



Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructure de transport terrestre sur les milieux naturels

Fanny Mallard

► To cite this version:

Fanny Mallard. Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructure de transport terrestre sur les milieux naturels. Biodiversité et Ecologie. Ecole Centrale de Nantes (ECN), 2014. Français. ⟨NNT : ⟩. ⟨tel-01006355⟩

HAL Id: tel-01006355

<https://theses.hal.science/tel-01006355v1>

Submitted on 15 Jun 2014

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.



HAL Authorization

Thèse de Doctorat

Fanny MALLARD

*Mémoire présenté en vue de l'obtention du
grade de Docteur de l'Ecole Centrale de Nantes
sous le label de L'Université Nantes Angers Le Mans*

École doctorale : Sciences Pour l'Ingénieur, Géosciences, Architecture

Discipline : Génie civil

Unité de recherche : *Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux*

Soutenue le 5 mars 2014

Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels

JURY

Président :	Thomas CURT , Directeur de recherche, HDR, IRSTEA – Aix-en Provence
Rapporteurs :	Françoise BUREL , Directrice de recherche, HDR, CNRS Université de Rennes 1 Jean-Philippe TONNEAU , Directeur de recherche, HDR, CIRAD - Montpellier
Examineurs :	Laurent GORNET , Maître de conférences- HDR, Ecole Centrale de Nantes Corinne LARRUE , Professeure des Universités, Université Paris Est Créteil Val de Marne Nathalie MACHON , Professeure des Universités, Muséum National d'Histoire Naturelle Paris
Invité :	Bernard HALPHEN , Ingénieur Général des Ponts, des Eaux et des Forêts-HDR, CEREMA Provins
Directeur de Thèse :	Denis FRANÇOIS , Directeur de recherche, HDR, IFSTTAR Bouguenais

Thèse de Doctorat

Fanny MALLARD

Titre : Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels

Title : Development of a quantitative method for assessing effects of land transport infrastructure projects on natural environment

Résumé

Les Infrastructures de Transport Terrestre (ITT), c'est-à-dire les routes et les lignes ferroviaires, sont une des principales causes du déclin de la biodiversité. En France, les évaluations environnementales des projets d'ITT ont permis des progrès dans la prise en compte des impacts sur les milieux naturels, mais elles présentent des limites. Leur contenu est basé sur des données qualitatives prenant encore peu en considération les processus écologiques et leurs échelles spatio-temporelles. La thèse élabore trois méthodes complémentaires permettant le développement d'une évaluation quantitative des impacts des projets sur les milieux. Celles-ci sont définies suivant trois échelles écologiques, l'état prévisionnel des habitats, la sensibilité des écosystèmes, et l'organisation spatiale de l'écosystème dans le territoire. La première est basée sur un modèle spatio-temporel de taux de dégradation des écosystèmes. Elle identifie l'ensemble des effets potentiels des projets aux stades construction, exploitation et entretien afin d'en caractériser les effets majeurs. La seconde méthode élabore des indicateurs basés sur les impacts. La chaîne de causalité des effets sur les cibles de l'écosystème est quantifiée par l'algorithme PageRank® et identifie la plus pertinente pour la recherche d'indicateurs. Certains indicateurs, peu documentés dans la bibliographie internationale donnent lieu à des études de terrain sur les populations d'arthropodes, de rhopalocères et de chiroptères en milieu forestier. La troisième méthode remplace les écosystèmes dans un paysage et propose la notion de coût écologique des projets. Le coût représente l'ensemble des vulnérabilités des milieux naturels traversés.

Mots clés

écologie, écosystèmes, indicateurs, lignes ferroviaires, paysage, perturbations, routes, vulnérabilité.

Abstract

Land Transport Infrastructure (LTI), are a major cause of biodiversity decline. In France, the environmental assessments of projects did improve in terms of impacts on the natural environment but to a certain extent only. Their content, based on qualitative data, still takes little account of the ecological processes, their spatial and temporal scales. Three complementary methods are elaborated in this thesis in order to help the development of a method of quantitative ecological assessment of the impact of LTI projects. They are defined in three ecological scales: natural habitat estimates, ecosystem sensitivities and spatial organization of eco-complex in the territory. The first one is based on a spatio-temporal model of ecosystem degradation rate. It identifies all the potential impacts of projects of the construction, operation, maintenance stages so to define their major effects. A second method develops a set of indicators based on impacts. The causal chain of these disturbances on the target ecosystem is quantified by the PageRank® algorithm and identifies the most relevant target for the research of status indicators. Some indicators, poorly documented in the international literature, gives rise to field studies on the edge effects of LTI on arthropod and rhopalocera populations and of artificial light traffic on bat populations in forests. The third method replaces the ecosystem into a landscape and proposes an environmental cost for alternative ways. This cost represents the set of the natural environment vulnerabilities.

Key Words

disturbances, ecology, ecosystem, indicators, landscape, railways, roads, vulnerability

« La protection des espaces naturels et des paysages, la préservation des espèces animales et végétales, le maintien des équilibres biologiques auxquels ils participent et la protection des ressources naturelles contre toutes les causes de dégradation qui les menacent sont d'intérêt général. Il est du devoir de chacun de veiller à la sauvegarde du patrimoine naturel dans lequel il vit. Les activités publiques ou privées d'aménagement, d'équipement et de production doivent se conformer aux mêmes exigences. »

Article 1 de la Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

AVANT-PROPOS

Cette thèse a été financée par la Direction de la Recherche et de l'Innovation du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, dans le cadre de l'axe 1 (Données et méthodes d'évaluation des effets sur l'environnement des infrastructures de génie civil) du projet OREVADD (Outils et Référentiels pour Évaluer selon une Approche Développement Durable) du Pôle Scientifique et Technique Paris-Est.

Cette thèse d'écologie a été réalisée dans un établissement public à caractère scientifique et technologique, l'Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (ou IFSTTAR). L'IFSTTAR est un acteur de la recherche européenne sur la ville et les territoires, les transports et le génie civil. Ce cadre de génie civil a permis une étude des effets des projets routiers et ferroviaires en partant de l'analyse des perturbations liées aux différentes étapes des projets de construction jusqu'à la mise en service de l'infrastructure. La prise en compte de la biodiversité est un domaine de recherche récent à l'IFSTTAR.

L'objectif de la thèse est de développer une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructure de transport terrestre, c'est-à-dire des projets routiers et des lignes ferroviaires, sur les milieux naturels. L'évaluation des effets liés aux perturbations est réalisée à partir de la combinaison d'indices et d'indicateurs à différentes échelles, en un coût écologique, afin de prendre en compte les différents niveaux d'organisation écologique.

REMERCIEMENTS

Passionnée par la protection de la biodiversité, après un double diplôme de Master 2 en Écologie et en Droit de l'environnement qui m'ont permis d'acquérir et de maîtriser des outils de protection des espaces naturels à la fois scientifiques et juridiques, ce projet de recherche est un prolongement direct. La thèse a été réalisée à l'Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR). L'immersion au sein d'un établissement de Génie Civil, m'a permis de me confronter à un regard extérieur sur l'écologie. En effet, la prise en compte de la biodiversité est un domaine de recherche récent à l'IFSTTAR.

Durant ces trois années intenses, ce sujet m'a véritablement envahi et m'a permis de travailler sur différentes disciplines de l'écologie (écologie de la route, modélisation en écologie, synécologie, évaluation de la qualité des écosystèmes, écologie faunistique, floristique,...), de réaliser des études de terrain, de jour et de nuit, pendant 4 mois en forêts tempérées, méditerranéennes, et de travailler en laboratoire pendant 6 mois sur l'identification des espèces d'invertébrés, de chiroptères.

Pendant ces trois ans, j'ai rencontré de nombreuses personnes qualifiées et je tiens à remercier celles qui m'ont permis de finaliser cette thèse :

Suite à mon travail de stage de master 2, cette thèse est financée par la Direction de la Recherche et de l'Innovation du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, dans le cadre de l'axe 1 du projet OREVADD (Outils et Référentiels pour Evaluer selon une Approche Développement Durable) du Pôle Scientifique et Technique Paris-Est,

Monsieur Denis François, Directeur de thèse, pour m'avoir confié ce sujet, pour la liberté qu'il m'a accordée dans la réalisation de ces travaux, pour les corrections du mémoire et des articles,

Madame Françoise Burel, Directrice de recherche, CNRS ; Monsieur Jean-Philippe Tonneau, Directeur de recherche, CIRAD, pour avoir accepté d'être les rapporteurs de la thèse ;

Madame Nathalie Machon, Professeure MNHN et Madame Corinne Larue, Professeure, Université Paris Est Créteil, membres du comité de suivi pour avoir aiguillé la thèse, pour les discussions enrichissantes, pour avoir accepté de participer au jury de thèse ;

Monsieur Thomas Curt, Directeur de recherche, IRSTEA, Président du jury de thèse, Monsieur Laurent Gornet, Maître de conférences, HDR, École Centrale Nantes, Monsieur Bernard Halphen, Ingénieur Général des Ponts, des Eaux et des Forêts, CEREMA, pour avoir également accepté de faire partie du jury de thèse,

Monsieur Christian Kerbiriou Maître de conférence et Monsieur Jean-François Julien, Professeur au MNHN, pour m'avoir permis d'emprunter le matériel d'enregistrement d'ultrasons des chiroptères, pour leur avis sur le protocole, Madame Isabelle Le Viol, Maître de conférences au MNHN, pour avoir participé à ce comité de suivi,

L'ONF, Unité territoriale d'Alençon, Monsieur Lionel Huchette, Responsable de l'unité, pour m'avoir accordé l'autorisation d'effectuer mes relevés dans leurs forêts normandes ; Monsieur Gwenaël Landais pour avoir partagé nos inventaires de chiroptères dans les forêts étudiées, Monsieur Pons propriétaire du château de la Barben, pour nous avoir permis de réaliser des observations de papillons et de flore méditerranéenne près de la LGV qui traverse ce domaine inscrit en réserve naturelle volontaire ; Monsieur Mickaël Hedde Chargé de Recherche pour m'avoir accueilli pendant

quelques temps au sein du laboratoire à l'INRA de Versailles, à son équipe, Gaël et Jodie, pour m'avoir aidée dans l'identification des carabes, des staphylins et des araignées,

A mes stagiaires : Joanna pour nos longues journées à se débattre dans les chênes kermès sous le soleil brûlant méditerranéen, et également Myriam pour sa participation aux longues journées et nuits de terrain, pour les discussions lunaires en pleine forêt, merci à vous pour votre motivation sans faille au cours de vos stages intenses,

Madame Agnès Jullien responsable et Madame Véronique Cerezo co-responsable de l'équipe EASE pour m'avoir accueillie dans leur équipe,

À toute l'équipe EASE, pour avoir partagé des pique-niques improvisés, et à Cyrille pour tous les ordres de missions en forêt sortant du cadre ordinaire, Patrick pour les découpes des tuyaux et pour le support d'enregistrement des chiroptères, Jean-François pour ses emails humoristiques qui ont émaillé des petits temps de détente, Bogdan pour son partage d'expérience de jeune chercheur, Cristina le rayon de soleil espagnol du bureau pour notre soutien mutuel dans notre recherche d'emploi, Laurence pour les nombreuses bouteilles de 2 litres, aux mangeurs de confiture de l'Ifsttar qui se sont mobilisés pour que je puisse conserver mes 240 échantillons, merci à tous ceux qui sont venus me faire un petit coucou dans le laboratoire rempli d'insectes, enfin merci à la cantine, pour les bons petits plats du midi durant ces trois ans et les moules frites bien sûr,

L'équipe du CERSP-MNHN, l'équipe IPAPE DE CITERES de l'Université de Tours, le CETE de l'Ouest pour m'avoir invité à présenter et à discuter sur mes travaux,

Le comité français de l'AIPCR pour la remise du prix décerné à l'article « Méthode d'évaluation des effets des projets routiers sur les écosystèmes pour le développement d'un outil de planification » et pour m'avoir permis de participer au congrès mondial de la route à Mexico,

L'Association Noé conservation pour ses programmes de conservation sur les papillons, que je suis avec plaisir depuis 7 ans, et pour le petit encart dans les news sur le prix de Mexico,

La commission européenne pour avoir choisi l'article et publié « Policies to protect natural areas from roads assessed in France » dans European Commission DG Environment News Alert Service,

L'Université de Rennes 1, pour m'avoir donné une formation solide en écologie, Madame Cendrine Mony et Monsieur Afif Daher Responsables du master Environnement et Droit, pour m'avoir donné l'opportunité d'effectuer un séminaire sur l'écologie de la route auprès des étudiants du master, La Direction Interdépartementale des Routes Ouest (DIRO) du district de Rennes, pour nous avoir accompagnés lors de la sortie terrain des passages à faune avec les étudiants,

A tous mes amis de longue date et de fac, Manu, Anne-Lise, Acp, Julie et à Sven, Sam, Nico, Nat, François, Armand, Gaëtan,... pour cet anniversaire surprise, vraiment surprise ! Un grand merci, je me souviendrai longtemps de mes 27 ans. Merci pour votre patience, votre compréhension durant ces trois années où j'étais sur une autre planète, pour votre soutien, pour les nombreuses discussions autour de la thèse et sur l'avenir, pour tous ces moments magiques partagés qui m'ont permis de m'évader quelques instants, puis la découverte des milieux Corse, les concerts de Muse,...

...« Animals, we're animals »... Thanks to the band Muse, Matthew, Christopher and Dominic, your songs have followed me during my long study of ecology and inspired me during your "resistance" and the "second law" tour,

Un grand merci à ma famille qui ont cru en mon projet professionnel, pour leur soutien de tous les instants durant ces longues années d'étude, merci à mes parents Hubert et Martine pour toutes les discussions essentielles pour recharger les batteries, ce qui m'a permis de mener à bien cette thèse, mon frère Frédéric et ma sœur Florence pour être indispensables, de me donner de bons conseils, pour notre premier voyage aux Etats-Unis à la découverte de San Francisco, et à toute ma famille, encore merci à vous d'être toujours là pour moi,

Enfin, merci à toutes les personnes qui contribuent chaque jour à la protection de la nature.

Contact : fanny.mallard44@gmail.com

SOMMAIRE

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I. ÉTAT DE L'ART DES EFFETS DES PROJETS D'INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT TERRESTRE SUR LES ÉCOSYSTÈMES	27
1. INTRODUCTION.....	29
2. DÉFINITIONS DES EFFETS.....	30
3. EFFETS DES PROJETS ROUTIERS SUR LES ÉCOSYSTÈMES	33
4. EFFETS DES PROJETS FERROVIAIRES SUR LES ÉCOSYSTÈMES	43
5. MESURES POUR ÉVITER, RÉDUIRE, COMPENSER LES IMPACTS SUR LES ÉCOSYSTÈMES	50
6. CARENCES DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES EN ÉCOLOGIE DES ITT	60
7. CONCLUSION.....	65
CHAPITRE II. M1 - DÉTERMINATION DES EFFETS MAJEURS POTENTIELS DES PROJETS SUR LES ÉCOSYSTÈMES	67
1. INTRODUCTION.....	69
2. PRINCIPE DE LA MODÉLISATION DE LA DÉGRADATION DES ÉCOSYSTÈMES.....	70
3. MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA DÉGRADATION DES ÉCOSYSTÈMES	72
4. RÉSULTATS DES EFFETS POTENTIELS MAJEURS.....	117
5. DISCUSSION	136
6. CONCLUSION.....	139
CHAPITRE III. M2 - ÉLABORATION D'INDICATEURS D'ÉTAT DES HABITATS NATURELS.....	141
1. INTRODUCTION.....	143
2. MÉTHODE D'ÉVALUATION DE L'IMPORTANCE DES CIBLES DANS LA CHAÎNE DE CAUSALITÉ	144
3. RÉSULTATS DES CHAÎNE DES CAUSALITÉ ET INDICATEURS.....	156
4. DISCUSSION	205
5. CONCLUSION.....	211

CHAPITRE IV. ÉTUDES DE SENSIBILITÉ DE QUATRE INDICATEURS BIOTIQUES POTENTIELS DES HABITATS FORESTIERS	213
1. INTRODUCTION.....	217
1. PRINCIPES GÉNÉRAUX	217
2. EFFET LISIÈRE DE LA ROUTE SUR LES POPULATIONS D'INVERTÉBRÉS EN FORÊTS TEMPÉRÉES DE FEUILLUS	222
3. EFFET LISIÈRE SUR LES POPULATIONS DE RHOPALOCÈRES EN FORÊTS MÉDITERRANÉENNES	268
4. EFFET DE LA LUMIÈRE ARTIFICIELLE DU TRAFIC ROUTIER SUR LES POPULATIONS DE CHIROPTÈRES EN FORÊTS TEMPÉRÉES DE FEUILLUS.....	293
5. ÉVALUATION DE LA PERTINENCE DE L'ÉCHANTILLONNAGE	314
6. CONCLUSION.....	324
CHAPITRE V. M3 - ÉVALUATION QUANTITATIVE DES IMPACTS DES PROJETS SUR LES MILIEUX NATURELS	325
1. INTRODUCTION.....	327
2. VULNÉRABILITÉ DU PAYSAGE	327
3. SENSIBILITÉ INTRINSÈQUE DES ÉCOSYSTÈMES	329
4. ÉTAT PRÉVISIONNEL DES MILIEUX NATURELS	351
5. ORGANISATION SPATIALE DE L'ÉCO-COMPLEXE.....	355
6. ÉVALUATION DU COÛT ÉCOLOGIQUE DES PROJETS.....	364
7. DISCUSSION	375
8. CONCLUSION.....	381
CONCLUSION GÉNÉRALE	383
ANNEXES	391
ANNEXE 1. INVENTAIRE DES SOURCES DE PERTURBATION – MATRICE PABS.....	395
ANNEXE 2. STRUCTURE, COMPOSITION ET FONCTIONNEMENT DES ÉCOSYSTÈMES	403
ANNEXE 3. CALCULS D'INCERTITUDE DE LA FONCTION DE DESCRIPTION DE LA DÉGRADATION DES ECOSYSTÈMES.....	432
ANNEXE 4. DONNÉES BIOLOGIQUES DE L'ÉTUDE DE SENSIBILITÉ DES INDICATEURS D'INVERTÉBRÉS RAMPANTS ET VOLANTS .	437
ANNEXE 5. DONNÉES BIOLOGIQUES DE L'ÉTUDE DE SENSIBILITÉ DES INDICATEURS RHOPALOCÈRES	443
ANNEXE 6. DONNÉES BIOLOGIQUES DE L'ÉTUDE DE SENSIBILITÉ DES INDICATEURS CHIROPTÈRES	447
BIBLIOGRAPHIE	449

INTRODUCTION GÉNÉRALE

« [...] Croire que nous tenons avec nos réserves la solution des problèmes de conservation, c'est accepter définitivement l'idée que l'homme et la nature ne peuvent coexister. Que le premier, pour produire, ne peut le faire que dans le déséquilibre écologique. Que la seconde, pour subsister, est incapable de nous intégrer en tant que partie de l'écosystème. Il n'y aura donc jamais, selon cette conception, de société moderne trouvant l'harmonie avec son milieu [...] »

François Terrasson,

Extrait de *La peur de la nature, au plus profond de notre inconscient, les vraies causes de la destruction de la nature*, 2007.

1. Contexte : Projets d'infrastructure de transport terrestre et milieux naturels

1.1. Une réalité : le déclin de la biodiversité

En 1988, l'assemblée générale de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) pose la première définition officielle de la biodiversité : « La diversité biologique, ou biodiversité, est la variété et la variabilité de tous les organismes vivants. Ceci inclut la variabilité génétique à l'intérieur des espèces et de leurs populations, la variabilité des espèces et de leurs formes de vie, la diversité des complexes d'espèces associées et de leurs interactions, et celle [la diversité] des processus écologiques qu'ils [les organismes] influencent ou dont ils sont les acteurs (dite diversité écosystémique) »¹.

La biodiversité joue un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes et dans les nombreux services qu'ils procurent aux humains. Ceux-ci comprennent le cycle des éléments nutritifs et le cycle de l'eau, la formation et la stabilisation du sol, la résistance aux espèces envahissantes, la pollinisation des plantes, la régulation du climat, ainsi que le contrôle des organismes nuisibles et de la pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

La disparition des espèces animales et végétales fait partie du cours naturel de l'histoire de la Terre. Cependant, les activités anthropiques ont accéléré le taux d'extinction, qui est actuellement 100 à 1 000 fois supérieur au rythme naturel (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). L'indice « Living Planet Index » intègre les données d'abondance de 555 espèces terrestres, 323 espèces d'eau douce, et 267 espèces marines du monde entier. Entre 1970 et 2008, cet indice a globalement baissé de 40%. L'indice des populations terrestres a chuté de 30%, celui des espèces d'eaux douces de 50%, et celui des espèces marines de 30% (Fig. 1).

La liste rouge mondiale des espèces menacées de l'UICN publiée en 2009 recense 17 291 espèces menacées d'extinction sur les 47 677 d'espèces répertoriées. Parmi les catégories évaluées, 21 % des mammifères, 30 % des amphibiens, 12 % des oiseaux, 28 % des reptiles, 37% des poissons d'eau douce, 70% des plantes, 35% des invertébrés répertoriés sont menacés. En 2011, la Liste rouge de l'UICN évalue 59 508 espèces dont 861 sont éteintes, 9 367 en danger d'extinction, 14 171 vulnérables ou menacées, 8 996 ont des données insuffisantes et seulement 25 853 sont de « préoccupation mineure » soit 43%.

¹ 18ème Assemblée Générale de l'UICN, Costa Rica, 1988

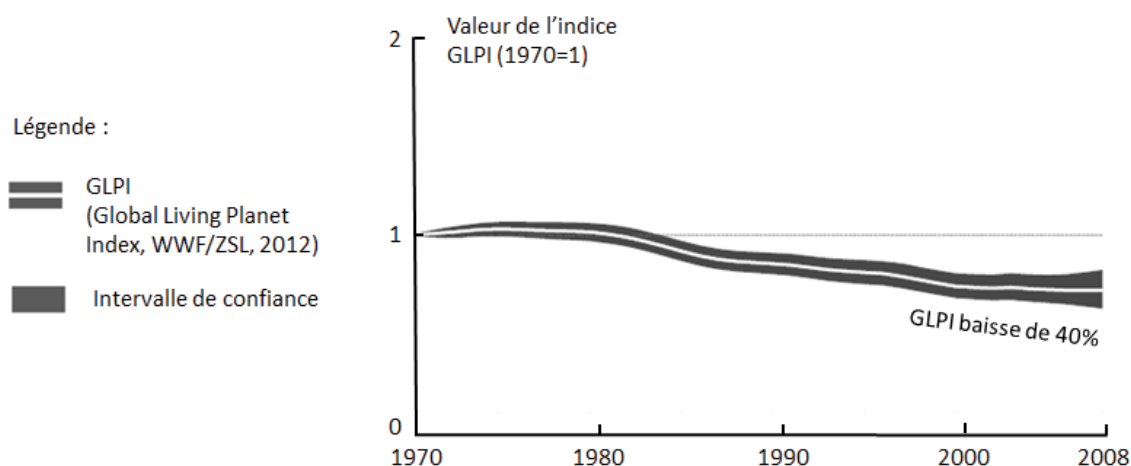


Fig. 1. Indice d'abondance des populations des espèces de vertébrés vivant dans les zones terrestres, d'eau douce et les écosystèmes marins (modifié de wwf.panda.org).

1.2. Une des causes majeures : les infrastructures de transport terrestre (ITT)

Le phénomène particulier de fragmentation des habitats naturels est une cause majeure du déclin de la biodiversité, avant celle de la pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les réseaux de transport sont le principal facteur de fragmentation des espaces naturels. Par leur construction, leur utilisation, leur gestion, leur maillage et leur grande étendue sur le territoire, le réseau des ITT deviendrait ainsi une des principales menaces du déclin de la biodiversité par la destruction, la dégradation, l'altération ou la fragmentation des habitats de nombreuses espèces animales et végétales (Geneletti, 2002; Gontier *et al*, 2006).

Les ITT affectent la structure, la dynamique du fonctionnement des écosystèmes (Geneletti, 2002) par un large éventail d'effets directs, indirects et induits (Forman *et al*, 2003). Les effets directs sont les effets majeurs écosystémiques liés directement à la présence de l'infrastructure et qui influencent de manière non équivoque les processus clés des écosystèmes. Ils comprennent la destruction des habitats naturels, des réseaux écologiques, des espèces, la mortalité des animaux par collisions avec les véhicules, l'effet barrière de l'infrastructure, l'introduction d'espèces invasives. La dégradation de la qualité du biotope est due aux pollutions, aux changements micro-climatiques (bruit, vibrations, lumière), aux émanations (poussière, hydrocarbures, métaux lourds), à l'usure des véhicules, aux produits déverglaçants et à l'entretien des bords de route par des produits phytosanitaires, herbicides et insecticides. Les effets indirects viennent de la combinaison des effets directs, qui ont tendance à s'amplifier dans le temps et à différentes échelles, tels que la dégradation et la fragmentation des écosystèmes. La fragmentation correspond à la réduction de la surface des écosystèmes et l'isolement des habitats naturels (Coffin, 2007). Les effets induits sont dérivés des activités anthropiques annexes qui sont liées à la construction d'une ITT par exemple le

développement industriel ou les changements dans l'établissement humain et les modes d'utilisation des terres (remembrement,...) (Jaarsma *et al*, 2006).

Cependant, le réseau des Infrastructures de Transport Terrestre (ITT) est considéré comme un des éléments moteurs du développement économique et social des pays et contribue fortement à leur développement. D'une part l'infrastructure routière a une importance primordiale dans la chaîne des transports, que ce soit en milieu rural ou urbain. Les routes rurales en particulier sont destinées à assurer une desserte en profondeur du pays, un désenclavement des populations pour leur permettre d'accéder au reste du réseau et par là à la vie économique et sociale du pays. D'autre part, dans de nombreux pays, les voies de chemin de fer jouent un rôle important dans le transport de marchandises (exemple en Amérique du nord) et de passagers (exemple en Inde et Chine) (Uherek *et al*, 2010). En comparaison au transport routier, le transport ferroviaire est également considéré comme le moyen pouvant contribuer de manière significative au cours des prochaines décennies à l'atténuation du changement climatique (Prudêncio da Silva *et al*, 2010). Il est donc important d'encourager un réseau de transport intermodal dans lequel chaque mode est utilisé d'une manière écologiquement efficace (Mayer *et al*, 2011).

En conséquence, l'aménagement des infrastructures routières, ferroviaires et la préservation de la biodiversité doivent nécessairement être pensés en cohérence.

1.3. Évaluations environnementales : EES, EIE

Depuis la fin du XXème siècle, la biodiversité est prise en compte dans les évaluations environnementales.

La conduite des plans, programmes et projets routiers ou lignes ferroviaires est encadrée par un processus juridique complexe impliquant des évaluations environnementales réparties en deux grandes catégories de procédures : l'évaluation environnementale stratégique (EES) qui est relative à des actions stratégiques telles que les grands corridors de transport internationaux (Regmi et Hanaoka, 2012; Witte *et al*, 2012) ; l'évaluation de l'impact sur l'environnement (EIE), qui concerne des projets isolés. Le principe commun entre la directive de l'EIE (directive 85/337/CEE) et celle de l'EES (directive 2001/42/CE) est de s'assurer qu'avant leur approbation ou leur autorisation, les plans, programmes et projets susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement soient soumis à l'évaluation environnementale (European Commission, 2013).

L'EES permet l'intégration des aspects environnementaux dans l'élaboration des plans et programmes (Directive européenne 2001/42/CE). Un plan est défini comme un ensemble d'objectifs coordonnés planifiés dans le temps, en vue de la mise en œuvre d'une politique dans un secteur particulier (ex. les transports). Un programme est un ensemble de projets pour atteindre les objectifs dans un secteur particulier (OCDE, 1998). L'EES vise à évaluer les effets sur

l'environnement dès les premières étapes du processus de planification, bien en amont des préparations des projets concrets, donc de l'EIE (García-Montero *et al*, 2010). Son domaine d'étude est beaucoup plus étendu que celle de l'EIE sur les incidences à l'échelle d'une région, d'un pays, voire de la planète vs. incidences locales. L'éventail des options envisageables est plus large, notamment par la durée du processus décisionnel qui autorise de nombreuses modifications. Certains systèmes d'EES intègrent aussi les conséquences socio-économiques (OCDE, 1998). L'EES fournit le cadre de l'EIE.

L'EIE est définie par l'International Association for Impact Assessment (IAIA) comme une procédure permettant d'identifier, de prévoir, d'évaluer et d'atténuer les conséquences environnementales d'un projet spécifique. En 1985, la procédure d'EIE a fait l'objet d'une directive européenne (Directive européenne 85/337/CEE). Elle doit rendre compte de l'analyse prévisionnelle des effets à court et à long terme relatifs aux milieux naturels et à l'environnement physique (air, eau, sol et sous-sol) dans la zone d'influence directe du projet d'aménagement. La réalisation d'une EIE nécessite des compétences dans les divers champs de l'environnement et de l'ingénierie (Arenas, 2008). L'EIE a été adoptée progressivement par de nombreux pays et a évolué en complexité en fonction des contextes locaux (Arenas, 2008; Kovacs, 1987) : États-Unis (1969) ; Canada (1973) ; Australie (1974) ; France (1976) ; Pays-Bas (1981) ; Japon (1984) ; Communauté Européenne (1985) ; Nouvelle-Zélande (1991) ; Chili (1994)...

1.4. Évaluations environnementales en France : un cas pratique

La France est un pays avec un réseau de transport dense. En 2006, l'Institut Français de l'Environnement recense 1 079 072 km de routes et 32 888 km de voies ferrées traversant le territoire français. La surface totale des routes correspond à 1,2 % du territoire métropolitain. Le réseau de transport est le principal facteur de fragmentation des espaces naturels en France. Quelques espaces naturels de 50 à 90 km² sont disséminés dans les régions du Centre Ouest et Nord Est. Les grands espaces naturels de plus de 90 km² de surface se retrouvent dans les régions du sud (Fig. 2).

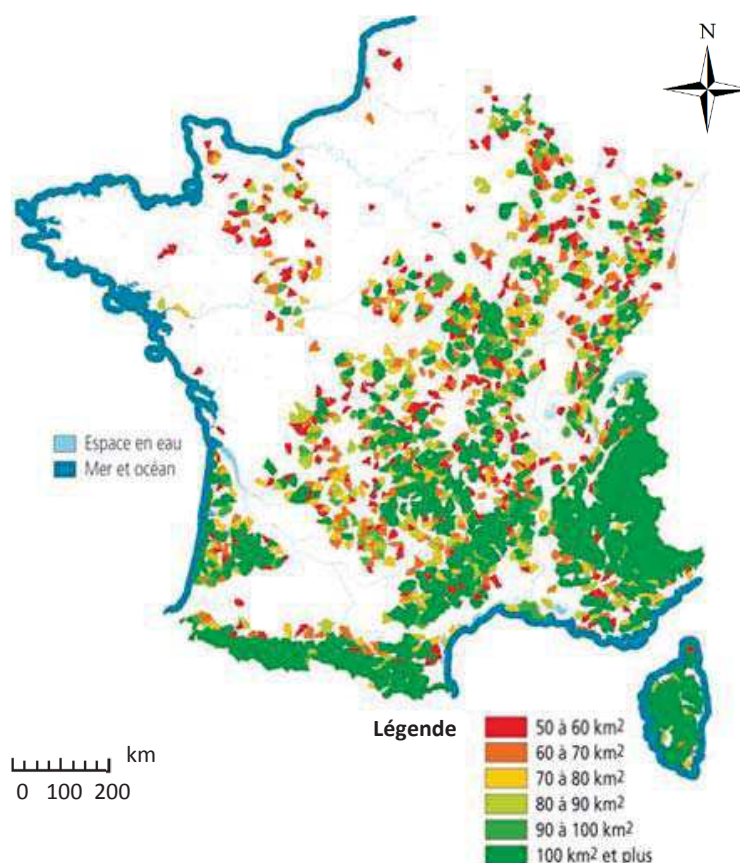


Fig. 2. Surface maximale des espaces naturels d'au moins 50 km² non fragmentés par les ITT (modifiée de DNP, ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement durables / Cemagref UMR Tetis, sept. 2006).

En France, le déroulement d'un projet d'ITT se compose d'une série d'étapes dont certaines peuvent être simplifiées, confondues ou adaptées en fonction du contexte de l'opération, notamment lorsqu'il s'agit d'une opération de faible importance ou consistant simplement à aménager le réseau existant. La conduite de ces étapes est encadrée par un processus juridique comprenant des études environnementales (Fig. 3). Les modalités d'élaboration des grands projets d'infrastructures ferroviaires sont déterminées par la circulaire 2000-98 du 28 décembre 2000. Celles relatives à l'élaboration, l'approbation et l'évaluation des opérations d'investissement sur le réseau routier national sont fixées par la circulaire du 7 janvier 2008.

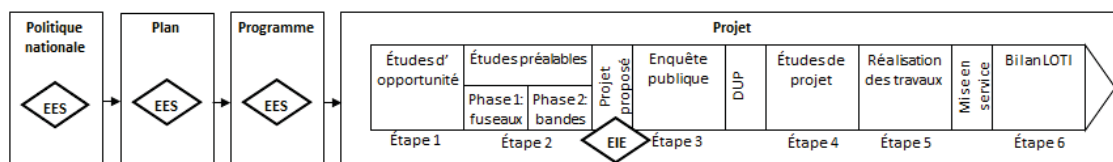


Fig. 3. Succession des étapes du processus d'élaboration d'un projet d'ITT en France et situation par rapport aux procédures d'EES et d'EIE (Mallard et François, 2013a).

Après les EES des plans et programmes d'infrastructures de transport, les études d'opportunité du projet d'ITT (étape 1, Fig. 3) visent à apprécier la faisabilité technique du projet, ses principales

caractéristiques, ses enjeux socio-économiques, ses impacts sur l'environnement et l'aménagement du territoire (Circulaire du 7 janvier 2008).

Les études préalables à l'enquête publique (étape 2, Fig. 3) ont pour objet de choisir la meilleure solution de tracé, d'arrêter ses caractéristiques, de fixer son coût avec une bonne fiabilité (Circulaire du 7 janvier 2007). Cette étape est divisée en 2 phases (Fig. 3). La première phase définit dans l'aire d'étude (10 à 25 km de large) une bande de terrain de 1 km de large environ, appelée « fuseau » dans laquelle le tracé devra s'inscrire. Les études d'environnement dans cette phase dressent l'état de l'environnement de l'aire d'étude, de façon à contribuer à la définition et comparaison des différents fuseaux possibles. La seconde phase définit dans le fuseau retenu (par décision ministérielle), un tracé (« bande » de 300 m de large pour les routes à 500 m pour les LGV). Les études d'environnement dans cette phase précisent les caractéristiques et sensibilités de l'environnement à l'intérieur du fuseau, de façon à contribuer à la définition et comparaison de différentes variantes de tracé. Ces études aboutissent à la production du dossier d'enquête publique.

Le dossier d'enquête préalable à la Déclaration d'Utilité Publique (DUP, Fig. 3) intègre le dossier d'étude d'impact, qui est la synthèse des études d'environnement préalables (Sétra, 2008). Le décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011², fournit d'une part une liste de types de projets soumis systématiquement à étude d'impact, et d'autre part de projets soumis à la procédure d'étude dite au « cas par cas » (liste figurant en annexe de l'article R122-2 du Code de l'environnement). Les dossiers relevant de la procédure « au cas par cas » doivent être examinés par l'autorité administrative compétente en matière d'environnement, en général le préfet de région, qui détermine si le projet doit être ou non soumis à étude d'impact. L'étude d'impact décrit l'état initial de l'environnement dans l'aire d'étude, les raisons du choix du fuseau retenu, les principales variantes de tracé étudiées (plusieurs bandes) et la comparaison de leurs effets sur l'environnement. Le projet proposé (la bande soumise à enquête) est généralement la mise bout à bout de tronçons de bandes jugés comme les mieux adaptées à différents secteurs du fuseau étudié. Les impacts généraux et localisés du projet sont décrits, ainsi que les mesures envisagées pour les éviter, les réduire ou les compenser.

La phase d'enquête publique (étape 3, Fig. 3) permet à toute personne, grâce au dossier d'enquête, de prendre connaissance du projet proposé et lui offre la possibilité de consigner ses remarques, compléments d'informations, dans un registre tenu par un commissaire enquêteur. La DUP nécessaire à la poursuite du processus ne peut intervenir qu'à l'issue de l'enquête publique. Elle est prononcée par décret ministériel. Pour tous les projets portés par l'État, la DUP est

² Décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant sur la réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements

accompagnée d'un dossier des engagements de l'État qui résulte des propositions contenues dans le dossier d'enquête publique.

Après la DUP, les études de projet (étape 4, Fig. 3) définissent les caractéristiques géométriques précises du projet à réaliser, son emplacement et son emprise précise (largeur d'environ 100 m dans le cas des autoroutes et LGV), les types d'ouvrages d'art et leur positionnement. Du point de vue des études d'environnement, il s'agit de préciser les caractéristiques et sensibilités de l'environnement ; de mieux cerner les impacts du projet pour participer à son calage définitif ; d'arrêter dans le détail les mesures nécessaires. Ceci nécessite des études de terrain plus détaillées.

Pendant la phase de réalisation des travaux (étape 5, Fig. 3), un contrôle de la bonne application des mesures en faveur de l'environnement est réalisé sous la responsabilité du maître d'ouvrage et le contrôle de l'État. Il s'agit de la réduction des nuisances dues au chantier (ex. effets sur la qualité de l'air, de l'eau, bruit...) et des mesures mises en place pour les milieux naturels (ex. récréation de mares, construction des passages à faune...).

Enfin, la loi d'orientation des transports intérieurs (LOTI, Fig. 3, n° 82-1153 du 30 décembre 1982) prévoit qu'après la mise en service de l'infrastructure, un bilan socio-économique et environnemental, soit établi dans un délai de 3 à 5 ans (étape 6, Fig. 3). Ce bilan vise à analyser et expliquer les écarts entre les prévisions du dossier de DUP et les observations réelles, ainsi qu'à vérifier le respect des engagements de l'État. Il est réalisé sous la responsabilité du maître d'ouvrage.

1.5. Limites et difficultés des EES et EIE

Les évaluations environnementales des projets d'ITT sont un réel progrès en matière de sensibilisation des acteurs routiers (maître d'ouvrage et d'œuvre). Elles donnent accès à un retour d'expérience de la connaissance des impacts sur les milieux naturels et pour leur protection, mais elles n'ont pas enrayé le déclin de la biodiversité (Mallard et François, 2013a). Les évaluations des impacts sur la biodiversité présentent des limites, affectant l'étude de base, la prévision, et les étapes d'évaluation des impacts (Geneletti, 2006). Ces lacunes influent significativement sur la qualité même des EES et EIE, sur la prise de décision et, sur la « performance environnementale » de l'ITT (Zhou et Sheate, 2011).

L'Évaluation Environnementale Stratégique (EES) est élaborée au stade amont du processus de planification, mais ce n'est que depuis 2001 que la Directive d'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, dite Directive ESIE, précise que la biodiversité,

ainsi que la flore et la faune, doivent faire partie de l'évaluation³. Or, Zhou et Sheate (2011) observent que les évaluations EES ont encore un démarrage tardif. Les équipes chargées de l'évaluation sont impliquées dans les processus de planification à un stade très avancé voire parfois au stade final de planification. Les plans proposés ne sont pas ajustés en fonction des résultats des évaluations. Par ce décalage entre le processus de planification et d'évaluation, les EES ont peu d'influence sur les plans (Zhou et Sheate, 2011). De plus, elles se basent sur des informations peu détaillées et soumises à incertitudes. En France, des études de faisabilité sont conduites juste après les études pour l'EES, mais elles se limitent à des considérations générales quant aux impacts écologiques, et ne peuvent donc pas rattraper les carences des EES.

Par contre, la prise en compte des impacts écologiques est partie intégrante du processus de l'Étude d'Impact Environnemental (EIE) depuis plusieurs décennies (Zhou et Sheate, 2011). C'est notamment le cas depuis 1969 aux États-Unis. En Europe, la directive 85/337, remplacée par la directive 2011/92/UE du 13 décembre 2011, précise que les impacts sur la faune et la flore doivent être pris en considération. Cependant, en pratique, les EIE, telles que les études d'impact en France, ne sont mises en œuvre que tardivement dans le processus de décision des projets d'ITT⁴ (Mallard et François, 2013c).

Le contenu des EIE a progressé depuis leur création (Kovacs, 1987), toutefois diverses insuffisances demeurent. En France, le code de l'environnement (article R 122-5) prévoit que l'EIE doit comprendre l'analyse de la « faune et flore », des « habitats naturels », des « équilibres biologiques », des « effets directs, indirects, temporaires et permanents », et des « effets cumulés ». Le fonctionnement des écosystèmes n'est pas cité mais il est traité implicitement par ces éléments à analyser. De nombreuses lignes directrices ainsi que la Convention sur la diversité biologique de 2004 recommandent l'adoption et l'application d'une approche écosystémique (Gontier *et al*, 2006).

En pratique, la prise en compte des effets sur la nature dans les évaluations environnementales reste limitée (van Wee *et al*, 2003). La part initialement représentée par l'étude des milieux naturels dans l'EIE a vu sa proportion relative décroître avec l'introduction de nouveaux champs au fil des ans. L'analyse du contenu réel des évaluations environnementales montre qu'aujourd'hui les thèmes principaux sont les impacts sur la qualité de l'air et la santé, puis les nuisances sonores, les

³ Directive 2001/42/CE du Parlement européen et du Conseil du 27 juin 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, JO L197 du 21.7.2001

⁴ Circulaire du 7 janvier 2008 fixant les modalités d'élaboration, d'instruction, d'approbation et d'évaluation des opérations d'investissement sur le réseau routier national et Circulaire n° 2000-98, du 28 décembre 2000 relative aux modalités d'élaboration des grands projets d'infrastructure ferroviaire

vibrations et le paysage (Arenas, 2008; Burchill *et al*, 2011; Hamed et Effat, 2007; Kurze, 1996; Lundberg *et al*, 2009). Cette évolution a suivi une vision de l'environnement de plus en plus orientée vers l'espace utilisé directement par l'être humain pour la satisfaction de son bien-être (exposition, ressenti) (Larrue, 2000).

Les EIE et EES se basent sur le dispositif juridique des instruments de protection des espaces naturels. L'absence de statut juridique ne signifie pas l'absence d'intérêt écologique. De nombreux sites d'intérêt écologique n'ont pas de statut de protection (Mallard et François, 2013b). Par exemple, en France, en 2010, les zones naturelles d'intérêt écologique, floristique et faunistique – ZNIEFF, représentaient 29% de la surface du territoire métropolitain, seulement 1,23% se trouvant sous protection forte (MEDDE, 2013). De nombreuses espèces rares jouent un rôle écologique unique dans les écosystèmes (Mouillot *et al*, 2013). Cependant, la nature ordinaire a également un rôle essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes. Des variations d'abondance des espèces communes peuvent conduire à des conséquences importantes (Gaston et Fuller, 2008), pourtant la conservation de cette nature « ordinaire » reste négligée (de Redon de Colombier, 2008). Les évaluations environnementales ne tiennent pas compte de l'ensemble du fonctionnement des écosystèmes (Mallard et François, 2012).

Dans les évaluations environnementales peuvent être comptabilisées les aires protégées de différents statuts traversées par le projet : zones humides Ramsar, zones Natura 2000, parcs naturels nationaux et régionaux (Lundberg *et al*, 2009; Uršej et Kontić, 2007) ; le pourcentage d'animaux et de plantes menacés (Liu et Lai, 2009). Les évaluations sont qualitatives et ne tiennent pas compte du fonctionnement des écosystèmes. La prise en compte des effets sur la nature est ainsi limitée dans les évaluations environnementales (van Wee *et al*, 2003). Ainsi, l'évaluation des impacts est établie principalement sur les zones de protection des espaces naturels et sur la présence d'espèces rares ou menacées, elle est basée sur la force que leur confère leur statut juridique (Mallard et François, 2013b).

En Europe comme aux États-Unis d'Amérique et en Chine (Geneletti, 2006; Gontier *et al*, 2006; Zhou et Sheate, 2011), les principaux défauts relatifs à l'intégration des questions écologiques résident dans la nature essentiellement descriptive des évaluations, dans l'accent mis sur les zones et les espèces juridiquement protégées. Des manquements sont relevés : absence de prévision quantitative des effets du fait notamment de l'absence d'indicateurs ; absence d'évaluation au niveau de l'écosystème ; non prise en compte des processus écologiques et de leurs échelles spatiales et temporelles. Les principaux échecs d'intégration des questions écologiques dans ces évaluations, étudiées en Europe, aux États-Unis et en Chine, portent sur des indicateurs non correctement identifiés, justifiés et sur l'absence d'évaluation des impacts dans le temps au niveau des écosystèmes (Geneletti, 2006; Gontier *et al*, 2006; Zhou et Sheate, 2011; Mallard et François, 2013d).

1.6. Absence de référentiel d'évaluation écologique des projets

Ce constat sur les limites et difficultés des évaluations environnementales est lié au manque de recommandations sur l'analyse des effets en direction des chargés de l'évaluation (Noble, 2004). Un rapport sur l'efficacité de la directive européenne sur l'EIE (Commission Européenne, 2002) conclut que peu d'informations sont disponibles sur la façon dont les questions de biodiversité sont traitées dans la pratique (Gontier *et al*, 2006).

La responsabilité de réalisation et de rédaction des évaluations est du ressort du maître d'ouvrage. Il souhaite naturellement présenter le dossier sous son meilleur jour, et peut souhaiter que le bureau d'études qu'il commissionne pour la réalisation de l'évaluation environnementale, adopte la même posture. Dans un tel contexte, il apparaît difficile de parvenir à des évaluations véritablement objectives (Inserguet-Brisset, 2005). Du fait de la territorialisation des objectifs des politiques de l'environnement (Larrue, 2000), les priorités varient d'une collectivité à une autre, voire divergent. Ainsi, lorsqu'elles sont maîtres d'ouvrage, les collectivités territoriales peuvent être également tentées d'influer sur l'évaluation qui devient insuffisante. Dans le processus de décision, les effets écologiques reçoivent beaucoup moins d'attention que les effets liés aux retombées économiques des projets. Il en résulte que les recommandations proposées pour la protection des milieux naturels dans le cadre de l'évaluation, peuvent voir leur efficacité fortement réduite par le jeu des rapports de force entre acteurs (Mallard et François, 2013a).

Depuis de nombreuses années, il n'existe quasiment pas d'études prospectives décrivant l'évolution probable des milieux naturels en fonction des différentes variantes d'aménagement. Jusque dans les années 2000, les évaluations se sont basées essentiellement sur les jugements d'experts. Cette pratique fait courir un risque de biais dans la prise en compte des divers champs de l'analyse écologique et de subjectivité dans l'appréciation des impacts (Keshkamat *et al*, 2009; Liu et Lai, 2009), en fonction des domaines de compétence des experts.

Compte tenu de la variété de champs de l'évaluation et des moyens financiers mis en jeu, un nombre limité d'experts peut être mobilisé. En fonction du panel d'experts intervenant sur une étude, l'équilibre global de l'évaluation peut pencher du côté d'une approche plutôt « anthropocentrée », que celui d'une approche plutôt « biocentrée » où la nature revêt une valeur propre respectée pour elle-même (Larrue, 2000). L'absence d'expertise sur certains points conduira à des lacunes. Peu de recommandations quant au traitement et à l'intégration des avis des experts dans les documents réglementaires sont disponibles à l'intention des responsables des évaluations (Noble, 2004). La qualité des études sur les atteintes à la biodiversité est ainsi largement dépendante des compétences des prestataires du maître d'ouvrage, les bureaux d'études spécialisés « faune-flore » et « milieux naturels » (Lavoux et Féménias, 2011).

Du point de vue juridique, le manque de référentiel d'évaluation écologique rend difficile le contrôle contentieux de ces éventuelles insuffisances liées à l'influence des acteurs. Sans référentiel technique et scientifique, il ne peut sanctionner toutes les irrégularités des évaluations, dès lors que certaines omissions n'apparaissent pas déterminantes (Inserguet-Brisset, 2005).

1.7. Besoin d'une méthode d'évaluation écologique quantitative des projets

L'analyse des limites et difficultés de la prise en compte des milieux naturels dans les évaluations environnementales indique la nécessité de mettre à disposition des chargés de l'évaluation une ou des méthode(s) en y transférant autant que possible les avancées de la recherche.

Dans le domaine de l'écologie, les choix pour les décideurs sont délicats et laissent le champ au débat et à la négociation entre acteurs. Pour tendre vers une « réconciliation » entre la préservation de la nature et le bien-être humain, il est nécessaire d'avoir des méthodes biocentriques d'évaluation aussi élaborées et solides que celles anthropocentriques. Une méthode d'évaluation bien en amont des évaluations EIE permettrait de prendre en compte les milieux naturels de manière précoce dans le processus de décision d'un projet. Pouvoir évaluer, prévoir les effets sur les milieux naturels permet d'anticiper des mesures de suppression et de réduction des impacts en ajustant le tracé. En France, les projets d'infrastructures linéaires doivent prendre en compte un nouveau schéma d'aménagement du territoire, le schéma régional de cohérence écologique (ou SRCE). Il précise les mesures prévues pour réduire les atteintes aux continuités écologiques. L'objectif est ainsi d'anticiper des mesures préventives opérationnelles plus efficaces que les mesures d'atténuation et compensatoires. Il est en effet plus difficile de restaurer un milieu naturel et ses continuités que de simplement continuer à le conserver au mieux en l'état. Il s'agit d'obtenir des données temporelles et spatiales de pressions et de réponses pour que des alternatives de choix de tracé soient envisageables, discutables, et dont les conséquences soient simulables à différentes échelles.

Ces dernières années, des études proposent d'étudier les effets prévisibles sur les milieux suivants : la coupure entre des espaces naturels protégés (Joumard et Nicolas, 2010) ; les barrières écologiques formées par les infrastructures ferroviaires ; la consommation de ressources, les sols contaminés par des polluants divers (Lundberg *et al*, 2009). Ces éléments constituent un progrès dans l'évaluation des conséquences écologiques des projets, mais ils relèvent encore d'une série de critères déconnectés les uns des autres, plutôt que d'un ensemble d'indices de diagnostic du fonctionnement général des écosystèmes soumis aux effets des ITT.

Il existe aujourd'hui des modèles écologiques prédictifs, développés en écologie du paysage, en écologie spatiale et en biologie de la conservation. Ils fournissent des prévisions quantitatives,

distribuées spatialement, de certains types d'impacts liés au phénomène de fragmentation. Ces modèles comparent par exemple des unités territoriales sur la base de leurs attributs et variables naturelles, et évaluent quelques-uns des effets des réseaux de transport sur la biodiversité locale. Jusqu'à maintenant les modèles sont peu adaptées aux évaluations environnementales (García-Montero *et al*, 2010).

A ce jour, il n'existe pas de méthode présentant une analyse globale sur l'ensemble des effets prévisionnels se combinant durant les différentes phases d'un projet d'ITT sur l'ensemble des milieux naturels. Il est clair que le développement de solides méthodes quantitatives utilisables pour les acteurs des projets, pour modéliser, expliquer et prédire les interactions entre les structures du réseau routier mais également ferroviaire et les paysages sont des orientations importantes pour la recherche future (Coffin, 2007). La préservation de la biodiversité nécessite de considérer les systèmes écologiques dans leur globalité et leurs relations. Il est important qu'une méthode s'adapte aux différentes échelles des milieux naturels. Elle doit anticiper l'ensemble des effets potentiels au cours des trois phases des projets d'ITT (construction, exploitation, entretien). La prévision des impacts sur la biodiversité souffre actuellement d'un manque de méthode, reconnue et validée (Gontier *et al*, 2006). Cette méthode devrait quantifier les effets, du point de vue spatial et temporel, les différents types, « effets directs, indirects, temporaires et permanents », « effets cumulés ». Elle répondrait ainsi à la demande de la réglementation concernant les éléments à prendre en compte dans l'analyse des évaluations environnementales (article R 122-5 du Code de l'environnement). Une telle méthode contribuerait à réduire les incertitudes entourant les conclusions des évaluations de la biodiversité. Elle permettrait une discussion et une comparaison facilitée des différentes alternatives. Elle répondrait à la demande des aménageurs qui sont demandeurs d'une homogénéisation et d'une standardisation des méthodes, voire d'une certification de l'expertise en la matière (Vandeveldel *et al*, 2012).

2. Problématique de thèse

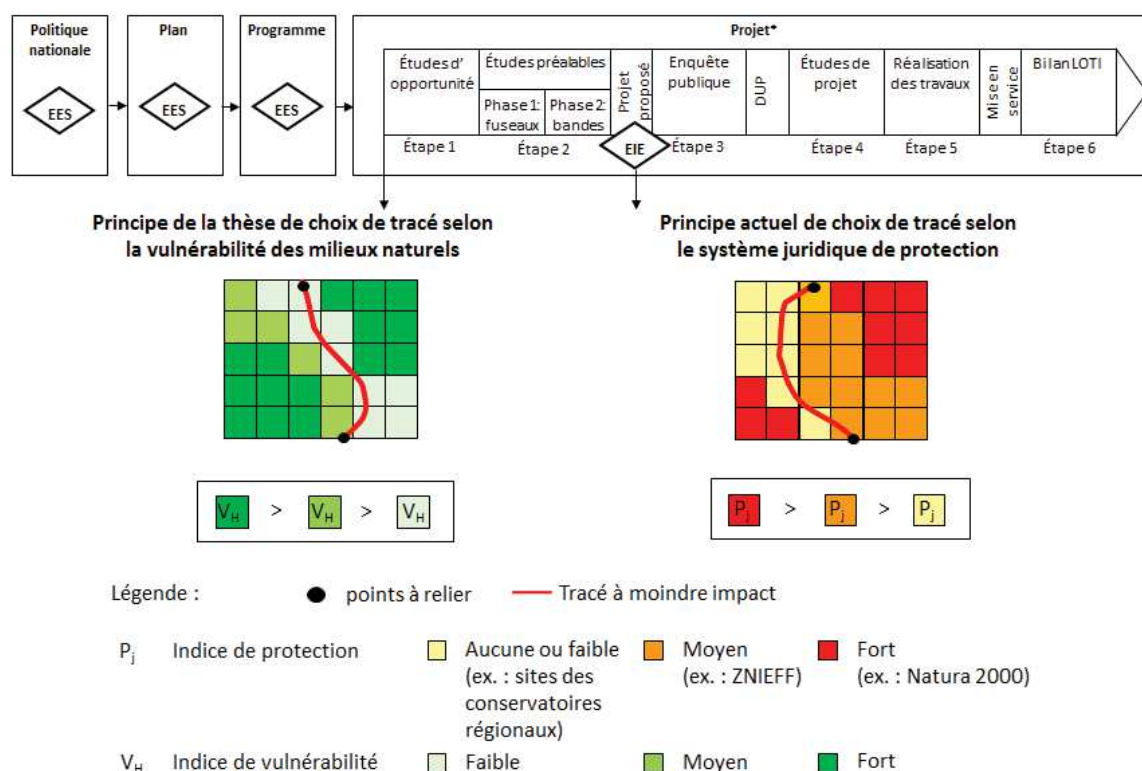
L'expression du besoin d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets sur les milieux naturels, utilisable par les acteurs en amont du processus de décision des projets d'ITT amène à poser la problématique suivante : Comment évaluer de manière quantitative la dégradation prévisionnelle des milieux naturels par les projets d'ITT ?

