 161, 109-122.

- Julve, P., 2011. Baseflor. <http://perso.orange.fr/philippe.julve/catminat.htm>.
- Kuhman, T.R., Pearson, S.M., Turner, M.G., 2011. Agricultural land-use history increases non-native plant invasion in a southern Appalachian forest a century after abandonment. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestière* 41, 920-929.
- Kühn, I., Durka, W., Klotz, S., 2004. BioFlor - a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. *Diversity and Distributions* 10, 363-365.
- Misson, L., de Warnaffe, G.D., Jonard, M., 2001. Effects of fertilization on the vascular ground vegetation of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.) stands. *Annals of Forest Science* 58, 829-842.
- Mullerova, J., Vitkova, M., Vitek, O., 2011. The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: Effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. *Science of the Total Environment* 409, 3839-3849.
- Olivereau, F., 1999. Le point sur l'inventaire floristique de la forêt d'Orléans. *Recherches Naturalistes en Région Centre*, 2, 3-15.
- Parendes, L.A., Jones, J.A., 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14, 64-75.
- Peterken, G.F., Francis, J.L., 1999. Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK. *Biological Conservation* 91, 55-72.
- Pischedda, D., Bartoli, M., Chanson, J.L., 2008. Pour une exploitation respectueuse des sols, des systèmes complémentaires existent. *RenDez-Vous Techniques* 19, 34-42.
- Pischedda, D., 2008. Evolution des systèmes de mobilisation et protection du sol : quelles sont les perspectives ? *RenDez-Vous Techniques* 19, 50-54.
- Pischedda, D., 2010. Evolution de l'exploitation forestière et actions de l'ONF. *RenDez-Vous Techniques* 27-28, 63-70.
- Reed, R.A., Johnson-Barnard, J., Baker, W.L., 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10, 1098-1106.
- Saussol, J.-N., Pineau, C., 2007. Biodiversité et infrastructures de transport terrestres. Service d'Etudes Techniques des routes et Autoroutes (SETRA).
- Sera, B., 2010. Road-side herbaceous vegetation: life history groups and habitat preferences. *Polish Journal of Ecology* 58, 69-79.
- Spellerberg, I.F., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7, 317-333.
- Tinker, D.B., Resor, C.A.C., Beauvais, G.P., Kipfmüller, K.F., Fernandes, C.I., Baker, W.L., 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology* 13, 149-165.
- Trombulak, S.C., Frissell, C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14, 18-30.
- Vanpeene, S., Bielsa, S., Bommel, A., Gignoux, M., 2009. Guide 3 : Prise en compte de la TVB dans les infrastructures linéaires de transport (ILT). Volet 1 : Orientations nationales concernant les projets nouveaux et la mise à niveau des infrastructures existantes. Cemagref - SETRA.
- Veldman, J.W., Putz, F.E., 2010. Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. *Biotropica* 42, 697-703.
- Von der Lippe, M., Kowarik, I., 2007. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology* 21, 986-996.
- Watkins, R.Z., Chen, J.Q., Pickens, J., Brosnokske, K.D., 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17, 411-419.
- Zenner, E.K., Berger, A.L., 2008. Influence of skidder traffic and canopy removal intensities on the ground flora in a clearcut-with-reserves northern hardwood stand in Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management* 256, 1785-1794.
- Zwaenepoel, A., Roovers, P., Hermy, M., 2006. Motor vehicles as vectors of plant species from road verges in a suburban environment. *Basic and Applied Ecology* 7, 83-93.