Une hypothèse de recherche est que la dégradation des écosystèmes peut-être évaluée à partir de la quantification synthétique de l'ensemble des effets spatio-temporels des perturbations à toutes les étapes des projets d'ITT sur les milieux naturels.

Cette hypothèse de recherche implique d'atteindre deux objectifs principaux. Le premier est de déterminer les effets potentiels de l'ensemble des sources de perturbation au cours des trois phases

des projets routiers et des lignes ferroviaires (construction, exploitation et entretien). Le deuxième objectif est d'évaluer à différentes échelles la dégradation prévisionnelle de divers milieux naturels vis-à-vis de ces perturbations déterminées. La dégradation prévisionnelle des systèmes écologiques liés à différentes échelles spatio-temporelles peut être combinée en un indice de vulnérabilité. La vulnérabilité est définie selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), comme le degré auquel le système est susceptible, ou bien se révèle incapable de faire face aux effets des pressions des activités des projets. Le classement des milieux naturels en un indice de vulnérabilité permet la recherche d'un tracé de projet évitant les zones vulnérables.

Les milieux naturels mis en pression par les perturbations des ITT doivent être pris en compte de manière précoce dans le processus de décision d'un projet, bien en amont des évaluations EIE. La démarche d'évaluation ne doit pas ainsi être uniquement basée sur un dispositif juridique de protection et une évaluation qualitative. Il s'agit de combiner des données temporelles et spatiales au niveau des pressions des ITT et aussi des réponses des milieux naturels. Les alternatives de choix de tracé sont alors liées à des indices discutables jusque dans leurs paramètres avec leurs incertitudes des effets et les indéterminations des réponses. L'enjeu de cette thèse est ainsi de tendre vers un indice de vulnérabilité des milieux naturels permettant de trouver des variantes de tracé de moindre impact sur les milieux naturels (Fig. 4).



*Projets routiers Circulaire du 7 janvier 2008, Projets ferroviaires Circulaire n° 2000-98, du 28 décembre 2000

Fig. 4. Principe de la recherche de tracé d'un projet à moindre coût écologique d'une évaluation basée sur la vulnérabilité des milieux naturels et basée sur le système juridique de protection des espaces naturels.

3. Démarche de recherche

3.1. De l'écologie de la route à l'écologie ferroviaire

Dès les années 1970, après qu'une grande partie du réseau de transport ait été mise en place, des études en biologie animale ont commencé à analyser les effets des routes sur les populations de faune comme des obstacles au déplacement naturel, comme une cause de mortalité et de modification de leur comportement. Avec le développement de l'écologie du paysage, l'attention s'est ensuite tournée vers des effets sur des échelles plus larges telles que la connectivité du paysage et la fragmentation des habitats. Sous l'impulsion de l'écologie du paysage et de la biologie de la conservation, la recherche sur les effets des routes sur les écosystèmes et les paysages est en pleine progression depuis ces dernières années (Coffin, 2007). La publication du livre des américains Forman *et al.* (2003), a marqué la consolidation de ce nouveau concept d'« écologie de la route ».

Le réseau ferroviaire étant moins développé, l'écologie ferroviaire n'est pas encore établie. Par analogie, une route et une ligne ferroviaire sont deux infrastructures linéaires avec des installations connexes permettant la circulation de véhicules entre deux destinations. Fondée sur cette analogie, cette thèse se situe dans une approche d'écologie de la route et d'écologie ferroviaire.

La recherche en écologie de la route consiste à analyser l'interaction des composantes des milieux naturels avec ces infrastructures (Forman *et al.*, 2003). La démarche de la thèse est de partir d'un référentiel de perturbations des phases de construction, d'exploitation et d'entretien de la route ou de la ligne ferroviaire pour analyser les effets sur les milieux naturels. Elle complète ainsi l'approche actuelle en écologie de la route. Elle est définie par l'étude des perturbations sur les organismes et l'environnement lors des activités de chantier, de l'utilisation et de l'entretien de l'infrastructure linéaire de transport, de ses installations connexes.

3.2. Approche spatio-temporelle de l'évaluation des effets des projets

Le réseau de transport routier et ferroviaire a été en grande partie mis en place à une époque où les planificateurs de transport étaient axés sur la prestation de transport sûr et efficace pour les usagers, avec relativement peu d'égard pour l'écologie. Aujourd'hui, avec l'émergence de l'écologie de la route et sous l'impulsion de la réglementation, les effets sont de plus en plus pris en compte dans les projets par la communauté des transports (Forman *et al.*, 2003).

Cependant ces études et recherche ne permettent pas aujourd'hui de lister et d'évaluer l'ensemble des effets des perturbations d'un projet d'ITT sur les écosystèmes pour différentes

variantes de tracé. Il n'existe pas de méthode d'évaluation écologique permettant de prendre en compte les différents types d'effets, « effets directs, indirects, temporaires et permanents », « effets cumulés » (article R 122-5 du Code de l'environnement) de l'ensemble des perturbations des étapes des projets d'ITT sur les processus écologiques et leurs échelles spatiales et temporelles.

A partir de l'analyse détaillée des différentes activités de la construction, de l'exploitation et de l'entretien des ITT, de la bibliographie sur différents types de milieux naturels, sur des observations de terrain et une démarche hypothético-déductive, cette recherche se propose d'évaluer l'ensemble des différents types d'effets à travers la vulnérabilité de différents niveaux écologiques.

Dans la perspective de développer une méthode capable de prendre en compte les divers effets des projets d'ITT, la théorie de la hiérarchie des niveaux d'organisation des systèmes écologiques fournit un cadre conceptuel pour traiter de l'ensemble de phénomènes se déroulant à plusieurs échelles d'espace et de temps. Le système peut être découpé en niveaux d'organisation de quasi autonomie correspondant aux échelles d'espace et de temps propres à chaque phénomène (Burel et Baudry, 1999). La hiérarchisation est établie de la plus petite entité, l'environnement immédiat d'un individu, à la plus grande, la biosphère ou région de la planète de l'ensemble des êtres vivants, en passant par l'habitat naturel, l'écosystème et l'éco-complexe (Fig. 5) (Ramade, 2009).

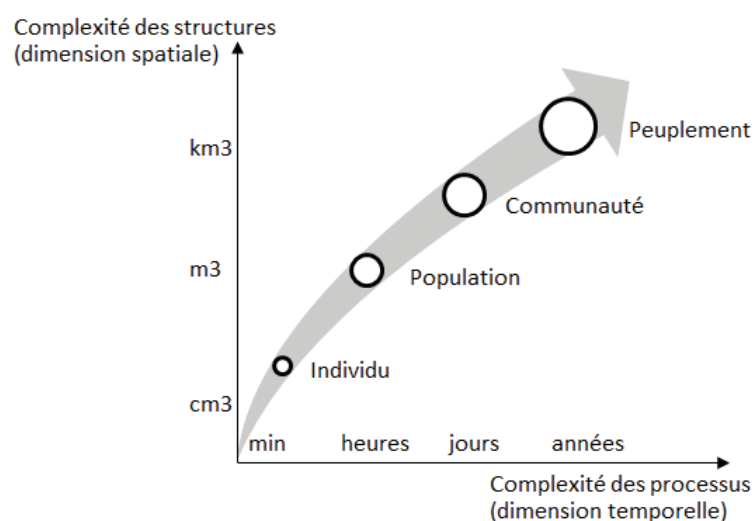


Fig. 5. Relation spatio-temporelle des systèmes biologiques (modifiée de Ramade, 2007).

Les phénomènes se déroulant dans de grands espaces sont plus lents que ceux qui interviennent sur de petits espaces. Les niveaux d'organisation sont en conséquence essentiellement caractérisés par les vitesses de fonctionnement des phénomènes (Burel et Baudry, 1999). Tout processus biologique, et plus particulièrement l'ensemble des processus écologiques fondamentaux dépend directement de la dimension spatiale du système biologique étudié (Ramade, 2007). Pour étudier des perturbations anthropiques sur les milieux naturels, une méthode est de considérer plusieurs niveaux dans la hiérarchie spatiale (Burel et Baudry, 1999). Le recours à des indicateurs

d'évaluation répondant à différentes échelles temporelles est préférable pour une évaluation pertinente à long terme (Dale et Beyeler, 2001).

Dans cette thèse, l'analyse des niveaux d'organisation extrêmes est écartée : l'échelle la plus petite, l'environnement immédiat de l'individu ; la plus grande, la biosphère. Ces niveaux ont respectivement soit une réponse trop forte soit une réponse trop faible aux perturbations d'un projet d'ITT qui rend difficile l'évaluation écologique. Les effets sont analysés par trois échelles spatio-temporelles pour déterminer l'état prévisionnel soumis aux perturbations des ITT : au niveau de l'habitat naturel (population), de l'écosystème (communauté) et de l'éco-complexe (peuplement).

L'habitat naturel est défini comme l'emplacement où vit un ensemble d'individus d'une espèce (population) et son environnement immédiat inorganique et organique. L'écosystème inclut un ensemble fonctionnel relativement stable et autonome, un ensemble d'êtres vivants en interactions entre eux et avec le milieu physique qu'ils exploitent (Ramade, 2009). L'échange des écosystèmes entre eux de matière et d'organismes vivants correspond à l'assemblage d'écosystèmes ou écosystèmes (Faurie *et al*, 2011) (Fig. 6).

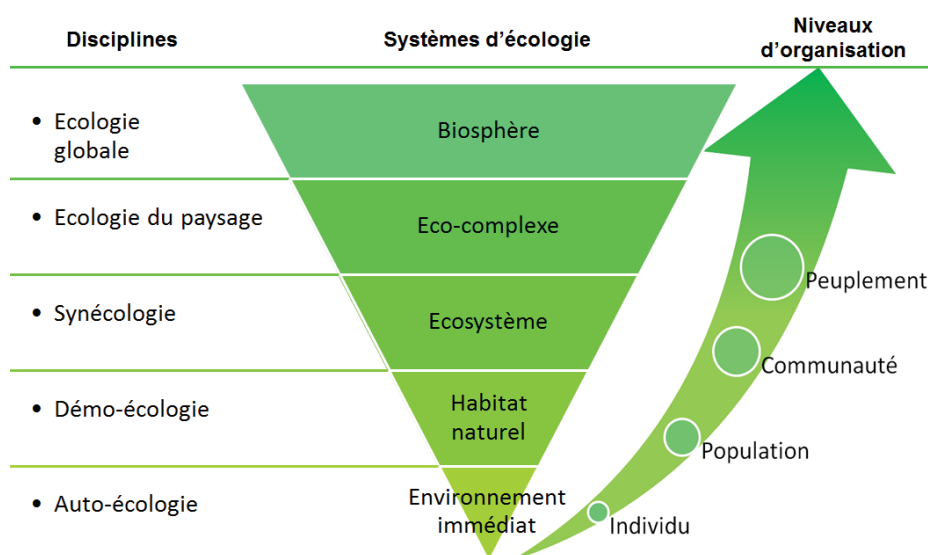


Fig. 6. Hiérarchie des sciences de l'écologie (modifiée de Ramade, 2007).

La détermination de la vulnérabilité implique une approche systémique indispensable, trois paramètres liés aux trois échelles retenues, (définition de la vulnérabilité adaptée du rapport de Millennium Ecosystem Assessment, 2005) :

- échelle de l'éco-complexe : organisation spatiale, taille, rareté, diversité, connexions des écosystèmes;
- échelle de l'écosystème : sensibilité aux perturbations, capacité à anticiper et à gérer le stress induit par les perturbations;

- échelle de l'habitat naturel exposé: état, résistance, capacité à absorber les perturbations tout en continuant à fonctionner.

Une vulnérabilité forte est définie ainsi par un degré de sensibilité fort, un bon état écologique et un milieu rare, de petite surface, de forme simple, peu connecté avec d'autres milieux.

La démarche de cette thèse met ainsi en relation plusieurs sciences biologiques inter-dépendantes de description des systèmes (démographie, synécologie, écologie du paysage) (Fig. 6). Les dimensions spatiales de cette approche, plus vastes que celles prises en compte dans la pratique de l'EIE, sont cohérentes et compatibles avec une méthode d'évaluation qui est applicable à un stade amont du processus de décision.

3.3. Choix des milieux terrestres et aquatiques de la France métropolitaine

Afin d'identifier un large spectre d'effets possible, un ensemble de 8 écosystèmes terrestres et aquatiques a été pris en compte. Ceci a conduit à mener une réflexion à partir de ces écosystèmes variés, étudiés, documentés soumis aux perturbations des ITT.

La France métropolitaine est choisie pour sa grande richesse botanique liée à la diversité de climats, des reliefs et de types de sols, qui en font une zone d'étude à grande diversité de milieux naturels (Gadant, 2002) fermés, ouverts, aquatiques et terrestres bien documentés : forêts, prairies, landes, milieux méditerranéens, zones humides et écosystèmes aquatiques (Fig. 7).

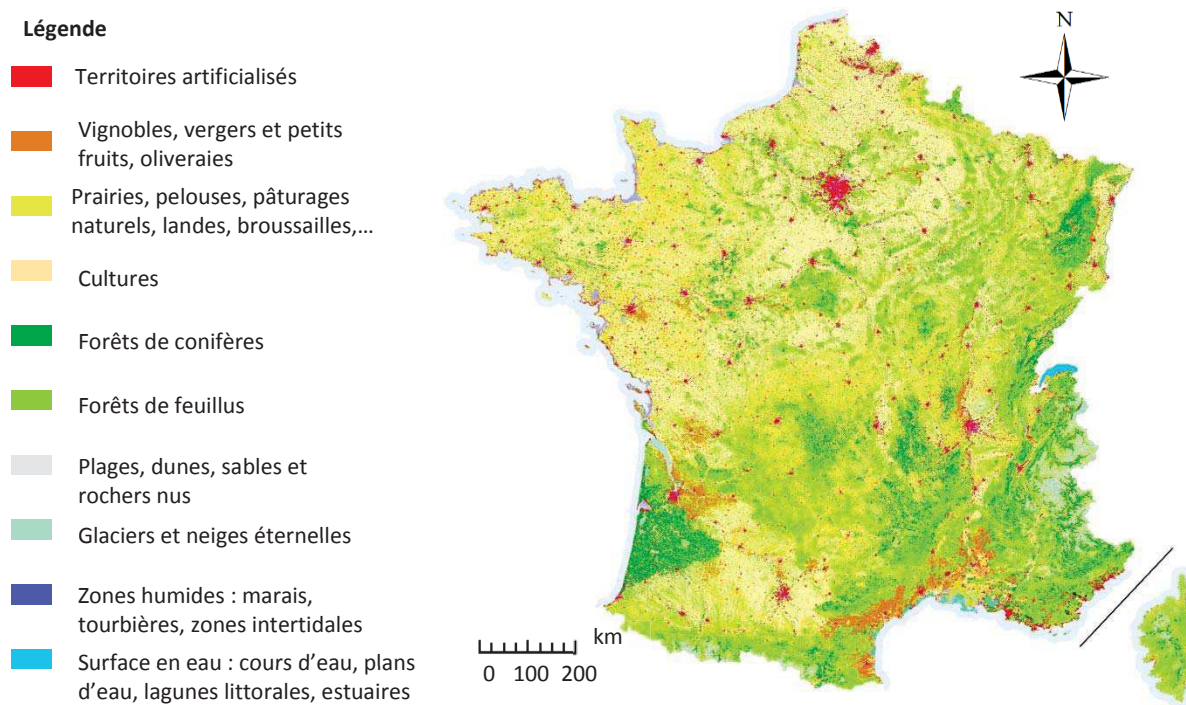


Fig. 7. Occupation des sols de la France métropolitaine en 2006 (modifiée en 10 grandes classes de Corine Land Cover).

La base documentaire de connaissances écologiques en France est riche. Dans le contexte européen, 40 % des espèces européennes de flore sont présentes en France métropolitaine, soit 4 900 espèces indigènes. La France métropolitaine est le 4^{ème} pays européen abritant le plus grand nombre d'espèces mondialement menacées, 124 espèces, après l'Espagne, le Portugal et l'Italie. Associée à cette diversité végétale, la France occupe le premier rang de l'Europe pour la diversité des amphibiens (38 espèces), des oiseaux (357 espèces), des mammifères (120 espèces) et pour l'ensemble des vertébrés (38 espèces de reptiles, 77 espèces de poissons d'eau douce), soit 630 espèces de vertébrés au total (données 2000 de Noé conservation).

De plus, c'est un territoire traversé par de nombreux réseaux routiers et de lignes ferroviaires dont la connaissance des impacts sur ces milieux naturels est également documentée (Sétra, 2009; Sétra, 2008; Sétra, 2006).

3.4. Détermination des effets potentiels majeurs

A l'échelle de l'écosystème, la première méthode (notée M1) consiste à identifier l'ensemble des effets potentiels théoriques sur les milieux naturels liés aux perturbations des projets routiers et ferroviaires aux stades construction, exploitation, entretien. Dans un premier temps, les sources de perturbations sont identifiées à partir de la documentation technique de génie civil sur les étapes de réalisation d'un projet routier et sur des observations de terrain sur chantier autoroutier et sur le bilan environnemental d'infrastructures déjà mises en place. Dans un deuxième temps, une analyse bibliographique, état de l'art des études scientifiques existantes traitant des effets des projets routiers et ferroviaires et de leurs mesures d'atténuation et de compensation, permet de faire le point sur les effets négatifs déjà analysés et connus. Cette démarche s'appuie sur les connaissances disponibles en écologie fondamentale et appliquée, celles publiées spécifiquement en écologie des ITT et sur des observations de terrain. L'objectif est de mettre en évidence écosystème par écosystème les impacts ou effets majeurs en phase construction, exploitation et entretien pour la recherche d'indicateurs pertinents.

Dans cette thèse, il est choisi d'étudier les effets qui influent directement et indirectement sur la faune, la flore et leurs habitats, étant donné que ces effets sont causés uniquement par la présence physique de l'infrastructure et des flux de trafic. L'analyse des conséquences des effets est appliquée à un écosystème découpé en 7 constituants appelés cibles écosystémiques interdépendantes identifiées: micro-climat, eaux superficielles, eaux souterraines, sol, producteurs, décomposeurs et consommateurs. L'interdépendance des cibles est définie selon la manière dont les pressions exercées par les perturbations agissent sur des composantes de l'écosystème. Par exemple, le rabattement de la nappe phréatique atteint la cible eau souterraine. Aussi, la cible eau a été séparée en eaux superficielles et souterraines. Chaque effet est quantifié suivant ses dimensions temporelles (mise en place de l'effet au cours du temps), spatiale, son intensité et degré de

probabilité d'occurrence de réalisation de l'effet. Un modèle spatio-temporel paramétré de dégradation des écosystèmes est établi à partir de valeurs mesurant l'ampleur des effets. Selon un seuil déterminé, les effets sont hiérarchisés, et permet de déterminer les effets majeurs selon le phasage du projet (Fig. 8).

3.5. Recherche d'indicateurs des effets potentiels

Une même perturbation peut conduire à des effets majeurs potentiels multiples, les chaînes de causalité entre les différentes cibles potentiellement indicatrices ont été analysées afin d'identifier la plus pertinente pour l'évaluation.

A l'échelle de l'habitat naturel, une deuxième méthode (notée M2) d'élaboration d'indicateurs vient compléter la première et est basée sur les pistes d'effets majeurs ou impacts déterminées dans la méthode précédente. Les indicateurs quantitatifs recherchés sont les fonctions clés du fonctionnement en réponse des écosystèmes et représentatifs de la perturbation à travers son effet sur une cible. L'objectif est de rechercher des indicateurs quantitatifs d'état intégrateurs des fonctions clés des écosystèmes et des changements environnementaux majeurs. Les indicateurs recherchés sont dits d'état, ils évaluent le potentiel des écosystèmes en pré et post-projet. Ils donnent un état prévisionnel des milieux traversés par un projet d'ITT. Les indicateurs quantitatifs uniformisent les analyses d'évaluation et les rendent indépendants de l'expert pour une prise en compte plus objective des impacts écologiques lors du processus de décision (Fig. 8).

Suivant la chaîne de causalité des effets des perturbations sur les composantes de l'écosystème, les cibles sont analysées pour déterminer celles permettant d'identifier des indicateurs facilement mesurables, interprétables, non redondants, et intégrateurs des effets répertoriés sur l'ensemble des cibles touchées. La chaîne causale permet de comprendre synthétiquement le processus de dégradation des écosystèmes. La méthode de recherche d'indicateurs repose sur un modèle générique du fonctionnement des écosystèmes et les liens de causalité entre les couples cibles/effets. Une cible est d'autant plus importante que les cibles qui pointent sur elle sont importantes. Pour chaque perturbation type, cela permet de classer, d'identifier l'importance de chaque cible et donc d'identifier la plus pertinente pour la recherche d'indicateurs. En particulier, concernant la cible « consommateur », une analyse est réalisée sur les effets de la perturbation dans la chaîne alimentaire des types d'écosystème. Un des groupes fonctionnels de l'écosystème est choisi selon sa forte sensibilité à la perturbation, le rôle et la dépendance du groupe dans l'écosystème, sa facilité d'observation et d'identification et sa biologie connue. Globalement, les indicateurs abiotiques et les indicateurs biotiques choisis représentent les caractéristiques fondamentales des écosystèmes (structure, composition et fonctionnement écosystémique) et permettent de mesurer les impacts des projets d'ITT sur les écosystèmes.

Des critères de « bons indicateurs » ont été posés. La pertinence des indicateurs identifiés a consisté à rechercher des travaux scientifiques sur la cible en question soumise aux perturbations correspondantes pour les valider. Des indicateurs biotiques sont peu documentés dans la bibliographie scientifique internationale et n'ont pas permis de valider le critère de sensibilité de l'indicateur à la perturbation. Des études de terrain de jour et de nuit ont été menées en conséquence sur quatre indicateurs/cibles biotiques en forêts : les chiroptères pour mesurer l'effet de la lumière artificielle du trafic routier ; les invertébrés volants, rampants et les rhopalocères pour mesurer l'effet lisière des ITT.

3.6. Méthode d'évaluation en un coût écologique

Enfin dans le but de répondre à la question de la prise en compte des milieux naturels dans l'évaluation des projets, une dernière étape consiste à développer une méthode de combinaison des indicateurs de différents écosystèmes (notée M3).

A l'échelle de l'éco-complexe, la troisième méthode dite « décisionnelle » permet de calculer le coût écologique des variantes de tracés des projets d'ITT. Le coût écologique n'est pas une monétarisation. Se baser exclusivement sur le concept de service écosystémique et de la monétarisation pour protéger et gérer les écosystèmes fait courir le risque de négliger des éléments clés de leur équilibre et de leur survie (Teillac-Deschamps et Clavel, 2012). Ainsi, le coût écologique est défini par la valeur estimée de l'ensemble des vulnérabilités des milieux naturels traversés par le projet. Suivant la définition adaptée du rapport (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), la vulnérabilité des milieux naturels est fonction de trois paramètres liés à des indicateurs : la sensibilité aux perturbations, la résistance et l'organisation spatiale des milieux naturels.

La sensibilité d'un écosystème est définie par son niveau de réponse à un impact pour maintenir son activité métabolique ainsi que sa structure et son organisation interne, sur une échelle temporelle et spatiale (Costanza *et al*, 1992). A partir de l'analyse de la dégradation des écosystèmes de la première méthode, les effets sont cumulés dans le temps et l'espace, indépendamment de la réponse des cibles. Cette analyse conduit à la hiérarchisation de la sensibilité des écosystèmes.

La résistance des habitats naturels exposés, leur capacité à absorber les perturbations tout en continuant à fonctionner est définie par le diagnostic de l'état écologique des habitats naturels. Le diagnostic de l'état est effectué suivant l'écart entre les observations sur les entités étudiées avec leur référence fictive (Bouzillé, 2007). A partir de l'analyse de l'état observé, l'état prévisionnel est mis en évidence par l'analyse des modifications du fonctionnement des écosystèmes sous l'effet des perturbations des projets d'ITT.

L'organisation spatiale des écosystèmes est décrite par quatre types d'indicateurs spatiaux reconnus comme pertinents dans l'étude des effets des ITT sur les milieux naturels (Geneletti, 2006): la rareté, la taille de l'écosystème, la diversité, la connexion avec les autres écosystèmes. Elle est orientée vers une application opérationnelle. Pour un tracé soumis à étude, la combinaison des indicateurs relatifs aux divers milieux naturels traversés permettrait d'exprimer le coût écologique du tracé et de comparer des variantes de tracés. La méthode M3 est associée à une représentation cartographique. Les valeurs de vulnérabilité des écosystèmes sur un territoire maillé, donnent l'accès à la recherche de variantes de tracés à moindre coût écologique au stade d'étude d'opportunité des projets (Fig. 8). Cette réflexion porte aussi sur l'intégration de l'évaluation dans la procédure préexistante de conduite des projets.

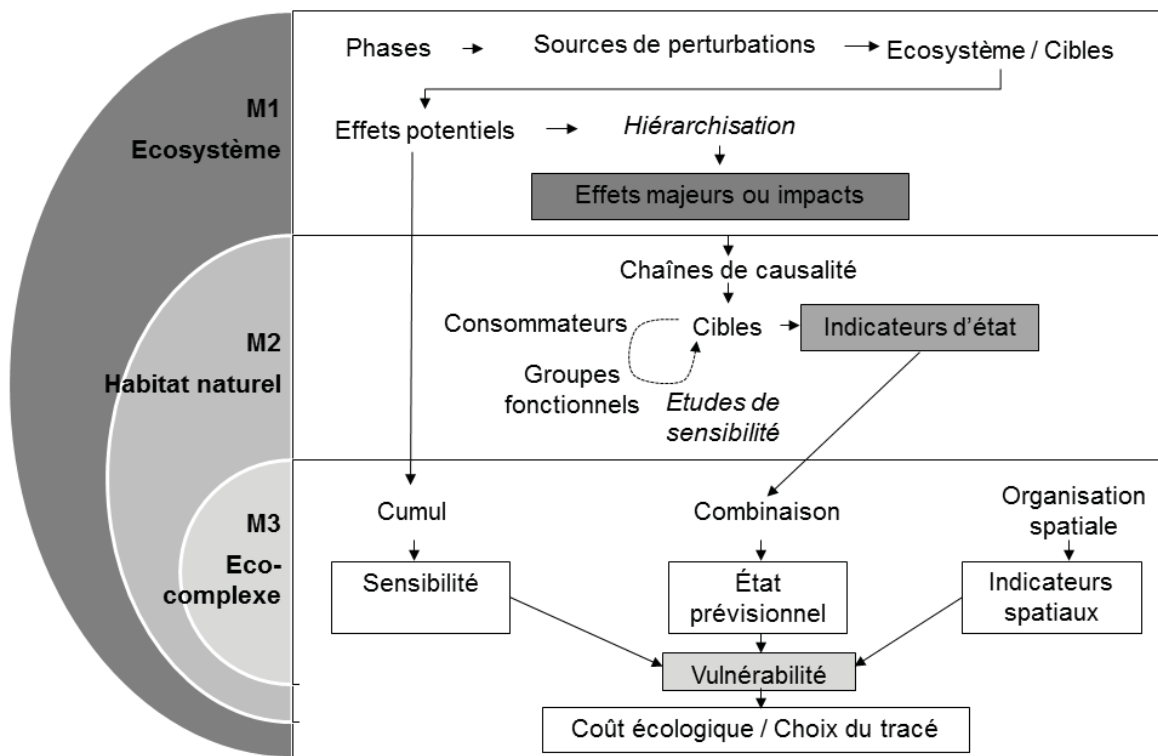


Fig. 8. Démarche de recherche de la thèse.

4. Structure du mémoire

Répondre à la problématique posée a nécessité de réaliser une première étape d'état des connaissances des effets des ITT sur les écosystèmes alimentant trois étapes correspondant à trois méthodes complémentaires, développant une évaluation quantitative des effets des projets d'ITT sur les milieux naturels. Ces étapes séquentielles sont réparties dans un plan de thèse qui s'articule autour de 5 chapitres (Fig. 9).

Le premier chapitre sur l'« État de l'art des effets des projets d'ITT sur les écosystèmes » est un bilan, un référentiel des connaissances des effets directs et indirects (2.) des infrastructures routières (3.) et ferroviaires (4.) sur les écosystèmes. Les effets sont classés selon les éléments abiotiques et biotiques des écosystèmes. Les mesures d'atténuation et compensatoires des impacts des ITT proposées dans les évaluations environnementales (passage à faune, dépendances vertes comme corridors écologiques,...) sont définies, recensées et exposées selon leur efficacité de protection de la biodiversité (5.). Enfin, les lacunes des connaissances en écologie des ITT sont mises en évidence (6.).

La deuxième chapitre Méthode « M1 - détermination des effets majeurs potentiels des projets sur les écosystèmes » développe une méthode d'évaluation des effets des projets d'ITT, de la construction jusqu'à la mise en service des infrastructures routières et ferroviaires. Ce modèle s'inscrit dans les sciences de l'écologie et dans le système DPSIR (Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse) (Smeets *et al*, 1999) (2.). La méthode est basée sur un modèle spatio-temporel de dégradation des écosystèmes à partir d'une fonction de type Weibull. L'analyse d'incertitude du modèle de dégradation des écosystèmes est abordée en complément. Les effets potentiels sur des écosystèmes théoriques définis sont recensés suivants les perturbations des projets aux stades construction, exploitation, entretien (3.). Les résultats mettent en évidence l'ampleur de ces effets potentiels et suivant un seuil d'ampleur déterminé hiérarchisent les effets majeurs ou impacts des perturbations pour chaque type d'écosystème (4.). L'interprétation des résultats et la place du modèle dans l'écologie sont discutées (5.).

La troisième chapitre Méthode « M2 - élaboration d'indicateurs d'état des habitats naturels » élabore des indicateurs à partir des effets majeurs déterminés en M1. Les indicateurs sont définis et qualifiés de bons indicateurs selon des critères déterminés. La méthode de recherche d'indicateurs développée est basée sur le modèle de fonctionnement d'un écosystème générique et la chaîne de causalité des effets majeurs des cibles d'une perturbation donnée (2.). Suivant les types de chaîne de causalité de 1 à 7 cibles par perturbation, la cible la plus pertinente est déterminée. Ce résultat permet d'identifier des indicateurs potentiels. Ces indicateurs sont une description de l'effet sur le

fonctionnement d'un écosystème d'une perturbation. Les conséquences liées à cet indicateur s'appuient sur la bibliographie (3.). Les indicateurs sont ensuite explicités selon leurs avantages et inconvénients, selon les coûts des mesures et leur caractère opérationnel (4.).

Le quatrième chapitre « Études de sensibilité de quatre indicateurs biotiques potentiels des habitats forestiers » permet de valider par des observations de terrain certains de ces indicateurs mesurant des effets majeurs écosystémiques peu documentés. Selon des principes généraux posés (2.) les trois études de sensibilité concernent l'effet de la lisière de la route sur les populations d'invertébrés volants et rampants en forêts de feuillus (3.), l'effet de lisière des routes et lignes ferroviaires sur les populations de rhopalocères en forêts méditerranéennes (4.), et l'effet de la lumière artificielle du trafic routier sur les populations de chiroptères (5.). L'échantillonnage des quatre indicateurs est analysé pour évaluer la pertinence des mesures (6.).

Le cinquième chapitre Méthode « M3 - Évaluation quantitative des impacts des projets sur les milieux naturels », le coût écologique agrège les vulnérabilités (2.) des écosystèmes définies par les sensibilités des écosystèmes traversés par le projet (3.), il est associé à l'état écologique des habitats naturels (combinaison des indicateurs et détermination de l'état prévisionnel) (4.), à la taille, la rareté, la diversité et les interactions entre les écosystèmes (éco-complexe) (5.). Une application de recherche d'un tracé à moindre coût écologique est réalisée à partir d'un cas fictif d'assemblage d'écosystèmes traversés par différentes variantes de tracé (6.). Cette proposition de méthode d'évaluation écologique des projets d'ITT est discutée selon la réglementation, la possibilité de l'utiliser pour d'autres types de milieux naturels que ceux de France métropolitaine et sur l'application à d'autres types d'infrastructure (7.).

La conclusion générale expose le bilan des travaux réalisés, c'est-à-dire les objectifs atteints, les limites des méthodes développées, et identifie les perspectives scientifiques et opérationnelles de la méthode d'évaluation écologique.

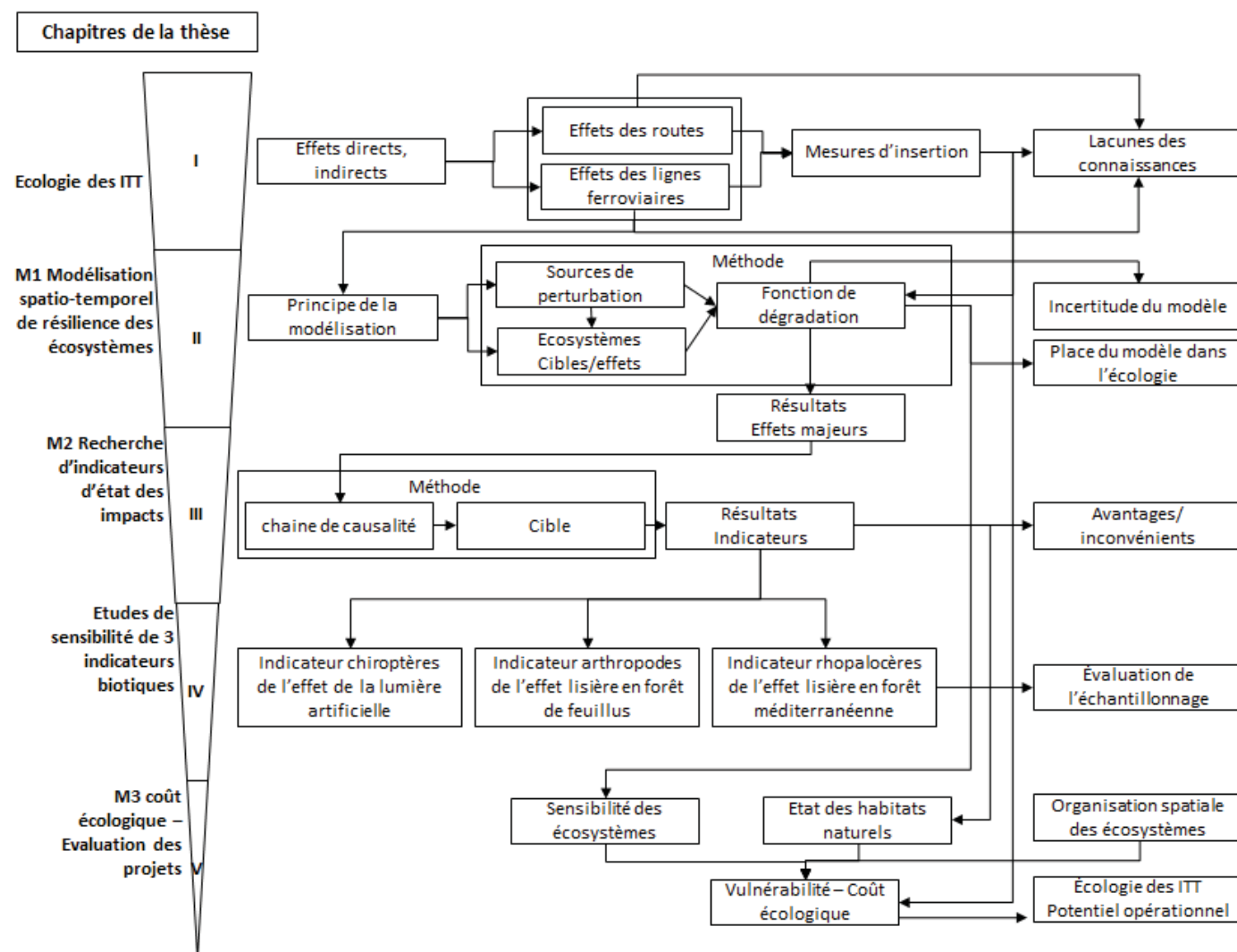


Fig. 9. Hiérarchisation des méthodes développées et du plan de thèse pour le développement d'une méthode d'évaluation écologique des impacts des projets.

CHAPITRE I

ÉTAT DE L'ART DES EFFETS DES PROJETS D'INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT TERRESTRE SUR LES ÉCOSYSTÈMES

“A road is an open way for the passage of vehicles, and ecology is the study of interactions between organisms and the environment. Therefore, the combination describes the essence of road ecology, namely, the interaction of organisms and the environment linked to roads and vehicles. More broadly, traffic flows on an infrastructure of roads and related facilities form a road system. Thus road ecology explores and addresses the relationship between the natural environment and the road system”.

Richard T.T. Forman *et al.*, *Extrait de Road ecology*, 2003

Sommaire

CHAPITRE I ÉTAT DE L’ART DES EFFETS DES PROJETS D’INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT TERRESTRE SUR LES ÉCOSYSTÈMES.....	27
1. INTRODUCTION.....	29
2. DÉFINITIONS DES EFFETS.....	30
3. EFFETS DES PROJETS ROUTIERS SUR LES ÉCOSYSTÈMES	33
3.1. <i>Effets de la construction routière sur les écosystèmes.....</i>	<i>33</i>
3.2. <i>Effets de l’usage de la route sur les éléments abiotiques</i>	<i>34</i>
3.3. <i>Effets de l’usage de la route sur les éléments biotiques</i>	<i>38</i>
4. EFFETS DES PROJETS FERROVIAIRES SUR LES ÉCOSYSTÈMES.....	43
4.1. <i>Effets de la construction ferroviaire sur les écosystèmes.....</i>	<i>43</i>
4.2. <i>Effets de l’usage de la ligne ferroviaire sur les éléments abiotiques.....</i>	<i>45</i>
4.3. <i>Effets de l’usage de la ligne ferroviaire sur les éléments biotiques.....</i>	<i>47</i>
5. MESURES POUR ÉVITER, RÉDUIRE, COMPENSER LES IMPACTS SUR LES ÉCOSYSTÈMES	50
5.1. <i>Définition des mesures.....</i>	<i>50</i>
5.2. <i>Mesures d’atténuation des impacts de la construction</i>	<i>51</i>
5.3. <i>Réduction de la fragmentation : passages à faune et autres mesures</i>	<i>51</i>
5.4. <i>Dépendances vertes et corridors écologiques.....</i>	<i>56</i>
6. CARENCES DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES EN ÉCOLOGIE DES ITT	60
6.1. <i>Insuffisances des connaissances scientifiques internationales</i>	<i>60</i>
6.2. <i>Difficulté du choix des indicateurs pour évaluer les effets</i>	<i>61</i>
6.3. <i>Disparité des espèces étudiées.....</i>	<i>62</i>
6.4. <i>Efficacité des mesures d’insertion des ITT non démontrée</i>	<i>62</i>
7. CONCLUSION.....	65

1. Introduction

Dès les années 1970, après qu'une grande partie du réseau de transport ait été mise en place, des études en biologie animale ont commencé à analyser les effets des routes sur les populations de faune comme des obstacles au déplacement naturel, une cause de mortalité et de modification de leur comportement. Avec le développement de l'écologie du paysage, l'attention s'est ensuite tournée vers des effets sur des échelles plus larges telles que la connectivité du paysage et la fragmentation des habitats. Sous l'impulsion de l'écologie du paysage et de la biologie de la conservation, la recherche sur les effets des routes sur les écosystèmes et les paysages est en pleine progression depuis ces dernières années (Coffin, 2007).

La publication du livre des américains Forman *et al.* (2003), a marqué la consolidation de ce nouveau concept d'«écologie de la route ». Les auteurs s'appuient sur les preuves existantes croissantes qui démontrent que les routes ont des effets négatifs sur les composantes, les processus et les structures de l'écosystème, et que les causes sont autant liées à l'ingénierie, à l'aménagement du territoire et à la politique des transports. Ils définissent un cadre dans lequel s'intègre des théories, des principes, des modèles et des concepts utiles à la planification des transports, de la pratique, et de la politique. L'écologie de la route est ainsi ancrée dans une approche pluridisciplinaire à l'interface entre les principes d'écologie, de géographie, d'ingénierie et de planification des transports (Forman *et al.*, 2003).

Une route désigne une zone de plate-forme technique linéaire utilisée comme voie ouverte à la circulation des véhicules reliant deux points d'intérêt distants tels que deux villes par exemple. Pour être fonctionnelle, la route est accompagnée de structures connexes (fossés, dépendances vertes, station-service,...) et renvoie ainsi à une bande de surface plus large dont la surface a été modifiée par sa construction, son entretien et sa gestion. L'écologie quant-à-elle est définie par l'étude des interactions entre les organismes et leur environnement. Par conséquent, l'association des deux termes décrit l'essence de l'écologie de la route à savoir, l'interaction des organismes et de l'environnement avec la route, les véhicules et les installations connexes (Forman *et al.*, 2003). Le réseau ferroviaire étant moins développé l'écologie ferroviaire n'est pas encore établie.

Une route et une ligne ferroviaire sont deux infrastructures linéaires avec des installations connexes. Sur cette analogie, cette thèse se situe dans une nouvelle approche de l'écologie des infrastructures de transport terrestre ou écologie des ITT par l'étude de l'interaction des organismes et de l'environnement avec l'infrastructure linéaire de transport, les véhicules et les installations connexes.

Les milieux naturels étant des systèmes complexes, la compréhension des effets des projets d’Infrastructures des Transports Terrestres ou ITT, est une étape initiale pour poser le problème. Cette partie fournit une définition de la typologie des effets. Une liste descriptive, aussi complète que possible, est basée sur les publications internationales traitant des effets directs et indirects des projets routiers, ferroviaires et indiquant des mesures d’atténuation des impacts. Ils sont classés en suivant les phases des projets d’ITT, phase de construction et phases Exploitation/entretien (usage de l’ITT) et selon les perturbations affectant les éléments abiotiques et biotiques. Cette synthèse bibliographique présente et analyse les connaissances scientifiques en écologie de la route et de ligne ferroviaire.

2. Définitions des effets

Dans cette thèse, les effets étudiés sont ceux qui influent directement et indirectement sur des cibles comme la faune, la flore et la qualité de leurs habitats. La présence physique de l’infrastructure et de ses flux de trafic en sont leurs causes. Les effets négatifs des ITT dépassent largement les effets positifs (Fleury et Prévot-Julliard, 2012).

Les effets directs sont définis comme les effets majeurs liés directement à la présence de l’infrastructure et qui influencent de manière non équivoque les processus clés des écosystèmes. Ils comprennent la destruction des habitats naturels, des réseaux écologiques, la mortalité des animaux par collisions avec les véhicules, l’effet barrière de l’infrastructure, l’introduction d’espèces invasives et les pollutions dues aux perturbations microclimatiques aux émissions solides, gazeuses et liquides des véhicules, à l’usure des véhicules, à l’entretien hivernal (salage) et des abords de route (dépendances vertes) (Fig. 10).

Les effets indirects proviennent de la combinaison d’effets directs. Ils évoluent dans le temps et à différentes échelles. Ils dégradent et fragmentent les écosystèmes traversés (Fig. 10) impliquant la réduction des écosystèmes et l’isolement des habitats naturels (Coffin, 2007).

Le phénomène particulier de la fragmentation des habitats naturels est une cause majeure du déclin de la biodiversité, avant celle de la pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ce processus est défini d’une part par la réduction de la surface de l’habitat, et d’autre part, par l’isolement de cet habitat (Fig. 11).

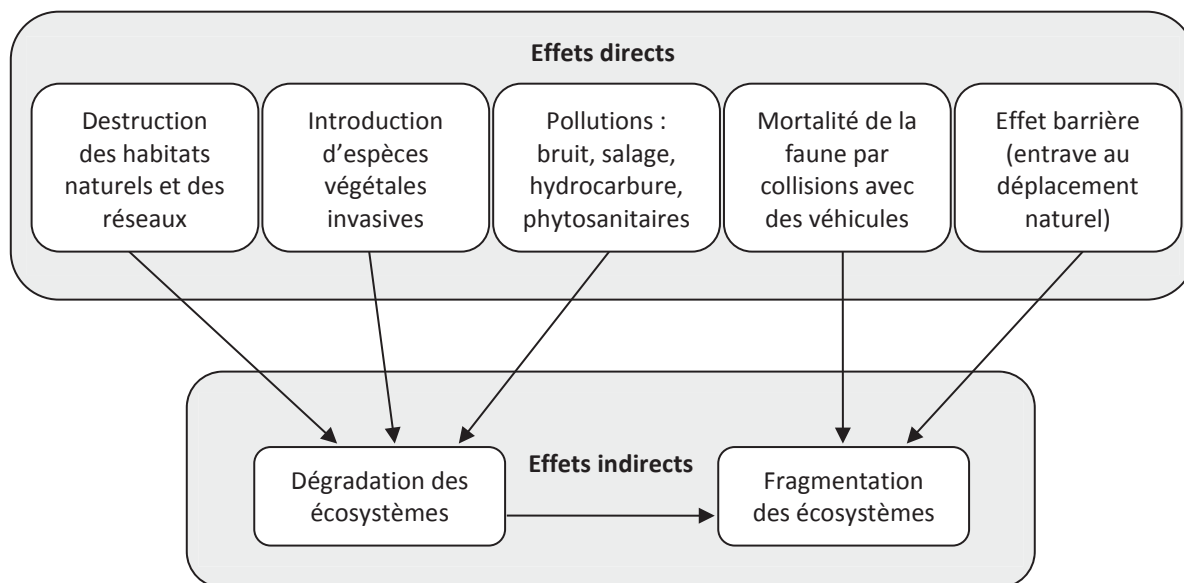


Fig. 10. Relation des effets directs et indirects des ITT sur les écosystèmes.

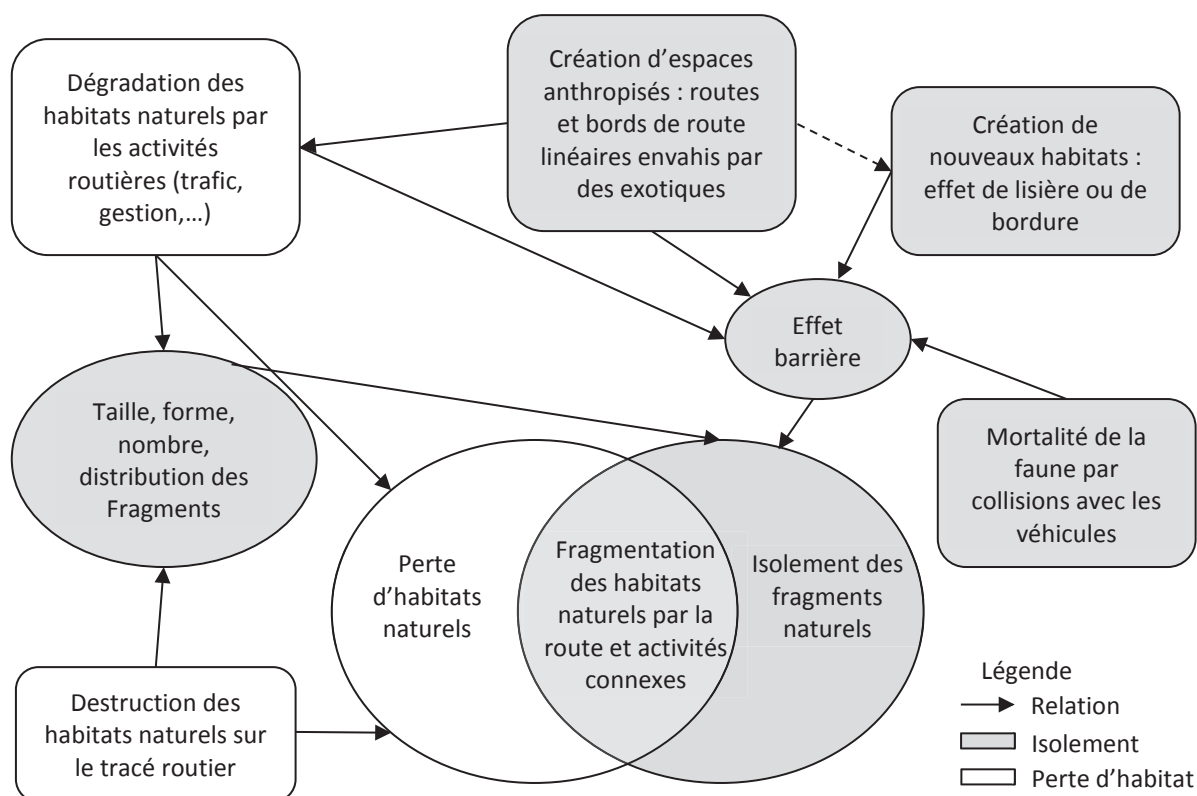


Fig. 11. Fragmentation des habitats naturels des populations animales par la route.

Les ITT provoquent une perte de la qualité des habitats naturels à cause des modifications biophysiques (Geneletti, 2003) induites par la lumière artificielle, le bruit, la poussière, la pollution atmosphérique, les invasions d’espèces allochtones... dont l’origine est essentiellement liée à l’usage de l’infrastructure par les véhicules. Ces modifications dégradent et réduisent la taille de ces habitats.

Les habitats naturels non dégradés sont de leur côté morcelés en petites surfaces isolées les unes des autres parmi les surfaces naturelles dégradées et artificialisées, créant des îlots qui sont des pièges pour de nombreuses espèces animales. Ces types d’infrastructure linéaire provoquent le blocage ou la restriction des mouvements naturels de certaines espèces et/ou des populations. Des conséquences en découlent : la réduction de la diversité génétique due à l’augmentation de la consanguinité, un risque accru d’extinction locale en raison de la dynamique des populations, une diminution de la capacité de recolonisation (Yanes *et al*, 1995).

Les effets de bords sont caractérisés par l’évitement des populations animales, la pollution et la prédation. Les effets barrières résultent d’une combinaison de perturbations liées à un habitat inadapté, perturbé (bruit, pollution, trafic...), aux obstacles physiques (surface de l’infrastructure, fossés, végétation du bord de route clairsemée...). La plupart des obstacles ne bloque pas complètement les mouvements des animaux, mais réduit considérablement le nombre de passages (Mader, 1984; Merriam *et al*, 1989). Les espèces migratrices sont les plus sensibles. Cette barrière au déplacement peut entraîner la disparition d’une espèce isolée (Rozier, 1999). Pour d’autres espèces, la mortalité routière par collision avec les véhicules peut entraîner un effet barrière et réduire le flux de gènes et donc fragmenter les populations (Jackson et Fahrig, 2011). Les espèces particulièrement concernées sont : les espèces spécialisées, aux exigences spécifiques élevées vis-à-vis de l’habitat ; les espèces tributaires d’habitats proches de l’état naturel ; les espèces migratrices et enfin celles qui doivent changer d’habitats pour effectuer l’ensemble de leur cycle biologique (Rozier, 1999).

3. Effets des projets routiers sur les écosystèmes

Depuis 1990, l'intérêt pour les analyses des effets écologiques des routes sur les écosystèmes et les paysages a nettement augmenté, comme en témoigne un certain nombre d'articles de synthèse (Andrews, 1990; Coffin, 2007).

3.1. Effets de la construction routière sur les écosystèmes

La construction routière est une cause importante de dégradation de l'environnement (Cao *et al*, 2010). Cependant, à notre connaissance aucun article scientifique international n'a étudié de manière globale les effets sur le fonctionnement des écosystèmes de la construction routière. Néanmoins certains auteurs font mention des impacts liés :

- à la destruction et l'élimination directe des habitats naturels situés sur le tracé de la route notamment la destruction des milieux humides par l'assèchement des sols, entraînant un stress hydrique sur la végétation (Laurance *et al*, 2009),
- à la reconfiguration des formes de relief local (Coffin, 2007),
- aux pollutions (chimiques, poussières accompagnées de phytotoxiques provenant entre autres des pots d'échappement des engins de chantier (Farmer, 1993; Forman et Deblinger, 2000),
- aux perturbations physiques des sols, du relief, des flux de surface et souterrains,
- aux modifications de la végétation (Jaarsma *et al*, 2006) notamment par les véhicules circulant hors de l'infrastructure (Slaughter *et al*, 1990) et la dispersion des rhizomes des espèces invasives propagés par le matériel de construction routière, ou par le remblai contaminé (Coffin, 2007).

En Espagne, les effets d'une autoroute sur une espèce menacée, l'Outarde barbue (*Otis tarda*), ont été étudiés avant, pendant et après la construction routière. Depuis le début de la construction des routes, les outardes ont eu tendance à éviter la proximité de l'autoroute sur 560 à 750 m de distance. La bande d'exclusion était plus étroite durant la saison de reproduction. Cependant, plusieurs familles d'Outardes ont été moins tolérantes aux perturbations d'exploitation des autoroutes, la zone d'effet étant de 1300 m. Une fois la route mise en service, le nombre d'Outarde a diminué graduellement jusqu'à 50% dans la zone d'impact et le nombre a augmenté sur de plus grandes distances par rapport à l'autoroute (Torres *et al*, 2011).

3.2. Effets de l’usage de la route sur les éléments abiotiques

Les routes modifient les éléments abiotiques des écosystèmes : microclimat, hydrologie, qualité de l’eau et du sol. L’ampleur et l’intensité des effets varient en fonction de la position de la route par rapport aux pentes, des vents dominants et de la couverture végétale (Forman et Alexander, 1998). Les cibles abiotiques sont définies par les éléments : microclimat, eaux superficielles, souterraines, sol.

3.2.1. Diffusion sonore

Les perturbations sonores des routes sont les effets les plus significatifs sur l’environnement des populations animales. Malgré une préoccupation de plusieurs décennies de l’impact du bruit routier sur les populations humaines, les effets sur les populations d’animaux sauvages n’ont pas de leur côté fait l’objet de recherches aussi approfondies (Coffin, 2007). Ces effets sont variables en fonction du cycle journalier et du cycle de vie de l’espèce (Coffin, 2007). Les plus sévèrement touchées sont celles qui utilisent les signaux acoustiques pour leur comportement de base. L’ampleur des effets dépend de la fréquence des sons utilisée par l’espèce (Coffin, 2007). Les oiseaux semblent être particulièrement sensibles au bruit du trafic (Carbó-Ramírez et Zuria, 2011).

Le bruit imposé par les ITT peut interférer avec les signaux de communication acoustique des populations animales (oiseaux, amphibiens, mammifères) en les masquant et agir sur leurs comportements. Les chants des oiseaux ne peuvent pas être entendus ou sont déformés par le bruit du trafic, les mâles peuvent difficilement attirer les femelles pour la reproduction (Glista *et al*, 2009). Les densités de populations nicheuses d’oiseaux forestiers et les oiseaux des prairies sont ainsi négativement liées à l’intensité du bruit (Jaarsma *et al*, 2006). Certaines espèces s’adaptent et modifient leur comportement à proximité du trafic routier. Les oiseaux changent leurs appels en fonction du bruit de la route (Mumme *et al*, 2000). Les mésanges charbonnières (*Parus major*) chantent sur de plus hauts emplacements pour surmonter l’environnement bruyant (Slabbekoorn et Peet, 2003). Pour les amphibiens tels que la rainette versicolore (*Hyla versicolor*), l’environnement bruyant masque les signaux des mâles, or ces appels sont nécessaires pour attirer les femelles pour la reproduction (Bee et Swanson, 2007). La perturbation sonore peut également fonctionner comme un signal trompeur pour la faune. Le bruit de la circulation imite les signaux du rat kangourou (*Dipodomys stephensi*) une espèce menacée, qui en répondant à ces faux signaux entraîne une dépense énergétique et biologique coûteuse.

Les routes sont des pièges écologiques. Les effets combinés de perturbation de la communication et de tromperie du signal contribuent à la disparition de populations (Shier *et al*, 2012).

3.2.2. Perturbations microclimatiques

Les routes affectent la direction et la vitesse du vent, la température, l’humidité relative et l’ensoleillement. En général, les routes sont des corridors plus venteux et turbulents, plus chauds, secs et ensoleillés (Forman *et al*, 2003).

L’air plus sec près des routes est poussiéreux. La poussière affecte la végétation à proximité en recouvrant les surfaces foliaires et modifier ainsi la photosynthèse, la respiration, l’évapotranspiration (Farmer, 1993). Cette poussière est chargée de contaminants volatils provenant entre autre des pots d’échappement. Certains contaminants sont phytotoxiques. Ils se déposent directement sur la végétation et sur le sol, ils sont absorbés et entrent dans les tissus végétaux. Cette poussière entraîne des dommages, une baisse de productivité et une modification de la structure des communautés végétales sur de grandes distances par rapport à la route. Les lichens épiphytes et les sphaignes sont les plus sensibles. Les phytotoxiques sont également la cause des troubles respiratoires chez les animaux (Farmer, 1993; Forman et Deblinger, 2000).

La lumière artificielle induite par le trafic nocturne de véhicules impacte la croissance des plantes et est une gêne pour la faune. En condition nocturne, la lumière artificielle près de la route induit des troubles du comportement chez la faune nocturne (Laurance *et al*, 2009) notamment pour les chauves-souris (Stone *et al*, 2009). Beaucoup d’espèces migratrices s’orientent suivant la lumière des étoiles, la pollution lumineuse de l’éclairage routier désoriente les oiseaux, entraînant des collisions avec des véhicules (Glista *et al*, 2009).

3.2.3. Modifications de l’hydrologie et de la qualité des eaux

L’interaction de l’infrastructure routière avec la cible des systèmes aquatiques dépend de leur emplacement par rapport au réseau de drainage et à la pente. Les routes agissent comme des barrières à l’écoulement de l’eau, mais aussi accélérer l’évacuation de l’eau (Jones *et al*, 2000). Les rigoles de drainage connectées directement aux réseaux (Forman et Alexander, 1998) entraînent des écoulements d’eau plus rapides dans les systèmes de cours d’eau qui érodent les berges et recurent le lit, augmentant le risque d’inondation en aval. L’association de la structure imperméable des routes avec l’utilisation agricole des terres provoque l’érosion des sols et des dépôts de sédiments dans les cours d’eau. La faible profondeur d’eau combinée à l’augmentation de la turbidité de l’eau et la faible végétation aquatique, entraînent une augmentation de la température de l’eau dans les ruisseaux. Les espèces de poissons qui n’ont pas besoin de températures plus froides sont favorisées au détriment des autres espèces d’eau froide (Coffin, 2007). À l’échelle du paysage, les réseaux routiers interagissent avec les réseaux hydrographiques, en augmentant le drainage, le débit global et les dépôts dans les cours d’eau (Jones *et al*, 2000).

3.2.4. Introduction de polluants chimiques

Par les impacts majeurs sur la santé humaine, les pollutions atmosphériques et de l'eau sont l'effet direct le plus important sur l'environnement humain. L'impact de ces pollutions sur la santé de l'homme a fait l'objet d'un examen minutieux par les chercheurs, par le gouvernement et par les législateurs depuis plusieurs décennies. Toutefois, les effets écologiques plus larges de la pollution chimique due au transport routier ont été moins étudiés, mais il est clair que cette pollution entre, persiste dans l'environnement et interagit avec le biotope. Les sources de pollution provenant spécifiquement de la route sont les véhicules, les activités de maintenance des chaussées et l'entretien des dépendances vertes (pesticides et insecticides) (Coffin, 2007).

Les véhicules sont sources de polluants chimiques tels que les hydrocarbures, le plomb (Pb), le cadmium (Cd), et le cuivre (Cu) et aussi de composés volatils comme le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), des composés organiques volatils (COV), le dioxyde de soufre (SO₂), les particules de gaz d'échappement, la poussière des routes, le méthane (CH₄), et les substances toxiques comme le benzène (C₆H₆), le butadiène (C₄H₆) et les formaldéhydes (CH₂O). Ils sont introduits dans l'environnement par le ruissellement des routes. En plus de ces émissions primaires, certains polluants atmosphériques réagissent pour former des polluants secondaires. Parmi ceux-ci l'ozone (O₃) est produit lorsque les oxydes d'azote se combinent avec les composés organiques volatils (Coffin, 2007).

L'introduction de tous ces polluants chimiques dégrade la qualité des eaux et des sols des zones naturelles les plus proches de la route (Forman *et al*, 2003). Ces polluants sont aussi transportés, par l'eau ou le vent, sur de plus grandes distances. Ils entrent notamment dans les systèmes aquatiques directement ou à travers les eaux de ruissellement (Forman *et al*, 2003). Plusieurs études décrivent les effets de la pollution routière sur les sols, les eaux superficielles et les eaux souterraines (Dawson, 2008).

Des dépôts de Pb, Cd, Cu et de composés d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP 11) ont été déterminés sur des distances de 3,8 à 220 m par rapport à une autoroute en Angleterre. Les dépôts étaient très élevés près des bords de route diminuant progressivement sur 20 à 40 m, le composé principal étant l'hydrocarbure (Harrison et Johnston, 1985). La proximité d'une route très fréquentée (90 000 véhicules/jour) a augmenté la quantité d'HAP dans le sol à une profondeur de 5-15 cm à partir de 106 ng/g en prairie et à 3095 ng/g en sol sec près de l'autoroute. L'abondance des bactéries et des champignons dégradeurs microbiens à proximité de l'autoroute est une conséquence du dépôt d'hydrocarbures (carburant diesel, diphényle, naphthalène et pyrène) dans le sol (Tuháčková *et al*, 2001). Concernant, les métaux lourds et les composés organiques, ils sont souvent adsorbés par les particules d'argile, de limon et de sable (Coffin, 2007).

La pollution issue de la route a des effets négatifs sur les espèces végétales (Cape *et al*, 2004). La toxicité des contaminants dépend de la manière dont les particules affectent les organismes, et du niveau d’exposition à la toxine (Coffin, 2007). Les lichens épiphytes sont sensibles à la pollution causée par la circulation, et leur richesse diminue de façon marquée à proximité des routes (Llop *et al*, 2012). Les effets directs et indirects des polluants des véhicules sont spécifiques à l’espèce. Une étude a permis de mettre en évidence un retard de croissance des plantes à proximité des autoroutes à Calcutta en Inde (Sarkar *et al*, 1986). L’effet de la route sur les populations végétales locales a été estimé sur environ 100 m. Cette distance correspondait au profil de NO₂. La santé des chênes et des hêtres a diminué à proximité de l’autoroute (Bignal *et al*, 2007). À Rome, la concentration en métaux repérée dans les feuilles de chêne vert (*Quercus ilex*) est principalement liée aux émissions des véhicules à moteur (Gratani *et al*, 2008). La composition de plantes vasculaires donne une tendance aux espèces adaptées à la proximité de l’autoroute, tandis que la mousse *Polytrichum* commune a montré une baisse significative de sa fréquence suivant la distance à l’autoroute (Bignal *et al*, 2007). Des effets significatifs sur la croissance, la membrane, la chlorophylle et la teneur en azote des bryophytes ont été révélés (Bignal *et al*, 2008). Les résultats suggèrent que les émissions de polluants atmosphériques peuvent avoir d’importants impacts écologiques pour les espaces sensibles à moins de 100 m des routes principales (Bignal *et al*, 2007). Les émissions d’azote provenant de la circulation ont plus d’effets néfastes sur la composition des peuplements de lichens que l’agriculture (Purvis *et al*, 2003).

Ces polluants sont toxiques, persistent dans l’environnement (Coffin, 2007) et ont aussi des effets néfastes sur les communautés animales (Laurance *et al*, 2009) par leur bioaccumulation dans les chaînes alimentaires (Mariño *et al*, 1992). La faune du sol des bords de route est directement impactée par cette pollution. Il est démontré que la végétation morte et en décomposition sur les accotements routiers accumule plus de plomb à partir des gaz d’échappement automobile que les matériaux vivants (Ratcliffe et Beeby, 1980). Les vers de terre tels que *Lumbricus terrestris*; *L. rubellus* et *Allolobophora chlorotica*, accumulaient non seulement le plomb, mais aussi le cadmium et le cuivre (Ash et Lee, 1980). Une autre étude met en avant l’intérêt d’utiliser les populations d’Oligochètes (Enchytraeidae et Lumbricidae) pour la biosurveillance de la pollution des métaux lourds (Tosza *et al*, 2010). Les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire sont aussi impactés. Une étude indique que la concentration moyenne en plomb dans les corps des rongeurs augmente sur les accotements des routes. Le Campagnol agreste (*Microtus agrestis*) contenait significativement le plus de résidus de plomb total dans le corps que le Campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*) ou le Mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*). Cette différence pourrait être due aux différents aliments et comportement des espèces (Jefferies et French, 1972). Les résultats d’une étude en Europe sur les concentrations de plomb et le succès reproducteur des étourneaux (*Sturnus vulgaris*) suggèrent que les accotements routiers constituent un sérieux danger

pour les adultes qui cherchent leur nourriture au sol. Les effets du plomb induisent la réduction de concentration et d’activité de l’hémoglobine et du poids du cerveau des jeunes étourneaux (Grue *et al*, 1986).

A notre connaissance, aucune étude est relative aux impacts sur les milieux naturels de l’entretien structurel des routes tel que le fraisage des routes. Par contre, certaines études se sont intéressées aux impacts de l’entretien hivernal. Le salage des routes (par exemple, le chlorure de magnésium) dégrade la qualité des eaux souterraines (Meriano *et al*, 2009). Les sels de déglacage se propagent dans les systèmes de drainage des eaux pluviales (Coffin, 2007). La comparaison des propriétés du sol des accotements routiers de types autoroutes, routes urbaines et routes rurales montre que l’alcalinité augmente avec la taille de la route, à cause du dégivrage des grandes routes et autoroutes (Saarinen *et al*, 2005). L’application de sel sur les routes en hiver affecte la croissance des plantes et la composition des communautés le long des bords de route (Truscott *et al*, 2005). L’influence du dépérissement de la végétation à proximité de la route serait liée aux altérations hydrologiques ou à la toxicité du sel de dégivrage de la route (Palik *et al*, 2011). Cette pollution chimique est notamment impliquée dans le déclin de la population mondiale des amphibiens. L’augmentation de la concentration en sel induit une réduction du poids des têtards et des performances locomotrices amoindries (Denoël *et al*, 2010), une augmentation des anomalies physiques et donc une survie plus faible des têtards (Sanzo et Hecnar, 2006).

De très rares études portent sur l’impact des produits phytosanitaires utilisés spécifiquement en bordure de route. Les herbicides appliqués aux bords des routes sont inévitablement répandus dans les écosystèmes soit directement par ruissellement ou indirectement par lessivage vers les eaux souterraines, les ruisseaux et les lacs éphémères. Une fois dans le milieu aquatique, les herbicides occasionnent un phénomène de stress au sein des communautés aquatiques et modifient radicalement la structure de la communauté. L’atrazine est l’un des herbicides les plus souvent utilisés. L’atrazine est souvent détectée dans les milieux aquatiques, et est connue pour affecter la reproduction de la flore, la faune aquatique, et pour son impact sur la structure de l’ensemble des communautés (Graymore *et al*, 2001).

3.3. Effets de l’usage de la route sur les éléments biotiques

L’impact des routes sur les populations animales dépend de la taille, du trafic de la route, du comportement des espèces et de la sensibilité des populations aux effets directs et indirects (Jaeger *et al*, 2005). Les grands mammifères ayant un faible taux de reproduction et une grande mobilité, sont plus sensibles aux effets négatifs de la route. En outre, les oiseaux les plus mobiles sont aussi plus affectés que ceux qui le sont moins. Les amphibiens et les reptiles sont généralement les plus vulnérables aux effets négatifs de la mortalité routière, et les anoures (grenouilles et crapauds)

ayant un faible taux de reproduction et de petites tailles sont les plus affectés (Rytwinski et Fahrig, 2012).

3.3.1. Perte, dégradation des habitats naturels et isolement des populations

La construction de routes induit la destruction directe des habitats naturels situés sur le tracé. La dégradation de la qualité des habitats naturels due aux perturbations lors de la mise en service de l’infrastructure (trafic, émissions sonores,...) contribue à la perte indirecte de l’habitat. Les changements microclimatiques produits par les routes affectent la litière, la composition de la végétation, les macroinvertébrés du sol, les oiseaux forestiers, les reptiles, les mammifères et la richesse globale en espèces (Coffin, 2007). La végétation très inflammable des bords de route représente un réel risque de dissémination des incendies aux milieux naturels adjacents (Curt et Delcros, 2010) et cela peut conduire à la destruction massive. La perte directe et indirecte en habitat naturel diminue la probabilité de persistance des populations locales. En conséquence, cela entraîne la réduction de la taille des populations (Goodman, 1987).

La perte d’habitat est à l’origine de la fragmentation des habitats et crée des reliquats naturels qui provoquent l’éloignement et l’isolement des populations. Ce phénomène se met en place lorsque les populations sont réparties en petits groupes et quand les échanges génétiques entre les groupes ne sont plus possibles. Dans ce cas, le morcellement des habitats provoqué par la détérioration, la réduction et la fragmentation du biotope par la route limite ou empêche les recolonisations. Les populations locales sont alors plus sujettes à l’extinction locale car elles se trouvent isolées des zones d’immigrations de secours (Brown et Kodric-Brown, 1977).

Dans de nombreuses études, la fragmentation des paysages par la route et l’effet bordure sont souvent associés. Les bords de route, définis par l’homme, d’origine anthropique, sont particuliers par leur forme linéaire ayant des répercussions négatives sur les structures et les flux des écosystèmes. L’effet bordure, voire tunnel ou l’évitement par la faune au bord des routes contribue à l’effet barrière par la création d’obstacles à la migration et au flux génétique (Andrews, 1990; Delgado *et al*, 2007; Laurance *et al*, 2009; Benítez-López *et al*, 2010). L’effet des bords de routes s’étend sur plusieurs mètres et en conséquence rendre inhospitalières de vastes zones pour certaines espèces (Forman *et al*, 2003).

La portée des effets écologiques des routes sur les zones adjacentes est un phénomène variable, changeant à la fois dans l’espace et le temps. La zone d’effets de la route est déterminée comme la zone adjacente à la route où un ou plusieurs effets écologiques directs de la route sont discernés. Malgré la difficulté de localiser précisément la zone d’effets, il est clair que la superficie des espaces écologiquement touchés par les routes est vaste (Coffin, 2007). La fragmentation des habitats naturels entraîne la division des populations dans des habitats isolés et restreints, celles-ci ne pouvant accéder aux ressources du système situé de l’autre côté de la route (Jaeger *et al*, 2005).

Leur capacité à maintenir leur biodiversité originelle est alors réduite (Geneletti, 2003). La fragmentation des zones de reproduction des populations est l’un des effets les plus souvent notés. La fragmentation affecte les grands mammifères (Nellemann *et al*, 2001; Polfus *et al*, 2011), les petits mammifères (Oxley *et al*, 1974) y compris les chauves-souris (Kerth et Melber, 2009), les oiseaux de sous-étage (Develey et Stouffer, 2001), les insectes (Bhattacharya *et al*, 2003) les batraciens (Garcia-Gonzalez *et al*, 2012) et les reptiles (Coffin, 2007).

3.3.2. Invasions des bords de route

Les bords de route sont colonisés par des espèces de prairies rudérales, des espèces généralistes capables d’exploiter des conditions écologiques très variables et donnent un avantage concurrentiel aux espèces exogènes, exotiques et invasives sur les espèces indigènes (Forman et Alexander, 1998; Forman *et al*, 2003; Truscott *et al*, 2005; Williams *et al*, 2005; Zwaenepoel *et al*, 2006). Une étude sur une plante envahissante le lupin des jardins (*Lupinus polyphyllus*) montre que la richesse et la diversité végétale sont plus faibles dans les accotements infectés par une espèce invasive comparés aux non infectés. L’abondance des papillons est aussi plus faible dans les accotements de lupins. Ces changements d’assemblages d’espèces de plantes ont des effets sur les niveaux trophiques supérieurs (Valtonen *et al*, 2006).

Les conditions écologiques particulières au bord des routes sont liées aux facteurs suivants : perturbations environnementales (lumière, eau, nutriments, compactage, mise à nu du sol), anthropiques (véhicules vecteurs de dispersion des graines, activités d’entretien des organismes de gestion routière et des services publics), et continuité des routes sur des centaines de km. La rétention de boue sur les voitures est un facteur crucial dans la dispersion des graines, des propagules des espèces végétales exogènes (Zwaenepoel *et al*, 2006). Ce qui explique que les routes soient souvent citées comme la principale cause des invasions exotiques d’espèces végétales et également des invasions faunistiques (Gelbard et Belnap, 2003).

Ces espèces invasives se propagent ensuite dans les milieux naturels adjacents (Gelbard et Belnap, 2003; Jaarsma *et al*, 2006). Les écosystèmes humides sont généralement les plus sensibles aux invasions (Abella *et al*, 2012). Même les conditions intérieures des forêts mûres ne limitent pas ces invasions (Flory et Clay, 2009).

3.3.3. Mortalité des populations animales

En Amérique du Nord et en Europe, chaque année, plusieurs millions de collisions de véhicules avec l’élan (*Alces alces*), le wapiti (*Cervus canadensis*), le caribou (*Rangifer tarandus*) sont enregistrés (Grosman *et al*, 2011). La mortalité routière par collision est l’une des principales causes de mortalité de nombreuses espèces (Jaeger *et al*, 2005) pour plusieurs raisons. Les voies de migration et les domaines vitaux ou territoires sont traversés par les routes. Les bords de route sont

attractifs et constituent un « piège écologique » en devenant un habitat pour certaines espèces. La plupart des animaux profitent des corridors routiers pour se déplacer. De nouvelles ressources alimentaires, telles que les charognes et le fourrage, sont disponibles dans ces corridors attractifs (Saunders et Hobbs, 1991). Enfin, la mortalité de la faune varie selon les types d'habitats et est plus élevée dans les forêts de feuillus humides (Seshadri et Ganesh, 2011).

Les collisions entre la faune et les véhicules varient selon les espèces, selon la saison et l'heure de la journée en raison des habitudes de la faune. Par exemple pour les sangliers (*Sus scrofa*), les collisions sont concentrées en automne-hiver et après le coucher du soleil. L'activité des chevreuils (*Capreolus capreolus*) entraîne de nombreuses collisions au printemps et en été (Diaz-Varela *et al*, 2011). Les amphibiens sont vulnérables à la mortalité routière quand ils entreprennent des mouvements de masse pendant les averses (Laurance *et al*, 2009). Un nombre plus grand de victimes est observé lors des recherches de nourriture, des dispersions et pendant la période de reproduction pour les espèces telles que le renard roux (*Vulpes vulpes*), la belette (*Mustela nivalis*), le putois (*Mustela putorius*), la fouine (*Martes foina*), le blaireau (*Meles meles*), la loutre (*Lutra lutra*), la mangouste (*Herpestes ichneumon*) et le chat sauvage (*Felis silvestris*) (Grilo *et al*, 2009). Aux Pays-Bas, 15% (environ 400 à 450 individus) de la population totale de blaireau sont tués chaque année par collision avec les véhicules (van Bohemen, 1998). Les populations de chauves-souris sont potentiellement aussi vulnérables aux effets de barrière des routes et à la mortalité routière (Abbott *et al*, 2012).

La mortalité routière des espèces communes ou de préoccupation mineure (statut UICN) n'est pas considérée comme une grave menace pour la survie des populations. Cependant, si de tels effets sont suffisamment forts, la route contribue à des extinctions locales d'espèces. En effet, contrairement à la prédation naturelle, le trafic tue une proportion constante de la population (Jaarsma *et al*, 2006). Ainsi, le nombre de victimes réduit sérieusement la taille de la population comme par exemple *Meles meles*, (Clarke *et al*, 1998) et le hérisson (*Erinaceus europaeus*) (Huijser et Bergers, 2000). Une étude sur la mortalité routière de petits et moyens carnivores dans le sud du Portugal a enregistré une moyenne de 47 individus blessés/100 km/an. *Vulpes vulpes* et *Martes foina* ont les taux de mortalité les plus élevés (Grilo *et al*, 2009). Par ailleurs, le trafic est considéré comme l'une des causes les plus importantes de mortalité des espèces menacées ou des espèces rares (Jaarsma *et al*, 2006). En Floride, la mortalité routière est la principale cause de perte des « grands vertébrés rares et menacés », notamment de la panthère (*Felis concolor coryir*), l'ours noir (*Ursus americanus*), le Cerf des Keys (*Odocoileus clavium virginianus*) et le crocodile américain (*Crocodylus acutus*) (Coffin, 2007).

Bien que l'accent des études sur la mortalité routière de la faune soit mis sur les mammifères, les reptiles et les amphibiens, la mortalité routière affecte également les oiseaux. Les oiseaux sont plus vulnérables aux collisions que les mammifères (Clevenger *et al*, 2003). En France, dans la

période juillet-août 2013, sur 3 trajets effectués sur les autoroutes (A83-A10-A62-A61-A9-A54-A8-A52) dans le sens Nantes-Hyères (soit 1 074 km), nous y avons dénombré en moyenne $51 \pm 7,8$ animaux morts sur le trajet soit 4,7 animaux morts tous les 100 km dont parmi les animaux identifiables : $22,6 \pm 4,7$ oiseaux et seulement $9,3 \pm 0,6$ mammifères. La route tue aléatoirement les individus sains et faibles (Bujoczek *et al*, 2011). Les oiseaux non ou peu volants (par exemple, les cailles (*Coturnix coturnix*), le dindon (*Meleagris gallopavo*), les hiboux (*Strigidae*)), les oiseaux qui se nourrissent au niveau du sol, et les charognards sont les plus vulnérables à la mortalité routière (Glista *et al*, 2009). Les Passeriformes représentent les victimes les plus nombreuses, et l’Effraie des clochers (*Tyto alba*) est l’espèce la plus fréquemment tuée (Guinard *et al*, 2012). D’autres espèces d’oiseaux apprennent à éviter les collisions avec l’âge (par exemple, le Geai à gorge blanche *Aphelocoma coerulescens*) (Mumme *et al*, 2000). La mortalité des hirondelles par collision avec les véhicules a induit une sélection artificielle des individus aux ailes plus courtes qui leur permettent de s’écarter plus rapidement des véhicules venant en sens inverse (n.d., 2013).

Les insectes attirés par les routes deviennent également vulnérables à la mortalité par collision avec les véhicules et par la prédation (Forman *et al*, 2003). En France, il a été montré que chaque année plus de 66 milliard d’insectes sont tués par collision avec les véhicules (soit 1000 insectes par habitant), en plus des 40 tonnes d’insectes projetés sur les bas-côtés (Chambon, 1993). La taille de la population relativement faible, la longue durée de vie des adultes et les hauteurs de vol relativement faibles des libellules (*Odonata*, *Anisoptera*) en font l’un des groupes d’invertébrés les plus vulnérables à la mortalité routière directe (Soluk *et al*, 2011).

Les populations animales nocturnes pour lesquelles les connaissances sont encore relativement peu abondantes sont également concernées par la mortalité routière. Dans la Réserve Kalakad Mundanthurai au Tiger en Inde du Sud, sur un total de 1413 individus appartenant à 56 espèces tuées sur les routes, les espèces nocturnes représentaient 50% de la mortalité (Seshadri et Ganesh, 2011). Les conducteurs ont plus de difficulté pour éviter les collisions avec les populations animales la nuit parce qu’ils ne peuvent pas anticiper la traversée des animaux.

Il existe des relations entre l’effet barrière et l’effet de mortalité routière qui déterminent la mortalité pendant le déplacement et le nombre de traversées réussies. Par exemple, une route plus large augmente le flux de véhicules et la vitesse, ce qui réduit le succès de franchissement de la route par la faune ou empêche les individus de traverser la route. Enfin, une augmentation du volume de trafic détermine aussi le niveau de bruit, qui, à son tour, accroît l’effet de barrière (Jaarsma *et al*, 2006). Le stress induit par les perturbations de la route et les changements de comportement peuvent ainsi affecter la survie globale de certaines populations animales, par exemple, le tigre de Sibérie *Panthera tigris altaica*, (Kerley *et al*, 2002). Certaines espèces s’adaptent aux routes dans la mesure où la vitesse des voitures y est constante.

L’effet de la mortalité routière sur les populations reste cependant souvent difficile à mesurer car d’autres facteurs, tels que la superficie, la qualité et la configuration spatiale de l’habitat le long de la route, jouent également un rôle (Jaarsma *et al*, 2006).

4. Effets des projets ferroviaires sur les écosystèmes

Seules quelques études scientifiques internationales analysent les effets des infrastructures de transport ferroviaire sur les écosystèmes. Les effets répertoriés dans la littérature ici sont extraits pour la plupart d’études sur la route n’ayant pas pour sujet principal le ferroviaire et pour certaines uniquement sur des milieux naturels d’écosystèmes alpins. Ainsi, même si ces études ne portent pas sur les milieux naturels étudiés par la suite, elles apportent néanmoins des informations sur les types d’effets liés spécifiquement au projet ferroviaire.

4.1. Effets de la construction ferroviaire sur les écosystèmes

La construction de la ligne ferroviaire Qinghai-Tibet sur le plateau tibétain a soulevé de nombreuses préoccupations environnementales (Jinxing *et al*, 2008; Shen *et al*, 2004). Une fois en service, la ligne ferroviaire n’a pas beaucoup d’impact sur les écosystèmes de prairie alpine et sur la biodiversité, tandis que les perturbations et les dommages liés à sa construction sont conséquents. Toutes les activités de construction de ligne ferroviaire ont un impact fort sur les écosystèmes. Au cours du terrassement, les déblais, les remblais, les plateformes, les bâtiments et les installations permanentes nécessitent la destruction directe de la végétation et de la structure du sol. Les routes, les sites de travail temporaires (bases du chantier) et la circulation des engins détruisent à leur emplacement la végétation de surface et la structure du sol, réduisent la couverture végétale et la diversité des espèces (Shen *et al*, 2004) significativement sur une bande de 10-15 m adjacente à la ligne ferroviaire (Jinxing *et al*, 2008). Basée sur la théorie de la succession écologique, lorsque le dommage dû à la construction de la ligne ferroviaire est importante, la reprise naturelle de la végétation endommagée est lente, la diversité en espèces est réduite à un niveau beaucoup plus faible, et la restauration prend plus de temps. Cela conduit à une division linéaire des écosystèmes, des paysages et à la fragmentation de l’habitat (Shen *et al*, 2004). Bien que sept espèces herbacées exotiques aient été identifiées, la composition des communautés végétales près de l’infrastructure n’est pas influencée de façon significative. Les propriétés du sol n’ont pas changé de manière significative en fonction de la distance avec la ligne ferroviaire (Jinxing *et al*, 2008). Le chantier de construction, le lieu de vie des travailleurs, les déchets quotidiens et les eaux usées contribuent à polluer les écosystèmes. Enfin, le bruit émis par les activités de la construction du ferroviaire Qinghai-Tibet influence le déplacement naturel de

l’antilope (*Pantholops hodgsoni*), de la gazelle (*Procapra picticaudata*) et de l’âne sauvage (*Equus kiang*) (Shen *et al*, 2004).

Les écosystèmes ont une sensibilité différente aux perturbations de construction. Les écosystèmes alpins de glace, de neige et les lacs font partie des catégories extrêmement fragiles. Les écosystèmes de prairies marécageuses alpines et les rivières sont les écosystèmes les plus importants sur le plateau Qinghai-Tibet et sont aussi très fragiles. Ce sont les plus touchés par les projets de plate-forme : dégâts sur la végétation et sur les terrains par l’occupation directe du sol. Même si la ligne ferroviaire passe à côté de ces zones, elle interfère avec les conditions hydrauliques, provoquant ainsi le retrait et la dégradation de ces écosystèmes. Les écosystèmes de steppe, de prairies alpines, de broussailles alpines sont modérément fragiles. L’écosystème de prairie alpine a relativement moins d’impact en raison de sa vaste distribution. Bien que l’impact des écosystèmes de steppe soit relativement important, ils sont toutefois relativement capables de se restaurer naturellement, par la résilience du milieu après la fin de la construction. Tant que la préservation et la restauration stricte de la végétation sont des mesures adoptées pendant et après la construction, il semble peu probable que la construction y cause des dommages irréversibles. Enfin, les écosystèmes de la steppe tempérée et les terres agricoles sont peu fragiles (Shen *et al*, 2004).

La construction de la ligne ferroviaire de Dunhuang en Chine est réalisée également dans un environnement fragile, le désert de Gobi très sensible aux perturbations anthropiques. La construction a induit des dommages sur la végétation, l’érosion du sol, et la destruction de la structure du sol causée par les vibrations et le broyage. L’occupation du site et la couverture artificielle, les routes temporaires, les logements temporaires, l’excavation et le déversement de terre, détruisent la végétation et le sol (Yuan *et al*, 2006).

Les impacts environnementaux potentiels sur la faune, lors de la construction des infrastructures ferroviaires, résultent de l’implantation et de la construction (effet à court terme), de la destruction de l’habitat et la fragmentation (effet à long terme). Notamment dans les paysages ruraux, les couloirs de migration de la faune sont altérés ou détruits. Les populations et leurs patrimoines génétiques sont isolés, ce qui affaiblit considérablement la communauté animale. D’après les auteurs, les infrastructures ferroviaires ont cependant quatre caractéristiques qui peuvent réduire les impacts environnementaux comparés aux routes. L’emprise ferroviaire hors lignes à grande vitesse (LGV) occupe généralement de plus petites surfaces, les eaux de ruissellement de ballast sont filtrées, il y a peu de ruissellement au-delà du pied de la pente, et le drainage des fossés sert à contrôler le débit, l’érosion, le déplacement des sédiments (De Santo et Smith, 1993). Une étude indique que la construction des autoroutes mais aussi des lignes ferroviaires génère un degré varié d’impact sur la biodiversité des zones humides, des communautés d’amphibiens notamment, des forêts tropicales, des forêts de montagne et des forêts de feuillus (Shen *et al*, 2004).

4.2. Effets de l'usage de la ligne ferroviaire sur les éléments abiotiques

Les effets du ferroviaire sur les éléments abiotiques ont été étudiés principalement sous l'angle de la pollution atmosphérique, du changement climatique et des impacts sur la santé humaine (Prudêncio da Silva *et al*, 2010).

4.2.1. Diffusion sonore, vibrations et autres effets atmosphériques

En général, l'impact environnemental du bruit et des vibrations ferroviaires est plus faible que celui des routes, il reste lié au poids et/ou la vitesse des trains (Kurze, 1996). Le bruit et les vibrations émis par les véhicules ferroviaires sont étudiés principalement sur les récepteurs humains (Kurze, 1996; Rossi et Nicolini, 2003; Xiaon, 2006; Pronello, 2003). Une étude sur le bruit émis par les activités de la construction ferroviaire Qinghai-Tibet a montré que les espèces telles que *Pantholops hodgsoni*, *Procapra picticaudata* *Equus kiang* semblent s'adapter aux changements de l'environnement causés par la construction de la ligne ferroviaire, par l'apprentissage et l'ajustement de leur comportement (Baofa *et al*, 2006).

4.2.2. Modifications de l'hydrologie et de la qualité des eaux

Un article relatant l'historique des études effectuées dans la baie de Floride a démontré que les changements de la qualité de l'eau des vingt dernières années ne sont pas l'unique cause de son déclin, des changements étaient déjà apparus entre 1905- 1912 à cause de la construction de la ligne ferroviaire de la côte Est de la Floride de Miami à Key West. La construction de la ligne ferroviaire a limité l'échange des eaux entre les récifs de la Floride et du golfe du Mexique menant à une baie de plus en plus eutrophe. De plus faibles valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ du squelette du corail *Solenastrea bournoni* (indicateur du cycle des matières organiques) coïncident avec la construction de la ligne ferroviaire (Swart *et al*, 1996).

Une étude en forêts tempérées de Cincinnati, Ohio, aux États-Unis, a démontré que les lignes ferroviaires à proximité d'un ruisseau affectent l'hydrologie des berges. La construction de ces structures parallèles aux cours d'eau entraîne des déconnexions hydrologiques latérales conduisant à des sols plus secs. La limitation de construction de ligne ferroviaire autour et à l'intérieur de ces forêts participe à la préservation des fonctions hydrologiques (Pennington *et al*, 2010). La densité de routes mais également des lignes ferroviaires sont une menace écologique pour les bassins versants (Paukert *et al*, 2011).

4.2.3. Introduction de polluants chimiques

Le réseau ferroviaire est responsable de rejets de polluants principalement des métaux, des hydrocarbures, des peintures et des herbicides qui sont des risques pour la fonctionnalité des écosystèmes (Cederlund *et al*, 2008). Ces substances toxiques affectent l'atmosphère (Plakhotnik *et*

al, 2005) et entraînent des risques environnementaux par le drainage hydrique de ces éléments vers le sol et les eaux souterraines (Burkhardt *et al*, 2008). Les sources de pollution du réseau ferroviaire impliquent le matériel roulant ainsi que les diverses activités de production, d'entretien et de réparation des équipements (Plakhotnik *et al*, 2005).

La plupart des métaux libérés sont des particules émises par des frictions (usure mécanique par frottement des roues avec le rail (Salma *et al*, 2007) tels que le fer, puis Cu, le zinc (Zn), le manganèse (Mn), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le vanadium (V) et Pb. Seule une petite quantité de métaux est lessivée en phase dissoute (Burkhardt *et al*, 2008). L'accumulation de métaux lourds, Pb et Cu dans les sédiments a été observée à proximité du lac Yilong en Chine (Bai *et al*, 2010). Dans le sol près de la ligne ferroviaire, les métaux lourds ont réduit la croissance microbienne (Lorenz et Kandeler, 2005). Les lignes ferroviaires génèrent beaucoup moins de particules minérales grossières de poussières comparées aux routes (Jinxing *et al*, 2008). Les particules de fer sont parmi les tailles PM₁₀ du trafic ferroviaire les plus fréquentes, suivies par les particules d'aluminium et de calcium. Elles proviennent de l'usure des rails, ainsi que des roues. La plupart des particules d'aluminium sont d'origine géologique (feldspath ou minéraux argileux). Le lit de graviers de la ligne ferroviaire est probablement la source de particules d'aluminium et contribue aux particules de quartz et silicone. Les particules de calcium se composent principalement de sulfate de calcium provenant de la remise en suspension des poussières minérales (Lorenzo *et al*, 2006).

Environ 30% du réseau ferroviaire mondial est actuellement électrifié. Cette part est de 50% en Union européenne (Uherek *et al*, 2010). Le réseau ferroviaire restant, utilise les combustibles fossiles, à savoir le gasoil (Uherek *et al*, 2010). Les émissions des véhicules des lignes ferroviaires sont les hydrocarbures, le dioxyde de carbone (CO₂), les particules en suspension (PM), SO₂ et NO_x (López *et al*, 2009). En Corée, les sols près des voies lignes ferroviaires sont contaminés par du carburant diesel, de l'huile de lubrification pour les machines et des huiles usagées lubrifiantes dans les courbures et jonctions du rail (contenant environ 2,5g/kg de Zn) (Park *et al*, 2009). Les horizons de sous-sol près d'une ligne ferroviaire peuvent contenir de la créosote, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des phénols et des produits de dégradation. Ces composés sont lessivés au niveau des traverses (Lorenz et Kandeler, 2005). Les traverses en bois semblent être aussi les plus importantes sources d'hydrocarbures, par les lubrifiants des voies d'aiguillage et des boudins de roues (partie intérieure de la roue assurant le guidage sur la voie ferrée) (Burkhardt *et al*, 2008).

4.3. Effets de l'usage de la ligne ferroviaire sur les éléments biotiques

Les effets sur les éléments biotiques analysés dans les études internationales sont les invasions d'espèces exotiques et la fragmentation des habitats naturels des espèces.

4.3.1. Perte, dégradation des habitats naturels

Le trafic ferroviaire et les activités de gestion des lignes ferroviaires entraînent des perturbations qui dégradent la qualité des habitats et contribuent indirectement à leur réduction.

Une étude a décrit les sols anthropiques d'une ligne ferroviaire abandonnée en Allemagne afin de trouver les facteurs les plus importants qui y influencent la croissance des plantes et le cycle des éléments nutritifs. Le contenu de matériaux grossiers (>2 mm) des couches de base de la ligne ferroviaire, et la qualité des substrats (pierre concassée) sont les principaux facteurs qui agissent sur la croissance des plantes. La structure physique pauvre et les faibles teneurs en fraction fine (<2 mm) entraînent un stockage d'eau faible. Ajoutées à un stock de nutriments disponibles faible, ces propriétés conduisent à l'établissement d'une végétation pauvre. Les pores dans les couches de ballast ont été fortement pollués par les cendres de la combustion du charbon des moteurs à vapeur. Ceci ajoute d'autres problèmes comme le fait que les métaux lourds deviennent plus solubles et dégradent la qualité des eaux souterraines. La faible qualité des sols rend ces sites peu appropriés pour les espèces végétales qui sont en concurrence avec les espèces agricoles environnantes dans un paysage eutrophisé (Hiller, 2000).

En Suède, il a été constaté que les zones de remblais des lignes ferroviaires ont une biomasse et une activité microbienne faible comparée aux sols agricoles. L'activité microbienne étant dépendante des caractéristiques du sol, ces résultats indiquent que cette fonctionnalité dans les remblais y est sérieusement endommagée (Cederlund *et al*, 2008). Une autre étude dans la ville de Stuttgart, en Allemagne, a montré que l'approvisionnement restreint en eau et les polluants organiques sont potentiellement responsables de la faible biomasse microbienne de la litière près de la ligne ferroviaire. De plus, dans cette zone, la croissance de la végétation herbacée est réduite (Lorenz et Kandeler, 2005).

4.3.2. Invasions végétales

L'impact des infrastructures de transport sur les habitats naturels environnants s'étend souvent bien au-delà des abords de la ligne ferroviaire. Les lignes ferroviaires servent de conduit pour l'introduction d'espèces exotiques (Jinxing *et al*, 2008). De plus, les activités d'entretien et la circulation des véhicules semblent donner aux espèces non-indigènes un avantage concurrentiel sur les espèces des prairies indigènes et facilitent la propagation et l'établissement des espèces envahissantes non indigènes (Hansen et Clevenger, 2005; Williams *et al*, 2005).

La propagation des espèces envahissantes aux abords de la ligne ferroviaire n’est cependant pas validée par toutes les études (Penone *et al*, 2012). Les informations sur les communautés végétales le long des lignes ferroviaires restent descriptives et anecdotiques (Hansen et Clevenger, 2005). Peu d’études ont évalué les impacts lignes ferroviaires sur la composition en espèces végétales ou sur l’invasion des espèces végétales non indigènes le long des corridors ferroviaires (Hansen et Clevenger, 2005).

En raison des perturbations anthropiques fréquentes subies par les espèces végétales en place, les banques de graines du sol jouent un rôle vital pour la régénération de la flore. Des différences dans la composition ont été relevées entre des zones de voies de ligne ferroviaire et des zones naturelles à Munich. La banque de graines des lignes ferroviaires a été dominée par des espèces végétales bisannuelles rudérales, vivaces et des espèces d’habitats rocheux ou sablonneux. L’abondance des espèces exotiques avait largement dépassé celle de la végétation locale (Albrecht *et al*, 2011). Une étude en Europe centrale relève que les espèces non indigènes, *Atriplex sagittata*, *A. hortensis*, *A. tatarica* et *A. rosea*, se retrouvent le long des lignes ferroviaires. L’espèce *A. tatarica* élargit sa propagation principalement le long de lignes ferroviaires (Mandák, 2003). La propagation de l’espèce invasive en Europe centrale *Buddleja davidii* est favorisée et colonise les abords de la ligne ferroviaire (Wittig, 2012).

Les Prairies présentent une fréquence plus élevée d’espèces non-indigènes que les habitats forestiers, mais la fréquence ne diffère pas entre les routes et les lignes ferroviaires. La fréquence des espèces non indigènes en forêt a diminué significativement avec l’augmentation de la distance par rapport aux bords des routes et des lignes ferroviaires, tandis qu’en prairie aucun changement significatif n’a été relevé (Hansen et Clevenger, 2005). Une autre étude confirme que la densité des espèces exotiques dans des forêts tempérées de la ville de Cincinnati, Ohio, aux États-Unis, diminue avec l’augmentation de la distance par rapport aux lignes ferroviaires (Pennington *et al*, 2010). Ceci suggère qu’en milieu prairial, les bords de route et de lignes ferroviaires agissent en tant que micro-habitats pour les espèces non-indigènes et sont plus vulnérables qu’en forêts. Il est ainsi important de minimiser les perturbations végétales le long des routes et des lignes ferroviaires lors de leur construction et de leur maintenance, et en particulier dans les habitats de prairies et dans les milieux sensibles à la fragmentation et à la perte d’habitat (Hansen et Clevenger, 2005).

Les lignes ferroviaires et les routes ont été historiquement situées le long des cours d’eau parce que les plaines inondables et les vallées ont souvent fourni un paysage relativement plat favorable à la construction d’infrastructures. Elles impactent directement la diversité des espèces indigènes par l’invasion d’espèces exotiques, par la dispersion des graines, ou indirectement en augmentant la disponibilité de la lumière par ouverture du milieu (Pennington *et al*, 2010). La ligne ferroviaire joue un rôle important dans l’introduction d’espèces exotiques telles que les plantes, mais aussi les poissons, les algues et les mollusques dans les Grands Lacs laurentiens (Mills *et al*, 1993).

4.3.3. Isolement des populations

Les lignes ferroviaires sont considérées comme l’un des principaux obstacles au déplacement naturel des vertébrés terrestres (Yanes *et al*, 1995). La distance géographique et l’isolement par la ligne ferroviaire Qinghai-Tibet affecte la structure génétique de certaines populations animales telle que la marmotte de l’Himalaya (*Marmota himalayana*) (Xu *et al*, 2009). L’étude sur les effets de la ligne ferroviaire Qinghai-Tibet sur la structure des communautés de rongeurs dans la région du désert Qaidam montre qu’à 50, 200, 500 m de distance, la ligne ferroviaire n’a eu aucun effet sur les espèces de gerboises (*Dipus sagitta*, *Allactaga sibirica*,) de gerbille (*Meriones meridianus*) et de hamster (*Phodopus roborovskii*) (Zhang *et al*, 2009). Au sud de la Norvège, les populations de rennes sauvages (*Rangifer tarandus*) ont été isolées par les routes, les lignes électriques mais également les voies de ligne ferroviaire. Les rennes sauvages traverse la voie ferroviaire occasionnellement et uniquement pendant les périodes de surpâturage extrême (Nellemann *et al*, 2001).

Peu d’études ont abordé l’isolement des populations d’invertébrés par les lignes ferroviaires. Il semble que les invertébrés tels que les bourdons aient la capacité de les traverser. Cependant, il a été constaté à Boston (Massachusetts), que les lignes ferroviaires restreignent le déplacement des bourdons butineurs vers des zones naturelles de *Cephalanthus occidentalis* (Bhattacharya *et al*, 2003). Les dépendances vertes des lignes ferroviaires offrir une connectivité pour certains groupes fonctionnels notamment les plantes des prairies communes (Penone *et al*, 2012).

4.3.4. Augmentation du taux de mortalité des populations animales

Les collisions des rapaces avec les automobiles et les trains, ainsi que des pertes causées par électrocution, agissent négativement sur les populations. Les études démographiques sur les collisions restent cependant rares. Une étude sur la dynamique de population du hibou grand-duc (*Bubo bubo*) dans le nord-ouest des Alpes en Suisse a montré que la moitié des grands-ducs ont été victimes des réseaux d’infrastructure tels que les pylônes électriques, les câbles aériens, les voitures et les trains. Après la mortalité par famine et par électrocution, les collisions avec les voitures ou les trains sont la troisième cause de mortalité de *Bubo bubo* (Schaub *et al*, 2010).

5. Mesures pour éviter, réduire, compenser les impacts sur les écosystèmes

5.1. Définition des mesures

Les mesures pour éviter, réduire, compenser⁵ les impacts des projets d’ITT sur les écosystèmes se regroupent dans trois types : les mesures de suppression, de réduction, de compensation des impacts des ITT sur les milieux naturels.

Les mesures de suppression et de réduction, dites mesures d’atténuation, évitent ou réduisent les effets négatifs sur les écosystèmes dus à la construction et à l’utilisation de l’infrastructure (van Bohemen, 1998). En ajustant le tracé, les impacts potentiels sont pris en compte dans les phases amont des projets. Ces mesures, en agissant sur la source des nuisances, réduisent les impacts comme par exemple les passages à faune pour la fragmentation des habitats naturels.

Les compensations écologiques tentent de retrouver les fonctions écologiques restant affectées même après la mise en œuvre de mesures d’atténuation comme par exemple la reconstitution d’une mare détruite par le tracé (Cuperus *et al*, 1996). En Europe l’intérêt pour la compensation a augmenté, motivé par un désir de promouvoir les fonctions écologiques et les réserves naturelles (van Bohemen, 1998). Dans l’Union européenne, les mesures de compensation trouvent leur base réglementaire principalement dans la directive de l’impact environnemental 85/337/CEE⁶, 97/11/CEE⁷, la directive Oiseaux 79/409/CEE⁸ et la directive Habitats, 92/43/CEE⁹. L’accent est mis sur l’intégrité du réseau Natura 2000, afin de préserver la cohérence globale du réseau de protection (Villarroya et Puig, 2010).

Les mesures d’atténuation et de compensation établissent une stratégie de conservation intégrée du paysage pour réduire les effets négatifs et maintenir les valeurs des écosystèmes naturels (van Bohemen, 1998). Les principales mesures utilisées dans les projets sont les passages à faune et la reconstitution des habitats naturels. La gestion des bords de route et des dépendances vertes ferroviaires créent non seulement des habitats refuges pour la faune et la flore autochtones mais aussi sont un potentiellement un corridor écologique (Gallardo et Sánchez, 2004).

⁵ Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel

⁶ Council Directive 85/337/EEC of 27 June on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.

⁷ Council Directive 97/11/EC of 3 March 1997 amending Directive 85/337/EEC on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.

⁸ Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild birds.

⁹ Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

5.2. Mesures d’atténuation des impacts de la construction

Dans le sud du Brésil, Gallardo et Sánchez (2004) ont suivi un projet de construction de route dans un environnement fragile, extrêmement riche et diversifié, caractérisé par des pluies intenses et des pentes abruptes en forêt tropicale à Serra do Mar. Pendant la phase d’approbation de la nouvelle autoroute, parmi les questions environnementales abordées, les questions écologiques concernaient : l’érosion; l’envasement des rivières; la stabilité de la pente ; l’élimination des déblais de roche; la gestion de l’eau pompée et la perte d’habitat. Les mesures d’atténuation incluses dans le projet étaient : l’utilisation de repères topographiques pour contraindre l’enlèvement de la végétation au strict minimum, la plantation immédiate dans les pentes pour prévenir les phénomènes d’érosion et d’instabilité, la construction de pièges à sédiments, des nettoyages périodiques du système de drainage, la rétention des eaux pluviales, et le contrôle des émissions de poussières (Gallardo et Sánchez, 2004).

Une autre étude a évalué l’efficacité des mesures d’atténuation des impacts de la construction de la ligne ferroviaire Qinghai-Tibet sur le plateau tibétain. En redirigeant la ligne ferroviaire en dehors de zones sensibles (zones humides et berges), ces zones ont été protégées. L’interdiction de l’excavation des sols et de gravières dans une zone de 200 m à la ligne ferroviaire a contribué à la protection de la végétation. La restauration de la végétation autochtone par transplantation a été utilisée afin de restaurer et de préserver les communautés végétales remarquables. Cependant, cette mesure n’a pas été efficace. La végétation adjacente à la ligne ferroviaire est nettement plus faible que dans d’autres zones. Cela peut être dû au choc de la transplantation, la modification du sol, la difficulté de gestion et l’environnement devenu hostile (Jinxing *et al*, 2008).

5.3. Réduction de la fragmentation : passages à faune et autres mesures

Une variété d’approches de mesures d’atténuation est utilisée pour les effets généraux des routes et de la mortalité routière directe sur les populations animales. Différents types d’ouvrages et de techniques réduisent les collisions, permettent un passage sûr pour les animaux, s’ajoutent à la connectivité des habitats, encouragent les mouvements naturels, en fonction de leur accessibilité (Glista *et al*, 2009).

5.3.1. Types d’ouvrages de franchissement ou passages à faune

Les passages à faune sont des structures qui visent à rétablir le déplacement des animaux à travers l’axe routier ou ferroviaire, afin de diminuer la mortalité et d’assurer la stabilité des populations (Baofa *et al*, 2006; Mata, Hervás, *et al*, 2008). Les mesures comprennent des passages inférieurs (tunnels), et supérieurs (viaducs, ponts, ponceaux) en conformité avec le comportement et les besoins des espèces concernées, bien que d’autres animaux puissent en faire usage. Les

mesures sont accompagnées de clôtures pour animaux pour éviter les collisions (van Bohemen, 1998).

Les passages inférieurs pour la petite faune sont par ordre de diamètre croissant : les tuyaux, les buses, les dalots ; et sont éventuellement utilisés par une variété d’espèces (Glista *et al*, 2009). Les buses sont des structures relativement petites (0,3 à 2 m de diamètre) faites de béton, d’acier lisse ou en tôle ondulée. Contrairement aux tuyaux, ils restent secs sauf en périodes de fortes pluies (Glista *et al*, 2009). Les buses et dalots sont classés comme des passages petite faune mais sont initialement conçus pour faire passer l’eau sous les routes. Avec des améliorations, telles que l’ajout de clôtures, la modification de l’habitat à l’entrée, l’incorporation de banquettes sèches, les buses et dalots, préexistants pour l’évacuation des eaux, sont aménageables en passages. Dans des situations où les passages souterrains sont inondés, les banquettes sont utilisables par plusieurs espèces. Les passages inférieurs offrent un conduit pour un large éventail d’espèces (Mata, Hervas, *et al*, 2008). Les mammifères utilisent tous les passages routiers inférieurs et 75% sont utilisés par les amphibiens. Les passages inférieurs de grands diamètres sont fréquentés plus fréquemment par les mammifères et très rarement par les amphibiens (Glista *et al*, 2009). Certains passages inférieurs sont créés spécifiquement pour certaines populations. L’Europe a été l’initiateur de passages à amphibiens appelés batracoducs qui sont des tuyaux plus petits que les buses (Forman *et al*, 2003). Les batracoducs sont une solution réussie (van Bohemen, 1998).

Les écoducs sont des viaducs disposant de bandes relativement importantes de végétation naturelle (Glista *et al*, 2009). Les viaducs sont principalement conçus pour les grands animaux comme les grands carnivores et les ongulés. Ceux conçus pour les Cervidés sont appelés les cerviducs (van Bohemen, 1998). Les viaducs en forme d’entonnoir peuvent varier en largeur de 30 à 50 m à plus de 200 m à chaque extrémité (Forman *et al*, 2003). Ils maintiennent la connectivité des flux horizontaux écologiques à travers le paysage et accueillent une plus grande variété d’espèces que les passages inférieurs (Glista *et al*, 2009). Plusieurs auteurs ont démontré l’utilisation fréquente des écoducs, non seulement par les cervidés, mais aussi par d’autres espèces comme le sanglier, le blaireau, le hérisson et le renard (van Bohemen, 1998) en Suisse, en Allemagne, en France et aux Pays-Bas. Les viaducs comparés aux autres passages sont moins confinés, plus silencieux, ont des conditions ambiantes de pluviométrie, température et de lumière plus naturelles, et servent à la fois de passages pour la faune et d’habitats intermédiaires pour les petits animaux, par exemple des petits mammifères, reptiles et amphibiens (Glista *et al*, 2009).

5.3.2. Facteurs influant sur l’efficacité des structures de franchissement

De multiples facteurs déterminent l’utilisation et l’efficacité des passages à faune : l’emplacement, les dimensions, la largeur des infrastructures, la hauteur des clôtures, les conditions environnementales, la complexité de la végétation le long des infrastructures et la présence de bois

mort à l’entrée des passages (Clevenger et Waltho, 2000; Glista *et al*, 2009; Mata, Hervás, *et al*, 2008; Yanes *et al*, 1995).

L’emplacement des passages est très important et est le facteur principal d’efficacité (Yanes *et al*, 1995; Clevenger et Waltho, 2000). Il est primordial pour les espèces petites et les moins mobiles telles que les reptiles et les amphibiens (Glista *et al*, 2009) et pour les espèces migratrices (van Bohemen, 1998). Le mouvement de la faune indiquent les zones importantes de traversée de la route, ce qui aide à la conception de stratégies de planification des routes, facilite sa circulation de afin de maintenir la connectivité entre les populations et pour réduire les collisions (Lewis *et al*, 2011). Les passages doivent être placés dans des zones d’habitats naturels, éloignés des perturbations (Rodriguez *et al*, 1996). Les collisions sont plus susceptibles de se produire dans des paysages hétérogènes à faible densité de route, aux limites de vitesses élevées, et dans des zones non boisées agricoles à proximité de grandes étendues de forêt (Found et Boyce, 2011). La faune étant liée à des habitats spécifiques, les modèles spatiaux de paysage jouent un rôle important dans la détermination des lieux de mortalité (Forman et Alexander, 1998). Une méthode, le « dPConnector », s’appuyant sur le concept de l’indice de connectivité détecte les zones favorables à l’emplacement des passages (Gurrutxaga *et al*, 2011).

La recherche sur la concentration de la mortalité des grands mammifères a démontré qu’elle ne se produit pas de façon aléatoire mais qu’elle est géographiquement concentrée (Clevenger *et al*, 2003). L’identification des sections de concentration des accidents définit des tronçons routiers spécifiques (Diaz-Varela *et al*, 2011). Les agrégations de mortalité routière ont tendance à se produire près de végétations denses, diversifiées en bordure de route, et loin des passages à faune (Clevenger *et al*, 2003) notamment pour les cervidés (Found et Boyce, 2011). La variabilité des collisions suggère que des mesures correctives doivent être adaptées selon le contexte de la circulation (qualité des routes, exigences de vitesse spécifique, et / ou le niveau de trafic) et les espèces touchées (Diaz-Varela *et al*, 2011). La modification de certains paysages et des habitats en bordure de route est un moyen efficace de réduire les collisions entre véhicules et cervidés (Found et Boyce, 2011).

La structure et la largeur ont été identifiées comme les facteurs d’utilisation les plus importants. Une étude sur les ouvrages de franchissement le long de l’autoroute A-52 (au nord-ouest de l’Espagne) montre que tous les types de passage sont utilisés par les sangliers, les chevreuils, les blaireaux, bien que l’intensité d’utilisation varie considérablement entre eux (Mata, Hervás, *et al*, 2008). En Europe, les ouvrages d’art à ouverture haute et large ont été le plus souvent franchis par les ours grizzlis (*Ursus arctos horribilis*), les loups (*Canis lupus*), les wapitis et les cerfs, tandis que les structures plus étroites l’ont été le plus souvent par les ours noirs (*Ursus americanus*) et les pumas (*Felis concolor*). Les viaducs en forme de sablier sont traversés régulièrement par les sangliers, et non pas par les cerfs effrayés par le centre du passage plus étroit. Les tunnels dont

l'extrémité est visible sont plus attractifs. Les petits passages sont plus adoptés par les petits mammifères (Glista *et al*, 2009). Ces résultats soulignent l'importance d'utiliser un passage mixte pour réduire l'effet de barrière des routes (Mata, Hervás, *et al*, 2008).

L'humidité, la température, la lumière, le substrat, et le bruit peuvent influencer l'utilisation des passages à faune. Les amphibiens ont besoin de conditions humides pendant la migration, ainsi les passages doivent permettre à la pluie de l'humidifier. Les différences de température entre l'intérieur et l'extérieur des passages inférieurs dissuadent leur utilisation par les amphibiens. La circulation de l'air (par exemple, en utilisant une grille) réduit les différences de température et donne une utilisation pour un plus large éventail d'espèces. L'augmentation de la lumière naturelle dans les tunnels amplifie le déplacement des salamandres *Ambystoma maculatum*. La lumière artificielle nuit à l'intérêt du passage. Le bruit du trafic influence l'utilisation des ouvrages de franchissement. Les planificateurs devraient aussi considérer l'utilisation de matériaux de réduction du bruit pour les ouvrages de franchissement (Glista *et al*, 2009). Les écoducs doivent être protégés contre les perturbations visuelles et acoustiques de l'autoroute au moyen d'un mur et d'arbres (van Bohemen, 1998).

La végétation naturelle améliore l'attractivité des ouvrages de franchissement et assure une continuité de l'habitat. Un substrat naturel s'ajoute à la continuité de l'habitat et encourage les animaux à passer (Yanes *et al*, 1995). Les grenouilles et les crapauds préfèrent les tunnels végétalisés plutôt qu'en béton. Ce dernier dissuade les grenouilles de traverser en raison de son alcalinité (Glista *et al*, 2009). Les passages en ciment sont des sources de risques de prédation (Baofa *et al*, 2006). Les passages inférieurs grande faune ont intérêt à inclure des strates naturelles (De Santo et Smith, 1993). L'emplacement du passage doit se positionner au niveau du sol de sorte que les animaux n'aient pas un relief non naturel. Les routes devraient de préférence être construites en dessous du niveau du sol (van Bohemen, 1998).

L'utilisation de clôtures et/ou de murs guide les animaux vers les passages (Glista *et al*, 2009). L'utilisation de clôtures a réduit la mortalité routière de 93,5% dans le parc « Paynes Prairie State Reserve », en Floride (Dodd *et al*, 2004). Au sud du Portugal, l'amélioration des passages existants avec des clôtures à maillages serrés et enterrées, guide de petits et moyens carnivores vers les passages et diminue la mortalité (Grilo *et al*, 2009).

Les passages à faune bien adaptés sont fréquentés par les sangliers, chevreuils, de blaireaux qui n'ont pas tendance à traverser en dehors (Mata, Hervás, *et al*, 2008) et diminuent de façon importante la mortalité (van Bohemen, 1998). Des études soulignent l'importance d'utiliser des passages à faune et des structures de type mixte pour réduire l'effet de barrière des routes (Mata, Hervás, *et al*, 2008). L'intensité des déplacements des vertébrés sur des passages inférieurs de petite faune, pour des routes et des lignes ferroviaires au centre de l'Espagne, varie

considérablement entre les groupes amphibiens, lézards, serpents, petits mammifères, rats, hérissons, lapins et plusieurs espèces de mammifères carnivores, y compris *Felis sylvestris* et *Genetta genetta*. Les déplacements sont influencés par divers facteurs tels que les dimensions des passages, la largeur des infrastructures, la hauteur des clôtures, la complexité de la végétation le long des infrastructures, et la présence de fosses de détritits à l’entrée des passages (Yanes *et al*, 1995).

5.3.3. Méthodes non structurales

Une variété de méthodes non structurales d’atténuation de la mortalité routière est en cours de recherche en Europe. Il s’agit de répulsifs olfactifs pulvérisés sur la végétation et le long des routes, d’émission d’ultra-sons, d’éclairage routier, de contrôle de la population par la chasse et la pêche, et de la modification de l’habitat.

Les répulsifs olfactifs sont principalement utilisés pour éloigner les animaux des routes (Glista *et al*, 2009). Une méthode spécifique préconise le déplacement des amphibiens piégés dans des seaux de chaque côté de la route (van Bohemen, 1998). Cette méthode est efficace mais nécessite de la main d’œuvre permanente.

Au Québec une méthode de réduction des collisions entre les véhicules et la faune consiste à éviter l’attraction des élans pour le sel, en détruisant les étangs qui en contiennent le long des bords de route. Les résultats de l’étude montrent que le taux de collision a considérablement diminué (Grosman *et al*, 2011). Cependant, cette méthode entraîne la destruction de milieux naturels fragiles et une baisse de la biodiversité. D’autres auteurs suggèrent d’enherber les routes dans les zones à pente faible et à trafic faible dans les paysages ruraux, les réserves et les parcs naturels, pour minimiser le niveau d’érosion des sols, des paysages et d’autres dommages environnementaux (Cao *et al*, 2006). Ces alternatives sont moins coûteuses comparées aux méthodes structurales (par exemple, viaducs) mais leurs conséquences biologiques ne sont pas encore bien comprises, et des recherches supplémentaires sont nécessaires pour s’assurer de leur efficacité (Glista *et al*, 2009).

La fermeture temporaire des routes (van Bohemen, 1998) et l’utilisation de signes, panneaux et / ou des ralentisseurs pour réduire la vitesse et rendre les conducteurs plus conscients de la présence de la faune, réduit la mortalité routière dans des zones connues pour le passage d’animaux (Neumann *et al*, 2012). Le trafic de grande vitesse est souvent considéré comme l’une des principales causes de collisions entre les véhicules et les animaux sauvages. Le contrôle du trafic est l’une des options les plus difficiles pour atténuer la mortalité routière (Glista *et al*, 2009). Les oiseaux adaptent leur comportement d’évitement des véhicules à la vitesse moyenne des véhicules et non pas à la vitesse réelle de chaque véhicule. Le respect des limitations de vitesse peut préserver des espèces d’oiseaux menacées (Legagneux et Ducatez, 2013). Le volume du trafic et la vitesse de déplacement des animaux sont les facteurs les plus importants sur l’augmentation de collision. Les

mesures de réduction de la circulation routière sont efficaces pour atténuer la mortalité chez les mammifères (Jaarsma *et al*, 2006). La fréquence de déplacement de l’ours noir (*Ursus americanus*) dans les passages à faune est significativement plus élevée en période de fermeture des routes qu’en période d’ouverture. Les périodes de fermeture profitent aux espèces sauvages sensibles, mais la destruction de la route est la stratégie la plus efficace pour la restauration de l’habitat (Switalski et Nelson, 2011). Le fauchage de la végétation dans les virages serait une alternative pour aider les automobilistes à voir les animaux avant leur traversée et anticiper l’évitement des collisions (Grilo *et al*, 2009).

5.4. Dépendances vertes et corridors écologiques

5.4.1. Accueil d’une importante diversité végétale et animale

Les talus et bords de routes ou ferroviaires, sont appelés dans les termes techniques du génie civil « les dépendances vertes ». Quand les conditions sont réunies, ces dépendances deviennent potentiellement des corridors écologiques entre les espaces naturels (Cilliers et Bredenkamp, 2000).

Un réseau de voies vertes à travers le paysage aider à la réalisation d’objectifs de conservation de la biodiversité (van Bohemen, 1998). Les espèces animales et végétales trouvent un milieu favorable dans les dépendances vertes dans des paysages détériorés par l’agriculture et l’urbanisation (Cousins et Eriksson, 2002). Dans un paysage d’agriculture intensive en Norvège, le nombre d’espèces a été plus élevé sur les bords de route que dans les bordures de champs cultivables. Les accotements routiers contenaient plusieurs espèces de prairies semi-naturelles en déclin (Hovd et Skogen, 2005). Les dépendances vertes sont ainsi des sources de biodiversité dans le paysage et les routes ou rails sont de véritables corridors écologiques permettant aux espèces de migrer et de coloniser des habitats qui seraient autrement isolés (Saarinen *et al*, 2005). Ces éléments linéaires du paysage sont considérés comme des solutions possibles pour atténuer les effets négatifs de la perte d’habitat et la fragmentation des espaces naturels (Vermeulen et Opdam, 1995).

De nombreux inventaires indiquent le grand potentiel des bords de route pour accueillir un éventail diversifié d’espèces végétales (Forman et Alexander, 1998). Aux Pays-Bas, 1/3 de la flore sauvage est présent sur les bords de route et la moitié de la flore est présente sur les bords de route en Angleterre et en Belgique (Cousins et Eriksson, 2002). Les accotements représentent environ 10% de la superficie de la végétation indigène à Kelerberrin en Australie (Arnold et Weeldenburg, 1990). Les espèces rudérales et les espèces halophiles sont les plus représentées (Truscott *et al*, 2005). Bien que les prairies soient devenues rares, les bords de route compensent cette perte, servant d’habitats et d’itinéraires de remplacement de couloirs de dispersion (Tikka *et al*, 2001).

Les bords de route semi-naturels, linéaires maintiennent des espèces de prairies comme *Pimpinella saxifraga* (Auestad *et al*, 2010) et fournissent des habitats pour un large éventail d’espèces (Saarinen *et al*, 2005). Dans certaines zones perturbées par l’agriculture, par exemple en Australie et aux Pays-Bas, les accotements des voies de ligne ferroviaire sont les seules réserves importantes de la flore autochtone (Coffin, 2007). Les accotements offrent des habitats pour la flore et la faune des prairies, qui en Europe ont souffert de la diminution des biotopes semi-naturels en raison de la modernisation agricole (Valtonen *et al*, 2006).

L’utilisation du corridor routier diffère selon les espèces, principalement en fonction de leur capacité de déplacement et leur capacité à se reproduire dans l’étroite bande (Vermeulen et Opdam, 1995). Les bords de route constituent d’importantes zones de refuge, d’habitat naturel pour certains animaux (Berg *et al*, 2011). Ce sont des couloirs de dispersion pour de nombreuses espèces végétales et animales telles que les grands mammifères (Coffin, 2007), petits mammifères comme le chat sauvage (Klar *et al*, 2012), certaines espèces de chauves-souris (Sétra, 2008). Ils constituent une source de nourriture pour les charognards (Coffin, 2007) et participent également à la conservation de certaines espèces d’insectes pollinisateurs menacées telles que des espèces de papillon *Lycaena Hippothoë*, *Pyrgus malvae* et *P. alveus* (Saarinen *et al*, 2005). Les bords de route fournissent également un habitat pour de nombreux insectes (Noordijk *et al*, 2009). Les bords de route sont des candidats de couloirs de dispersion pour les Carabidés (Coléoptères) (Vermeulen et Opdam, 1995) et des sites de refuge, de reproduction, d’habitats de couloirs, de source de nourriture, pour des espèces d’insectes pollinisateurs de papillons et de bourdons des prairies semi-naturelles (Saarinen *et al*, 2005). Les accotements routiers des forêts dans le sud de l’Angleterre participent à la conservation du lézard *Lacerta agilis* (Dent et Spellerberg, 1987).

Bien que de nombreuses études aient démontré que l’abondance des oiseaux diminue près des routes, à cause du bruit de la circulation, de la mortalité routière, de la pollution de l’air et de la pollution par les métaux lourds, une abondance et une richesse de sept espèces d’oiseaux vivant au sol près de l’autoroute et de la ligne ferroviaire Qinghai-Tibet ont été observées : *Pseudopodoces humilis*, *Melanocorypha maxima*, *Eremophila alpestris*, *Montifringilla nivalis*, *M. blandfordi*, *M. taczanowskii*, *M. ruficollis*. La plupart de ces oiseaux vivant au sol semblent s’être habitués à cette activité anthropique (Li *et al*, 2010). Au Danemark, les accotements sont une source de nourriture par l’avifaune. L’alouette des champs (*Alauda arvensis*) niche dans ces sites, elle les préfère à ceux des champs adjacents (Laursen, 1981). Les accotements jouent un rôle essentiel dans la conservation de l’avifaune (Arnold et Weeldenburg, 1990).

Beaucoup d’espèces d’insectes bénéfiques à l’homme, comme les pollinisateurs des cultures ou les prédateurs des ravageurs des cultures, sont présents dans les bords de route. Peu d’espèces sont nuisibles aux cultures alentour (Free *et al*, 1975). Les bords de route sont considérés comme des zones de refuge ou d’habitat naturel pour un certain nombre de petits mammifères dans les

paysages agricoles intensifs. Cet effet de zone refuge a été vérifié pour un rongeur *Microtus arvalis*. Les épidémies de *Microtus arvalis* dans les paysages agricoles ont été contrôlées par la prédation, si ces zones marginales fournissent des habitats pour les prédateurs tels que les chats, les putois ou les rapaces (de Redon *et al*, 2010).

5.4.2. Aménagement et gestion en corridor écologique

Le nombre d’espèces augmente de façon significative avec la largeur des bords de route (Arnold et Weeldenburg, 1990). Aux Pays-Bas, une étude sur l’efficacité des accotements routiers comme couloirs de dispersion sur trois espèces de carabes, caractéristiques des habitats sablonneux, *Pterostichus lepidus*, *Harpalus servus* et *Cymindis macularis* conclut que les plus grandes dispersions se produisent plus fréquemment sur des accotements larges que ceux qui sont étroits (Vermeulen et Opdam, 1995).

L’abondance de plantes à nectar est fortement corrélée avec la richesse et l’abondance totale des papillons de prairies le long des accotements. Cette importante richesse et cette abondance des communautés de papillons et de mites se retrouvent à la fois en bords d’autoroutes, de routes urbaines et de routes rurales. Les seules différences significatives ont été la diminution du nombre de papillons le long des routes urbaines et des papillons de nuit le long des routes rurales. Ce dernier point est probablement dû à une plus petite quantité d’abris de végétation dans les accotements étroits (Saarinen *et al*, 2005).

Une mosaïque de haies plantées, et des habitats de prairies en bordure de route, sont des éléments cruciaux pour le maintien de la biodiversité à l’échelle du paysage (Le Viol *et al*, 2008). En Norvège, la restauration de prairies riches en espèces sur les accotements est réalisée par diverses méthodes : semis et banque de graines du sol pour l’implantation des espèces (Nordbakken *et al*, 2010). En Australie, les abeilles et les bourdons ont butiné tous les trèfles blancs *Trifolium repens* plantés sur des accotements d’autoroute (Free et Williams, 1980). La disponibilité d’un abri sous forme de végétation haute a été le principal facteur lié à un nombre élevé de papillons de nuit (Saarinen *et al*, 2005). En montagne, le rétablissement de la couverture végétale par des techniques de plantations, en particulier sur les pentes abruptes, peut atténuer la dégradation de l’environnement en bordure de route (Gallardo et Sánchez, 2004).

Les bords de routes sont en général gérés par le fauchage afin d’assurer la visibilité pour la sécurité routière. La diversité biologique évolue en fonction du régime de coupe. Un régime de coupe nul n’offre qu’une très faible diversité. L’augmentation du nombre de coupes accroît la diversité jusqu’à un maximum. A contrario, au-delà de ce maximum, le nombre d’espèces diminue pour ne plus compter que quelques espèces végétales comme le ray-grass anglais et la pâquerette (Peeters et Janssen, 2004). Les accotements des routes urbaines, à fréquence élevée de fauchage, ont eu la plus faible densité et diversité de papillons et la plus faible densité des plantes mellifères

(Saarinen *et al*, 2005). La tonte deux fois par an, avec enlèvement de foin et rotation, est le traitement le plus bénéfique pour obtenir davantage la diversité des insectes et leur abondance (Noordijk *et al*, 2009). Le fauchage fin de l’automne est susceptible de bénéficier aux communautés de papillons en bordures de routes (Saarinen *et al*, 2005).

La bonne gestion des accotements d’autoroutes permet de protéger les insectes bénéfiques ou utiles pour l’homme (Free *et al*, 1975). Les accotements sont des candidats d’habitats de substitution, pour les espèces adaptées telles que les papillons, qui ont souffert du déclin des zones de prairie (Saarinen *et al*, 2005). Le fauchage intensif, trois fois par an le long des bords de route, et la prédation avec des zones marginales fournissant des habitats pour les chats, les putois ou les rapaces... aide à la régulation de populations de campagnols ravageurs *Microtus arvalis* et donc de diminuer l’intensité des pullulations occasionnelles (de Redon *et al*, 2010). L’influence de l’habitat adjacent et la bonne gestion routière montre que les bords de route sont également favorables aux espèces d’oiseaux, s’ils constituent un habitat complémentaire à l’habitat dominant du paysage (Meunier *et al*, 1999).

Les accotements bien gérés fournissent de grandes quantités d’habitats ouverts, mais leur qualité reste réduite par de nombreuses caractéristiques physiques et chimiques, telles que les conditions microclimatiques extrêmes, le trafic qui induit de la poussière et des polluants, les sels de déglacage dans le sol et la mortalité routière (Saarinen *et al*, 2005). Les bords de route sont des environnements très pollués. Des techniques de gestion telles que la phytoremédiation améliore la qualité des habitats des bords de route et diminue la dégradation des écosystèmes adjacents. Pour augmenter la biodiversité, leur gestion doit prendre en compte les espèces invasives. En Australie, une tonte régulière des bords infectés par les lupins *Lupinus polyphyllus* est réalisée avant qu’ils aient répandu leurs graines (Valtonen *et al*, 2006).

En France, la surface des bords de route est estimée à 2 850 km² pour les nationales, départementales et 2 000 km² pour les voies communales, soit plus que la surface totale des sept parcs nationaux français. Les éléments de paysage (bords de route, talus et fossés) représentent plus de 500 000 hectares. Les conséquences écologiques seraient considérables si les dépendances vertes jouaient le rôle de corridor écologique (Noé conservation, 2013). Notamment, les dépendances, recouvertes de prairie semi-naturelle, permettraient de remédier à la menace du déclin de la pollinisation (Noordijk *et al*, 2009).

6. Carences des connaissances scientifiques en écologie des ITT

6.1. Insuffisances des connaissances scientifiques internationales

Les études traitant des effets de la route sur les écosystèmes sont plus nombreuses que celles relative aux effets du ferroviaire. Les citations en ferroviaire sont recensées dans des études spécifiques aux routes (Bhattacharya *et al*, 2003; Mayer *et al*, 2011; Yanes *et al*, 1995).

Malgré la mise en place de la notion de l’écologie de la route citée en début de ce chapitre, les impacts lors de certaines phases de vie de la route (Construction et Entretien) restent peu étudiés. Les documents techniques à finalité opérationnelle (Sétra, 2009; Sétra, 2008; Sétra, 2006) de même que les études scientifiques (Forman *et al*, 2003), se sont intéressés jusqu’à maintenant essentiellement aux impacts des infrastructures après leurs mises en service en phase d’exploitation. Les effets liés aux activités de la phase chantier ne sont quasiment pas abordés, notamment, les travaux préparatoires tels que le déboisement, les aires de chantier, les installations de voies provisoires, les terrassements déblais/remblais, les traitements de sol (chaulage), les engins, les tas de matériaux, le chantier en nuit,... Les études sur les impacts en phase de construction sont beaucoup moins nombreuses, bien que les activités de chantier puissent avoir des conséquences importantes sur les milieux naturels (Mallard *et al*, 2011; Sétra, 2007). Par exemple lors des terrassements, le traitement des sols à la chaux entraîne des impacts sur les zones de tourbières, en particulier lorsque d’importantes communautés d’invertébrés s’y reproduisent (Buckton et Ormerod, 1997). Les travaux de recherche sur les effets de cette phase présentent des contraintes opérationnelles qui les rendent particulièrement difficiles à mener (brièveté des opérations, conditions de sécurité et d’accès aux chantiers). Les études traitant des effets de l’entretien structurel de la route (fraisage de la chaussée,...) et du rail (renouvellement de la voie ballastée, bourrage, meulage,...) sont inexistantes. L’entretien chimique des dépendances vertes n’est pas non plus abordé spécifiquement dans les études. Certaines études ont pris cependant en compte les effets des traitements chimiques liés à d’autres activités telles que l’utilisation d’herbicides et d’insecticides, par l’agriculture, le jardinage,... Ceci peut s’expliquer notamment par la difficulté d’accès de ces zones et la sensibilité juridique de ces sujets dans le domaine du génie civil notamment pour l’obtention d’autorisation d’accès au chantier et dans les emprises d’autoroute et de ligne à grande vitesse.

Les effets sont étudiés uniquement pour certains types de perturbation. A notre connaissance aucune étude ne prend en considération l’ensemble des perturbations de la phase construction à la mise en service des routes et du ferroviaire et les infrastructures connexes telles que les stations-services, les zones de péage, les aires de repos, les gares ferroviaires, les sous-stations électriques.

Le phénomène de fragmentation des écosystèmes est par contre beaucoup étudié. Certains effets, plus ponctuels sont également plus détaillés, par exemple la pollution des bords de route et la mortalité de la faune, au détriment d’autres effets moins connus tels que l’ampleur des effets sur les systèmes adjacents, la perturbation des connexions entre les écosystèmes. La compréhension des perturbations des connexions entre les écosystèmes est une connaissance essentielle. En effet, la connectivité des réseaux des aires protégées dépend des éléments clés du paysage, qui maintiennent les flux écologiques, la diversité et la viabilité à long terme du biotique indigène. L’aménagement du paysage et notamment l’insertion des ITT dans le paysage nécessite des approches objectives et quantitatives pour identifier les éléments clés et pour renforcer la cohérence spatiale des aires protégées et concevoir des projets de conservation connexes (Gurrutxaga *et al*, 2011).

En l’état actuel des connaissances, des activités réalisées dans d’autres domaines techniques peuvent autoriser certaines analogies avec celles réalisées dans le cadre des travaux d’ITT (ex. agriculture, industrie extractive). Ces informations alimentent les connaissances et les données des effets des projets d’ITT sur les milieux naturels utilisées dans la suite de la thèse.

6.2. Difficulté du choix des indicateurs pour évaluer les effets

Les indicateurs utilisés par les études sont considérés comme des critères permettant d’évaluer indirectement les phénomènes complexes des effets des projets d’ITT sur les milieux naturels.

Les indicateurs utilisés sont restreints à des cibles particulières sans prendre en considération l’interaction de celle-ci avec l’écosystème. Il existe une insuffisance sur les études pour les interactions du biotope avec la biocénose c’est-à-dire l’influence des impacts sur le fonctionnement des écosystèmes. Même pour les taxons bien étudiés, les études espèces par espèces ne suffisent pas. Afin de comprendre le fonctionnement d’une population dans un secteur traversé par une infrastructure, il convient de regarder le fonctionnement de l’écosystème en analysant tous les niveaux de la chaîne alimentaire en termes de groupes fonctionnels. Pour l’instant ce type d’étude est très rare. Cela nécessite de modéliser les fonctionnements des populations en interaction dans des paysages spatialement explicites. Il est nécessaire d’acquérir des données de terrain, en volume important, pour expliciter les liens du modèle et pour les paramétrer (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006).

Les indicateurs ne sont pas choisis sur la base de la représentativité des fonctions clés d’un écosystème. Fréquemment, l’analyse des caractéristiques de la biodiversité est limitée à la prise en compte de sites de conservation ou d’espèces protégées (Geneletti, 2006). Les évaluations deviennent subjectives, orientées sur certaines espèces. Le manque d’indicateurs pertinents et quantitatifs est lié notamment au manque de données sur l’efficacité des mesures des passages à faune, des mesures de compensation, sur la cicatrisation, la renaturation des milieux, leur réponse

pour pouvoir quantifier un impact. Tout ceci est difficilement pris en compte par manque de retour d’expérience et le manque de centralisation des données (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006).

D’une façon générale, les EES et EIE souffrent ainsi d’un manque de connaissances sur la biologie et l’écologie de nombreuses espèces, et d’incertitudes sur les effets à long terme des aménagements sur les espèces et les habitats (Vandeveld *et al*, 2012).

6.3. Disparité des espèces étudiées

Une étude bibliographique effectuée par Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy (2006), met en évidence une forte hétérogénéité dans la prise en compte des impacts sur les espèces.

Les espèces animales les plus étudiées sont celles qui occasionnent des risques humains par les collisions avec des véhicules comme les grands mammifères et rapaces. L’espèce la plus citée est le cerf. Quelques espèces patrimoniales telles que les chauves-souris ressortent de manière localisée. Les collisions des chauves-souris avec les trains n’ont pas encore été prises en compte. Les autres taxons ne sont quasiment pas mentionnés et étudiés alors que les enjeux en terme de perte de population y sont peut-être plus cruciaux que pour les chevreuils et les sangliers dont les populations sont en croissance (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006).

La végétation est uniquement abordée du point de vue de la pollution en bord de chaussée et de la disparition des espèces patrimoniales. Actuellement, aucune étude n’a été effectuée concernant les modifications micro/méso/macro-climatiques et leurs impacts sur les groupements végétaux. Le rôle des infrastructures dans l’éventuelle modification des groupements végétaux en bord de route et au-delà de l’emprise n’est pas considéré (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006).

6.4. Efficacité des mesures d’insertion des ITT non démontrée

De nombreux projets de construction routière et ferroviaire comprennent des mesures de compensations coûteuses pour contrer l’effet barrière sur la faune locale, et ce, en dépit de la rareté de données sur l’efficacité de ces mesures d’atténuation (Mata, Hervás, *et al*, 2008). Les ouvrages de franchissement ou passages à faune sont les plus utilisés pour réduire les effets d’isolement des habitats par les routes et de la mortalité routière des populations animales. Cependant, actuellement, parce que très peu d’études existent sur la mortalité routière avant et après l’installation d’ouvrages de franchissement de la faune, leur efficacité est presque impossible à évaluer (Glista *et al*, 2009).

Certains passages à faune dont le suivi de fonctionnement est insuffisamment réalisé sont abandonnés par la faune. Par ailleurs, les structures conçues sommairement peuvent interrompre les processus naturels qui conduisent à divers problèmes écologiques tels que le surpâturage, l’érosion

ou le déclin des populations (Forman *et al*, 2003). D’autres mesures à finalité anthropique comme les barrières sonores sont devenues de véritables obstacles aux déplacements de la faune et de la flore et contribuent à l’isolement des populations (Arenas, 2008).

Les routes clôturées réduisent la mortalité routière des populations mais elles fragmentent les populations de vertébrés terrestres. Les individus sont contraints de passer en utilisant des structures transversales à la route (ponts, tunnels) ou d’autres structures construites pour la faune (passages à faune inférieurs et supérieurs). Les informations disponibles sur l’utilisation de différents types de structure traversés par les vertébrés, et le rôle joué par les variables structurelles de l’environnement et de l’utilisation humaine de ces passages sont encore rares. Les aspects structurels sont les facteurs les plus déterminants pour les espèces utilisant ces passages. Il existe une relation positive directe entre la taille de l’animal et le passage utilisé. La création de plusieurs passages de caractéristiques différentes serait plus efficace que d’investir dans un nombre réduit de passages spécifiques pour grande faune (Mata *et al*, 2005).

Les passages à faune sont surtout destinés pour certains types de taxons : sanglier, chevreuil, blaireau. Dans le cas de mesures d’atténuation conçues pour des espèces ciblées telles que les barrières de sécurité et les tunnels pour les blaireaux, une connexion peut être établie entre l’effet de l’intervention et la mesure qui est mise en œuvre (van Bohemen, 1998). La difficulté de la mise en place de mesure pour les chauves-souris est liée à la difficulté de l’identification des trajets des colonies vers les sites de nourrissage. Malgré la prise en compte des oiseaux dans les évaluations, peu de mesures concrètes sont proposées. Les reptiles et les micromammifères sont les moins étudiés comparés aux taxons précédents. La plupart des mortalités est recensée sur des routes communales. La mortalité des adultes reproducteurs peut mettre en danger ces populations qui ont une reproduction tardive. Les crapauds et les mares de substitution sont bien adaptés aux crapauds et grenouilles et non pas aux tritons et aux salamandres. Enfin, peu de mesures sont proposées pour les insectes (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006). Globalement, tous taxons confondus, l’efficacité des passages à faune n’est pas nettement prouvée (van Bohemen, 1998).

Quelques études émettent l’idée que les passages à faune inférieurs des routes et des lignes ferroviaires sont exploités par des mammifères prédateurs comme « pièges à proies ». L’utilisation des passages par les prédateurs réduit leur efficacité pour la conservation de la faune. L’existence de passages pièges à proies sont rares et tendent à indiquer un rare opportunisme plutôt qu’un motif récurrent de prédation (Little *et al*, 2002).

Les facteurs économiques dictent souvent le choix des mesures d’atténuation de la mortalité routière. Le coût est extrêmement variable selon la méthode choisie, la disponibilité des matériaux, et l’ampleur du projet. Les viaducs sont souvent l’option la plus coûteuse par leur grande taille et

l’envergure de la construction. Les passages souterrains sont coûteux en raison de leur construction. Parmi toutes les structures, les passages à petite faune sont les plus économiques. Habituellement, les méthodes non structurelles restent moins coûteuses que les méthodes structurelles. Les considérations financières vont dicter des approches non structurelles pour la réduction des collisions, mais les méthodes structurelles sont probablement plus efficaces (Glista *et al*, 2009).

Les études sur les passages à faune sont un élément ponctuel de la recherche en écologie. La dynamique des populations autour de ces passages est l’élément essentiel qui serait à prendre en compte et qui manque de connaissances scientifiques. Dans le cas de la compensation, il est plus difficile d’établir un lien entre l’effet et la mesure en question (van Bohemen, 1998). Les projets de restauration ne considèrent pas souvent un contexte de vaste paysage, et ont un faible ratio coûts-avantages (Weber et Allen, 2010). L’indemnisation peut varier de l’amélioration écologique des zones endommagées à la création de nouveaux habitats. Elle est parfois juste un paiement monétaire pour compenser la perte de l’environnement (Villarroya et Puig, 2010).

7. Conclusion

La bibliographie internationale porte principalement sur l’étude des impacts des projets routiers en phase d’exploitation. Les études sur les impacts en phase de construction des infrastructures sont quasi-inexistantes (Tab. I). Or, durant cette phase, les activités telles que le traitement des sols, peuvent avoir des conséquences majeures sur certains écosystèmes. Quelques travaux révèlent déjà l’importance de la phase de construction dans l’altération des milieux naturels.

Les articles traitant les effets des routes sur les écosystèmes montrent que l’usage et l’entretien des routes concernent à la fois les éléments abiotiques et biotiques. Les routes affectent la qualité et la quantité des habitats naturels disponibles, notamment par leur fragmentation. Elles sont des barrières physiques et biologiques pour de nombreuses espèces sauvages. La circulation des véhicules est une source directe de mortalité de la faune. D’autres effets écologiques des routes sur les espèces, les sols et l’eau, ont été identifiés tels que l’introduction d’espèces végétales invasives, les modifications du microclimat, l’hydrologie, la dégradation de la qualité des eaux et des sols et la création de lisières.

Peu d’articles scientifiques étudient les effets des infrastructures de transport ferroviaire sur les écosystèmes (Tab. I). Pour la plupart des études, le sujet principal n’est pas le ferroviaire. Lors de la construction ferroviaire, les impacts environnementaux potentiels sur la faune, résultent de l’implantation de l’infrastructure, des activités de la construction, de la destruction de l’habitat et de la fragmentation. Les infrastructures ferroviaires présentent cependant des caractéristiques qui peuvent réduire les impacts environnementaux en comparaison avec ceux des routes : emprise de plus petites surfaces (hors LGV), peu de ruissellement au-delà de la pente, drainage des fossés qui contrôle le débit, l’érosion et le déplacement des sédiments.

En l’état actuel des connaissances, des analogies entre les effets des routes et ceux des lignes ferroviaires existent. Les activités réalisées dans d’autres domaines techniques autorisent également une convergence de raisonnement, de données avec les activités réalisées dans le cadre des travaux d’ITT (ex. agriculture, industrie extractive, réseaux de conduite de gaz, eau, réseaux électriques,...).

L’efficacité des mesures d’insertion telles que la mise en place de passages à faune est aujourd’hui controversée (Tab. I). La pertinence des choix est liée à de nombreux facteurs, notamment l’économie, les comportements humains, et la biologie de la faune. Un choix de planification des réseaux de transport doit réduire les impacts de la fragmentation en maximisant la conservation de la taille des fragments, de la connexion entre les zones naturelles, de leur diversité.

En « réconciliation », cette thèse s’appuie sur l’objectif de concevoir au mieux avant réalisation et concevoir des tracés permettant de minimiser les impacts.

Le chapitre suivant présente et analyse l’ensemble des effets répertoriés par la littérature internationale suivant les phases de construction, exploitation, entretien des ITT, pour les routes et rails, sur les différentes cibles abiotiques et biotiques des écosystèmes. Cet état de l’art est la base de connaissances alimentant les méthodes développées.

Tab. I. Bilan des connaissances sur les effets de la route et du rail sur les écosystèmes.

Effets sur les écosystèmes :	Route	Rail
Effets de l’ensemble des projets ITT	Nombreuses études	Quelques études, en majorité des citations bibliographiques liées à des études « routes »
	Aucune étude sur l’ensemble des effets des projets du début du chantier à la mise en service de l’ITT	
Effets des activités de chantier	Aucune étude spécifique	Rares études
	Aucune étude sur les effets des activités de chantier telles que : - Travaux préparatoires (déboisement, débroussaillage,...) - Les aires de chantier (déchets, rejets de polluants...), les installations de pistes provisoires, les zones de stockage des matériaux, - Les terrassements déblais/remblais, les traitements des sols, - Construction de la chaussée, couche de bitume,... - Activités en chantier de nuit - Les engins de chantier (foreuses, brise-roches, boteur, bulldozer, finisseur, niveleuse, compacteur, tombereau, scraper,...)	
Effets de l’entretien	Aucune étude spécifique de l’entretien chimique (herbicide et insecticide) des dépendances vertes routières ou ferroviaires, Possibilités de trouver des connaissances pour d’autres utilisations dans le domaine agricole et urbain Aucune étude sur l’entretien structurel (fraisage de la route, renouvellement de la voie ballastée, bourrage, meulage,...)	
Effets de l’infrastructure mise en service	De nombreuses études spécifiques sur la destruction des habitats, l’introduction d’espèces invasives, les pollutions (bruit, salage, hydrocarbure,...), la mortalité de la faune, l’effet barrière, la dégradation des écosystèmes, la fragmentation des écosystèmes	
	Aucune étude sur les activités connexes telles que les stations-services, les zones de péage, les aires de repos,...	... les gares, les sous-stations électriques
	Disparité des taxons étudiés, choix principalement lié à l’intérêt pour la faune qui est la source des accidents de collisions avec les véhicules comme les grands mammifères,... Végétation étudiée surtout aux bords des routes pour la pollution Peu d’études au-delà de l’emprise de l’ITT sur les systèmes adjacents Choix des indicateurs non représentatifs des clés du fonctionnement des écosystèmes impactés	
Mesures d’atténuation et de compensation des impacts	Utilisation récurrente de certaines mesures telles que les passages à faune et la reconstitution de mares,... malgré le manque de données de suivi de l’efficacité de ces mesures (possibilité d’augmentation des prédateurs,...) Mesures souvent conçues spécifiquement, peu utilisables par la diversité de la faune Mesures ponctuelles tributaires du contexte économique	

CHAPITRE II

M1 - DÉTERMINATION DES EFFETS MAJEURS POTENTIELS DES PROJETS SUR LES ÉCOSYSTÈMES

« L'écologie n'est pas de l'écologisme [...] C'est une discipline scientifique fondamentale
pratiquée par des professionnels, les écologues. »

Fischesser et Dupuis-Tate

Le guide illustré de l'Écologie, 1996

Sommaire

CHAPITRE II M1 - DÉTERMINATION DES EFFETS MAJEURS POTENTIELS DES PROJETS SUR LES ÉCOSYSTÈMES	67
1. INTRODUCTION.....	69
2. PRINCIPE DE LA MODÉLISATION DE LA DÉGRADATION DES ÉCOSYSTÈMES.....	70
3. MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA DÉGRADATION DES ÉCOSYSTÈMES	72
3.1. Inventaire des sources de perturbation – Matrice des liens PABS	72
3.2. Identification des effets sur les écosystèmes – Matrice CE	83
3.3. Modèle de description des effets de dégradation.....	94
3.4. Calculs d'incertitude du modèle de dégradation des écosystèmes.....	107
3.5. Valeurs des paramètres du modèle.....	110
3.6. Indice de mesure de l'ampleur des effets.....	114
4. RÉSULTATS DES EFFETS POTENTIELS MAJEURS.....	117
4.1. Effets potentiels des projets routiers et ferroviaires	117
4.2. Détermination du seuil de détermination des effets majeurs.....	121
4.3. Effets majeurs et phases des projets.....	124
4.4. Effets majeurs et sources de perturbation	130
5. DISCUSSION	136
5.1. Effets majeurs identifiés par le modèle	136
5.2. Place du modèle dans l'écologie	137
5.3. Intégration des mesures d'atténuation dans le modèle.....	138
6. CONCLUSION.....	139

1. Introduction

Cette première méthode, dite systémique (notée M1), identifie les sources potentielles de dégradation des écosystèmes dues aux projets d'ITT (aux stades construction, exploitation, entretien) pour en déduire les effets sur les cibles abiotiques et biotiques et déterminer les effets majeurs.

Lors des phases de construction, entretien, exploitation, l'inventaire des diverses activités techniques (ex. trafic, entretien, installation, terrassement...) associées à leurs actions mécaniques, chimiques (ex. sondages, bétonnage, déblai, traitement, circulation, canalisation...), identifie des sources de perturbation (bruit, poussières, fuites des engins, sol technique,...) (matrice PABS, Fig. 12).

En conséquence les sources de perturbation provoquent des effets potentiels sur des cibles écosystémiques (microclimat, eaux, sol, faune, flore...) (matrice CE, Fig. 12). Écosystème par écosystème, pour ces ensembles organisés, les effets sont répertoriés par cible, analysés de manière déductive en lien avec leur fonctionnement. Cette démarche s'appuie sur les connaissances disponibles en écologie fondamentale et appliquée, et celles publiées spécifiquement en écologie des ITT.

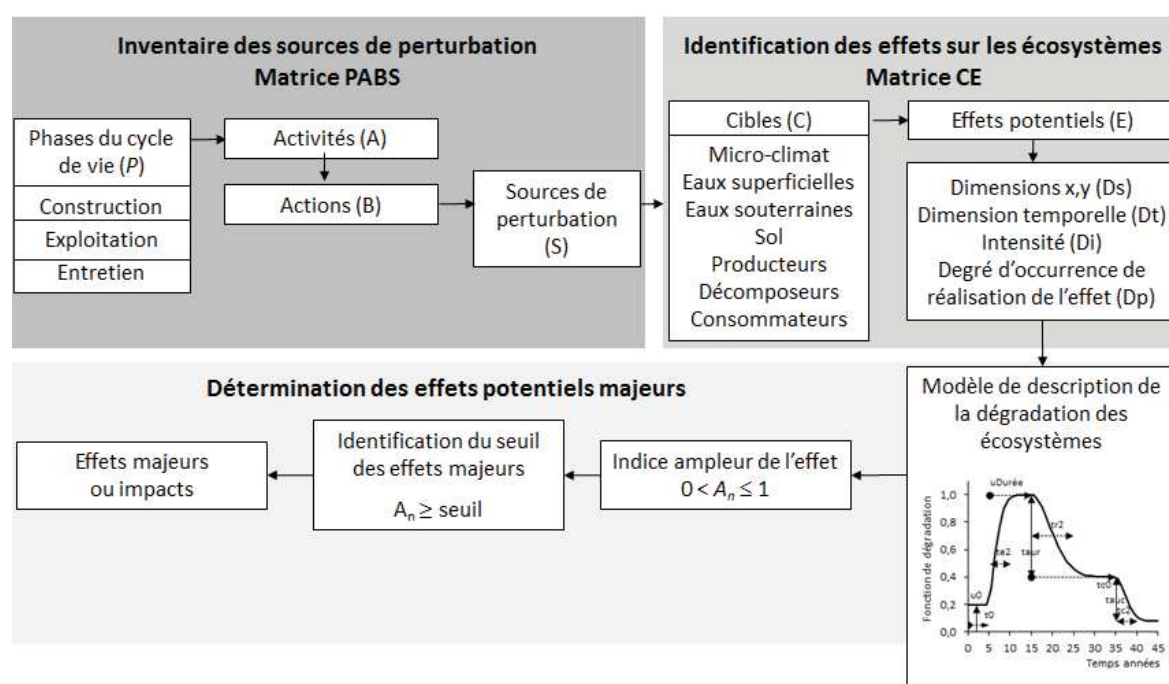


Fig. 12. Démarche de recherche de la méthode M1 de détermination des effets majeurs.

La perturbation est un évènement plutôt ponctuel dans le temps, qui produit un effet altérant la structure de l'écosystème sur un temps long. L'effet est défini dans cette thèse par les paramètres suivants : une échelle spatiale et temporelle, une intensité, (Ramade, 1998) et un niveau d'occurrence de réalisation. Quantifié par des paramètres d'activation, de déroulement, chaque effet est résumé par

une fonction mathématique qui le modélise dans l'espace et dans le temps et représente un taux de dégradation de chacun des écosystèmes (forêts, prairies, zones humides...). Des outils d'analyse d'incertitudes sont mentionnés pour encadrer le modèle.

Ayant la liste la plus exhaustive possible des effets quantifiés, un classement est déduit selon l'ampleur potentielle de destruction. La hiérarchisation des effets permet aussi de les classer, d'en retenir les plus importants dénommés les effets majeurs (dits impacts) (Fig. 12).

2. Principe de la modélisation de la dégradation des écosystèmes

La réflexion est basée sur les principes de la méthode synécologique exposée dans le document: Mallard F., 2010. Effectivité du dispositif juridique de protection des espaces naturels et développement d'une méthode d'évaluation synécologique des effets des projets routiers au stade étude d'opportunité. Master 2, Université de Rennes 1, 138 p.

La démarche ou méthode s'inscrit dans le modèle PER (pression (P) – état (E) – réponse (R)), reconnue au niveau international (OCDE, 1993) et complétée par le système DPSIR (Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse) (Smeets *et al*, 1999).

Les activités des phases de construction, entretien, exploitation sont des sources de perturbation qui engendrent des pressions sur l'environnement (exemple les pollutions émises par les véhicules) et l'état de l'écosystème (exemple la biodiversité) en est modifié. À ce niveau d'informations, il est possible de faire le bilan des impacts des ITT pour choisir une solution au moindre « coût écologique ».. Ensuite, dans le prolongement du choix d'une solution technique de réalisation d'ITT, les acteurs (réalisateurs, financeurs, gestionnaires) réagissent. Ils peuvent intervenir sur les perturbations elles-mêmes pour modifier les pressions sur le milieu à travers des choix politiques environnementaux, économiques et par des programmes destinés à prévenir, réduire, atténuer, compenser les pressions et /ou dommages de l'environnement... Cette dernière partie n'est pas abordée dans l'analyse M1 qui ne s'intéresse qu'aux pressions « brutes » exercées. Elle en est le prolongement et la fonction de dégradation des écosystèmes intègre la partie réponse représentant les mesures compensatoires diminuant les impacts initiaux (replantation d'arbres, enrichissement du milieu...) par intervention directe « de réconciliation » de l'homme...) (Fig. 13).

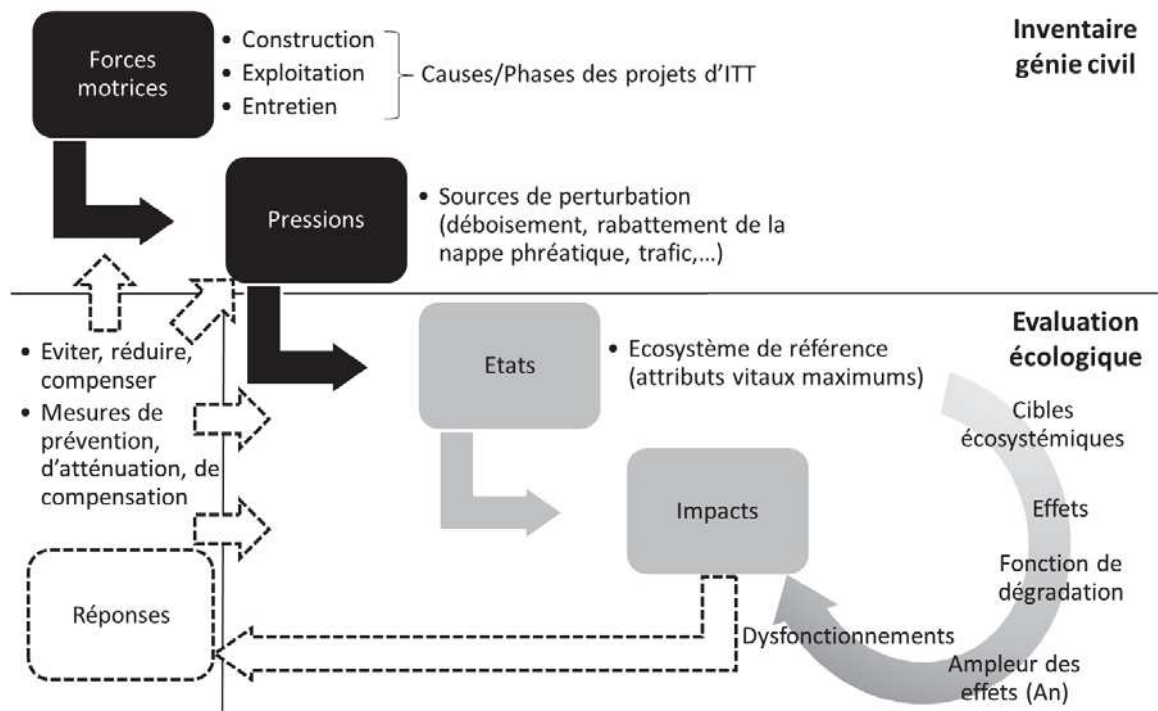


Fig. 13. Représentation schématique de l'enchaînement des étapes de M1.

Les effets observés sur les écosystèmes sont généralement complexes et résultent d'une combinaison de perturbations. À chaque stade de vie de la route ou de la ligne ferroviaire, ceci implique d'identifier de façon exhaustive les sources de perturbations de diverses natures (Partie « Inventaire génie civil » sur la Fig. 13) produisant des effets spécifiques sur le fonctionnement des écosystèmes (Partie « Évaluation écologique » sur la Fig. 13).

Les effets sont la résultante des destructions lors des phases de construction, exploitation des ITT. Une telle modélisation générale est fortement non linéaire avec de forts couplages. Non linéaire signifiant que si un impact 1 seul implique un effet F1 et un impact 2 seul implique un effet F2, alors un impact 1+2 ne fournira pas un effet 1+2 (la destruction initiale à 50% d'une prairie par un effet chimique et cette même prairie soumise de nouveau au même produit chimique ne sera pas détruite à 100%). Le terme couplage signifie qu'un effet 1 sur une cible x sera reporté sur une autre cible 2 qui en retour agit sur la cible 5 qui réagit sur la cible 1... Les équations différentielles décrivant l'ensemble en fonction du temps et de l'espace restent aussi un problème trop complexe avec un nombre de données nécessaire très important. Un problème de stabilité de la solution numérique se rajoute avec des pas de temps et d'espace pointus (Coquillard et Hill, 1997)... Pour parer à ces verrous, un compromis est mis en place. D'abord les effets sont décrits, résumés par une fonction F paramétrée qui permet de les manipuler non pas seulement avec des indications textuelles mais avec des valeurs quantitatives, fonction du temps. C'est une fonction de compromis, suffisamment riche et simple pour bien prendre en compte les 3 phases de destruction, de résilience, de recouvrance du milieu. Chaque effet est ensuite analysé selon son ampleur (indice An sur la Fig. 13) calculée à partir de la fonction de

dégradation F des écosystèmes. En posant une valeur de seuil, les ampleurs des effets sont hiérarchisées permettant de révéler les effets majeurs (Fig. 13).

A ce stade de raisonnement effet par effet, la totalité des effets, en l'occurrence des milliers, reste difficile à lister. Ils ne sont pas indépendants les uns des autres. Leurs occurrences ne sont pas séquentielles. Pour éviter ce nouveau verrou, la méthode est de fournir 36 effets types qui potentiellement se déroulent dans le temps. Chacun d'eux survient à maintes reprises dans le temps, à des niveaux différents. Il est « facile » de combiner ceux du même type avec par exemple le mode de cumul dit « de défaillance ». Le nombre d'effets reste ainsi toujours égal à 36 avec une seule équation de base par effet et un seul mode de combinaison. Le système d'équations différentielles d'évolution d'un système complexe est court-circuité par l'utilisation d'une fonction résultante de forme générale dépendant du temps. Elle renferme des paramètres ajustables et permet des calculs de sensibilité et en conséquence des calculs d'incertitudes en adéquation avec des moyens de calcul.

3. Méthode d'évaluation de la dégradation des écosystèmes

3.1. Inventaire des sources de perturbation – Matrice des liens PABS

3.1.1. Contexte des projets ITT en France

Les étapes des projets d'ITT sont reliées au contexte français. Des contacts avec les acteurs de ces projets, des visites de chantier ont été menés dans cette étude. Les projets en France sont bien documentés, un certain nombre de règles est établi pour faciliter la conception des ouvrages. La normalisation et la conception des référentiels techniques en matière de route et de ligne ferroviaire proviennent de l'administration chargée des transports, le ministère de l'Équipement et entreprises publiques. L'ingénierie publique en matière de route et de ferroviaire a été un fait dominant en France, elle reste une référence mondiale en la matière.

La réflexion repose sur une section type d'ITT définie pour un projet routier et ferroviaire. Il s'agit d'une infrastructure d'opérations minimales supervisées par le maître d'ouvrage et le maître d'œuvre, pour obtenir un projet comprenant les infrastructures connexes fondamentales pour la fonctionnalité complète; par exemple pour la route : les aires de repos et les stations-services ; pour la ligne ferroviaire : les sous-stations électriques et les gares.

Les mesures d'aménagement de compensation actuellement intégrées aux infrastructures routières (clôtures pour la petite et grande faune, passage en ponts, en tunnel,...) sont d'abord exclues de l'analyse. L'objectif est d'analyser un référentiel d'infrastructure dénommé « primaire ». Cela permet de prendre en compte objectivement, de façon brute l'ensemble des perturbations que pourrait engendrer une infrastructure détachée de contexte politique d'un pays, d'un fonctionnement de la

société (protection d'espèces animales ou végétales, gestion de pollutions,...). La méthode générique transposable pour d'autres pays, sans contextes sociétaux particuliers, donne l'opportunité de repenser complètement, « ex nihilo », les mesures d'insertion et d'innovation dans l'évaluation environnementale des projets d'ITT.

En pratique, les références « route » et « ligne ferroviaire » de 10 km de linéaire sont choisies et définies dans les paragraphes suivants car en fonction des dimensions et du type d'infrastructure, les effets sont plus ou moins intenses selon les échelles d'études. Le choix s'est porté sur les types d'ITT d'« intensité moyenne » de région entre la route de campagne et l'autoroute, entre la ligne ferroviaire et la ligne à grande vitesse. Cette voie « moyenne » est choisie pour mettre en évidence l'ensemble des effets dont certains seraient minimales pour les petites infrastructures et d'autres beaucoup plus forts pour les grandes infrastructures dissimulant les autres effets. Les dépendances vertes (y compris talus, fossé, bande végétale) sont estimées pour les deux références à 5,25 m de chaque côté de l'infrastructure. Les bassins de décantation sont de 50 m/50 m. Les bases de vie et mécaniques sont de 200m/200m.

3.1.2. Références des infrastructures

Référence « route »

La « route » de référence est une route de type express ou route de transit de type T à deux chaussées séparées par un terre-plein central en béton, à carrefours dénivelés, à trafic moyen et à vitesse limitée à 110 km/h. La largeur de la chaussée est de 7 m (Fig. 14). L'emprise routière chaussée – bande d'arrêt d'urgence – berme est de 23,10 m (Ponts et Chaussées, 1996). Le remblai et le déblai ont une superficie de 25m x 3 m, les aires de repos et les stations-service 200m x 200m de surface.

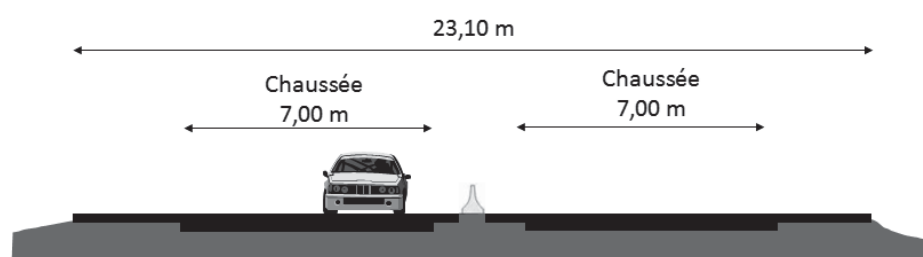


Fig. 14. Schéma de la référence route.

Référence « ligne ferroviaire »

La « ligne ferroviaire » de référence fait partie du réseau courant, une ligne à deux voies de 220 km/h et de 13,9 m de largeur (Fig. 15). Les traverses sont en bois, béton et métal. Les véhicules sont électriques et diesels. Le remblai et déblai ont une surface équivalente de 15m x 3 m., la gare et sous-station électrique 200m x 200 m.

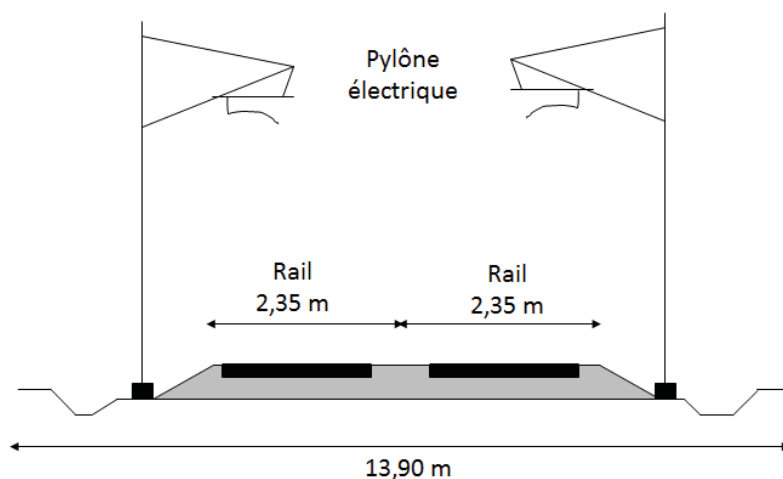


Fig. 15. Schéma de la référence ligne ferroviaire.

Dans ce chapitre, les 3 phases de construction, entretien, exploitation d'une ITT (P), entraînent 15 Activités générales (A), 51 actions techniques (B) et conduisent à 303 sources de perturbation (S). Il s'agit de 4 axes dits « PABS » dont les points sont en partie reliés.

Les inventaires de la partie génie civil (P, A, B, S) sont réalisés à partir de bases documentaires techniques produites par le Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (guides techniques, productions de rapports internes Priou et Murzeau (2007) et Ghouaoua (2007)), le Cerema (Sétra)¹⁰, le Réseau Ferré de France ; par une visite de chantier routier A89 et de carrières associées en pays de la Loire ; des journées techniques comme le bilan environnemental de la LGV Rhin-Rhône.

Référence de l'insertion du projet d'ITT dans le paysage

L'inventaire des activités associées aux sources de perturbation a été effectué à partir d'une référence de paysage permettant la réalisation de l'ensemble des sources de perturbation possibles. Le paysage de référence est dénivélé occasionnant des activités et des étapes de déblais/remblais du terrassement (Fig. 16).

¹⁰ Le Cerema est un centre de ressources d'expertises scientifiques et techniques intervenant en appui à la conception, la mise en œuvre et l'évaluation des politiques publiques portées par les services de l'État et des collectivités territoriales. Il regroupe le Sétra depuis Janvier 2014.

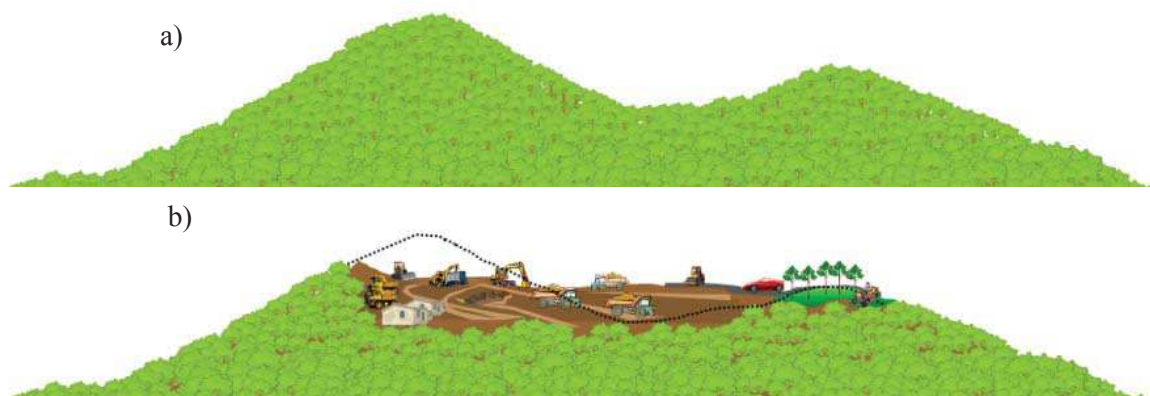


Fig. 16. Schéma d'un paysage forestier avant (a) et après insertion du projet routier (b).

Les sources de perturbation sont identifiées à partir d'une conceptualisation de l'insertion des projets d'ITT dans le paysage qui est présenté en raccourci sur la Fig. 17.

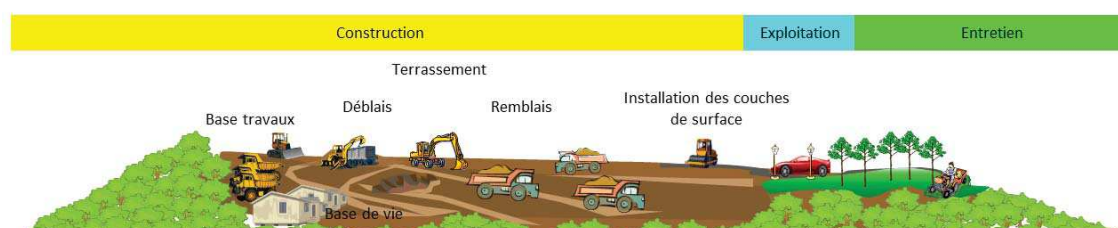


Fig. 17. Schéma des phases des projets d'ITT dans le paysage, exemple de la route.

3.1.3. Activités lors des phases de réalisation

Chaque phase de la réalisation de l'infrastructure, construction P1, exploitation P2 et entretien P3, est associée à une série d'activités, permettant son accomplissement (A1 à A15) et qui se retrouvent quel que soit le milieu traversé (Fig. 18). La phase construction présente 9 activités, l'exploitation 2 et l'entretien 4.

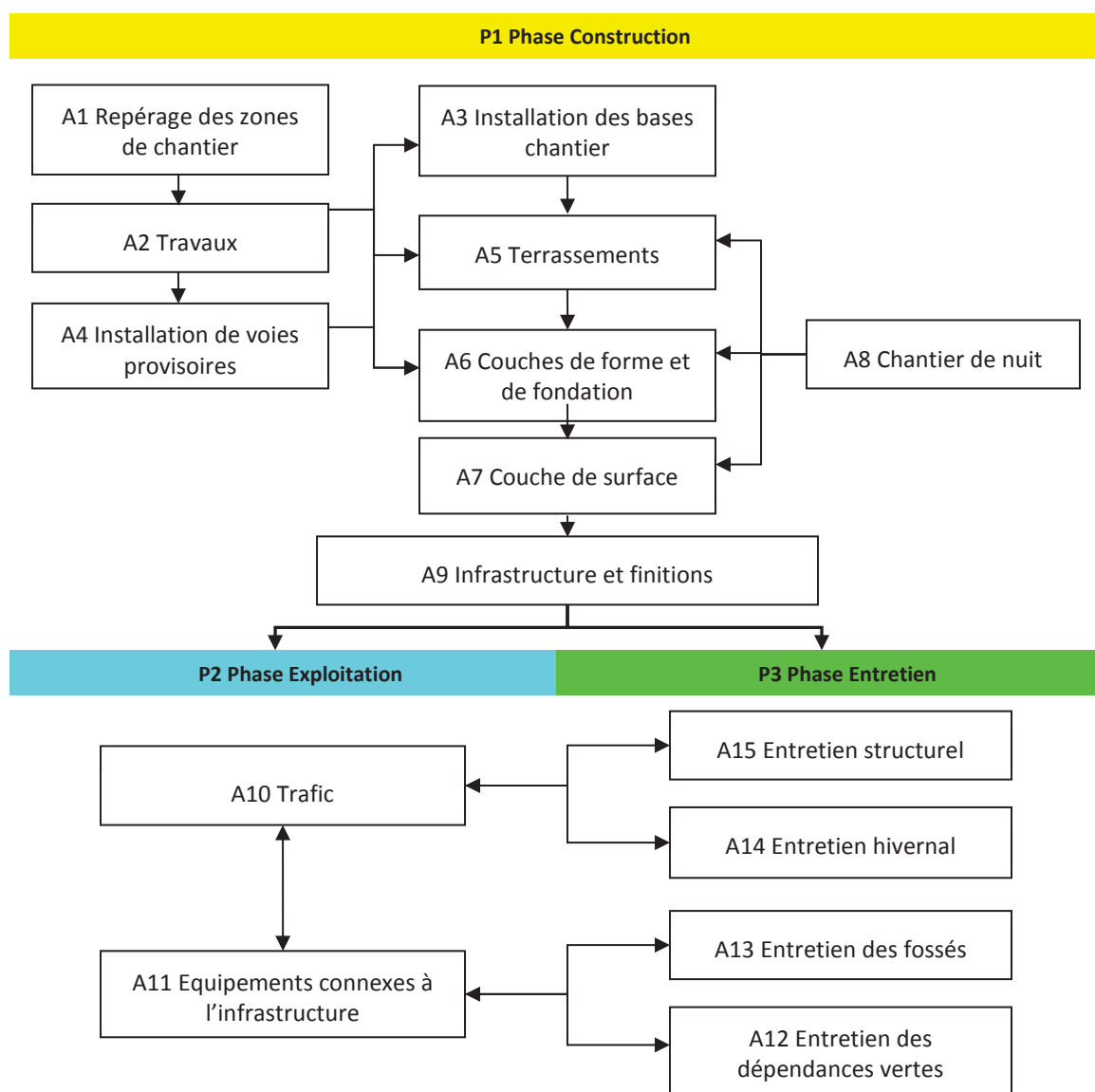


Fig. 18. Lien entre les sources de perturbation associées aux grandes phases des projets d'ITT.

3.1.4. Actions survenant lors des activités

Chacune des 15 activités (A1 à A15) (Fig. 19) est liée à 51 actions (B1 à B51).

Le nombre d'activités et d'actions est plus important en phase de Construction (9 activités, 27 actions) en comparaison à la phase d'Exploitation (2 activités, 12 actions) et d'Entretien (4 activités, 8 actions).

Certaines actions sont spécifiques aux projets routiers (indiqués par la lettre « r ») ou aux projets ferroviaires (codés par la lettre « f »). D'autres sont spécifiques à certains types d'écosystème particulier ; cours d'eau (notés par « e ») et milieux humides (notés par « h »).

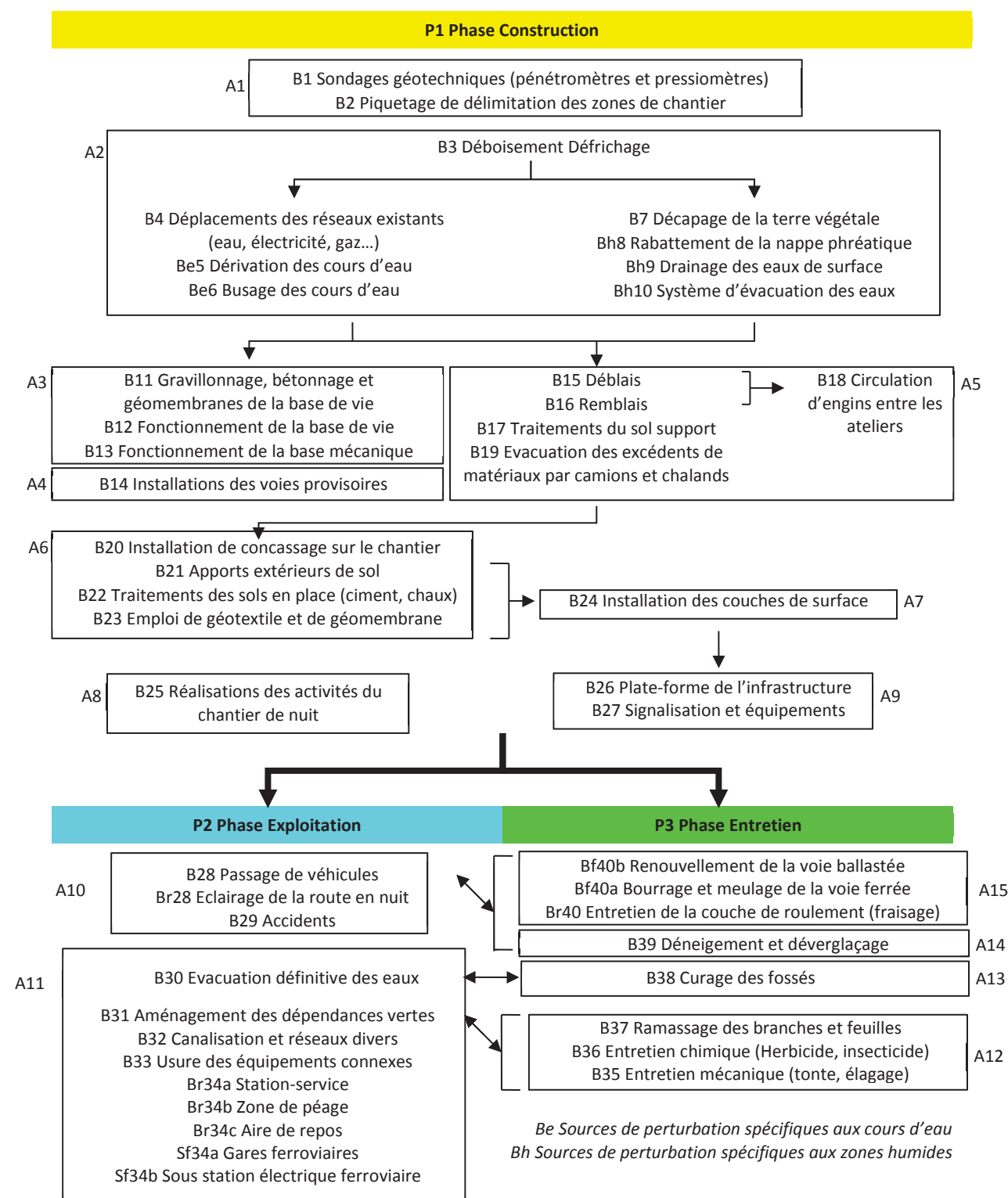


Fig. 19. Actions en fonction des grandes phases des projets d'ITT.

Les sondages géotechniques (B1) sont une investigation du sous-sol, réalisée avec ou sans forage d'un trou, destinée à déterminer la nature et les caractéristiques mécaniques, physiques et éventuellement chimiques de ses constituants afin de prévoir son comportement lors de la réalisation d'un ouvrage. Les sondages sont effectués à l'aide des appareils suivants : le pressiomètre indique le

comportement géotechnique en pression-déformation du sol, le pénétromètre la résistance au poinçonnement, la contrainte maximum admissible.

L'implantation et le piquetage (B2) est une reconnaissance des zones d'installation du chantier : zones à terrasser, emplacements des réseaux préexistants (eau, gaz, électricité, téléphone), et emplacements des ouvrages à construire (passages supérieurs, passages inférieurs, zones techniques, assainissement...). Les géomètres délimitent ces zones au moyen de piquets, de marqueurs.

Les différentes zones de travaux délimitées par la phase précédente sont « nettoyées » par arrachage et exportation de la végétation de la strate arborescente et arbustive au niveau de l'emprise de l'infrastructure (B3) mais également pour le déplacement de réseaux existants (B4). Les engins utilisés sont des pelles mécaniques et des camions.

Les cours d'eau peuvent être déviés (Be5) ou busés (Be6) pour permettre la mise en place future de l'infrastructure.

Le décapage des couches superficielles du sol (B7) élimine les couches riches en matière organique ou « terre végétale » impropres à la construction routière. Le décapage est réalisé sur une épaisseur de plusieurs dizaines de centimètres. Sont concernés l'horizon holo-organique et organo-minéral (Fig. 20). Les engins utilisés sont des décapeuses (scrapers), des bulldozers, des chargeurs, des camions, des tombereaux. Cette terre peut être réutilisée en couverture de remblais végétalisée tassée par des engins à chenille.



Fig. 20. Décapage de la couche organique.

Sur des sols hydromorphes ou des eaux libres, la nappe phréatique peut être rabattue et les sols asséchés pour travailler dans des conditions circulables par les engins (Bh8). Le rabattement de nappe nécessite un forage et un pompage. Les eaux d'exhaure sont envoyées vers des bassins de décantation. Pour travailler en conditions sèches, à l'intérieur de la zone de rabattement de la nappe, des rideaux de palplanches (Fig. 21) sont disposés dans la zone pour éviter l'arrivée d'eau. Ils sont mis en place à

l'aide d'une grue et d'une sonnette de battage. En surface, les sols sont asséchés au moyen de drains verticaux posés par une draineuse (Bh9) et évacués (Bh10).



Fig. 21. Rideau de palplanches pour travailler hors eau.

Les installations de chantiers vont des locaux nécessaires au personnel construisant la route (bureaux, sanitaires,...), à l'entreposage des produits pour les travaux (produits dangereux,...), au stationnement des véhicules et des engins du chantier (B11 à 13). Les engins nécessaires à la réalisation de ces aires sont des camions, pelles mécaniques, niveleuses, compacteurs.

Les travaux de terrassement sont extrêmement variables d'un chantier à l'autre, selon la configuration et la nature du terrain (roche, sable...). L'exécution des terrassements prépare le support de la future chaussée pour adapter la topographie au profil du projet routier. Des voies provisoires sont installées pour la réalisation des ateliers déblais et remblais (B14) (Fig. 22).



Fig. 22. Zone Déblais/Remblais de la A89.

L'extraction des matériaux (déblais, B15) modifie la topographie pour l'emplacement de la future infrastructure en supprimant une épaisseur pour réduire le degré de pente. Les matériaux extraits sont réutilisés pour des remblais ou des couches de chaussée.

Quatre méthodes principales d'extraction des matériaux sont distinguées en fonction de la dureté des matériaux à extraire:

- En couche : technique adaptée à des sols meubles et semblable à celle du décapage consistant à retirer progressivement des couches fines jusqu'à atteindre la cote du projet (engins utilisés : Décapeuses, boteurs, chargeurs, camions et tombereaux),

- Frontale : technique adaptée à des sols plus durs et consistant à dégager un front d'extraction de la surface topographique jusqu'à la cote du projet (mise à la cote) (engins utilisés : pelles mécaniques, camions et tombereaux),

- Par défonçage : technique adaptée à des matériaux rocheux qui nécessitent d'être fragmentés avant d'être extraits (engins utilisés : défonceuse, brise-roches, hydrauliques, camions et tombereaux),

- A l'explosif : technique adaptée à des matériaux rocheux très durs en couches épaisses. La fragmentation est provoquée par l'explosion. Les charges sont placées dans des trous de forage (engins utilisés : foreuses, brise-roches, pelles mécaniques, camions, tombereaux).

L'extraction des matériaux peut être réalisée hors d'eau ou sous eau en fonction du contexte du projet routier. Les engins utilisés sont les mêmes dans les deux cas. Les matériaux excédentaires sont évacués vers une décharge pour matériaux inertes ou vers un autre site d'utilisation. L'évacuation se fait par chargeurs et camions ou barges selon le contexte.

Les couches de terrassement, remblais (B16) et couches de forme, présentent des propriétés mécaniques minimales obtenues, soit directement avec les matériaux en place, soit par un apport de matériaux extérieurs plus performants, soit par traitement des sols en place, soit par l'emploi de géotextiles. Les engins utilisés sont : des camions, des bulldozers, des niveleuses et des compacteurs.

Des traitements à la chaux et au ciment (liants hydrauliques, B17) sont utilisés pour améliorer les propriétés mécaniques des sols hydrophiles et riches en argile, menant des difficultés de stabilité et de déformation (Fig. 23). Les engins utilisés sont des épandeurs, des malaxeurs, puis des niveleuses et des compacteurs.



Fig. 23. Traitements aux liants hydrauliques.

Les engins des déblais et remblais circulent entre les ateliers (B18). Des camions évacuent les excédents de matériaux des travaux de terrassement (B19).

Des installations de concassage directement sur le chantier permettent l'apport de matériaux (B22) et/ou des apports extérieurs de sol peuvent être apportés jusqu'au chantier (B21). Une fois en place, ils peuvent être à leur tour traité par des liants hydrauliques (B22).

Des nappes géotextiles peuvent être mises en place entre des couches de terrassement pour servir d'armature et de drain de façon à protéger des matériaux sensibles de l'accumulation d'eau (B23).

La construction de la chaussée comprend la mise en place, du bas vers le haut, des couches d'assise (B24) : couche de fondation, couche de base et des couches de surface : couche de liaison, couche de roulement (Fig. 24). Les couches d'assise et de surface sont réalisées à l'aide de camions, niveleuses, bulldozers et compacteurs. D'autres engins sont utilisés pour les couches de surface : finisseurs, gravionneuses et répandeurs. Les accotements sont réalisés en matériau analogue aux matériaux de terrassement et sont compactés. Les engins utilisés sont des pelles mécaniques, des camions, et pour les accotements des compacteurs.

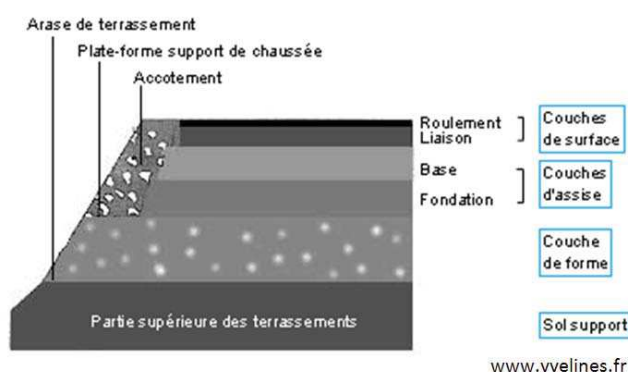


Fig. 24. Couches d'assise et de base d'une chaussée.

Les différentes actions décrites précédemment peuvent être réalisées en chantier de nuit (B25).

Pour la mise en service de la route, infrastructure en place (B26), des travaux de finition liés à la sécurité routière sont effectués : signalisation horizontale (marquage au sol), verticale (implantation de poteaux et portiques), équipement de sécurité (glissières) et réalisation des accotements, terre-pleins (B27).

La phase d'exploitation est décrite par l'usage de l'infrastructure : trafic plus ou moins dense (B28) ; utilisation d'éclairage de nuit de la route (Br28) ; accidents (B29). Elle concerne des dépendances vertes (B31), des réseaux de fossés, des bassins de décantation (B30), des réseaux divers (B32), des équipements de station-service (Br34a), des zones de péage (Br34b), des aires de repos (Br34c), des gares ferroviaires (Sf34a), des sous-stations électriques ferroviaires (Sf34b) et l'usure de ces équipements (B33).

La phase d'entretien a lieu sur la route et sur les dépendances vertes, au cours des différentes saisons.

Lors des saisons estivales, l'entretien des dépendances vertes s'effectue par deux procédés : mécanique (B35) et chimique (B36). Les produits d'entretien, en particulier des désherbants, sont utilisés pour détruire ou limiter la croissance des végétaux. Le fauchage de la strate herbacée, le débroussaillage de la strate arbustive et l'élagage des arbres (B35) sont complétés par le ramassage des feuilles et des branches (B37). Les fossés prévus pour l'évacuation des eaux lors de fortes pluies sont entretenus par curage (B38).

Lors des saisons hivernales, plusieurs opérations de salage sont déclenchées en fonction des conditions météorologiques, en cas de neige ou de verglas (B39). Le salage est défini par l'action de répandre un fondant routier (du sel en l'occurrence) sur la chaussée par une saleuse, afin de faire fondre la pellicule de glace ou de neige compactée. Les produits d'entretien sont utilisés avant la formation de la pellicule de glace en traitement préventif et après l'apparition de la glace ou de la neige durcie en traitement curatif.

Les opérations d'entretien structurel des ouvrages routiers s'appliquent à la réfection de la couche de roulement, à la pose d'équipements nouveaux... (Br40) et pour les ouvrages ferroviaires, le bourrage et meulage de la voie ferrée (Bf40a) ainsi que le renouvellement de la voie ballastée (Bf40b).

3.1.5. Sources de perturbation

La perturbation est définie comme « tout évènement relativement discret dans le temps, désorganisant la structure de l'écosystème, de la communauté ou de la population, modifiant les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique » (Pickett et White, 1985 in Bouzillé, 2007). L'altération est la cause des modifications de la valeur des facteurs écologiques abiotiques et biotiques qui provoquent un bouleversement du fonctionnement voire un effondrement d'un système écologique (Ramade, 1998). Les perturbations sont des évènements localisés et imprévisibles qui endommagent, déplacent ou tuent un ou plusieurs individus ou communautés, créant une occasion de colonisation pour de nouveaux organismes (Burel et Baudry, 1999).

303 perturbations sont répertoriées. Certains types de perturbations se retrouvent dans chaque activité (Fig. 25).

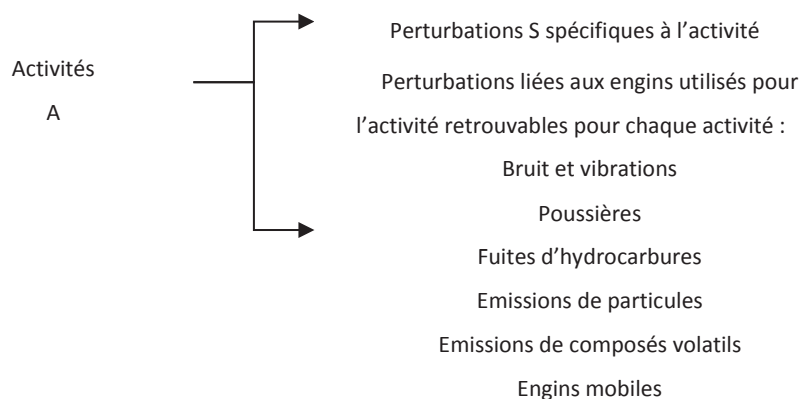


Fig. 25. Sources de perturbations spécifiques et récurrentes.

La phase de construction est définie par un enchaînement de 9 activités (A1 à A9) générant 27 actions (B1 à B27). Ceci est à l'origine de 220 perturbations potentielles. La phase exploitation est réduite à 2 activités (A10 et A11), 7 actions (B28 et B34) et 43 sources de perturbation. La phase entretien implique quatre activités (A12 à A15), 6 actions (B35 à B40) et 25 sources de perturbation (Annexe 1).

3.2. Identification des effets sur les écosystèmes – Matrice CE

Dans ce chapitre, les 3 phases de construction, entretien, exploitation d'une ITT (P), entraînent 15 Activités générales (A), 51 Actions techniques (B) et conduisent à 303 sources de perturbation (S). En examinant les conséquences des sources de perturbation (S) sur les cibles (C), ce paragraphe conduit à une liste de 36 effets (E) dite Matrice CE.

3.2.1. Définition d'écosystème et des cibles écosystémiques

L'écosystème correspond à la somme des propriétés inhérentes à chacun de ses constituants élémentaires mais aussi aux interactions entre ces composantes. Un écosystème est un ensemble d'organismes vivants (éléments biotiques) exploitant un milieu déterminé, intégrant l'interaction des espèces entre-elles et avec leur milieu de vie (éléments abiotiques).

L'écosystème est défini ici selon les composantes suivantes qui sont les cibles potentielles des perturbations:

- 4 Facteurs abiotiques :
 - Microclimat (noté C001): facteurs physiques habituels du climat (température, humidité, vent, ensoleillement, précipitations) et des facteurs liés aux perturbations anthropiques telles que le bruit, la qualité de l'air ambiant et la lumière artificielle.
 - Eaux superficielles (notées C002): eaux de surface, eaux de pluie qui s'écoulent ou qui stagnent à la surface de l'écorce terrestre.
 - Eaux souterraines (notées C003) : eaux de l'aquifère.
 - Sol (noté C004): couche superficielle, meuble, de la croûte terrestre, résultant de la transformation de la roche mère enrichie par des apports organiques.

- 3 Facteurs biotiques :
 - Producteurs primaires (notés C005) : communauté végétale présente dans le milieu.
 - Décomposeurs (notés C006) : ensemble de la faune vivant dans le sol.
 - Consommateurs (notés C007) : faune terrestre, communauté animale vivant dans le milieu, hors faune du sol.

Ce classement est en fait effectué selon la manière dont les pressions exercées agissent sur des composantes de l'écosystème. Par exemple, le rabattement de la nappe phréatique atteint la cible eau souterraine « C003 ». Aussi, la cible eau a été séparée en eaux superficielles et souterraines.

Les facteurs écologiques contrôlent la répartition spatiale des écosystèmes avec les facteurs abiotiques de nature physicochimique (température, hygrométrie, luminosité, salinité des eaux,...) et des facteurs biotiques (alimentation, prédation,...). Les êtres vivants sont unis par des liens de nature alimentaire, énergétique, qui jouent un rôle essentiel dans la cohésion de la biocénose (Ulanowicz, 1997). L'ensemble de ces liens constitue un réseau trophique formé par l'interconnexion de nombreuses chaînes. Celles-ci assurent la circulation de la matière et en conséquence le transfert d'énergie sous forme biochimique entre les divers organismes de l'écosystème. La chaîne trophique indique que la nutrition des êtres vivants, situés à un niveau déterminé, dépend entièrement de ceux situés immédiatement en amont. Les chaînes trophiques des écosystèmes aquatiques sont toujours plus longues que dans les écosystèmes terrestres. Les relations énergétiques des liens trophiques entre la chaîne alimentaire de ces constituants sont toujours univoques (Ramade, 2009) (Fig. 26).

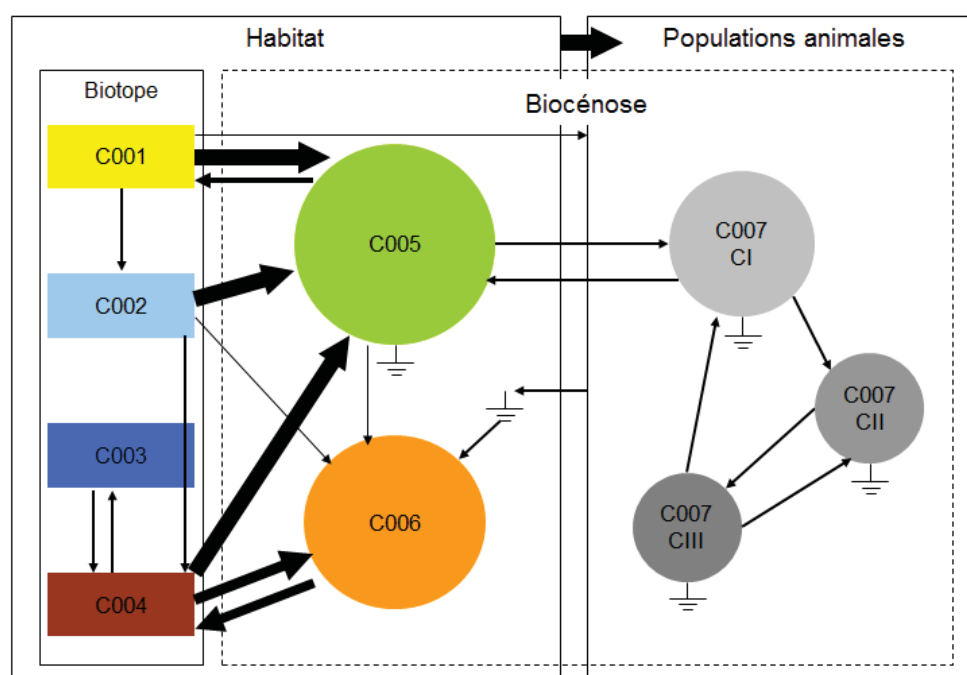


Fig. 26. Schéma simplifié du fonctionnement des écosystèmes terrestres.

En synthèse, les producteurs (notés C005) utilisent l'énergie fournie par le soleil pour produire la matière vivante végétale par la photosynthèse. Cette matière profite aux consommateurs primaires (notés CI). Ils sont à leur tour une matière pour les consommateurs secondaires (notés CII). Enfin, au

bout de la chaîne trophique, les consommateurs tertiaires (notés CIII) récupèrent CI et CII. Bien qu'un écosystème ait un excellent rendement énergétique, l'énergie captée en bout de chaîne devient insuffisante pour permettre l'installation d'un quatrième ordre de consommateurs. Les consommateurs, classés par ordre croissant selon leur régime alimentaire forment la chaîne prédatrice montante. Chaque maillon de la chaîne ascendante représente le dixième du maillon précédent en unité d'énergie par suite de l'énergie dépensée en activité vitale catabolique et d'un coefficient d'assimilation plus petit que l'unité (Arrignon, 1998).

La chaîne trophique est théorique. En réalité la monophagie est très rare sauf dans le cas des insectes où les monophages sont souvent à la base de réseaux trophiques de prédateurs très complexes. Il existe de nombreuses espèces qui sont soit polyphages soit omnivores saprophages et carnivores. Beaucoup d'espèces prédatrices capturent des proies situées à des niveaux trophiques distincts (Ramade, 2009). Les espèces sont ainsi considérées comme des fonctions qu'elles assurent au sein de l'écosystème.

La chaîne trophique descendante est constituée par des micro-invertébrés (acariens, collemboles, annélides,...), des bactéries et des champignons appelés décomposeurs (noté D) qui décomposent la matière organique morte (nécromasse), les excréments des C005, C007 CI, CII et CIII et les restituent sous forme d'éléments minéraux assimilables pour les producteurs. Ces éléments sont ainsi incorporés à la chaîne alimentaire prédatrice. Les décomposeurs sont aussi appelés transformeurs ou recycleurs. Ils contribuent à ré-injecter les éléments constitutifs des organismes vivants de tous les étages de la pyramide comme le carbone, l'azote, le phosphore,... Les décomposeurs peuvent eux-mêmes servir de proies pour les consommateurs.

3.2.2. Classification des écosystèmes continentaux

Pour simplifier la démarche, un classement des écosystèmes continentaux est adopté dans cette étude. Il est basé sur la typologie des écosystèmes terrestres et aquatiques 2.x à 5.x et 8.x de Corine Biotope (Bissardon et Guibal, 1997), référence reconnue en France. Le classement de certaines catégories est modifié pour regrouper les fonctionnements écologiques similaires (Tab. II). Les écosystèmes étudiés sont ceux de plaines représentant les 2/3 de la surface, le reste étant les écosystèmes montagnards et les écosystèmes littoraux.

Il faut noter que dans ce contexte français, les milieux naturels qui demeurent aujourd'hui ne sont pas pour la plupart des espaces naturels au sens strict du terme. L'ensemble des milieux et des écosystèmes est le fruit de transformations anthropiques au cours des siècles dans des buts précis (agriculture, sylviculture, pisciculture...). Ils sont pour la plupart gérés et/ou exploités. Selon Corine Biotope, les milieux ou écosystèmes naturels sont ceux où l'action anthropique est relativement faible. Les milieux semi-naturels voire artificiels sont les milieux dont l'existence et la pérennité sont essentiellement dues à des activités anthropiques comme celles dans un milieu bocager.

Tab. II. Correspondance de la typologie des écosystèmes avec celle de Corine biotope.

Référence	Classification de Corine Biotope	Typologie des écosystèmes
4.1.	Forêts caducifoliées (forêts sempervirentes sclérophylles non incluses)	Forêts de feuillus
4.2.	Forêts de conifères	Forêts de conifères
4.1.	Forêts caducifoliées (uniquement forêts sempervirentes sclérophylles)	Forêts, maquis et garrigues méditerranéennes
4.2.	Forêts de conifères	
4.5.	Forêts sempervirentes non résineuses	
3.1.	Landes et fruticées (uniquement de méditerranée)	
	Fruticées sclérophylles	
3.2.	Phryganes	
3.3.	Steppes et prairies calcaires sèches (uniquement de méditerranée)	
3.4.	Prairies siliceuses sèches (uniquement de méditerranée)	
3.5.		
3.1.	Landes et fruticées	Prairies et landes sèches
3.4.	Steppes et prairies calcaires sèches	
3.5.	Prairies siliceuses sèches	
8.1.	Prairies améliorées	Cultures, champs et haies bocagères
8.2.	Cultures	
8.3.	Vergers, bosquets et plantations d'arbres	
8.4.	Alignements d'arbres, haies, petits bois, bocage, parcs	
5.	Tourbières et marais	Marécages, tourbières et prairies humides
3.7.	Prairies humides et mégaphorbiais	
3.8.	Prairies mésophiles	
4.4.	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	
2.2.	Eaux douces stagnantes	Plans d'eau
2.4.	Eaux courantes	Cours d'eau

Trois groupes fondamentaux sont distingués. Les écosystèmes terrestres « naturels » ou « semi-naturels » sont associés aux terres émergées des continents. Les écosystèmes humides sont à l'interface entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. Les écosystèmes aquatiques continentaux sont propres à l'hydrosphère (Ramade, 2009). Avec cette classification, 8 types d'écosystèmes terrestres et aquatiques sont susceptibles d'être traversés par un projet routier en France (Fig. 27).

Les écosystèmes forestiers regroupent les forêts de feuillus, de conifères et méditerranéennes. Les écosystèmes herbeux et de fourrés sont constitués de prairies et landes c'est-à-dire une végétation naturelle et artificielle de prairies grasses, de friches à graminées, de landes et de fruticées sèches et des formations végétales d'arbustes ou d'arbrisseaux isolés. Les agro-systèmes sont des écosystèmes structurés et façonnés par les activités anthropiques agricoles de manière intensive. Les champs, cultures, haies bocagères sont l'association de tous les types de cultures en passant des plantes ligneuses aux plantes herbacées jusqu'aux haies entourant ces agrosystèmes.

Les écosystèmes humides rassemblent marais d'eau douce, marais salés, tourbières, marécages à arbustes, marécages boisés, prairies humides, plaines alluviales et autres habitats fluviaux. Les écosystèmes aquatiques continentaux sont définis par l'omniprésence d'eau libre stagnante ou

courante. Les écosystèmes aquatiques sont divisés en deux grandes catégories les plans d'eau (lacs, étangs) et les cours d'eau (torrents, rivières, fleuves).

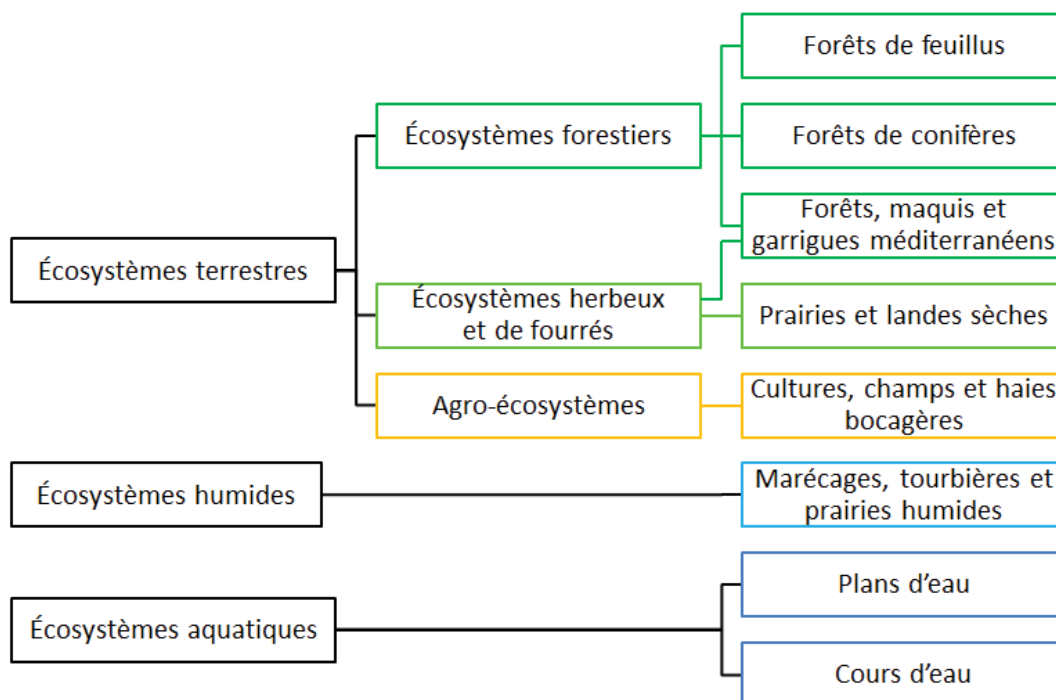


Fig. 27. Typologie des écosystèmes terrestres et aquatiques tempérés étudiés.

3.2.3. Structure et composition des écosystèmes étudiés

En annexe 2, chaque type de milieu naturel de plaine est présenté suivant : le contexte de l'état de la conservation mondiale et française, l'intérêt et le rôle du milieu pour la biodiversité, la structure caractéristique, le fonctionnement de l'écosystème et la composition faunistique et floristique. La composition de la référence du milieu naturel est choisie suivant les exemples des espèces les plus fréquentes, les plus représentatives, les plus caractéristiques, intéressantes en ce qui concerne leur biologie (fonctions biologiques précises dans le milieu naturel et non pas seulement de passage) et leur répartition dans les milieux (Annexe 2).

3.2.4. Modèle de l'écosystème de référence

La référence écosystème théorique est déterminée par un bon état écologique, période optimale du fonctionnement de l'écosystème en mai-juillet, une surface maximale de 10 km sur 10 km, 100 km², un paysage à dénivelé topographique et une capacité de résilience maximale (aucunes perturbations anthropiques).

Définition du bon état écologique

L'état de référence du bon état écologique est un milieu stable aux conditions naturelles optimales en termes de diversité, en termes de composition et de proportions d'organisation du vivant (espèces, populations, groupes fonctionnels et habitats), de structures et de fonctions écologiques, de connectivité spatiale et fonctionnelle. L'effectif, la démographie (fertilité, mortalité) et l'état sanitaire des populations naturellement présentes permettent leur maintien et leurs survies à long terme.

Échelles spatiales

Lors du phasage des projets d'ITT, des études environnementales sont réalisées à différentes échelles : études de faisabilité à l'échelle régionale (30 km), études préliminaires à l'échelle du fuseau (1 km) et les études d'avant-projet-sommaire à l'échelle de la bande (300 m) (Projets routiers circulaire du 7 janvier 2008, Projets ferroviaires Circulaire n°2000-98 du 28 décembre 2000). La méthode M1 se situe en amont du projet d'ITT à l'étape des études de faisabilité.

L'échelle d'une carte est associée à deux paramètres : l'espace représenté, l'étendue et la résolution, c'est-à-dire le niveau de détail ou grain de l'information (Burel et Baudry, 1999). La résolution est dépendante de la taille des écosystèmes étudiés. Les mêmes paramètres s'appliquent au temps.

L'étendue est l'échelle d'étude déterminée par le domaine vital le plus vaste de la grande faune présente en France métropolitaine. La forêt couvre 16,3 millions d'hectares, soit un tiers de la surface totale du territoire français. Les peuplements de feuillus représentent 67% de la surface forestière (IGN, 2012). Les domaines les plus vastes sont ceux du cerf (*Cervus elaphus*) et du sanglier (*Sus scrofa*) qui est d'environ 10 000 ha. Ces espèces peuvent parcourir environ 10 à 20 km par nuit. L'aire d'étude est fixée aux limites de détectabilité des perturbations prévisibles sur le domaine vital de la faune et afin de ne pas oublier les milieux naturels éloignés du projet susceptibles d'être modifiés suite à des effets indirects. En conséquence, l'aire d'étude est délimitée de part et d'autre du tracé rectiligne joignant un point à un autre d'une route ou d'une ligne ferroviaire de 100km. Ce qui fait une aire d'étude de 200km x 200km soit 40 000 km². La première étape de la thèse est basée sur l'étude d'un écosystème terrestre de 10 km x 10 km (échelle régionale) (Fig. 28, Fig. 29), un écosystème aquatique de 25m x 10km pour les cours d'eau et 1km x 10km pour les plans d'eau (Fig. 30).

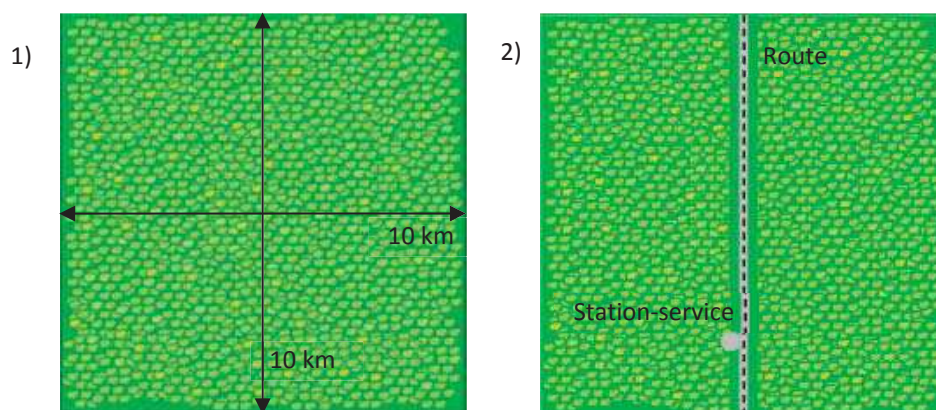


Fig. 28. Représentation schématique des écosystèmes forestiers de feuillus/de conifères/méditerranéens, de prairies/landes sèches et de marécages/tourbières/prairies humides vue de dessus pré-projet 1) et 2) post-projet.

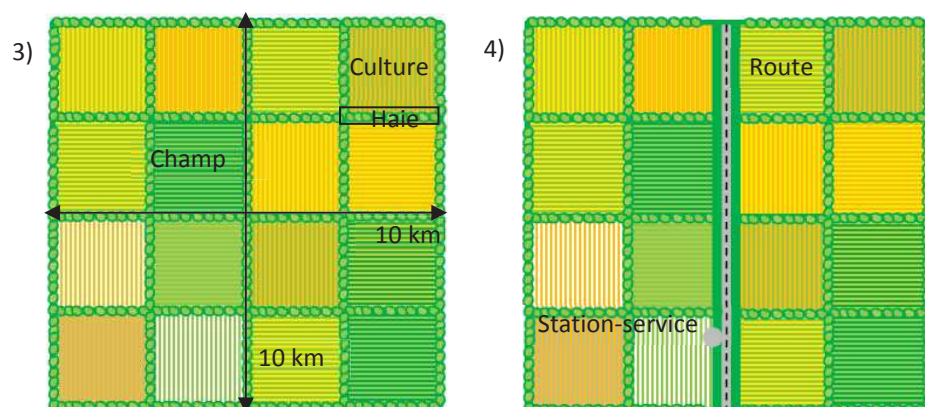


Fig. 29. Représentation schématique des écosystèmes de cultures, champs et haies bocagères vue de dessus pré-projet 3) et 4) post-projet.

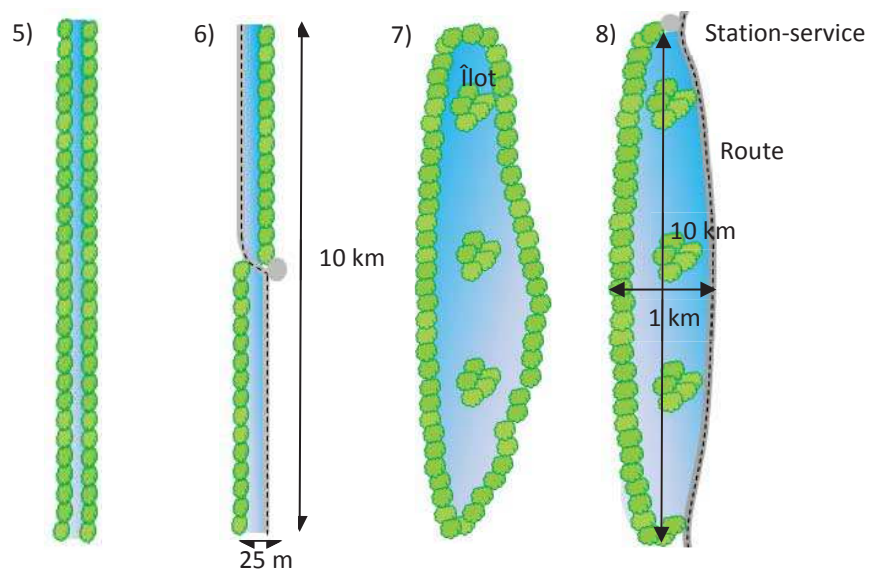


Fig. 30. Représentation schématique des écosystèmes aquatiques vue de dessus des cours d'eau pré-projet 5) et 6) post-projet et des plans d'eau pré-projet 7) et 8) post-projet.

Échelle de temps

Il existe une corrélation entre les échelles de temps et d'espace. Le temps est un facteur clé pour la compréhension des processus écologiques. Les phénomènes se déroulant dans de grands espaces sont plus lents que ceux qui interviennent sur de petits espaces (Burel et Baudry, 1999).

Les variations saisonnières jouent un rôle déterminant dans le fonctionnement de l'écosystème. Les variations circadiennes et saisonnières des paramètres physico-chimiques sont des « synchronisateurs » des rythmes biologiques endogènes. Ces variations déterminent le cycle démographique de la plupart des espèces, notamment celles à durée de vie courte et les migratrices. Dans les régions tempérées, la biocénose hivernale apparaît pauvre et constituée en majeure partie d'organismes en état d'inactivité. A partir du printemps, certaines espèces commencent à se multiplier, puis d'autres prennent leur place en été et en automne. Par cette succession, la diversité de l'écosystème est accrue (Lamotte et Bourlière, 1978).

L'échelle de saison étudiée en M1 est donc fixée à la saison optimale estivale (mai-juin-juillet) où l'activité de la faune et de la flore est maximale et donc le fonctionnement de l'écosystème est à son apogée saisonnière. La validation sur le terrain des indicateurs est pertinente durant cette période optimale pour les inventaires (Tab. III).

Tab. III. Périodes optimales selon les taxons (modifié de Kovacs, 1987) – période très peu favorable, + peu favorable, ++ assez favorable, +++ favorable.

Taxons	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Végétaux supérieurs	+	+++	+++	++
Lichens et mousses	+++	+++	+++	+++
Mammifères	+++	+++	+++	+++
Oiseaux	++	+++	++	++
Reptiles et Amphibiens	-	+++	+++	+
Invertébrés terrestres	-	+++	+++	++
Bactéries	++	++	+++	++
Phytoplancton	-	+++	+++	+
Diatomées	++	+++	+++	+++
Invertébrés aquatiques	++	+++	+++	+++
Poissons	++	++	+++	++

3.2.5. Identification des catégories des effets potentiels

Les projets ITT sont découpés et hiérarchisés suivant les différentes étapes les constituants. Les trois phases principales des projets ITT (notées P) Construction, Exploitation et Entretien sont décomposées en activités (notées A...trafic, entretien, installation, terrassement...) et actions (notées B ...sondages, bétonnage, déblai, traitement, circulation, canalisation...). Les activités engendrent des sources de perturbation (notées S... bruit, vibrations, remaniement du sol...). Cette partie de génie civil est croisée avec les cibles écosystémiques (notées C) : microclimat (C_001), eau superficielle (C_002), eau souterraine (C_003), sol (C_004), producteur (C_005), décomposeur (C_006) et

consommateur (C_007). Les effets à court terme (de 0 à 5 ans notés ECT) et les effets à long terme (de 6 à 60 ans notés ELT) sont décrits et commentés. L'analyse est synthétisée en catégories d'effets (notées E). Pour chacune des catégories, les dimensions temporelles (notées Dt), spatiales (Ds), la probabilité d'occurrence de réalisation (Dp) et le degré d'intensité (Di) sont estimés. Tous ces paramètres qui s'insèrent dans une fonction temporelle permettent le calcul de « l'ampleur » de l'effet.

Pour chacun des 2 cas « rail » et « route », et pour chacun des 8 écosystèmes, selon les phases, les 303 perturbations (S) sont répertoriées dans un tableau de 3163 lignes. Les effets, à court terme et à long terme, sont analysés sur le fonctionnement de l'écosystème à partir des 7 cibles abiotiques et biotiques écosystémiques (Tab. IV).

Tab. IV. Exemple d'extrait du tableau croisé entre l'inventaire de perturbation et des effets pour l'écosystème « forêt de feuillus ».

Inventaire des sources de perturbation				Inventaire des effets			Calcul de l'ampleur
Phases (P)	Activités (A)	Actions (B)	Sources de perturbation (S)	Cible (C)	Effets à court terme (CT)	Effets à long terme (LT)	Dimensions permettant de calculer A
P1 →	A2 Travaux préparatoires → B3 Déboisement défrichage	B1	S n+1 ...	...	CT n+1 ...	LT n+1 ...	A n+1 ...
		B3	S8 Destruction linéaire des arbres arbustes	...	CT n+1 ...	LT n+1 ...	A n+1 ...
				CO07	CT73 Obstacle au déplacement naturel de la faune qui empruntait auparavant les strates	LT73 Début de ségrégation des populations, l'absence des strates entraîne une barrière au déplacement naturel de certaines populations et une augmentation de la mise à découvert des proies (les rongeurs seront plus soumis à la prédation par les rapaces Strigiformes)	A n+1 ...
	A n+1 ...	S n+1 ...	M n+1 ...	...	CT n+1 ...	LT n+1 ...	A n+1 ...
P2	A n+1 ...	S n+1 ...	M n+1 ...	...	CT n+1 ...	LT n+1 ...	A n+1 ...
P3	A n+1 ...	S n+1 ...	M n+1 ...	...	CT n+1 ...	LT n+1 ...	A n+1 ...

Les phases sont notées P1 à P3, les Activités A1 à A15, les actions B1 à B51, les perturbations S1 à S303 l'ensemble est appliqué sur les 7 cibles et conduit à un ensemble de 3163 effets potentiels. Les commentaires des effets liés aux types d'écosystème étudiés sont classés en 15 grandes catégories d'effets (Tab. V, Fig. 31).

Les effets résultants sont regroupés en 3 grandes classes.

- Les effets physiques : bruit, champ magnétique, éolien, humidité, luminosité, température, poussière, dégradation du solum, vibrations, hydrologie.
- Les effets chimiques : air, produits dangereux, chaux, peinture, salage, adjuvants, composés volatils, produits des déchets, eaux usées, hydrocarbures, métaux lourds, métaux, phytosanitaires, traitements à la créosote des traverses en bois.

... Les effets physiques et chimiques sont émis dans les composantes du milieu (air, eau, sol). Ces effets ont une action sur les composantes biologiques.

- Les effets biologiques : Bioaccumulation, dérèglement de la chaîne trophique ; Écotone, invasions biologiques ; Isolement des populations ; Perte de biomasse, par destruction, par fuite, par mortalité ; Perte d'habitat, par dégradation de la qualité, par destruction. Les effets biologiques contribuent à la fragmentation des écosystèmes.

Tab. V. Catégories des 36 effets et cibles associées.

n° effets		Catégorie des effets
Effets sur les éléments abiotiques		
2	E_002_	Artificialisation du sol
4	E_004a	Changement microclimatique, dispersion d'ondes sonores
5	E_004b	Changement microclimatique, dispersion d'ondes magnétiques
6	E_004c	Changement microclimatique, éolien
7	E_004d	Changement microclimatique, humidité
8	E_004e	Changement microclimatique, apport de luminosité anthropique
9	E_004f	Changement microclimatique, température
10	E_005a	Dégradation de la qualité, de l'air
11	E_005b	Dégradation de la qualité, par des produits dangereux
12	E_005c	Dégradation de la qualité, par la chaux
13	E_005d	Dégradation de la qualité, par la peinture
14	E_005e	Dégradation de la qualité, par la poussière
15	E_005f	Dégradation de la qualité, par le salage
16	E_005g	Dégradation de la qualité, par les adjuvants
17	E_005h	Dégradation de la qualité, par les composés volatils
18	E_005i	Dégradation de la qualité, par les déchets
19	E_005j	Dégradation de la qualité, par les eaux usées
20	E_005k	Dégradation de la qualité, par les hydrocarbures
21	E_005l	Dégradation de la qualité, par les métaux lourds
22	E_005m	Dégradation de la qualité, par les métaux
23	E_005n	Dégradation de la qualité, par les phytosanitaires
24	E_006_	Dégradation du solum
27	E_009_	Erosion du sol
30	E_012_	Modification de l'hydrologie
36	E_015_	Vibrations
37	E_016_	Dégradation de la qualité, par les traitements à la créosote des traverses en bois
Effets sur les éléments biotiques		
3	E_003_	Bioaccumulation
25	E_007_	Dérèglement de la chaîne trophique
26	E_008_	Création d'écotone
28	E_010_	Invasions biologiques
29	E_011_	Isolement des populations
31	E_013a	Perte de biomasse, par destruction
32	E_013b	Perte de biomasse, par fuite

n° effets		Catégorie des effets
33	E_013c	Perte de biomasse, par mortalité
34	E_014a	Perte d'habitat, par dégradation de la qualité
35	E_014b	Perte d'habitat, par destruction

Ces 36 effets potentiels s'appliquent en premier lieu sur une partie ou sur la totalité des 7 cibles, puis les interactions entre les cibles vont propager les conséquences.

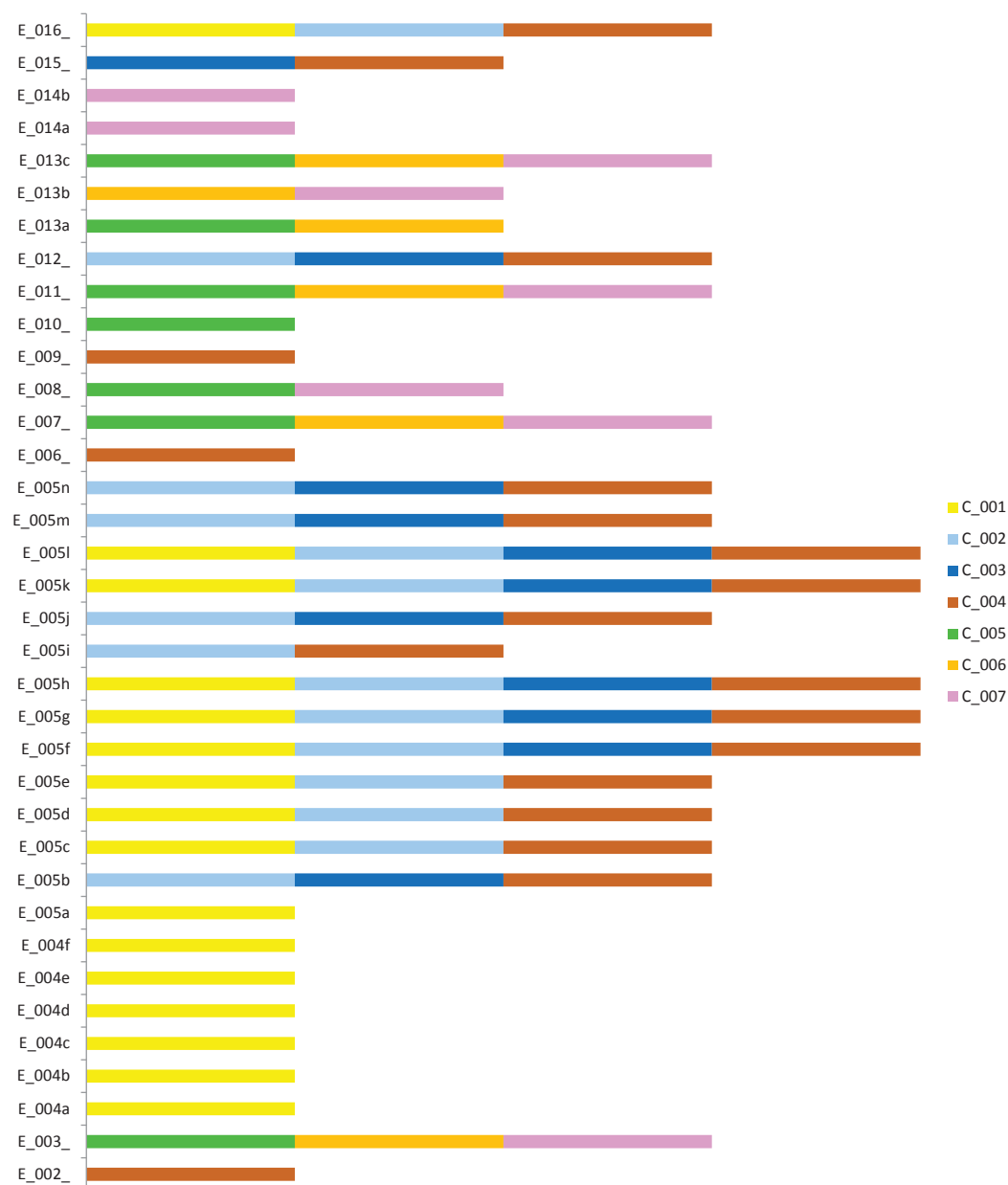


Fig. 31. Effets et cibles associées.

Le graphe de liens entre les 36 effets disposés sur le pourtour et les cibles est mis en illustration en Fig. 32. La prise en compte des liens est la donnée retenue pour estimer les effets des perturbations sur les cibles dans le chapitre suivant.



3.3.1. Objectif de la modélisation

Les fonctions mathématiques proposées décrivent les phénomènes, les combinent et apportent ainsi un outil d'analyse, de compréhension des combinatoires associées. Mises en œuvre, elles permettent de simuler le fonctionnement, de connaître le comportement, la réponse aux pressions des écosystèmes. Paramétrées, elle donne accès à une analyse de sensibilité et à l'incertitude associée. L'ensemble des effets est agrégé et la réponse en taux de dégradation des 8 écosystèmes dans le cas Rail et Route est une conséquence.

La limite immédiate posée est de pouvoir caractériser au mieux quantitativement des évolutions de systèmes très complexes. Des hypothèses qualitatives, ou de simples ordres de grandeur sont introduits par nécessité dans le système. L'acceptation de cet aspect garde l'analyse globale quantitative dans la mesure où la donnée, connue et répertoriée avec un intervalle devient alors un élément à quantifier si elle est significative. L'outil de calcul d'incertitude du résultat est mentionné et appliqué en complément pour répondre à des remarques justifiées de validité du résultat.

Le modèle résumant les effets est construit en lien avec le tableau général énumérant, répertoriant, classant les informations, soit 3 163 lignes pour les 8 milieux, pour le rail et la route, 50 000 lignes de perturbations. Chaque tableau est organisé de la façon suivante :

- Les 3 différentes phases ($P=3$), les 15 activités ($A=15$), les actions ($B=51$), les sources de perturbation ($S=303$), les cibles ($C=7$), les effets ($E=36$) sur l'écosystème sont les 415 nœuds reliables dans un graphe (P, A, B, S, C, E) pouvant conduire à un nombre initial de centaines de millions de chemins différents possibles (Fig. 33).
- Dans un deuxième temps, il s'agit de construire les liens effectifs. Les phases P provoquent des activités $A(P)$ qui ne dépendent que des phases, les activités A amènent des actions $B(A)$ et ces actions provoquent des perturbations $S(B)$. À ce niveau-là, la première chaîne de causalité s'arrête (P, A, B, S). À cette première chaîne s'en rajoute une seconde reprenant les perturbations S s'exerçant sur les cibles $C(S)$ et provoquant finalement des effets E . Finalement, le graphe final retient 3163 relations. La figure d'illustration est l'ensemble des 6 plans des nœuds de la gauche vers la droite. Les 3163 arcs effectifs pris en compte sont tracés.

Pour chacun des 8 écosystèmes, dans les cas Rail et Route, les 36 effets vont se mettre en place en tout 3163 fois au cours du temps avec des intensités variables.

La définition du système avec les phases, activités,..., les composantes, les paramètres de l'outil sont un tout indissociable, cohérent. Celui-ci est construit « in vivo » avec des informations de base obtenues sur le terrain. Il conduit à l'objectif de caractérisation des effets ou impacts des ITT sur les écosystèmes. L'écosystème fait partie d'un paysage, le cumul des niveaux des effets à cette échelle fait l'objet du chapitre V qui n'est soumis en fin de compte qu'à 36 effets.

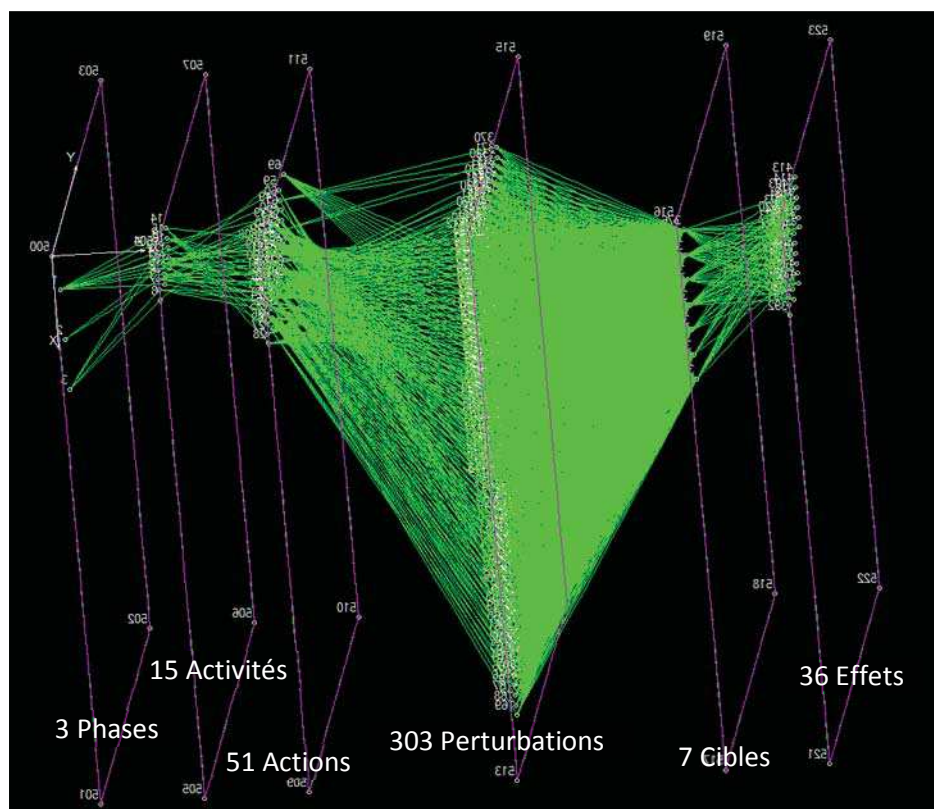


Fig. 33. Représentation des liens de la matrice P,A,B,S,C,E pour l'écosystème forestier (graphique avec Geostar Structural Research and Analysis Corp. (SRAC)).

3.3.2. Phénomènes de dégradation

Les effets peuvent être par exemple liés à une destruction mécanique (abattage d'arbres...) n'obéissant pas à une loi physique mais à une simple planification connue, l'effet direct est alors immédiat, brutal. Ils correspondent aussi à des dépôts de produits entraînant des effets sur un temps long... Puis ces impacts peuvent survenir des centaines de fois et vont se cumuler,... Pour les manipuler, pour les combiner, chaque effet va être résumé, modélisé, par une fonction mathématique qui doit proposer une forme qui prenne en compte leurs évolutions complètes en fonction du temps avec 2 séquences principales:

- la première séquence décrit l'impact, la perturbation, la séquence de destruction de l'écosystème,
- quand l'effet sur l'écosystème de la première séquence de destruction a cessé, la deuxième séquence en décrit la réponse en l'absence de toute autre destruction, sa réaction, sa capacité de résilience naturelle à l'impact subi, et aussi la possibilité d'avoir une intervention extérieure volontaire pour retourner, retrouver au mieux un état initial ou un état de référence souhaité,

À cette évolution de destruction de l'écosystème dans le temps sont associées une dimension spatiale D_s (surface), une intensité D_i de destruction partielle ou totale une probabilité d'occurrence D_p .

En pratique la fonction mathématique recherchée est un taux de destruction. Elle est nommée $F(t)$, dépend du temps, prend par définition des valeurs comprises entre 0 et 1 ; $=0$: signifiant aucune dégradation et $=1$: effet total de destruction de l'écosystème. Cette fonction $F(t)$ est associée à une surface, une intensité, une probabilité d'occurrence, elle décrit l'ensemble de l'effet. La surface D_s est adimensionnalisée, rapportée à une surface maximale de l'échelle d'étude afin que la fonction complète reste entre les bornes 0 et 1.

Le temps est un facteur clé pour la compréhension des processus écologiques. Cette fonction $F(t)$ est de type phénoménologique. C'est une résultante qui décrit le phénomène lié aux phases, aux activités, aux perturbations du projet sur les cibles. Renfermant des paramètres, la fonction doit avoir une capacité qui permette de prendre en compte de nombreuses formes d'évolutions et d'interactions. Elle remplace les tables de données avec une manipulation plus simple que les tableaux.

Ecologiquement, l'effet de destruction fait passer la biodiversité, le nombre d'espèces $n(t)$ au temps t à $n(t+dt)$ espèces au temps $t+dt$, soit un taux d'évolution de $(n(t+dt)-n(t))/n(t)$ par rapport au nombre d'espèces présentes. Pendant ce temps dt , la vitesse d'évolution de ce taux est $v(t)=((n(t+dt)-n(t))/n(t))/dt$. Cette vitesse peut diminuer, être constante, augmenter dans le temps, exemple : vitesse de dégradation nulle (au départ), puis faible (le chantier se met en place), maximale (le chantier est en pleine production), s'atténuant (le chantier se termine), nulle (le chantier est clos). La fonction qui décrit le phénomène doit satisfaire à ce premier critère d'évolution intuitif.

$F(t)$ n'a pour but que de décrire l'effet résultant à partir d'un état de référence. Dans le cas général, les évolutions de l'écosystème dépendent de l'état instantané mais aussi de l'accumulation de dégradation dans le passé. L'état de référence $F=0$ est un état sans perturbations et l'état F différent de zéro est une condition initiale connue, ou admis d'un état de dégradation de début de chantier. L'importance des conditions initiales est souvent mise en avant en physique pour expliquer l'impossibilité de prévoir des évolutions liées à des processus déterministes.

Les changements dans la structure spatiale des paysages et les changements dans l'organisation spatiale des peuplements ne sont pas simultanés. La fonction doit donc prendre en compte des temps de réponses différents au cours du temps (Burel et Baudry, 1999).

Enfin, pour des raisons pratiques, la fonction est continue, intégrable (pour calculer une ampleur d'effet, surface intensité et temps) et dérivable (la dérivée de l'effet est une description de la perturbation S apportée à l'écosystème).

En résumé graphique, la fonction doit présenter 6 phases (Fig. 34):

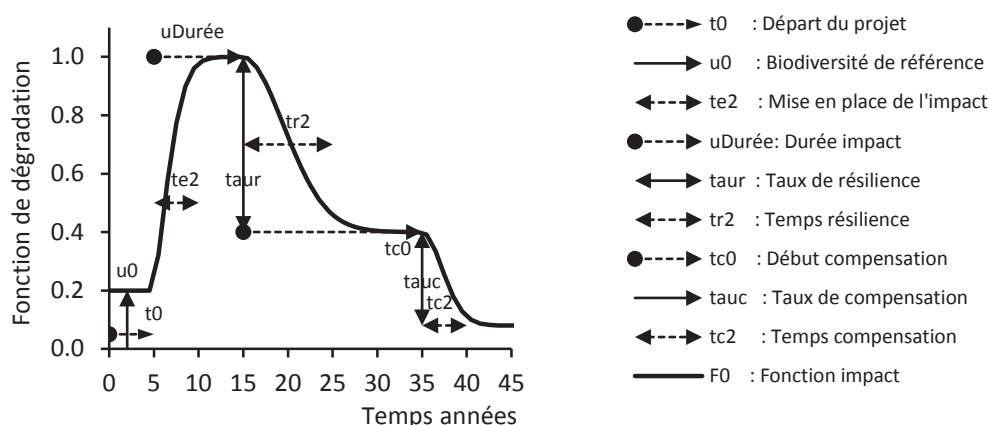


Fig. 34. Allure de la fonction décrivant un effet sur un écosystème et paramètres de la fonction $F(t)$.

Les 6 phases correspondent à des paramètres

Le temps 0 est le début du chantier des ITT. L'effet se met en place :

- **Début** : La phase 1 est d'abord un décalage en temps, valeur t_0 , entre le début du chantier et du phénomène de dégradation conduisant à l'effet. Une valeur initiale u_0 à ce temps t_0 de la fonction indique une dégradation préexistante particulière connue ou admise à t_0 . Cette phase 1 conduit à 2 données t_0 et u_0 (soit 2 paramètres t_0 et u_0),
- **Dégradation** : La phase 2 renferme un temps de latence, d'initiation de la dégradation, appelé te_1 pour atteindre $x\%$ du phénomène total, par exemple 10%. Puis un temps de développement exponentiel te_2 conduit à $y\%$, par exemple 90%. La valeur limite de saturation de l'effet est de 100% et indique que l'état de dégradation est total, (soit : 2 paramètres, dans cette phase, un temps te_1 pour atteindre x et te_2 pour atteindre y),
- **Plateau** : La phase 3 est la durée totale du phénomène de dégradation à partir du temps initial t_0 . La dégradation peut avoir atteint une saturation ou se trouver à un niveau intermédiaire d'évolution quand l'effet est supprimé, (1 paramètre $u_{Durée}$),
- **Résilience** : La phase 4 intervient à la fin du phénomène appliqué de dégradation. Elle représente une réponse active du milieu qui naturellement peut annuler, avec un taux de $taur\%$, une partie de la dégradation partielle ou totale, soit $taur < 100\%$. C'est la résilience ou capacité naturelle à retrouver un équilibre. Par exemple, une surface circulaire initiale peut être décomposée par l'effet de dégradation en 2 surfaces assimilables à des ellipses d'excentricité donnée. Les deux surfaces dissociées sont à la fois plus petites que la surface initiale, de forme différente, mais leur dissociation crée aussi un isolement des espèces qui ne permettra pas de retrouver la biodiversité initiale. Cette phase renferme elle-aussi à son tour un temps d'initiation tr_1 et un temps de développement tr_2 , (3 paramètres $taur$, tr_1 et tr_2),
- **Recouvrement** : La phase 5 intervient après la dégradation, pendant et en plus de la résilience. Elle représente, soit une intervention volontaire humaine pour recouvrer un taux de $tauc\%$ de

dégradation, ou bien c'est aussi une fonction des liens entre le milieu dégradé et l'alentour. Par exemple, la dégradation totale d'une surface boisée rend difficile la capacité de recouvrance alors que la dégradation d'une partie d'une forêt permettra d'avoir une source de reconstruction alentour. Les modèles de calcul résumés dans cette phase sont les modèles de diffusion (Fisher, Skellam, Kareiva, Goldwasser...), analogues à la chaleur (Loi de Fourier) ou aux transferts de masse (Lois de Fick), les automates cellulaires (Molofsky...), les métapopulations (Levins, Shigesada...). Cette action volontaire renferme aussi un temps d'initiation tc_1 et un temps de développement tc_2 , (3 paramètres $tauc$, tc_1 et tc_2). À noter, cette phase n'est prise en compte qu'au niveau de la méthode M3.

- **Fin** : La phase 6 est l'état final qui subsiste au cours du temps.

Les valeurs te_1 , tr_1 , tc_1 ne sont pas représentés pour lisibilité car proches de t_0 , $t_0 + uDuree$, tc_0 .

11 paramètres sont donc nécessaires pour décrire à la fois: en entrée, un effet qui s'impose à l'écosystème et le dégrade; en sortie, après dégradation, la réponse de l'écosystème résultant de la perturbation et l'action de correction par intervention volontaire, tout cela avec des temps de réponse différents. Les paramètres de surface Ds , d'intensité Di , d'occurrence Dp sont extérieurs à la fonction.

La forme d'équation retenue doit prendre en compte ces 6 phases. A priori la forme pourrait être mise en relation avec celle des évolutions physico-chimiques, les évolutions de colonies bactériennes, les évolutions de population (forme exponentielle), les relations espèces-surfaces...

En résumé, la fonction appelée $F(t)$ a pour but de décrire un effet, un taux de dégradation, un impact au cours du temps. L'effet commence au temps t_0 , elle a 2 paramètres principaux d'évolution:

- $uDuree$ est la durée pendant laquelle les perturbations sont imposées à l'écosystème par le chantier,
- tc_0 est l'instant après $uDuree$ où une intervention anthropique peut diminuer les conséquences de l'effet,

Ensuite, au cours du temps la fonction gère de façon continue l'ensemble des données suivantes:

- pendant $uDuree$, te_2 et te_1 sont les paramètres qui décrivent la vitesse de mise en place de la perturbation, pour éventuellement atteindre la valeur 1 maximale si $uDuree$ est suffisamment long (« long » signifie une durée de l'ordre de $1.5 te_2$ dans les modèles retenus par la suite. En pratique, un lien est mis par défaut entre te_2 et te_1). (Rutledge, 2003))
- après la durée notée « $uDuree$ », les paramètres tr_2 et tr_1 sont les paramètres qui décrivent la vitesse à laquelle le milieu se régénère seul, par résilience d'une valeur de $taur\%$ par rapport au taux de dégradation atteint,
- après $uDuree$, une intervention est possible au temps tc_0 pour régénérer volontairement le milieu. Si tc_0 est plus grand que 1.5 fois tr_2 , le milieu s'est déjà régénéré. Le taux de recouvrement est noté $taur\%$.

- au-delà de t_{c0} , l'intervention sur le milieu s'effectue à la vitesse tr_2 , jusqu'à la valeur maximale de $tauc\%$, et au bout d'un temps t d'environ $t=1.5$ fois t_{c2} , la valeur maximale atteint 99%.

3.3.3. Choix de la forme de la fonction de Weibull

Le choix de la fonction proposée dans ce paragraphe est mis en lien avec des phénomènes écologiques mesurés en fonction de l'espace ou avec des processus biologiques fonction du temps:

$$F(t) = 1 - e^{-\left(\frac{t}{t_m}\right)^v} \quad [1]$$

« SAR » (Species-Area Relationship) et modèles

La dégradation d'un écosystème correspond aussi à une dégradation de surface. Pour choisir une forme mathématique, le cas de la mesure du nombre n d'espèces en fonction de la surface S d'échantillonnage, soit une diversité spécifique en fonction de la grandeur du territoire, est une source d'informations très documentée et utilisée. A partir de ces données d'état de l'écosystème « SAR(S) », il est possible d'en déduire les données EAR(Endemic-Area Relationship), soit EAR(S) le nombre d'espèces endémiques, dont les individus sont tous inclus dans la surface d'échantillonnage. Cela permet d'avoir ainsi une relation entre destruction d'espèces et surface impactée. Les modèles mathématiques dits « SAR » (Species-Area Relationship), donnent donc des lois de variations associées à des données mesurées sur le terrain. Ces lois sont empiriques, il ne s'agit que de lisser des valeurs mesurées, tracées, par une expression mathématique qui les représente au mieux. Ces expressions utilisent des données se situant dans une fenêtre de travail étroite, par exemple des surfaces de 1 à 100 ha, mais aussi au niveau de provinces, d'îles, d'archipels voire de continents. Leurs formes et leurs paramètres peuvent être adaptés à ces fenêtres de travail et aux données. Elles ne peuvent pas en être dissociées, exemples les formes mathématiques : linéaires $n(S) = a S + b$; polynômiales $n = a S^2 + b S + c \dots$ la forme dite concave la plus utilisée reste: $n(S) = a S^x$ (3). Pour enrichir les formes de solutions obtenues dans les cas particuliers précédents, en respectant les bases des phénomènes, il est possible de s'adapter aux conditions aux limites, exemple nombre d'espèces=0 sur une surface 0, valeur du nombre d'espèces asymptotique pour une très grande surface. Un nombre de paramètres important lisse mieux les résultats dans tous les cas, mais il pose des problèmes d'identification et brouille le raisonnement d'analyse. Dans le cas « SAR » (Species-Area Relationship), les formes mathématiques dites de Weibull ou ses dérivées sont une référence de compromis entre simplicité et potentiel (Rosenzweig, 2004; Rosenzweig, 1995; Thompson *et al*, 2003; Tjørve, 2003; Vreugdenhil *et al*, 2003).

Ce paragraphe nous met donc sur la piste de la forme de fonction dite de Weibull en la justifiant par des mesures sur de grandes ou faibles échelles.

Phénoménologie : « STR » (Species-Time Relationship)

L'évolution des maladies des plantes utilise des modèles dits exponentiels et parmi ces formes à savoir, exponentielle simple ou des dérivées: monomoléculaires, logistiques, Gompertz... La forme de Weibull y est mentionnée comme la plus adaptative dans le cas de lissages multiples de données différentes au lieu de rechercher des lissages simples ponctuels (APSnet, 2013). Dans le cas des effets des ITT, il s'agit d'avoir une forme suffisamment générale pour s'adapter à de multiples cas.

Pour les phénomènes de pressions environnementales, la vitesse de décroissance d'une population, ou vitesse de dégradation, « dF/dt » est liée linéairement à l'effectif F de la population. Les expressions mathématiques, solutions des équations différentielles correspondantes, ont des formes particulières, exemple une relation linéaire, $dF(t)/dt = A F(t)$ conduit à une forme exponentielle pour F).

Chaque effet de dégradation dont l'évolution est décrite par une fonction $F(t)$ est lié au nombre d'espèces $n(t)$ qui évolue au cours du temps t . La fonction $(1-F(t))$ est l'inverse de la destruction, c'est la probabilité de survie des espèces, dans le milieu.

Le raisonnement suivant est à relier à celui utilisé en fiabilité de systèmes, il retrouve la forme de Weibull. Au départ, pour une surface S , le nombre d'espèces de référence est $N(0)=N_0$; au temps t , ce nombre est $N(t)$. Le rapport $n(t)=N(t)/N_0$ est le nombre d'espèces en survie rapporté au nombre d'espèces initial, au temps $t=0$, $n=1$. Si les perturbations sur le milieu naturel continuent à s'appliquer, au bout d'un temps long, les espèces auront quasiment toutes disparues $N(t=\infty)=n(t=\infty)=0$. La fonction d'évolution de la destruction au cours du temps $F(t)$ rapportée à la valeur initiale est définie par :

$$F(t) = \frac{N_0 - N(t)}{N_0} = 1 - n(t) \quad [2]$$

Au temps $t+dt$ la destruction est $F(t+dt)$:

$$F(t + dt) = \frac{N_0 - N(t + dt)}{N_0} = 1 - \frac{N(t + dt)}{N_0} = 1 - n(t) \quad [3]$$

...

L'estimateur du taux de destruction courant, c'est-à-dire à tout instant et rapporté non plus à sa valeur initiale mais à sa valeur à tout instant est défini par:

$$\frac{N(t) - N(t + dt)}{N(t)} \quad [4]$$

La vitesse de ce taux de destruction au point de temps courant $\alpha(t)$ pendant le temps dt est:

$$\alpha(t) = \frac{N(t) - N(t + dt)}{dt N(t)} \quad [5]$$

Cette vitesse instantanée, courante de destruction, est une donnée biologique intuitive. Elle peut être constante, variable au cours du temps... Elle peut aussi s'écrire en fonction de la fonction de destruction F recherchée :

$$\alpha(t) = \frac{N(t) + N_0 - N_0 - N(t + dt)}{dt N(t)} = \frac{N_0 - N(t + dt)}{dt N(t)} - \frac{N_0 - N(t)}{dt N(t)} \quad [6]$$

$$\begin{aligned} \alpha(t) &= \frac{\left(1 - \frac{N(t + dt)}{N_0}\right) - \left(1 - \frac{N(t)}{N_0}\right)}{\frac{dt}{\frac{N(t)}{N_0}}} = \frac{\frac{d(1 - n(t))}{dt}}{n(t)} = \frac{-\frac{dn(t)}{dt}}{1 - F(t)} = \frac{-\frac{d(1 - F(t))}{dt}}{1 - F(t)} \\ &= \frac{\frac{d(F(t))}{dt}}{1 - F(t)} \dots \end{aligned} \quad [7]$$

α est la vitesse instantanée de destruction dF/dt , rapportée à $1-F$, la partie non détruite.

La fonction de destruction F devient alors la solution de l'équation différentielle:

$$\frac{dF(t)}{dt} = \alpha(t)(1 - F(t)) \quad [8]$$

Le choix de la forme de la fonction F, conduisant à l'équation différentielle ci-dessus est ainsi plus intuitive à comprendre à partir de $\alpha(t)$ qui décrit la vitesse du taux de destruction courant, la vitesse d'évolution courante du nombre d'espèces, de la biodiversité, en fonction du temps rapportée à ce qu'il reste à détruire.

Si cette vitesse $\alpha(t)$, est constante, soit une valeur $\alpha(t)=\text{constante}$, alors la loi F décrivant la destruction est une exponentielle :

$$F(t) = 1 - e^{-\frac{t}{t_m}} \quad [9]$$

Si cette vitesse varie au cours du temps sous la forme A fois t à la puissance $\nu-1$, soit:

$$\alpha(t) = A t^{\nu-1} \quad [10]$$

... alors la loi F, solution de l'équation différentielle, prend la forme plus générale dite de Weibull avec les conditions $0 \leq F \leq 1$ (ν et t_m sont les paramètres à identifier):

$$F(t) = 1 - e^{-\left(\frac{t}{t_m}\right)^\nu} \quad [11]$$

- $\nu=1$, $\alpha=A$, la vitesse du taux de destruction courante des espèces est constante dans le temps, quel que soit le nombre d'espèces restant en survie,
- $\nu=2$, $\alpha=A t$, la vitesse du taux de destruction croît linéairement au cours du temps, c'est un cas particulier de $\nu>1$, la destruction s'accélère au fur et à mesure que les espèces disparaissent,

- $\nu < 1$, la vitesse du taux de destruction diminue au cours du temps, les individus disparaissent d'autant moins que leur nombre diminue, cas peu réaliste,
- $\nu > 1$, la vitesse du taux de destruction s'accroît au cours du temps à la puissance ν , les individus disparaissent d'autant plus vite que leur nombre diminue, c'est bien un phénomène de destruction en cascade qui est observé.

La forme de Weibull correspond ainsi à une description intuitive de processus biologiques.

Intérêt de la forme de la loi de Weibull

$$F(t) = 1 - e^{-\left(\frac{t}{t_m}\right)^\nu} \quad [12]$$

Cette forme de loi de Weibull est générale, elle englobe d'autres lois : Rayleigh ($\nu=2$), log-normale, exponentielle ($\nu=1$)... t_m est nommé le paramètre d'échelle ici un temps: à cette valeur de temps t_m , 63% de l'effet de destruction est obtenu. ν est un paramètre de forme, $1/\nu$ est un coefficient de variation autour de t_m , si $\nu=5$, $1/5$ est la variation autour de t_m , plus ν est grand et plus l'effet se met donc en place sur un intervalle de temps court autour de t_m .

Si les 36 types d'effets sont le cumul des 303 types de perturbations susceptibles d'être apportées à l'écosystème lors des travaux d'ITT, et s'ils suivent une forme de Weibull F , la dérivée de cette forme $f=dF/dt$ est mathématiquement explicite et correspond aux sources de perturbation se mettant en place puis disparaissant.

Ensuite, pour analyser les conséquences des incertitudes des valeurs des paramètres de f , la méthode très générale de Monte Carlo requiert la génération de nombre au hasard. Pour générer ces nombres selon une densité de distribution f donnée, il est souhaitable d'avoir accès à la forme inverse de la fonction de cumul F . Dans le cas de la forme de Weibull, la forme inverse explicite F^{-1} existe à savoir si $F = 1 - e^{-\left(\frac{t}{t_m}\right)^\nu}$ la forme inverse s'écrit explicitement $t = t_m(-\text{Log}(1 - F))^{\frac{1}{\nu}}$ et elle permet de calculer plus facilement des nombres aléatoires à partir d'une fonction de génération de nombres uniforme largement disponible sur tableur telle que $F=\text{Alea}()$ sur Excel. Cette propriété de la fonction de Weibull est appliquée et proposée en outil dans le paragraphe abordant le calcul d'incertitudes.

L'identification des paramètres d'une loi de Weibull est accessible sur tableur et s'effectue par une régression linéaire ou par une méthode de vraisemblance. Le cas d'exemple ci-dessous l'illustre. Il part des fréquences des effets, ou nombre d'effets en fonction de 20 classes de niveaux d'intensité de ces effets. Il est tiré de l'écosystème « forêt de feuillus et Rail ». Dans la figure suivante, les carrés noirs sont le cumul des 2 000 séquences d'effets en fonction du niveau d'intensité des effets et les cercles rouges sont le nombre d'effets dans les 20 classes de niveaux. Les deux courbes lissées utilisent les 2 méthodes d'identification citées, régression linéaire, et vraisemblance réalisée avec le solveur non linéaire d'Excel. Pour la fonction de cumul du nombre d'effets, les valeurs sont rapportées

à 1, en conséquence le nombre d'effets par classe est une proportion du nombre total. Le lissage conduit ici à la fonction (Fig. 35):

$$\text{Nombre d'effets} = 1 - e^{-\left(\frac{\text{Classe}}{0.72}\right)^{4.8}} \quad [13]$$

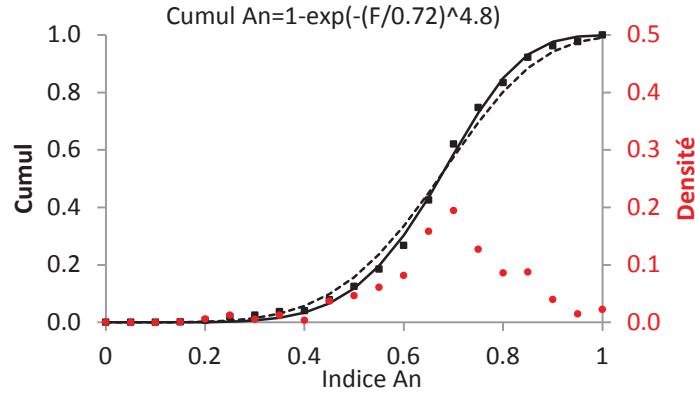


Fig. 35. Exemple d'identification des paramètres de la loi de Weibull utilisé par la suite

À la lecture du graphe lissé par une fonction de Weibull, 63 % des effets se retrouvent en dessous du niveau 0.72 et le coefficient de variation autour de 0.72 est de l'ordre de $1/4.8=20\%$.

3.3.4. Adaptation du modèle de Weibull aux effets

Passage de la loi avec 2 paramètres ν et t_m à 2 temps t_1 et t_2

$$F(t) = 1 - e^{-\left(\frac{t}{t_m}\right)^\nu} \quad [14]$$

Il s'agit de reprendre la forme de loi de base choisie précédemment avec ν et t_m en paramètres, de l'adapter et d'y inclure les paramètres plus accessibles pour décrire les effets retenus. Dans le cas où il est plus facile de disposer de 2 données de destruction mesurées à deux temps, ces 2 paramètres de temps t_1 et t_2 sont alors interchangeables avec ν et t_m , par :

$$F = 1 - e^{-\left(\frac{t}{t_m}\right)^\nu} \text{ avec } \nu = \frac{\text{Log}\left(\frac{\text{Log}(P_x)}{\text{Log}(1-P_x)}\right)}{\text{Log}\left(\frac{t_1}{t_2}\right)} \text{ et } t_m = \frac{t_2}{\left(-\text{Log}(1-P_x)\right)^{\frac{1}{\nu}}} \quad [15]$$

Ces paramètres t_m et ν sont liés à t_1 et t_2 , temps pour atteindre pour le premier $F=F_x=x\%$ du niveau de l'effet et pour le second $(1-F_x)=y\%$ du niveau du phénomène F . t_m , correspondant à un temps intermédiaire qu'il faut pour atteindre 63% du phénomène, est une valeur proche de la moyenne 50%. ν est la pente, la vitesse de montée en régime du phénomène, $1/\nu$ est la dispersion autour de t_m . Plus ν est grand, plus la dégradation s'effectue sur un temps court, ou bien plus t_2 est proche de t_1 , ce qui est plus lisible. Une valeur de $t_1 = 0.2 t_2$ est prise en compte par défaut dans nos calculs. Pour un temps t_2

où F atteint 90% par exemple, et pour un temps t_1 pour que F arrive à 10%, alors si $t > 1.5 t_2$, $F = 99\%$.

Temps initial, valeur initiale phases 1, 2, 3 jusqu'au temps $t < uDuree$

La forme de loi retenue dite de Weibull est maintenant déclinée pour satisfaire à ce que nous recherchions pour modéliser complètement un effet lors de ses 6 différentes phases précédemment décrites. $t=0$ est le début du chantier.

Si la destruction initiale du milieu est nulle et si le chantier commence au temps t_0 , la phase 1 d'attente de début de chantier est décrite par :

$$F_0=0 \text{ pour } t < t_0 : F_0 = F_{t < t_0} = 0$$

Puis, dans une phase 2, l'effet de destruction se met en place autour d'un temps t_{me} plus ou moins rapidement avec une vitesse ve pour atteindre une valeur maximale possible de 1. Les paramètres sont indicés par « e » phase d'évolution. Et dans une phase 3, l'effet de destruction peut se dérouler sur une durée « uduree » au-delà du temps de destruction maximal, soit :

$$F_1 = F_{t < t_0 + uDuree} = \left(1 - e^{-\left(\frac{t-t_0}{t_{me}}\right)^{ve}} \right) \quad [16]$$

Si la valeur de F d'état de dégradation initiale du milieu n'est pas nulle au temps t_0 mais égale à une valeur F_0 , dans l'équation de F cette valeur F_0 est en pratique transformée en un temps t_i :

$$F_1 = F_{t < t_0 + uDuree} = \left(1 - e^{-\left(\frac{t-t_0+t_i}{t_{me}}\right)^{ve}} \right) \quad [17]$$

$$\text{avec une valeur telle que : } t_i = \left(-\text{Log}(1 - F_0) \right)^{\frac{1}{ve}} t_m$$

Cette formulation décrit ainsi la phase 1 de début, la phase 2 de mise en place, la phase 3 jusqu'au temps « uDuree » durée de la dégradation imposée. A ce temps uDuree, la dégradation peut être totale $F=1$ uDuree est suffisamment long, ou bien la dégradation peut n'être que partielle $F < 1$. Dans un cas plus général, la dégradation maximale du milieu peut ne pas être égale à 1 mais une valeur $D < 1$. D étant le rapport entre la surface détruite par l'ITT sur la surface totale D de l'écosystème l'intensité D_i et la probabilité d'occurrence D_p , D_i une intensité, une efficacité de destruction ($D = D_s \times D_i \times D_p$), soit finalement la fonction F_1 pour ces 3 phases:

$$F_1 = F_{t < t_0 + uDuree} = \left(1 - e^{-\left(\frac{t-t_0+t_i}{t_{me}}\right)^{ve}} \right) D \quad [18]$$

La figure suivante montre 3 effets à des niveaux maximums différents (1, 0.5, 0.6), commençant à des temps de 0, 15 et 20 années (Fig. 36).

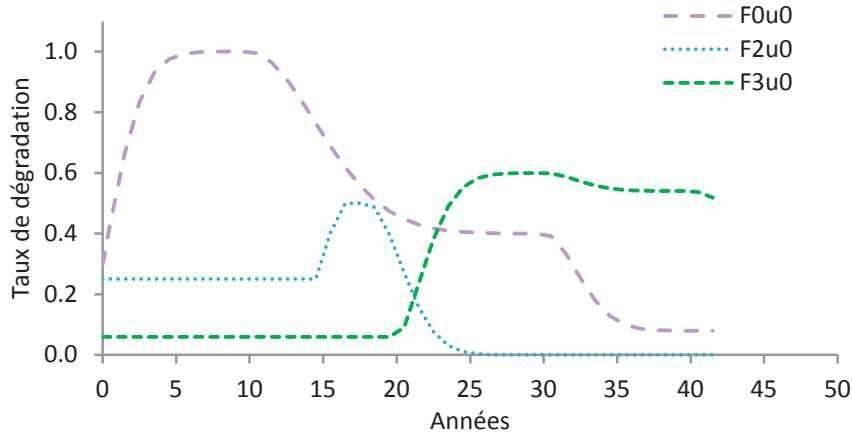


Fig. 36. Trois effets ayant des niveaux maximum de dégradation différents.

Résilience, temps de réversibilité naturelle phase 4, jusqu'au temps d'intervention volontaire t_{c0}

Lors des phases 1, 2 et 3 et au temps $uDuree$, le niveau de dégradation peut ne pas avoir eu le temps d'atteindre sa valeur maximale. À ce niveau partiel de dégradation, par résilience, le système peut alors recouvrer $\tau_r\%$ de sa dégradation de façon naturelle. Ce recouvrement de dégradation au bout d'un temps long d'évolution naturelle peut aller jusqu'à un niveau F_∞ qui est tel que :

$$F_\infty = \left(\left(1 - e^{-\left(\frac{uDuree+t_i}{t_{me}}\right)^{v_e}} \right) D \right) (1 - \tau_r) \quad [19]$$

Au-delà de $uDuree$ et jusqu'à un temps t_{c0} de « recouvrement » par action volontaire du milieu, compte tenu de la résilience maximale naturelle précédente, l'évolution de l'effet prend aussi une forme de Weibull de forme identique à celle des phases de destruction 1, 2, 3 se combinant à la formulation précédente, avec dans cette phase 4 les paramètres v_r et t_{mr} au lieu de v_e et t_{me} des phases 2 et 3. La fonction F_2 décrit cette phase 4 :

$$F_2 = F_{t > (t_0 + uDuree) \text{ et } < (t_0 + uDuree + t_{c0})} \quad [20]$$

$$= \left(\left(1 - e^{-\left(\frac{uDuree+t_i}{t_{me}}\right)^{v_e}} \right) D - F_\infty \right) e^{-\left(\frac{t-t_0-uDuree}{t_{mr}}\right)^{v_r}} + F_\infty$$

Recouvrance-Action anthropique sur le milieu, phases 5

Après les phases 1, 2 et 3 de destruction, puis la phase 4 où la nature reprend une partie de sa destruction, une phase 5 est une intervention anthropique volontaire pour retrouver le milieu initial en tout ou partie. Au niveau atteint, par action le système recouvre $\tau_c\%$ en plus du recouvrement naturel déjà en marche, le niveau final minimal de dégradation est alors F_{min} qui est tel que :

$$F_{min} = \left(\left(1 - e^{-\left(\frac{uDuree+t_i}{t_{me}}\right)^{ve}} \right) D \right) (1 - \tau_r) (1 - \tau_c) = F_{\infty} (1 - \tau_c) \quad [21]$$

Les fonctions F_{31} et F_3 décrivent la phase 5:

$$F_{31} = F_{t > (t_0 + uDuree + tc_0)} \quad [22]$$

$$= \left(\left(1 - e^{-\left(\frac{uDuree+t_i}{t_{me}}\right)^{ve}} \right) D - F_{\infty} \right) \left(e^{-\left(\frac{tc_0 - uDuree}{t_{mr}}\right)^{vr}} \right) + F_{\infty} - F_{min}$$

$$F_3 = F_{31} \left(e^{-\left(\frac{t-t_0-uDuree-tc_0}{t_{mc}}\right)^{vc}} \right) + F_{min} \quad [23]$$

À tour de rôle, les 3 fonctions mathématiques F_1 , F_2 , F_3 , en fonction du temps correspondent aux actions de destruction, de résilience, d'intervention anthropique. Elles satisfont à tous les points posés et ne renferment que 11 paramètres. Elles résument l'atteinte de destruction de l'écosystème.

3.4. Calculs d'incertitude du modèle de dégradation des écosystèmes

Cette section répond à une remarque faite sur l'incertitude du calcul des effets. Il s'agit de quantifier au mieux les effets F_i des ITT sur les milieux naturels. Ce texte met en place un raisonnement, un choix de technique suffisamment simple et général, vérifie son application sur les modèles et données de la thèse.

Le modèle inclut ces paramètres dont la variation, les incertitudes, influent et conduisent à un flou sur les résultats. Pour calculer les incertitudes finales à partir des incertitudes de chacun des paramètres, des valeurs par défaut et une plage de variation possible sont les données d'entrée. Compte tenu des possibilités de calcul disponibles en 2014, la « Méthode de Monte Carlo » générale permet de voir comment ces variations se combinent et quelles en sont les conséquences sur la valeur de la fonction résultante qui sera alors entourée d'une dispersion. Notons que cette démarche appliquée aux taux de destruction F_i pourrait être généralisée à l'ensemble des calculs (An...)

3.4.1. Méthodes de calcul d'incertitude

Le calcul d'incertitude est décrit en normalisation, il fait l'objet de guide ISO/CEI 98-1:2009 ou de norme NF : X 07-040-1, la physique, l'ingénierie sont des domaines très actifs pour développer de tels outils.

Les données de base sont généralement des valeurs réelles et dans le cas de données connues seulement par des intervalles. Le rapport « Sandia Report, SAND2007-0939 de mai 2007 », ajoute, page 13, (Ferson *et al*, 2007) que les sciences de l'environnement sont demanderesses aussi de ces calculs avec des intervalles plutôt qu'avec des valeurs. Le cas précédent de valeurs réelles devient

alors un cas limite de calcul avec des intervalles car les nombres réels sont un intervalle où les 2 bornes sont confondues.

En application, de manière formelle, la grandeur dont la plage de variation est recherchée, est dans cette thèse la fonction F de l'effet de dégradation du milieu naturel qui est calculée à partir des paramètres X_1 à X_{11} définis dans la section précédente ($t_0, u_{Duree}, t_{e2}, \dots$).

3.4.2. Technique d'évaluation des incertitudes

Le calcul des incertitudes peut d'abord être abordé classiquement avec le calcul de dérivées de la fonction :

- si elle est connue (F est bien connue et dérivable mais les combinaisons des F n'est pas une fonction explicite manipulable),
- si le nombre de paramètres est faible (11 à 14 paramètres restent un nombre « moyen » compliquant quand même l'expression analytique des dérivées),
- si les paramètres ne sont pas liés (il est possible d'avoir besoin de lier les paramètres X entre eux),
- si la fonction est plutôt linéaire (ici la fonction F n'est pas linéaire et elle est définie par morceaux),
- si les densités de probabilités des paramètres sont du même type (les paramètres d'incertitudes X de F ne sont pas descriptibles avec un seul type de fonction).

Cette première technique de calcul n'est donc pas utilisable dans notre cas, la technique numérique de calcul dite de Monte Carlo répond à toutes les possibilités listées ci-dessus. Elle consiste à effectuer des milliers de calcul de la fonction F en tirant au hasard (1000), selon une distribution donnée, des valeurs de chacun des paramètres. La puissance de calcul des machines actuelles et la forme relativement simple de la fonction F assurent des calculs en quelques minutes.

3.4.3. Application au calcul d'un effet

Pour illustrer ce paragraphe et visualiser les conséquences, un effet type avec les paramètres moyens suivants est choisi:

- l'effet de destruction des ITT commence au temps 0 et sa valeur initiale est 0 : $t_0=0$, $u_0=0$, (2 paramètres), pas d'incertitude associée,
- l'effet dégrade peu à peu le milieu jusqu'à un maximum au bout de deux ans, puis il reste présent jusqu'à 5 ans : $t_{e2}=2$, $u_{duree}=5$, (2 paramètres auxquels nous associons une incertitude de $\pm 10\%$),
- l'effet de destruction est arrêté, la résilience naturelle du milieu se met en place et reprend 20% de la destruction en 1 année et reste en cet état dégradé à 80 % jusqu'au temps 8, $t_{e2}=5$, $Dt=1$,

(2 paramètres et incertitude auxquels nous associons un coefficient de variation ou d'incertitude de $\pm 10\%$),

- au temps 8 soit 3 ans après la fin de la dégradation, une intervention humaine se met en place pour reconquérir le milieu. Elle se déroule sur 5 ans et reconquiert 80% de l'état de destruction du temps 8 : $t_{c0}=3$, $t_{c2}=5$, $\tau_{c0}=0.8$, (3 paramètres et incertitude associée $\pm 10\%$),
- La surface atteinte, la dégradation effective et la véracité sont posées $=0.9$: $D_s=D_i=D_p=0.9$, (3 paramètres et incertitude associée 10%).

Les 12 paramètres sont définis ainsi en moyenne et avec une incertitude, la courbe continue bleue en Fig. 37-Fig. 38 par exemple trace l'effet en fonction du temps à la valeur moyenne de chacun des paramètres. Dans le cas où chacun de ces paramètres peut prendre une valeur au hasard dans un intervalle de 10% en plus ou en moins autour de la valeur moyenne, l'ensemble des 1000 points possibles générés sont placés en cercles rouges autour de la courbe.

Sur les deux premières figures ci-dessous, le cas d'une densité de répartition de l'incertitude sur les paramètres « en rectangle » (le paramètre est connu dans un intervalle) est d'abord comparé au cas d'une densité de répartition « en triangle » (le paramètre est connu plutôt par une valeur moyenne avec un écart-type. Les deux autres figures sont liées à une densité de répartition dite « triangle gauche » (le paramètre a une valeur basse plus probable que la valeur haute) et « triangle droite » (le paramètre a une valeur haute plus probable que la valeur basse).

Dans les graphes de visualisation, l'incertitude sur la valeur de l'effet s'amplifie dans le temps car des variables sont liées. La résilience n'intervient par exemple qu'après la destruction, la recouvrance après la résilience... accumulant les incertitudes dans le temps.

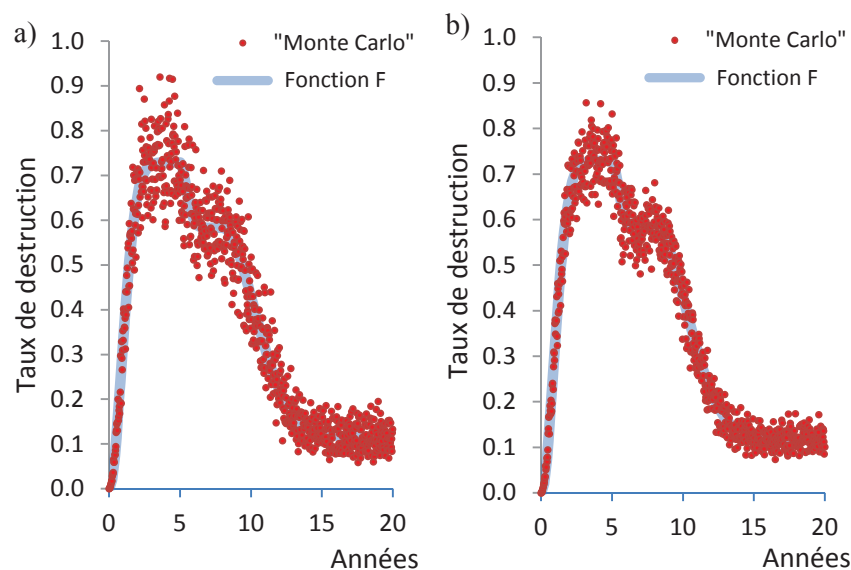


Fig. 37. F en fonction du temps et incertitudes (lois rectangle (a) et triangle (b)).

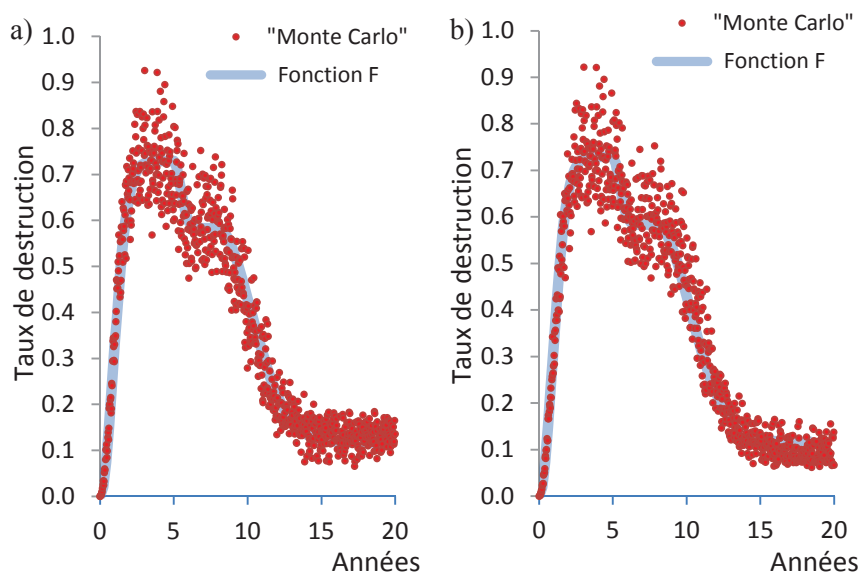


Fig. 38. F en fonction du temps et incertitudes (lois « triangle gauche » (a) et « droite » (b)).

L'évaluation des incertitudes sur les calculs des effets est abordée par la technique de Monte Carlo qui est suffisante et adaptée. Dans le cas d'une mise en place générale de la démarche, l'outil incertitude peut être ajouté sans utiliser de logiciels spécialisés. Dans un classement de coût écologique, il est possible d'indiquer si les différents tracés d'ITT sont significativement différents... La quantification des effets, associée à un calcul d'incertitude replace la méthode dans une démarche objective.

3.5. Valeurs des paramètres du modèle

3.5.1. Dimension temporelle

La notion de perturbation renvoie à la théorie du non-équilibre mettant en avant l'hétérogénéité spatio-temporelle et la variabilité des composantes de l'écosystème (Bouzaillé, 2007). La notion de stabilité est déterminée par la résilience et la résistance du milieu.

La résilience ou homéostasie correspond à l'aptitude des écosystèmes à revenir à l'état d'équilibre après une perturbation. L'écosystème persiste sans changement qualitatif dans sa structure (Holling, 1973). C'est le nombre et la solidité des liens existants entre les diverses espèces qui la composent qui constitue un facteur essentiel de cette aptitude à la stabilité considérée. Il existe une relation forte entre les connexions dans le réseau trophique et la résilience qui désigne l'aptitude d'une population ou d'une communauté à retourner à l'état d'équilibre antérieur après une perturbation. Il est intuitif de mesurer la résilience par un temps de retour moyen, temps nécessaire pour qu'une communauté retrouve la structure initiale au plan des effectifs des populations des diverses espèces qu'elle comporte après une perturbation. La résilience est d'autant plus importante que le temps de retour à un état précédent est court.

L'intervalle de temps étudié est compris entre 0 (début du chantier) et un temps long défini à 60 ans. La durée de chantier de référence est de 5 ans (Ministère de l'écologie et du développement durable, 2006). Par exemple le bruit produit par les engins de terrassement est de 5 ans. La bioaccumulation des hydrocarbures de la circulation routière dans la chaîne alimentaire se met en place continuellement.

Le climax désigne un groupement vers lequel tend la végétation d'un milieu dans des conditions naturelles constantes, en l'absence d'intervention anthropique. Les durées pour retrouver l'état initial sont établies en lien avec l'évolution des successions végétales après perturbation jusqu'au climax. Au bout de 5 ans, un sol nu de pré de fauche est recouvert par une friche, au bout de 20 ans par une lande et 60 ans par une forêt (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999). La fonction paramétrée permet d'y inclure ces paramètres (Fig. 39).

La fonction de base varie de 0 à 1, elle est multipliée par les valeurs de 0 à 1 de variables de dimension spatiale D_s , par la probabilité d'occurrence de réalisation de l'effet D_p et de l'intensité de l'effet D_i que nous allons expliciter.

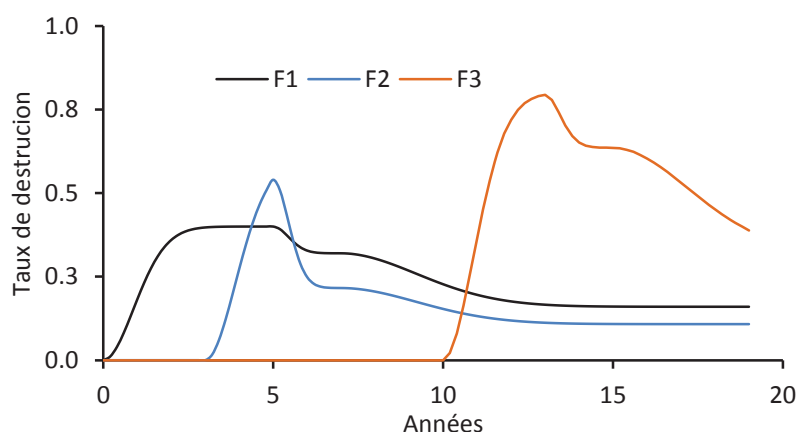


Fig. 39. Différents scénarios de résilience d'un écosystème en fonction du temps.

3.5.2. Dimension spatiale D_s

L'effet au cours du temps se déroule sur une dimension spatiale D_s . Le paramètre D_s est la valeur maximale de la propagation de l'effet selon 2 directions avec pour valeurs a et b . D_s est alors calculée par défaut par une surface elliptique, en lien supposé avec un phénomène de diffusion, et pour l'infrastructure linéaire $D_s = \pi a b$ en m^2 (Fig. 40).

La valeur de a est la valeur de la propagation de l'effet d'un côté de l'infrastructure, perpendiculairement à l'axe principal de l'infrastructure.

Les valeurs de b varient en fonction de la propagation de l'effet sur le linéaire de l'infrastructure. Par exemple la pollution des sols par les fuites d'hydrocarbures des véhicules s'effectue sur tout le linéaire donc $b = 10$ km pour le tronçon type que nous avons choisi.

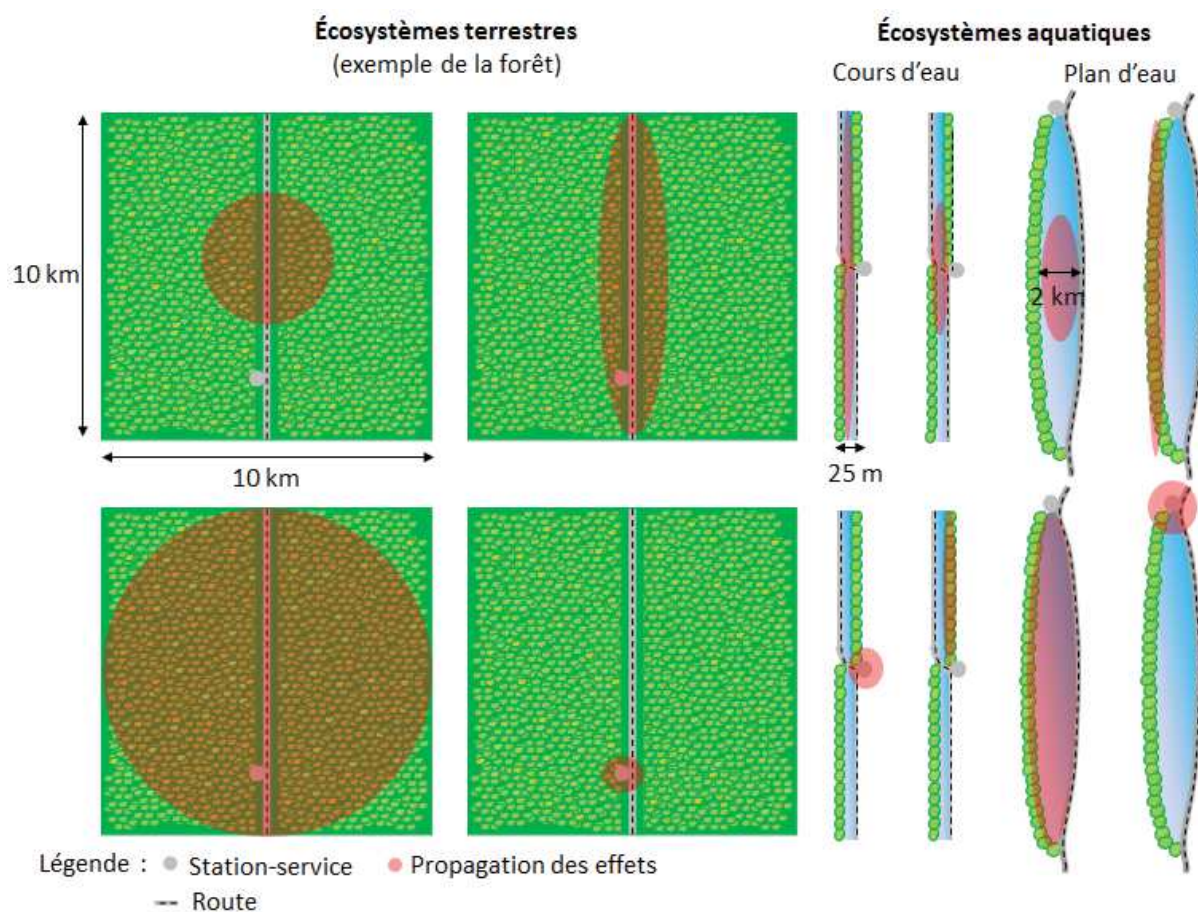


Fig. 40. Différents types de propagation spatiale des effets sur les écosystèmes terrestres et aquatiques.

Les valeurs de « a » sont estimées à partir des connaissances disponibles sur la propagation des effets par rapport à l'infrastructure et pour des conformations types (Fig. 41).

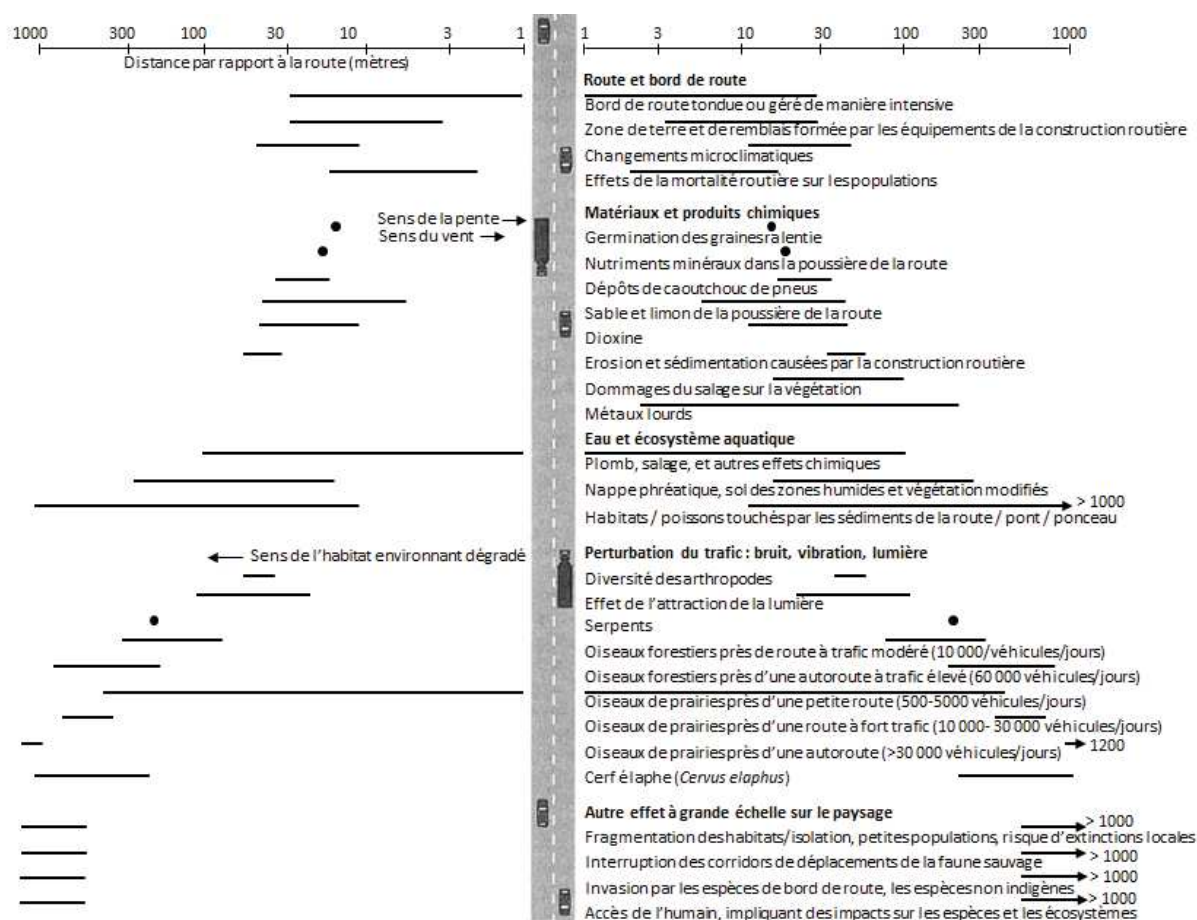


Fig. 41. Propagation des effets par rapport à la route (Forman et al, 2003).

En l'absence de connaissances, la propagation des effets est déduite selon le mode suivant : les zones fortement polluées se propagent sur $3 \times$ la largeur de la route (a) et les zones fortement perturbées écologiquement sur $11 \times$ (a) (Fig. 42).

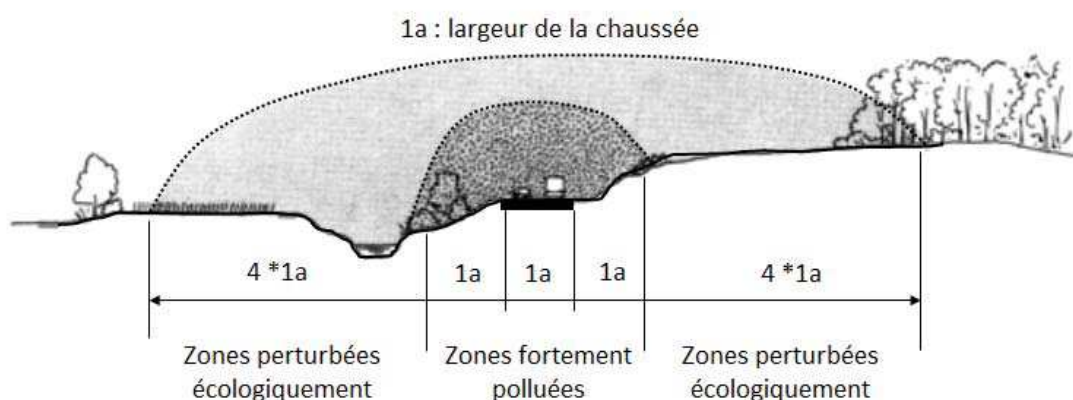


Fig. 42. Mode de propagation des effets par rapport à la route (d'après Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006) (« a » : largeur de la chaussée de 23,1 m pour la route et 13,9 m pour la ligne ferroviaire).

3.5.3. Degré d'occurrence de réalisation de l'effet D_p

Pour introduire un effet incertain qui ne survient pas à coup sûr, un premier paramètre de pondération est ajouté. Ce niveau de probabilité d'occurrence est noté D_p . Ce paramètre est compris entre 0 à 1, par exemple la pollution d'hydrocarbure par les fuites d'un engin de chantier est plus faible que la probabilité de pollution liée au trafic de véhicules qui est certain. Le degré de probabilité du bruit produit par les engins est de 1. Les fuites de carburant des engins varient de 0,1 à 0,9 pour les différents engins de déblais et ont une probabilité de 1 pour les véhicules qui passent continuellement sur l'infrastructure mise en service.

3.5.4. Degré d'intensité D_i

Le niveau ou le degré d'intensité de l'effet est noté D_i . Pour la même dimension spatiale d'un effet, l'intensité maximale peut être différente. Par exemple une quantité d'hydrocarbure déversée faible correspond à la valeur $D_i = 0,1$, le milieu supporte ce taux, une grande quantité correspond à la valeur 1.

Pour les engins, l'intensité est une fonction du nombre d'engins et du type d'activité qui engendre la perturbation. Par exemple l'engin de traitements des dépendances vertes a une intensité de 0,1, l'engin de forage de 0,5 et les engins d'extraction de 0,9. Le niveau 1 est obtenu par les effets liés aux explosifs.

Suivant l'intensité, les effets seront plus ou moins durables, voire irréversibles (Burel et Baudry, 1999).

3.6. Indice de mesure de l'ampleur des effets

3.6.1. Intégrale de la courbe

L'effet se déroule dans le temps $F(t)$, il peut s'exercer sur un temps court, disparaître. Il peut perdurer sur un temps, s'effacer lentement, imposant ainsi une empreinte sur une durée longue. La destruction dans le temps est appelée l'ampleur de l'effet et elle est calculée par l'intégrale du temps 0 à un temps t de cet effet, elle est notée $FF(t)$. Les formulations analytiques des intégrales des formes de Weibull F utilisées pour modéliser les phénomènes ne font pas appel à des expressions explicites « simples » disponibles par défaut sur tableur mais à des séries. De fait, l'intégration numérique n'est toutefois pas plus difficile à manipuler et elle a été utilisée. De plus la combinaison des effets, n'est pas une expression analytique simple mais le produit des expressions de Weibull. En conséquence, l'intégration numérique devient nécessaire.

La méthode des trapèzes est la méthode numérique la plus intuitive permettant de calculer l'intégrale d'une fonction. Dans le cas de formes de fonctions facilement remplaçables par des droites, elle peut être suffisante. Les courbes présentant des formes localement arrondies, la méthode de

Simpson référencée dans les manuels mathématiques est préférable et mieux adaptée. Elle est basée localement sur un polynôme de degré 2 (intégrale d'une parabole), tout en restant exacte pour des polynômes de degré 3:

$$\int_a^b f(t)dt = \frac{b-a}{6} \left(f(a) + 4f\left(\frac{a+b}{2}\right) + f(b) \right) \quad [24]$$

Cette méthode utilise 3 points à chaque intervalle au lieu de 2 pour la méthode des trapèzes. Dans la programmation pratique du calcul sous VBA(Excel), les points particuliers connus au moment de l'intégration des différentes fonctions de Weibull à combiner sont $te_1, te_2, tr_1, tr_2 \dots uDuree, \dots$. Des dizaines ou des centaines d'effets qui se cumulent sont autant de sources de choix d'intervalles. Ces 11 paramètres permettent d'optimiser le calcul numérique en temps et en précision.

En notation, l'intégrale de la fonction $F_i(t)$ de l'effet i est nommée $FF_i(t)$ et celle de la fonction $F_{ij}(t)$ est $FF_{ij}(t)$.

3.6.2. Comptage An – Détermination du seuil des effets majeurs

Pour un milieu donné, les valeurs numériques des ampleurs des 36 effets différents comportent des ordres de grandeur très différents, il s'agit de les regrouper dans des classes. Pour obtenir une échelle plus lisible, une échelle logarithmique est définie. Pour conserver un chiffre positif compris entre 0 et 1, la fonction suivante An est utilisée.

$$An = 1 - \text{Log}(F/F_{\max}) / \text{Log}(F_{\min}/F_{\max}). \quad [25]$$

Quand $F = F_{\max}$, $A = 1$ et quand $F = F_{\min}$, $A = 0$; si $F_{\min} = 0$, $An = 0$.

$F_{\max}$ est la valeur de l'effet le plus important au temps t .

$F_{\min}$ est la valeur de l'effet le plus faible au temps t .

Le « Log » est par défaut en base e .

La fonction réciproque permet de retrouver la valeur F à partir de An :

$$F = F_{\max} \exp((1 - An) \text{Log}(F_{\min}/F_{\max})) \quad [26]$$

Une application d'analyse sur les ampleurs des effets est donnée en exemple. Les 2100 effets dans le cas du milieu Feuillus et de l'ITT rail sont repris. La valeur de l'ampleur de chacun des 36 effets est l'intégrale FF de la fonction F de chaque effet, du temps 0 au temps $t=60$ ans. Les données brutes varient alors de $FF_{\min}=10^{-14}$ à $FF_{\max}=147$. Ces ampleurs d'effets sont ainsi rapportées à une valeur An comprise entre 0 et 1 comme indiqué précédemment $An = 1 - \text{Log}(FF/FF_{\max}) / \text{Log}(FF_{\min}/FF_{\max})$. Elles sont regroupées en 20 classes de niveau entre 0 et 1. Dans chacune des 20 classes des An , le nombre N des FF est calculé, il varie de 1 à 400 points circulaires rouges. À partir de cette répartition en fréquence, des points du cumul de la répartition sont calculés. La fonction de répartition N est normalisée à 1, points carrés. En pratique un lissage résume les résultats et nous choisissons la forme

Weibull donnant N en fonction de A_n (Fig. 43). L'ensemble des intensités des effets est alors mis en équation et résumé avec seulement 2 paramètres, A_{n0} est la valeur telle que 63% des effets sont en dessous de cette valeur et $1/m$ est le coefficient de variation autour de ce point. La moyenne de la fonction représente la valeur seuil permettant de déterminer les effets majeurs.

Les deux paramètres de la fonction de lissage sont obtenus par 2 méthodes, par régression avec la fonction DROITEREG() sur Excel (sans prendre les valeurs les plus faibles de A_n , soit $A_n < 0.2$) et par vraisemblance au mieux avec le solveur non linéaire d'Excel. Le lissage a un coefficient de corrélation de 0.98. Dans l'exemple type ci-dessous, le nombre d'effets N en fonction de A_n est : $N=1-\exp(-(A_n/A_{n0})^m)$ avec $A_{n0}=0.72$ et $m=4.8$. $A_{n0}=0.72$ est le coefficient d'échelle proche de la moyenne des effets. $1/4.8=21\%$ est le coefficient de forme, dispersion autour de la valeur de $A_{n0}=0.72$.

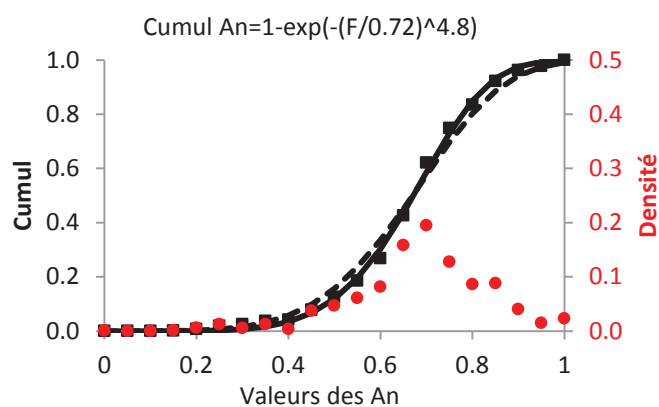


Fig. 43. Cumul des amplitudes des effets et fonction de lissage de type Weibull.

Ce lissage est un outil pour résumer les effets milieu par milieu au cours du temps.

4. Résultats des effets potentiels majeurs

4.1. Effets potentiels des projets routiers et ferroviaires

Au total 30 220 effets potentiels ont été référencés pour les 8 écosystèmes étudiés dont 14 353 effets potentiels pour les projets routiers et 15 867 pour les projets ferroviaires.

La phase construction recense le plus d'effets potentiels que ce soit pour l'infrastructure routière ou ferroviaire (de 1 245 pour l'écosystème plans d'eau pour route à 1 796 pour l'écosystème cours d'eau pour rail). Les phases exploitation et entretien recensent 200 à 230 effets potentiels. La phase construction renferme plus d'effets potentiels pour l'infrastructure ferroviaire que l'infrastructure routière quel que soit le milieu naturel traversé (Fig. 44).

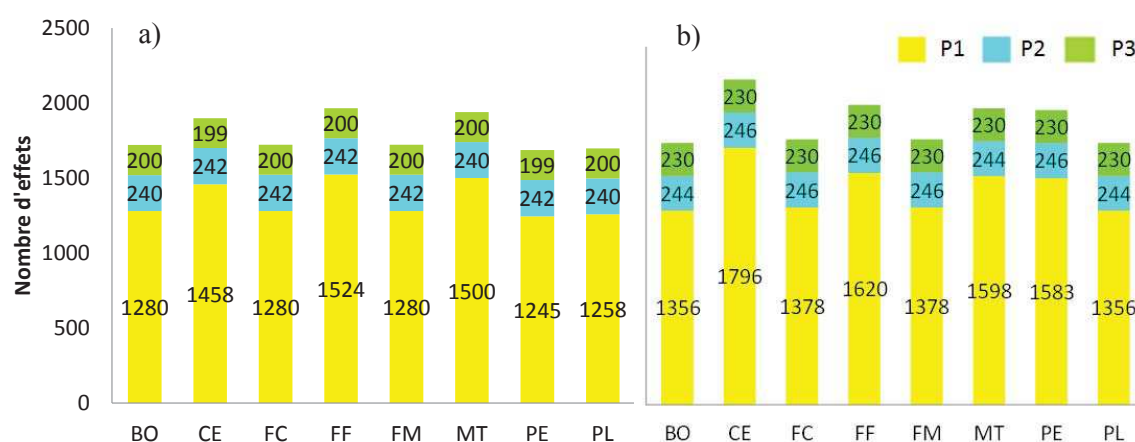


Fig. 44. Nombre d'effets potentiels pour chaque type d'écosystème pour route (a) et rail (b).

Pour chaque milieu naturel, la hiérarchie descendante des écosystèmes, ayant le plus d'effets de destruction potentielle recensés, est la suivante :

- pour les projets routiers : 1) forêt de feuillus (FF=1966), 2) marécages, tourbières et prairies humides (MT=1940), 3) cours d'eau (CE=1899), 4) forêts de conifères (FC=1722), 5) forêts, maquis et garrigues méditerranéens (FM=1722), 6) cultures, champs et haies bocagères (BO=1720), 7) prairies, landes sèches (PL=1698) et 8) plans d'eau (PE=1686),
- pour les projets ferroviaires : 1) Cours d'eau (CE=2272), 2) forêt de feuillus (FF=2096), 3) marécages, tourbières et prairies humides (MT=2072), 4) plans d'eau (PE=2059), 5) forêts, maquis et garrigues méditerranéens (FM=1854), 6) forêt de conifères (FC=1854), 7) cultures, champs et haies bocagères (BO=1830), 8) prairies et landes sèches (PL=1830) (Fig. 45-Fig. 52).

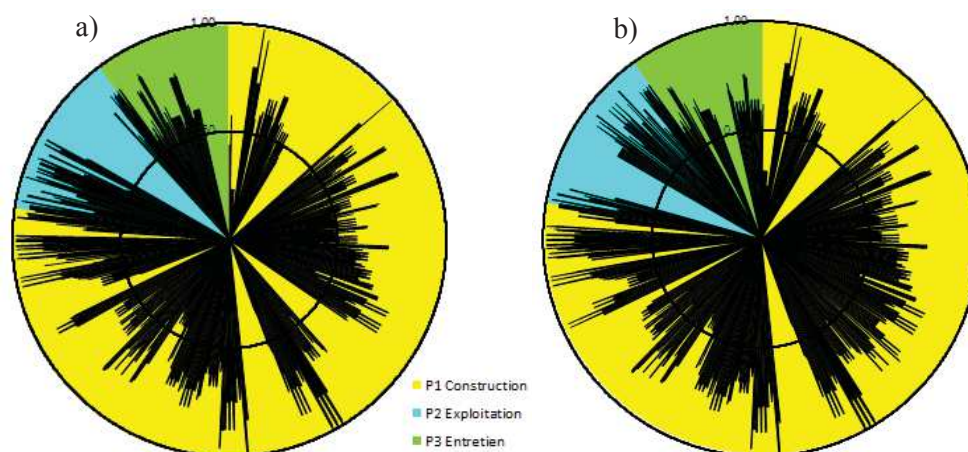


Fig. 45. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème forêts de feuillus : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

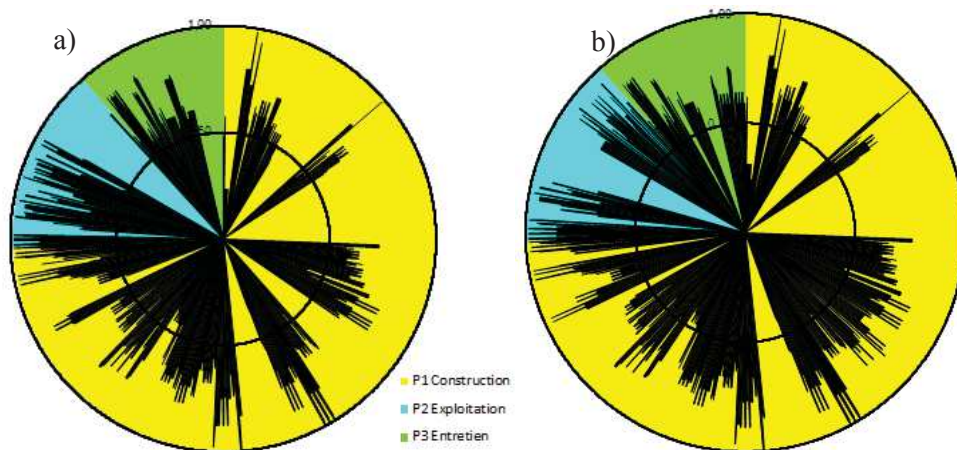


Fig. 46. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème forêts de conifères : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

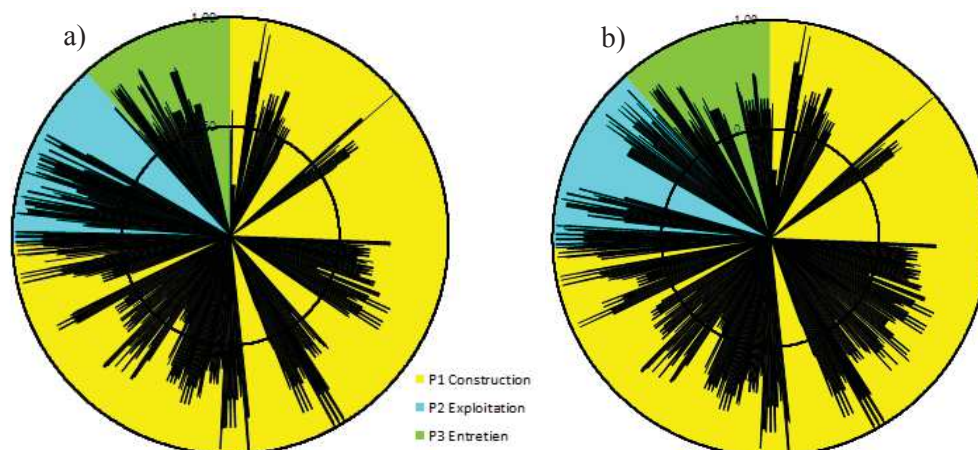


Fig. 47. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème forêts, maquis garrigues méditerranéens : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

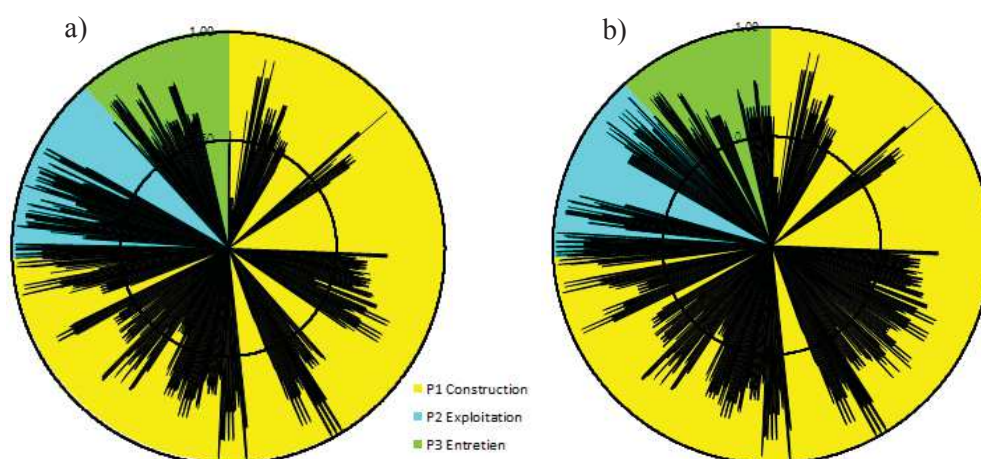


Fig. 48. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème prairies et landes sèches : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

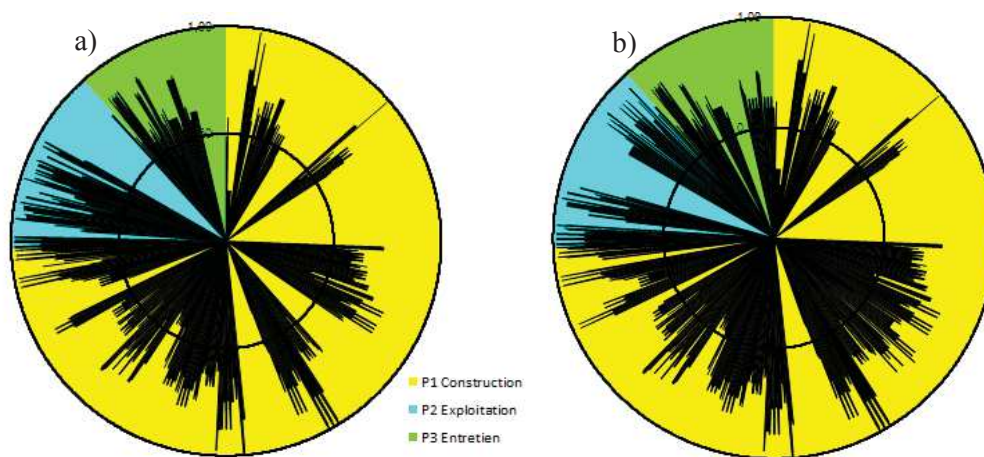


Fig. 49. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème cultures, champs et haies bocagères : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

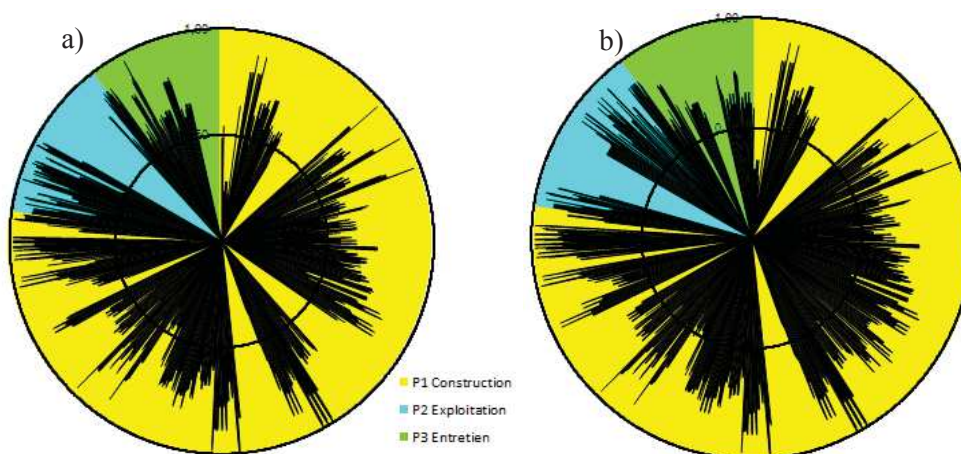


Fig. 50. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème marécages, tourbières et prairies humides : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

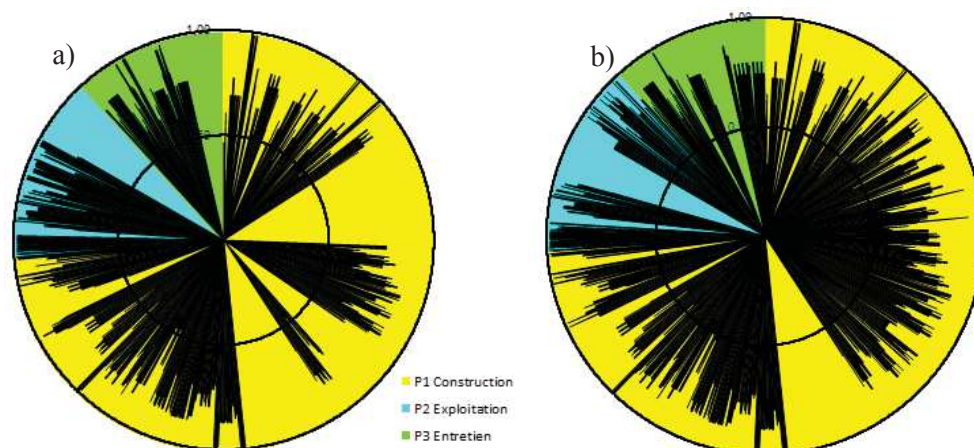


Fig. 51. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème plans d'eau : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

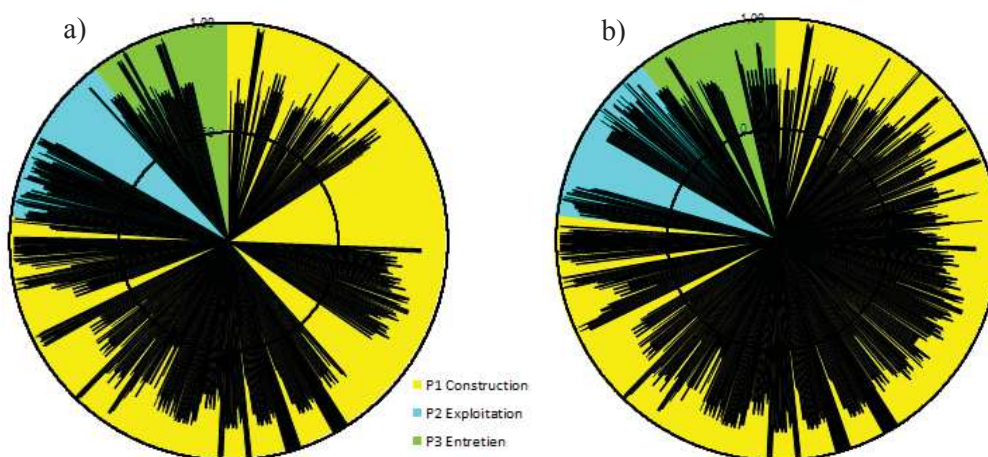


Fig. 52. Graphiques de type radar des An supérieurs au seuil pour l'écosystème cours d'eau : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

Sur le graphique de l'ACP, les variables (milieux naturels) sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. L'indice de corrélation de Spearman varie de 0,736 à 1 pour la route et de 0,705 à 0,969 pour le rail. Les variables PL(Prairies et landes sèches), BO(Champs, cultures et haies bocagères), FC(Forêt de conifères), FM(Forêt méditerranéenne), FF(Forêts de feuillus), MT(Marécages et tourbières) forment un premier groupe de corrélation (pour route/rail $\rho = 0,892$), avec deux sous-groupes PL, BO, FC, FM (pour route $\rho = 0,970$, pour rail $\rho = 0,969$) et FF, MT (pour route/rail $\rho = 0,964$). PE(Plans d'eau) et CE(Cours d'eau) forment un deuxième groupe non significatif (pour route $\rho = 0,812$, pour rail $\rho = 0,776$) confirmé par la classification ascendante hiérarchique (Fig. 53, Fig. 54).

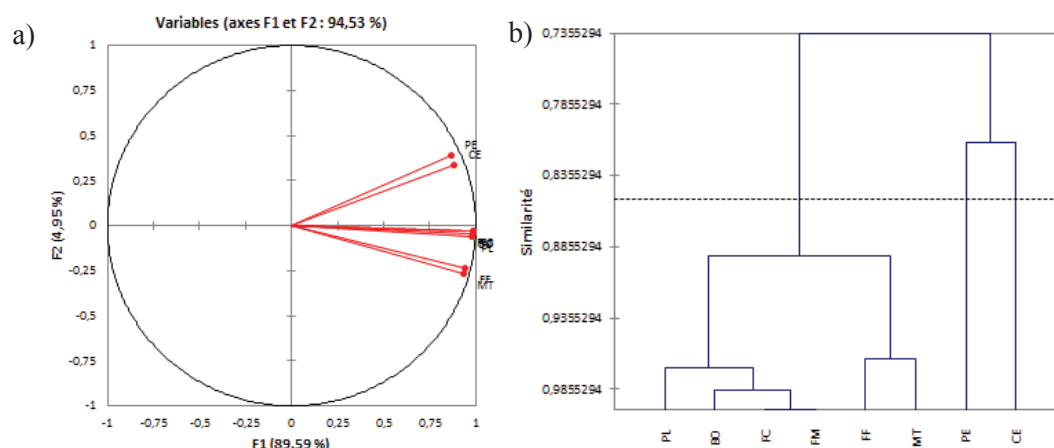


Fig. 53. Projection des variables « milieux naturels » sur le cercle de corrélation de l'ACP en axes F1 et F2 (a) et Classification à ascendante hiérarchique (b) pour la route.

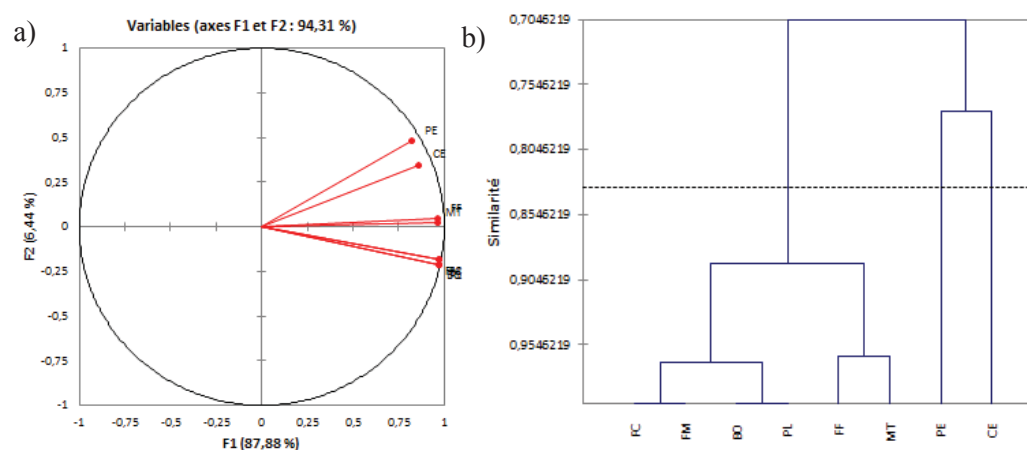


Fig. 54. Projection des variables « milieux naturels » sur le cercle de corrélation de l'ACP en axes F1 et F2 (a) et Classification à ascendante hiérarchique (b) pour le rail.

4.2. Détermination du seuil de détermination des effets majeurs

Les seuils des effets majeurs des projets routiers et des lignes ferroviaires sont respectivement de : 0,644 et 0,667 pour forêts de feuillus (Fig. 55), 0,661 et 0,679 pour forêts de conifères (Fig. 56), 0,661 et 0,679 pour les forêts, maquis, garrigue méditerranéen, 0,659 et 0,676 (Fig. 57), pour les prairies, les landes 0,660 et 0,541 (Fig. 58), pour les haies bocagères, culture, champs 0,653 et 0,670 (Fig. 59), pour les marécages, tourbières et prairies humides 0,731 et 0,724 (Fig. 60), pour les plans d'eau 0,768 et 0,771 (Fig. 61), pour les cours d'eau (Fig. 62).

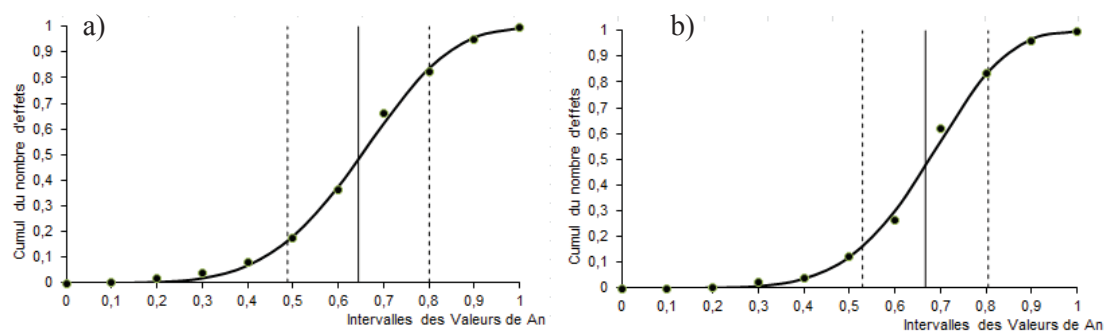


Fig. 55. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème forêts de feuillus projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

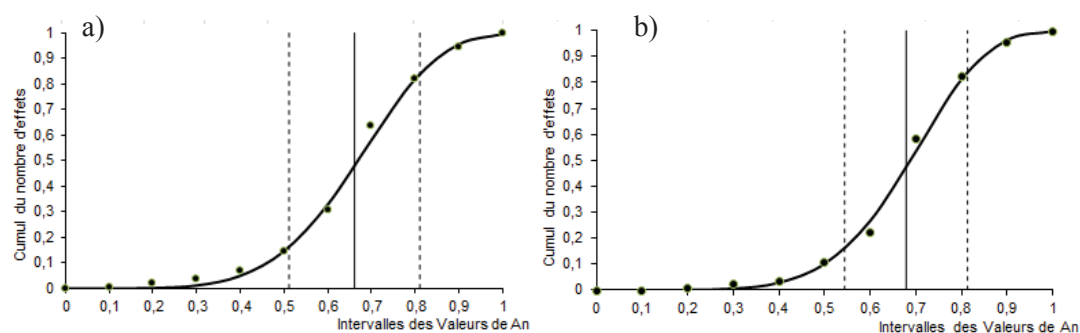


Fig. 56. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème forêts de conifères projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

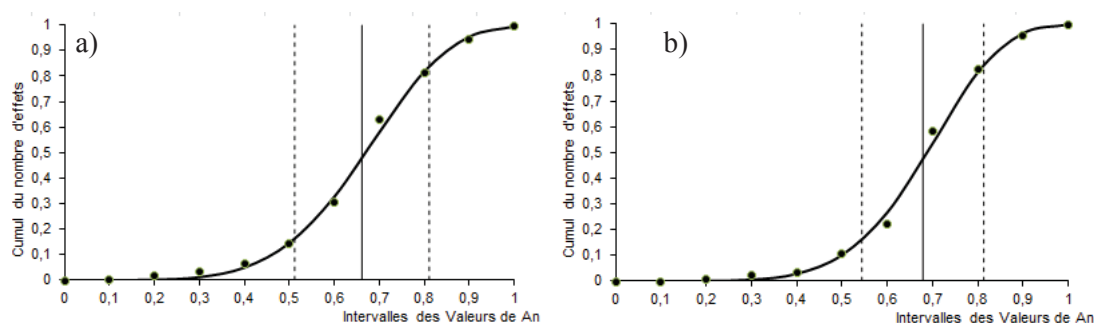


Fig. 57. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème forêts, maquis et garrigues méditerranéens projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

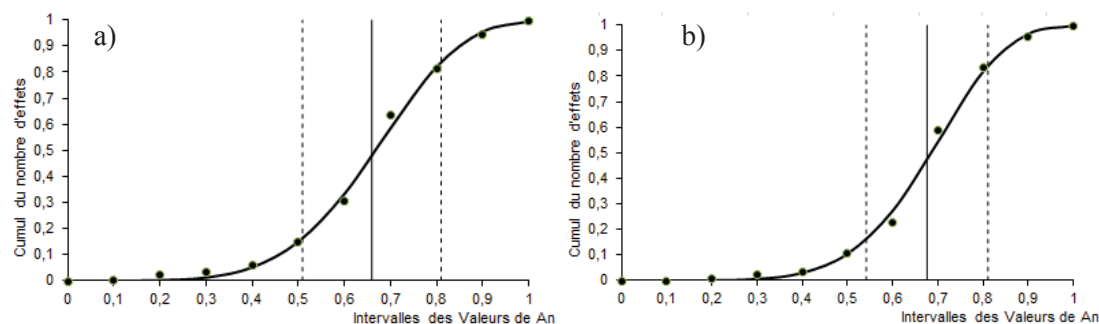


Fig. 58. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème prairies et landes sèches projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

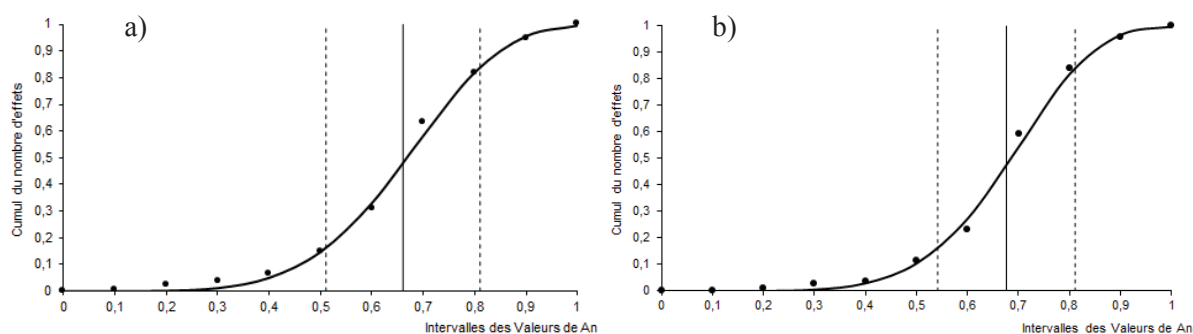


Fig. 59. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème cultures, champs et haies bocagères projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

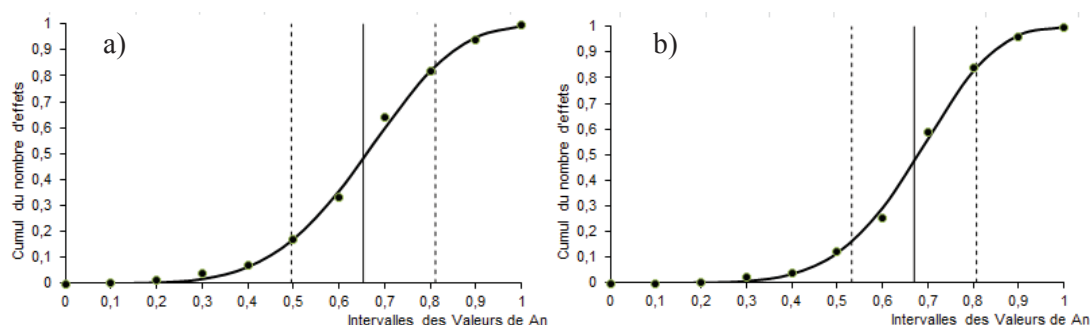


Fig. 60. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème marécages, tourbières et prairies humides projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

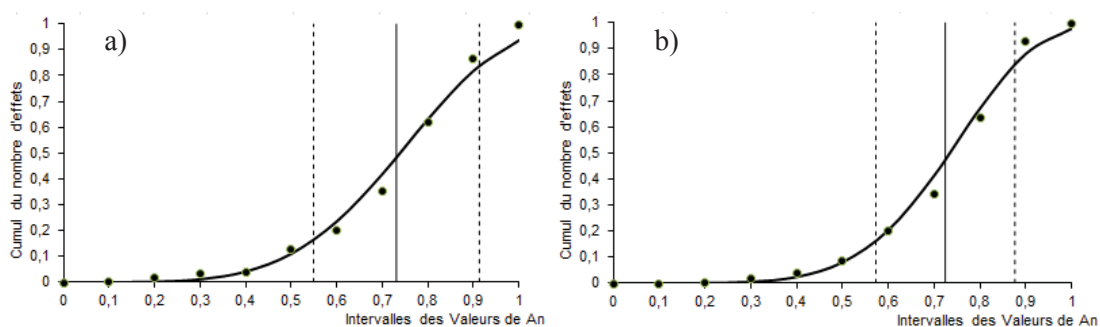


Fig. 61. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème plans d'eau projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

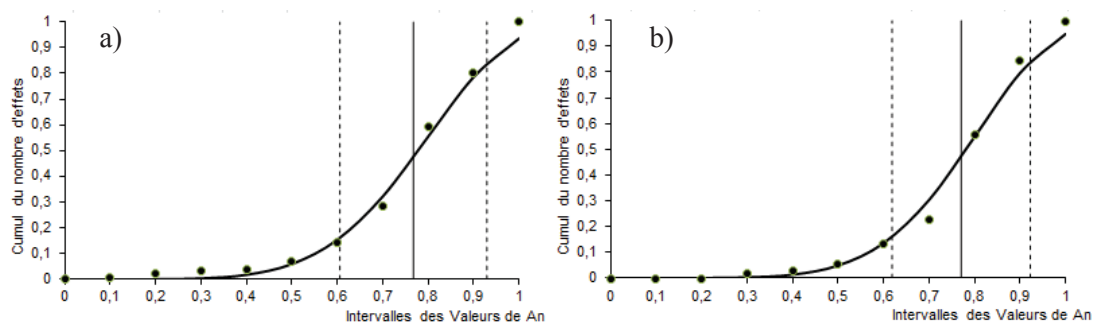


Fig. 62. Répartition du cumul des effets en fonction des An pour l'écosystème cours d'eau projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

4.3. Effets majeurs et phases des projets

Pour tous les milieux naturels, la phase « Construction » ou P1 a une répartition quasiment égale aux effets majeurs ($\geq$ seuil) et mineurs ($<$ seuil) que ce soit :

- Route et PE(Plans d'eau)=53% (654), PL(Prairies et landes sèches)=42%(523), MT(Marécages et tourbières)=44%(653), BO(Champs, cultures et haies bocagères)=42%(532), FC(forêts de conifères)=40%(514), CE(cours d'eau)=48%(706), FF(Forêts de feuillus)=41%(624), FM(Forêts méditerranéennes)=40%(514) ;
- Rail et PE=54%(848), PL=48%(646), MT=48%(771), BO=48%(646), FC=48%(658), CE=54%(976), FF=47%(764), FM=48%(658).

La phase « exploitation » ou P2 est la phase avec le plus grand nombre d'effets majeurs pour chaque écosystème ($>90\%$) que ce soit :

- Route et PE=87%(211), PL=87%(209), MT=93%(222), BO=87%(209), FC=87%(210), CE=93%(224), FF=93%(224), FM=87%(210);
- Rail et PE=88%(216), PL=94%(230), MT=95%(233), BO=94%(230), FC=94%(232), CE=98%(240), FF=96%(235), FM=94%(232).

La phase entretien est caractérisée par environ 30% d'effets majeurs pour les écosystèmes terrestres et environ 50% pour les écosystèmes aquatiques. Des différences du nombre d'effets majeurs entre la route et le rail ressortent en phase « Entretien » pour tous les écosystèmes :

- Route et PE=60%(120), PL=39%(77), MT=46%(91), BO=38%(75), FC=39%(77), CE=38%(76), FF=41%(82), FM=38%(77) ;
- Rail et PE=58%(134), PL=28%(64), MT=28%(65), BO=28%(64), FC=28%(65), CE=46%(105), FF=29%(67), FM=28%(65)).

La phase entretien contient le plus d'effets majeurs en projet routier qu'en projet ferroviaire (Fig. 63-Fig. 70). Les écosystèmes aquatiques ont une part d'effets majeurs plus importante que celle des effets mineurs comparés aux autres écosystèmes (Fig. 69, Fig. 70).

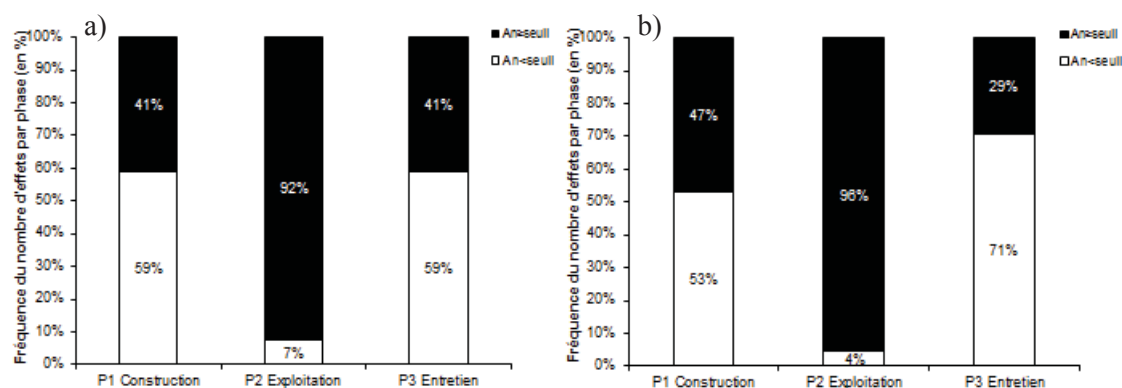


Fig. 63. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq$ seuil et $An <$ seuil pour l'écosystème forêts de feuillus : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

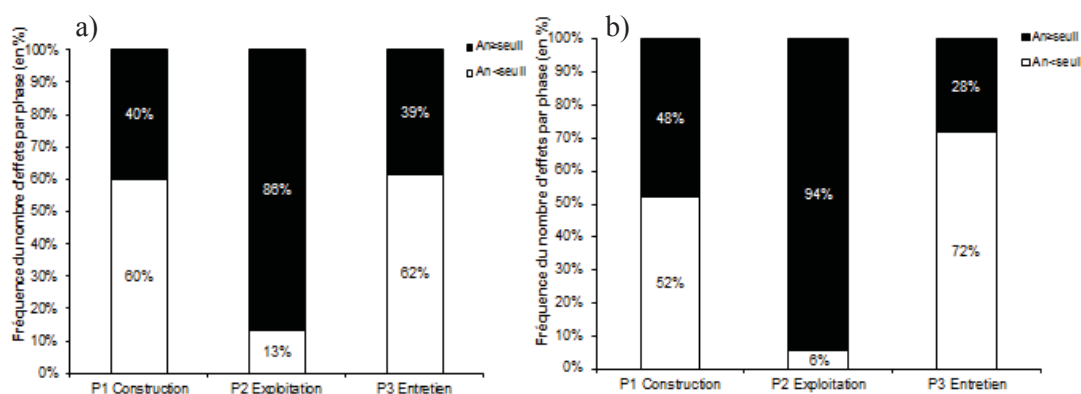


Fig. 64. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq \text{seuil}$ et $An < \text{seuil}$ pour l'écosystème forêts de conifères : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

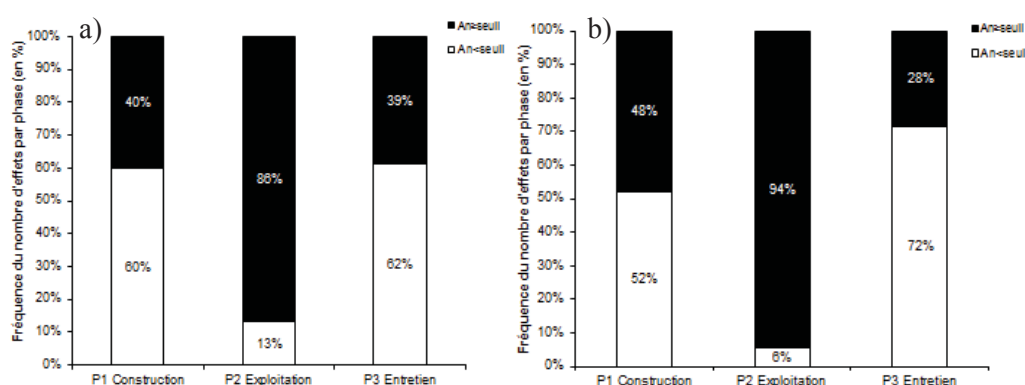


Fig. 65. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq \text{seuil}$ et $An < \text{seuil}$ pour l'écosystème forêts, maquis et garrigues méditerranéens : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

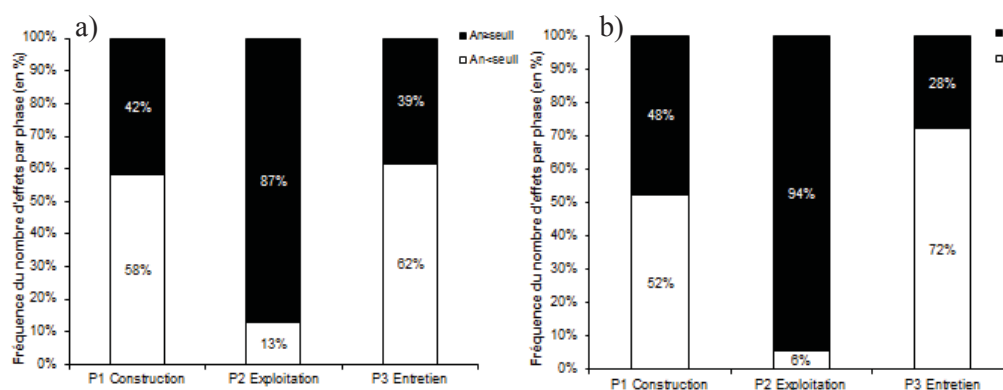


Fig. 66. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq \text{seuil}$ et $An < \text{seuil}$ pour l'écosystème prairies et landes sèches : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

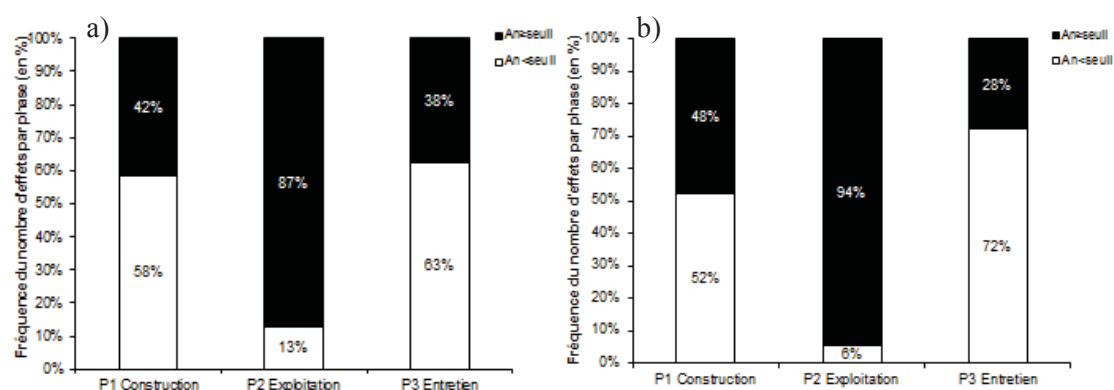


Fig. 67. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq \text{seuil}$ et $An < \text{seuil}$ pour l'écosystème cultures, champs et haies bocagères : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

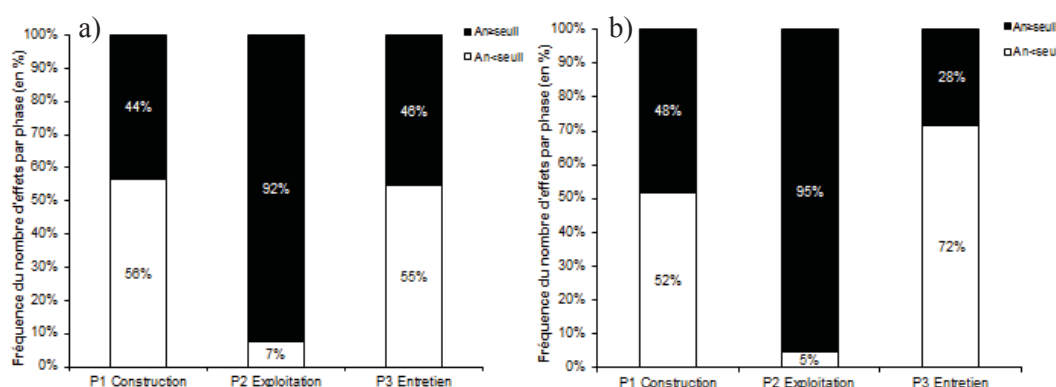


Fig. 68. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq \text{seuil}$ et $An < \text{seuil}$ pour l'écosystème marécages, tourbières et prairies humides : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

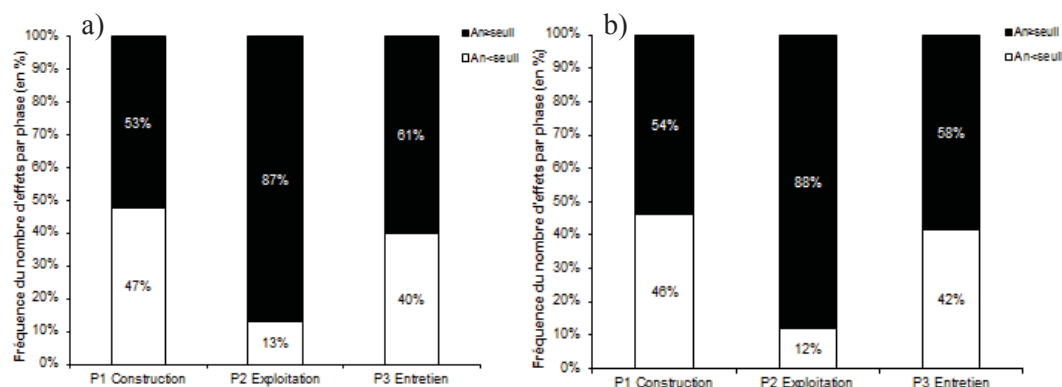


Fig. 69. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq \text{seuil}$ et $An < \text{seuil}$ pour l'écosystème plans d'eau : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

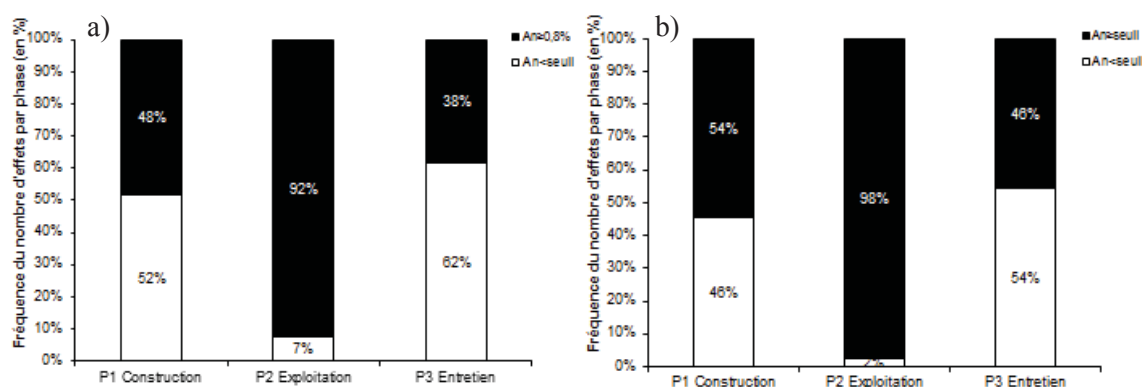


Fig. 70. Fréquence du nombre d'effets en pourcentage en fonction des valeurs de $An \geq \text{seuil}$ et $An < \text{seuil}$ pour l'écosystème cours d'eau : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

Les graphiques de type radar des impacts des projets routiers et des lignes ferroviaires sur les milieux naturels montrent des différences de niveau d'ampleur entre les milieux aquatiques et les milieux terrestres (Fig. 71, Fig. 73).

Sur le graphique de l'ACP, les variables (milieux naturels) sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. L'indice de corrélation de Spearman variant de $\rho = -0,156$ à 1 pour la route et de $\rho = 0,268$ à 1 pour le rail. Pour les routes, les variables PL (Prairies et landes sèches), FC (Forêts de conifères), FM (Forêts méditerranéennes), FF (Forêts de feuillus), MT (Marécages et tourbières) forment un premier groupe de corrélation ($\rho = 0,854$), PE et CE forme un deuxième groupe non significatif ($\rho = 0,748$) confirmé par la classification ascendante hiérarchique (Fig. 72). Seul la variable BO (Champs, cultures et haies bocagères) n'a pas de similarité avec les autres milieux. Pour le rail, les variables BO, FC, FM, FF, MT forment un premier groupe de corrélation ($\rho = 0,868$), PE et CE forment un deuxième groupe non significatif ($\rho = 0,693$) confirmé par la classification ascendante hiérarchique. Seul la variable PL n'a pas de similarité avec les autres milieux (Fig. 74).

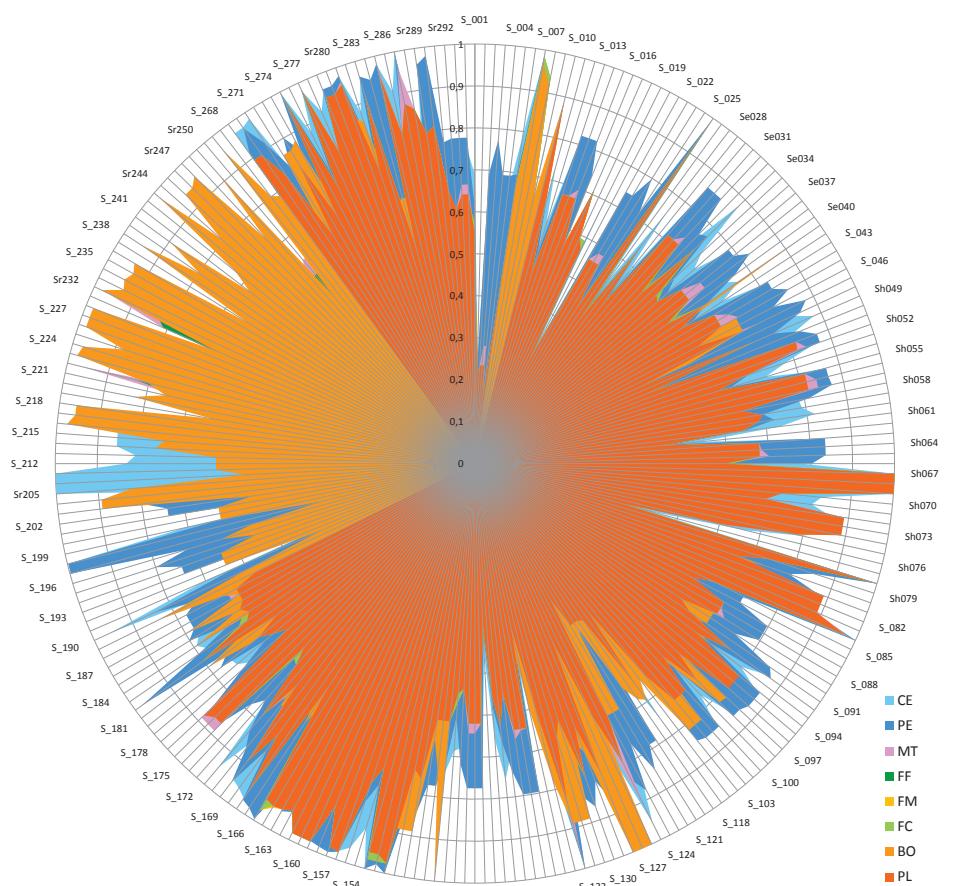


Fig. 71. Graphique de type radar présentant les valeurs maximales de An des grandes sources de perturbation de la route pour les différents types d'écosystèmes.

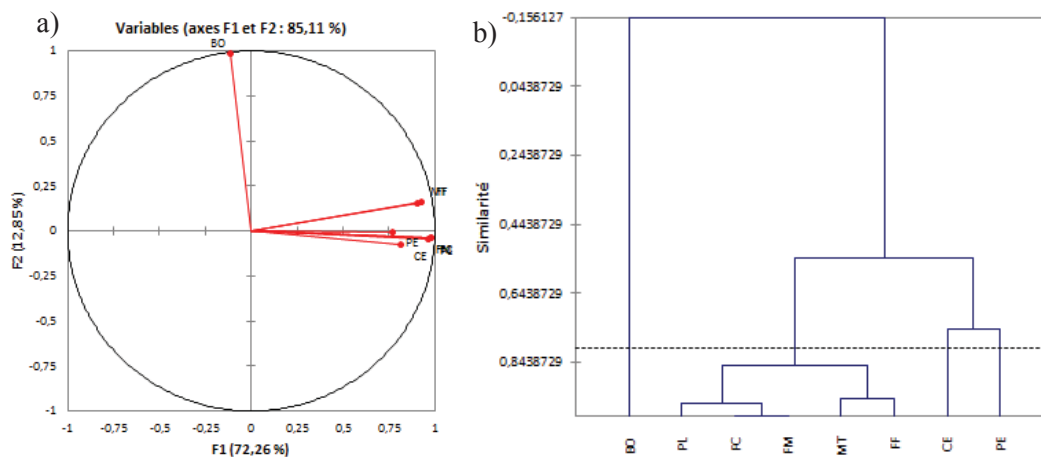


Fig. 72. Projection des variables « milieux naturels » sur le cercle de corrélation de l'ACP en axes F1 et F2 (a) et Classification à ascendante hiérarchique (b) pour la route.

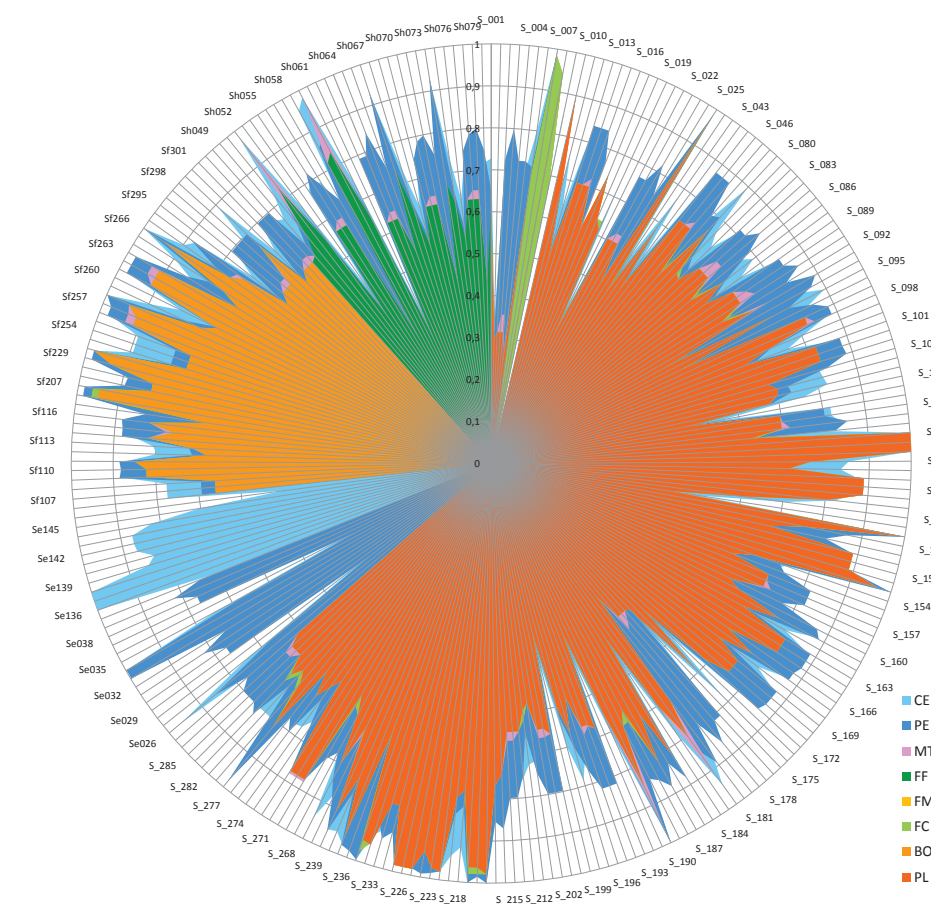


Fig. 73. Graphique de type radar présentant les valeurs maximales de An des grandes sources de perturbation du rail pour les différents types d'écosystèmes.

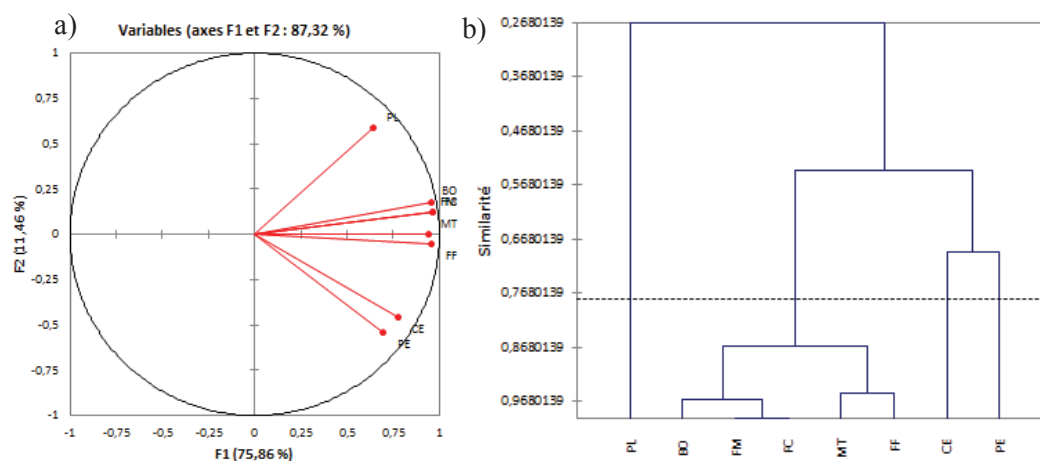


Fig. 74. Projection des variables « milieux naturels » sur le cercle de corrélation de l'ACP en axes F1 et F2 (a) et Classification à ascendante hiérarchique (b) pour le rail.

4.4. Effets majeurs et sources de perturbation

Sur le nombre total des effets potentiels par milieux naturels, les effets majeurs représentent:

- route et PE(Plans d'eau)=58,422%, et PL(Prairies et landes sèches)=47,644%, et MT(Marécages et tourbières)=49,794%, BO(Champs, cultures et haies bocagères)=47,442%, FC(Forêts de conifères)=46,516%, CE(Cours d'eau)=52,975%, FF(Forêts de feuillus)=47,304%,
- - rail et PE=58,184%, PL=51,366%, MT=51,593%, BO=51,366%, FC=51,510%, CE=58,143%, FF=50,859%.

La phase « construction » représente en moyenne les $\frac{3}{4}$ des effets totaux recensés et environ 60 à 70% des effets majeurs pour les écosystèmes terrestres et aquatiques, le $\frac{1}{4}$ est partagé entre la phase « exploitation » de 20 à 30% d'effets majeurs et la phase « entretien » moins de 1% d'effets majeurs (Fig. 75-Fig. 82).

L'épaisseur des traits des graphiques de type radar permet de distinguer les grands impacts affectant toutes les cibles de l'écosystème.

Les graphiques de type radar permettent d'analyser en détails ces groupes de similarité sur les effets majeurs des écosystèmes (pics noirs des effets).

En phase construction (en jaune), les activités de construction routière ou ferroviaire sont similaires et induisent la destruction et l'élimination directe de tous les écosystèmes, ainsi que la reconfiguration des formes de relief local par les activités de terrassement (déblais et remblais) (A5). L'ampleur et l'intensité des effets varient en fonction du type d'ITT. Les effets sont plus nombreux pour les projets ferroviaires.

Le repérage des zones de chantier (A1) entraîne le balisage de zones de sécurité par des barrières qui peuvent limiter le déplacement des populations d'amphibiens des écosystèmes aquatiques.

Durant la préparation du terrain (A2, A3, A4), parmi les effets majeurs, les sources de perturbation « rabattement de la nappe phréatique » et « évacuation des eaux superficielles » affectent la plupart des cibles écosystémiques des lieux humides. L'écosystème est alors entièrement atteint allant jusqu'à la destruction quasi-totale du milieu naturel. Le constat en forêts est assez semblable. Le déboisement et défrichage atteignent spécifiquement les forêts et les haies bocagères. Le décapage de la terre végétale touche tous les milieux. Le traitement des sols à la chaux ou ciment (A6) atteint les lieux humides et forêts.

Ces activités de construction sont réalisées par un ensemble d'engins de chantier qui sont sources de bruit, de poussières, de polluants émis directement dans les milieux naturels puisque les engins se déplacent au-delà de l'emprise stricte de la future infrastructure. L'augmentation des niveaux de bruit par les activités de terrassement est une nuisance pour de nombreuses populations animales. Le bruit a

un effet variable sur les populations animales. Les plus sévèrement touchées par le bruit de la route sont les espèces qui incorporent le son dans leur comportement de base, comme les oiseaux. Parmi les polluants il y a des hydrocarbures, du plomb (Pb), du cadmium (Cd), et du cuivre (Cu). Ces contaminants toxiques entrent principalement dans le paysage par les eaux de ruissellement. Les métaux lourds et composés organiques sont souvent adsorbés par les particules d'argile, de limon et de sable. La toxicité des contaminants dépend des organismes. La circulation des engins est également un vecteur d'espèces végétales exogènes, qui modifie les lieux humides, les prairies et les écosystèmes aquatiques.

Les effets de la construction sont les plus nombreux avec des indices d'ampleur les plus forts pour les cours d'eau. Les activités de construction affectent l'hydrologie, la dynamique des sédiments et le transport des débris, la qualité de l'eau. Le risque de mouvement de masse de la terre est plus élevé après le déboisement des berges avec l'augmentation de la turbidité de l'eau et la diminution de la végétation fait augmenter la température de l'eau dans les ruisseaux. En conséquence, les espèces de poissons d'eaux plus froides sont favorisées. Les produits chimiques toxiques transportés par les eaux de pluie atteignent, persistent dans les écosystèmes aquatiques et interagissent avec le biotique.

Les activités de chantier peuvent être réalisées de nuit (A8) ce qui en conséquence perturbe les populations nocturnes telles que les chauves-souris, les rapaces.

L'infrastructure seule (A9) modifie la température et l'occupation du sol. Les forêts et lieux humides se distinguent par une autre perturbation : l'imperméabilité de la couche de roulement. L'infrastructure en place peut provoquer l'érosion des berges et la sédimentation des cours d'eau. La présence des routes ou des lignes ferroviaires et des infrastructures connexes ont des effets sur la morphologie des cours d'eau. Les infrastructures sont une source d'eau qui s'écoule à leur surface. Ils peuvent servir de puits pour l'eau dans les fossés. Ils peuvent agir comme des barrières à l'eau qui coule en descente, mais ils peuvent aussi accélérer l'élimination de l'eau. Des effets atmosphériques sont produits par la structure physique des infrastructures en place. Les ITT affectent les modes de direction et vitesse du vent, de température, d'humidité et de l'ensoleillement. En général, les corridors des ITT sont plus venteux, plus chauds, secs et ensoleillés. En outre, l'air est poussiéreux près des routes. La poussière affecte la végétation en couvrant les surfaces des feuilles et la respiration des animaux. Ces changements microclimatiques peuvent affecter des zones sur de grandes distances de la route surtout en milieux ouverts tels que les prairies et landes.

Phase Exploitation (en bleu), les sources de perturbation du trafic (pollution chimique, lumineuse, collisions faune/véhicule, incendie) touchent tous les milieux, sans distinctions de perturbations spécifiques entre milieux (A10). Les sources de polluants chimiques sont les véhicules, la route, la ligne, ainsi que les activités connexes (A11). Certains produits chimiques ne concernent que les zones les plus proches de l'infrastructure, tandis que d'autres produits chimiques sont transportés, par l'eau

ou le vent, sur de plus grandes distances. Ces polluants comme pour la phase de construction entrent et persistent dans les milieux naturels affectant les populations végétales et animales. Les produits chimiques volatils sont introduits dans l'environnement par les émissions des gaz d'échappement et la poussière des infrastructures. La pollution atmosphérique d'azote, de métaux et d'hydrocarbures est l'effet direct sur l'environnement. Les polluants atmosphériques entrent dans les systèmes aquatiques par dépôts et par association aux eaux de ruissellement. Les populations animales qui traversent régulièrement les routes souffrent en particulier des effets de la hausse de la mortalité due aux collisions avec les véhicules. Certaines populations comme la faune nocturne attirée par la lumière artificielle routière est plus vulnérable à la mortalité routière. Les infrastructures peuvent également constituer un obstacle qui limite la circulation des animaux et en conséquence la reproduction des populations, l'un des effets les plus souvent notés. Le trafic est la source d'incendie et également un corridor de dispersion des incendies.

En Phase Entretien (en vert), les produits chimiques associés à la route et la ligne ferroviaire elle-même ou à son entretien (A15), y compris les pesticides, les insecticides et les sels de déglacage (par exemple, le chlorure de magnésium) se combinent avec les eaux de ruissellement et se dispersent dans les milieux naturels. L'entretien hivernal (A14) affecte nettement la fonctionnalité totale des milieux forêts et lieux humides. L'entretien mécanique de coupe atteint les prairies et les cultures. Les dépendances vertes et les fossés peuvent être utilisés comme habitat pour certains animaux, en particulier les petits mammifères et les insectes, et deviennent une source de nourriture. L'utilisation de ces dépendances devient un piège écologique par la gestion intensive de fauchage mais également des traitements chimiques effectués (A12 et A13).

Dans le cas des milieux de cultures, des champs, les accotements sont les seuls vestiges de la végétation indigène, et sont d'importantes sources de biodiversité dans le paysage. Les bords de routes peuvent également agir en tant que conduits d'introduction et de propagation des espèces exotiques. Les plantes et les animaux qui utilisent la route comme un conduit pour le mouvement sont souvent des «généralistes». De nombreuses plantes exotiques, qui entrent dans la catégorie des généralistes, existent de manière disproportionnée dans les couloirs routiers. En plus des plantes non indigènes qui sont fréquemment utilisées dans l'aménagement des paysages en bordure de route, les graines non-autochtones et les propagules sont dispersées par les véhicules.

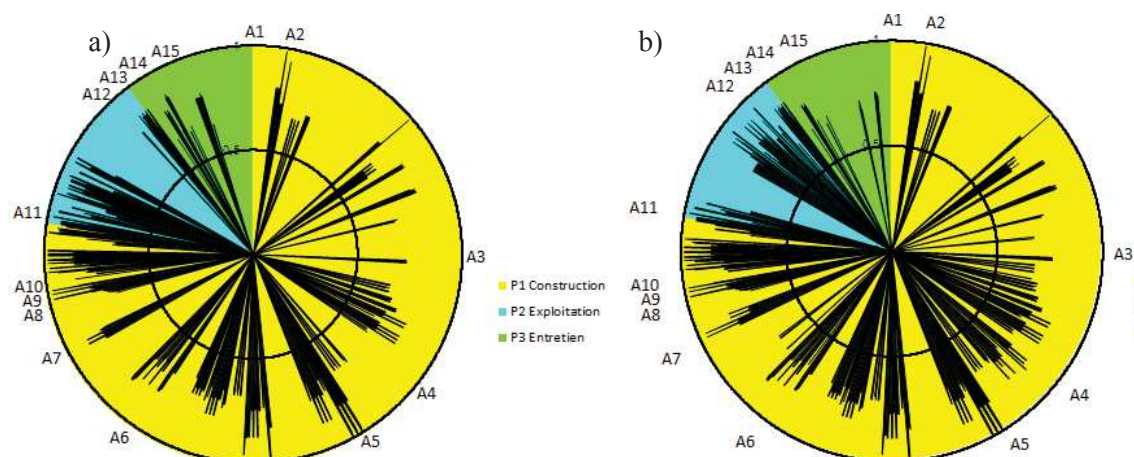


Fig. 75. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème forêts de feuillus : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

A_001;Repérage des zones de chantier, A_002;Travaux préparatoires, A_003;Installation des bases de chantier, A_004;Installation de voies provisoires, A_005;Terrassements, A_006;Couche de forme et de fondation, A_007;Couche de surface, A_008;Chantier de nuit, A_009;Infrastructure et finitions, A_010;Trafic, A_011;Équipements connexes à l'infrastructure, A_012;Entretien des dépendances vertes, A_013;Entretien des fossés, A_014;Entretien hivernal, A_015;Entretien structural.

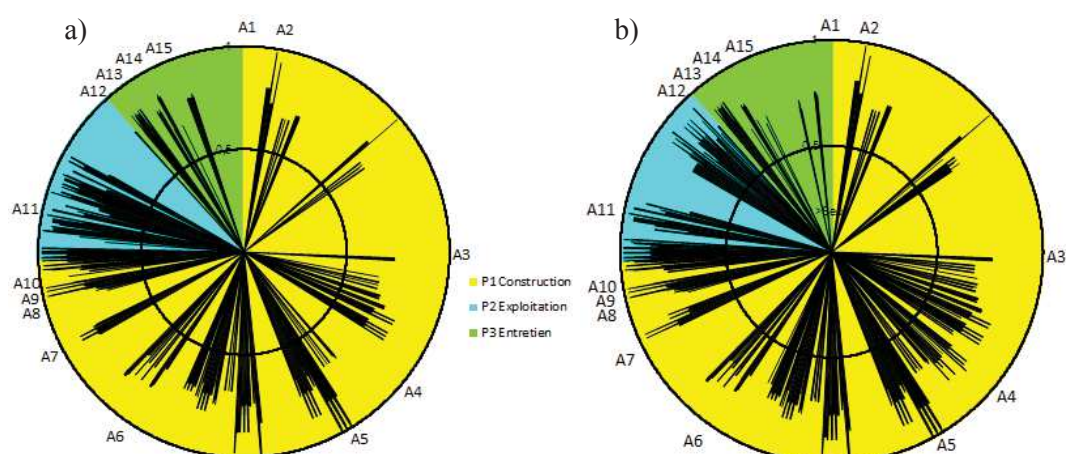


Fig. 76. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème forêts de conifères : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

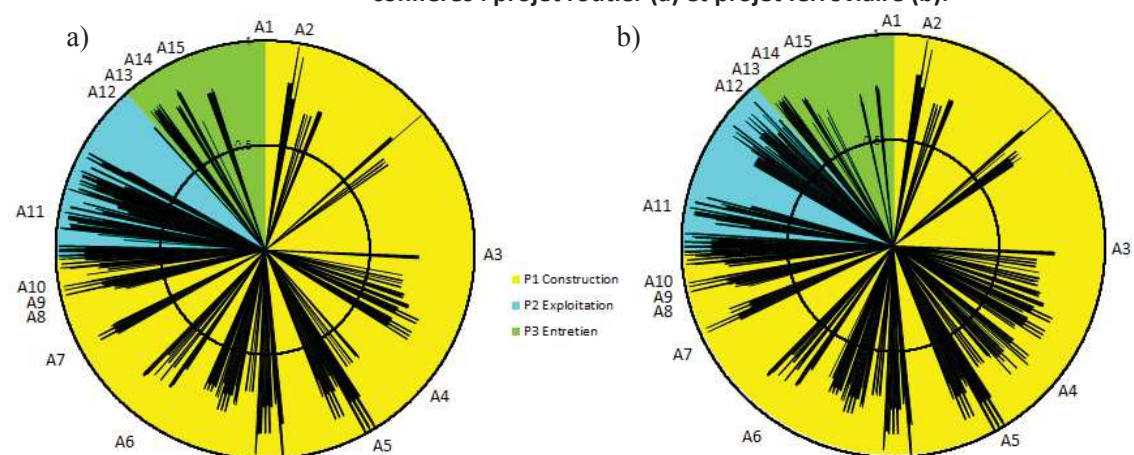


Fig. 77. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème forêts, maquis garrigues méditerranéens : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

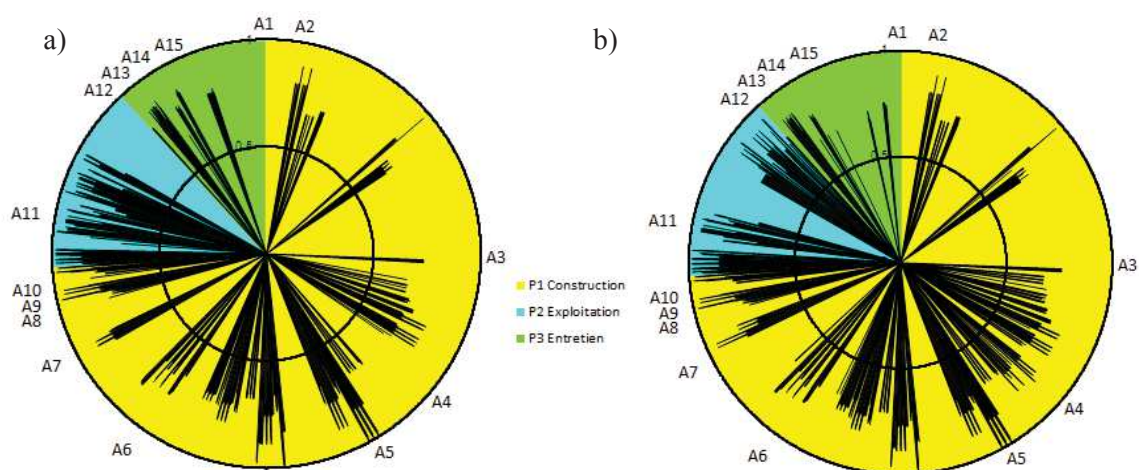


Fig. 78. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème prairies et landes sèches : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

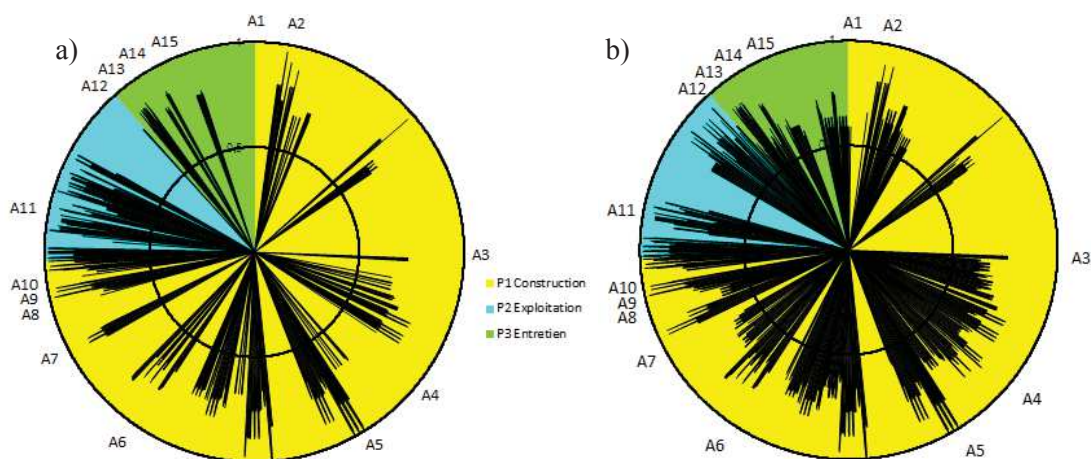


Fig. 79. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème cultures, champs et haies bocagères : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

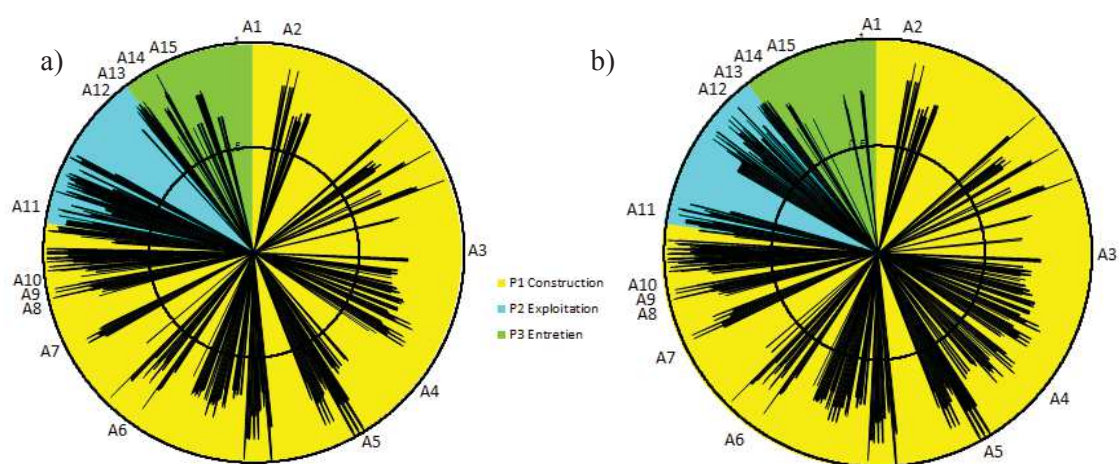


Fig. 80. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème marécages, tourbières et prairies humides : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

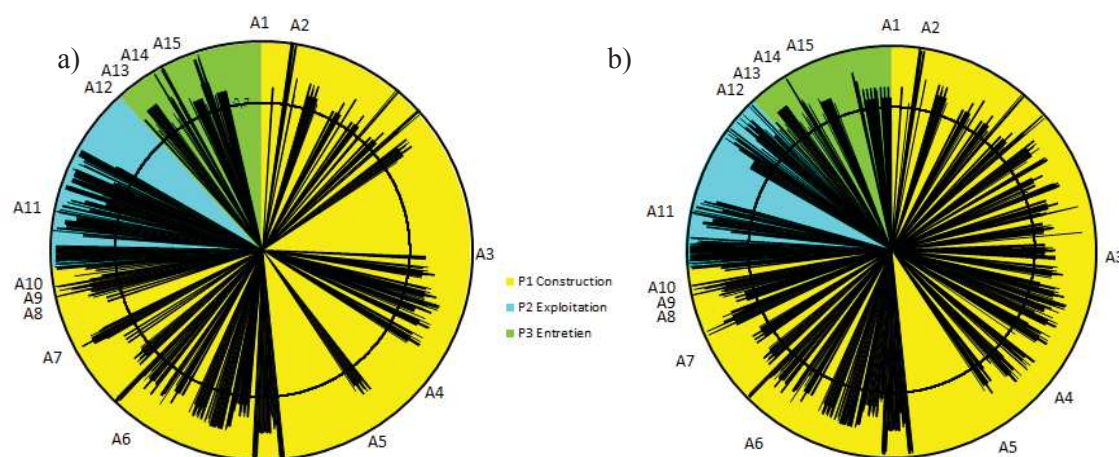


Fig. 81. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème plans d'eau : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

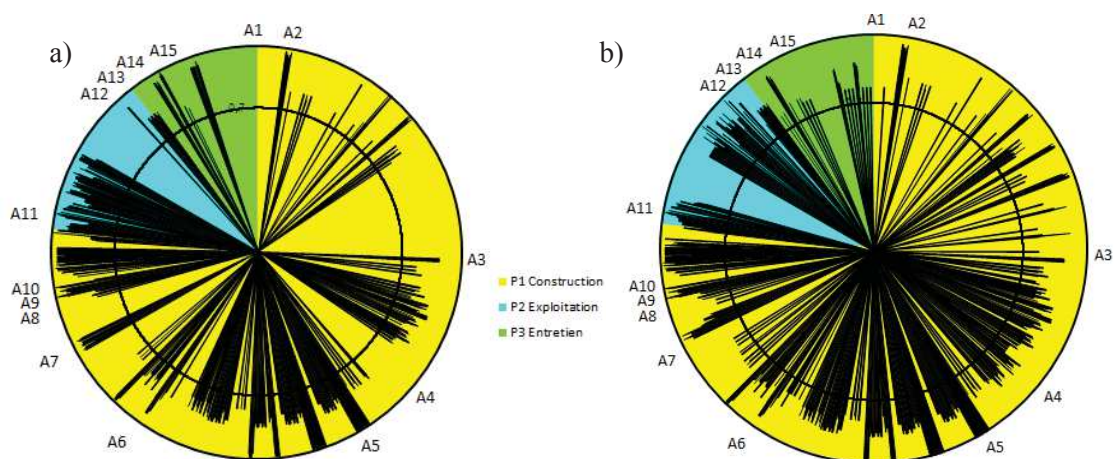


Fig. 82. Graphiques de type radar des An en fonction des 3163 effets possibles pour l'écosystème cours d'eau : projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

5. Discussion

5.1. Effets majeurs identifiés par le modèle

La méthode M1 prend en compte l'ensemble du panel des effets potentiels des projets routiers et des lignes ferroviaires sur les milieux naturels allant des effets majeurs jusqu'aux plus petits effets. Une fonction donne le taux de dégradation au cours du temps. Le calcul d'incertitude par la méthode de Monte Carlo replace la fonction dans un nuage de points. La dégradation est estimée lors des phases de vie de la route qui affectent de manière directe et indirecte la structure, la composition, et la dynamique du fonctionnement des écosystèmes.

5.1.1. Sur les cibles abiotiques

Le réseau routier modifie les éléments abiotiques des écosystèmes affectant le biotique. Le bruit généré par les véhicules (Coffin, 2007) peut interférer avec la perception des signaux de communication acoustique des populations animales en les masquant et agir sur leurs comportements (exemple des rainettes, Bee et Swanson, 2007). La lumière artificielle près de la route induit une gêne de la faune nocturne (Laurance *et al*, 2009). La végétation des bords de route très inflammable représente un risque de propagation des incendies aux milieux naturels adjacents (Curt et Delcros, 2010). Lors de la phase de construction, l'assèchement mécanique des sols impacte leur structure et l'hydrologie. Il induit un stress hydrique sur la végétation (Laurance *et al*, 2009) allant jusqu'à la destruction des milieux humides. Le traitement à la chaux perturbe de nombreuses populations animales (Buckton et Ormerod, 1997). Près des routes, la qualité des eaux est dégradée par l'introduction de polluants chimiques (Forman *et al*, 2003). Ils proviennent entre autres des véhicules. Ils sont toxiques, persistent dans l'environnement (Coffin, 2007) et interagissent avec les communautés animales (Laurance *et al*, 2009) par bioaccumulation dans les chaînes alimentaires (Mariño *et al*, 1992). Le salage des routes dégrade la qualité des eaux souterraines (Meriano *et al*, 2009). Cette pollution chimique est notamment impliquée dans le déclin de la population mondiale des amphibiens : l'augmentation de la concentration en sel provoque sur les têtards une réduction du poids et des performances locomotrices amoindries (Denoël *et al*, 2010), une augmentation des anomalies physiques et donc une survie plus faible (Sanzo et Hecnar, 2006).

5.1.2. Sur les cibles biotiques

Le réseau routier affecte aussi les éléments biotiques des écosystèmes. La fragmentation des habitats par les réseaux routiers réduit et isole les écosystèmes. Leur capacité à maintenir leur biodiversité originelle est alors réduite (Geneletti, 2003). Les populations ne pouvant accéder aux

ressources du système situées de l'autre côté de la route sont subdivisées dans des habitats isolés (Jaeger *et al*, 2005). L'effet bordure ou l'évitement par la faune des lisières des bords de route contribue à l'effet barrière par la création d'obstacles à la migration et au flux génétique (Delgado *et al*, 2007; Laurance *et al*, 2009; Andrews, 1990; Benítez-López *et al*, 2010). Certaines espèces subissent une forte mortalité par collisions des individus avec les véhicules (Jaeger *et al*, 2005) et par l'augmentation de la prédation par mise à découvert. Si de tels effets sont suffisamment forts, la route peut contribuer à des extinctions locales d'espèces comme par exemple les amphibiens qui entreprennent des mouvements de masse pendant les averses (Laurance *et al*, 2009). Les véhicules sont aussi des vecteurs de dispersion d'espèces végétales exogènes (Zwaenepoel *et al*, 2006), voire exotiques (Forman *et al*, 2003). Les bords de routes entretenus sont envahis et deviennent de véritables conduits pour ces espèces vers les écosystèmes adjacents (Gelbard et Belnap, 2003). Même les conditions intérieures des forêts mûres ne limitent pas ces invasions (Flory et Clay, 2009).

5.2. Place du modèle dans l'écologie

5.2.1. L'ascendance d'Ulanowicz

Dans « Community measures of marine flow networks and their possible applications from Flows of energy and materials in marine ecosystems », page 38 (Ulanowicz, 1984), Ulanowicz Robert E. propose la notion d'« ascendance » pour dire que la réflexion qui sous-tend la thèse se veut écologique par nature. L'écriture du mot « ascendance » avec un e est proposée par Ulanowicz page 9, note 2 dans son ouvrage « Ecology, The Ascendent perspective » (Ulanowicz, 1997). Le but est d'analyser les effets mais aussi leurs interactions dans le temps, dans l'espace, donc de fournir un peu plus qu'une simple liste. L'écologie pour Ulanowicz est par essence l'étude des interactions. En conséquence, afin de mettre en œuvre ou de prendre en compte les interactions, les effets les plus rares, médians, importants, la recherche d'un indice qui les combine est un moyen de réflexion dans l'analyse de ce chapitre. Les effets deviennent un tout « paramétré ». Les indices ne se substituent pas au phénomène mais sont des éléments de l'analyse du phénomène.

La démarche M1 a pour but de comparer des effets des ITT. L'intention plus générale serait de ne pas résumer ces infrastructures à des mises en place de destructions mais à des processus qui s'inscrivent aussi dans une « ascendance » d'écosystèmes et ne sont que des perturbations de flux énergétiques.

5.2.2. Écologie de la résilience des systèmes écologiques

Dans cette thèse, le système écologique, cœur de la méthode M1 développée est l'écosystème. Cette réflexion s'inscrit à la frontière entre la synécologie et l'écologie des systèmes.

La synécologie est l'étude des écosystèmes qui fonde ses recherches non pas sur une seule espèce, sur une population ou sur un peuplement, mais sur un ensemble d'organismes vivants exploitant un milieu naturel déterminé et intégrant l'interaction des espèces entre-elles et avec leur milieu de vie (Cancela da Fonseca, 1974). La synécologie envisage essentiellement la structure et le fonctionnement des communautés (Burel et Baudry, 1999). Elle permet d'appréhender la structure statique ou composition spécifique des écosystèmes et leurs fluctuations dans le temps.

L'écologie des systèmes permet quant-à-elle d'appréhender la structure dynamique des écosystèmes et leur comportement encore assez mal connu. En effet, outre-Atlantique en 1971 une nouvelle conception opérationnelle de l'écologie s'est développée, l'écologie des systèmes. Un écosystème est défini selon cette branche de l'écologie comme « un enchaînement complexe de processus caractérisé par une multitude de liaisons réciproques de cause à effet ». Un écosystème est ainsi assimilé à un système physique, et plus particulièrement à un système thermodynamique. Un système étant un ensemble de composants ou de groupes de composants interconnectés de telle façon qu'ils forment et agissent comme une seule entité (Cancela da Fonseca, 1974). C'est un système hiérarchisé dans lequel les éléments constitutifs sont eux-mêmes des sous-systèmes structurés (Dajoz, 2006). L'écologie des écosystèmes reconnaît la complexité et la dynamique des systèmes écologiques (Burel et Baudry, 1999).

La méthode développée propose l'analyse l'écosystème avec les interactions complexes entre les éléments abiotiques et biotiques, et non pas « comme un modèle réduit à quelques flux d'énergie et de matière [...], des analyses de flux d'énergie et de matériaux au travers d'unités considérées comme des boîtes noires et pour lesquelles sont calculés des bilans entrée et sortie » (Burel et Baudry, 1999). Elle essaie de répondre « au défi [...] de développer des approches intégrées qui permettent de modéliser la dynamique d'ensemble avec un bon degré de prévisibilité » (Barbault, 2008). L'élaboration de modèles écologiques constitue idéalement un préalable scientifique à toute opération de préservation des systèmes écologiques, et donc, dans le contexte actuel, à la gestion d'habitats ou de complexes d'habitats. De telles démarches en écologie sont encore rarement entreprises, notamment en ce qui concerne des modèles quantitatifs ou mathématiques (Bouzillé, 2007).

La seule possibilité pour qu'un système soit à la fois complexe et persistant, est qu'il relie un grand nombre d'éléments par un nombre limité d'interactions. Le système est alors fait de sous-ensembles de petite taille mais fortement intégrés, associés entre eux par des petits groupes, eux-mêmes associés par groupes plus grands et ainsi de suite (Frontier *et al*, 2008).

5.3. Intégration des mesures d'atténuation dans le modèle

Dans un premier temps la méthode M1 de quantification des impacts permet d'analyser, de classer, de choisir les effets majeurs. Dans un deuxième temps, il est possible de simuler, d'optimiser,

d'envisager des corrections de projets. L'analyse des causes des effets majeurs permet de mener une réflexion sur des mesures pratiques de prévention, de remédiation, de compensation pour les infrastructures déjà mises en place. L'efficacité de ces mesures est à son tour évaluable par la méthode développée par la suite à travers les indicateurs de réponses.

Le temps est un facteur clé pour la compréhension des processus écologiques. La fonction $F(t)$ renferme des paramètres ajustables, elle permettrait d'envisager et de prendre en compte l'efficacité de mesures d'atténuation. La phase de recouvrement intervient après la dégradation et pendant un recouvrement naturel, partiel ou total. Elle représente une intervention volontaire possible pour recouvrer un taux ($\text{tauc}\%$) de dégradation (Fig. 83).

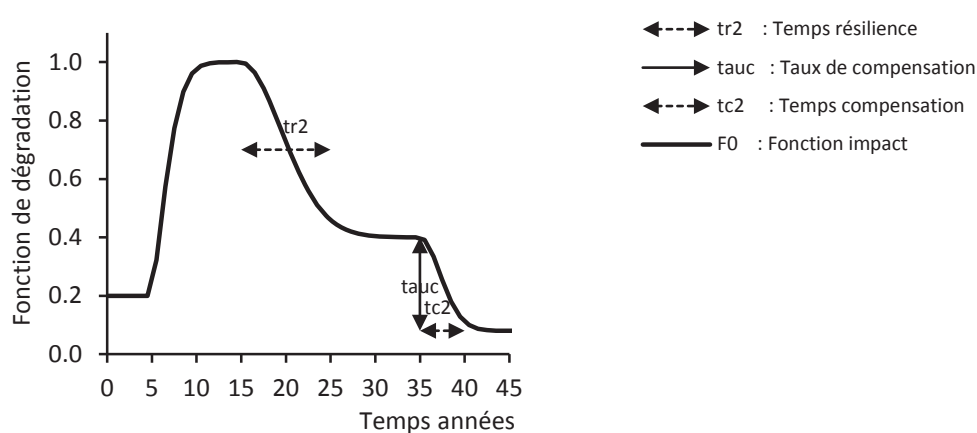


Fig. 83. Allure de la fonction décrivant un effet ou un impact sur un écosystème avec une mesure d'atténuation.

6. Conclusion

La méthode M1 de détermination des effets majeurs est basée sur une approche hypothético-déductive. La méthode est à la croisée de plusieurs domaines de l'écologie. C'est une étape pour l'évaluation des effets potentiels théoriques des projets routiers et ferroviaires. Cette méthode répertorie les effets et compare les projets routiers et ferroviaires milieu naturel par milieu naturel.

Les effets répertoriés sont basés sur les connaissances actuelles de l'écologie des ITT que ce soit en termes de type d'effet mais également sur les valeurs des dimensions spatio-temporelles incorporées au modèle. Deux références d'ITT types « route » et « rail » et 8 écosystèmes ont été choisies. Ce choix reprend l'ensemble des effets hormis les mesures d'atténuation telles que les clôtures le long de l'infrastructure, les passages à faune. Le modèle est donc limité à ces références d'ITT. L'appliquer le modèle à autres types d'ITT est la réflexion immédiate (exemples : autoroute, LGV). Les 8 écosystèmes ont été retenus à partir d'une classification plus générale regroupant des fonctionnements

similaires des milieux naturels de France métropolitaine. Dans les années à venir, ces zones hotspots se situent dans les pays émergents qui vont investir dans de nombreux réseaux d'ITT. Le choix de la forme du taux de dégradation proposée de type Weibull résume les phénomènes au cours du temps. La fonction décrit les effets des ITT, elle ne donne pas l'évolution intrinsèque des processus dans l'écosystème lui-même. Par exemple, les activités vont induire des perturbations qui vont modifier les cibles qui sont des métasystèmes, mais la fonction ne dit pas comment évoluent les cibles. La fonction reste phénoménologique. Les paramètres de dégradation, les données sont les variables d'état du système. Les paramètres de la fonction, les dimensions spatiales, temporelles, d'intensité et de probabilité d'occurrence sont limitées par les connaissances actuelles et sont des valeurs déduites. Il est indispensable de continuer à récolter des données spatio-temporelles des effets par des études de terrain et des validations auprès des spécialistes écologues... L'ampleur des effets calculés est estimée à partir de paramètres spatio-temporels. Cet indice d'ampleur apporte des informations sur la zone d'effet des ITT mais il est limité par la difficulté, la complexité et l'imprécision des études à la localiser précisément... Le calcul d'incertitude de la fonction de dégradation est appliqué en exemple sur un effet. Avec cet exemple, l'incertitude sur la valeur de l'effet est amplifiée dans le temps. L'analyse des effets sur le long-terme relève d'une incertitude plus importante. L'incertitude pourrait être intégrée directement aux résultats... Les effets majeurs ont été choisis par un seuil défini statistiquement. Ces effets majeurs sont limités aux hypothèses et choix posés dans la démarche de la méthode M1.

Par l'intermédiaire de la fonction proposée pour le taux de dégradation des écosystèmes par les perturbations des ITT, il est possible d'insérer de véritables valeurs issues de projets corrigeant les valeurs par défaut. Il s'agit ensuite, par comparaison, de trouver la meilleure solution d'amélioration, d'optimisation des projets en minimisation des impacts sur les écosystèmes. Les données incertaines sont utilisées ensuite dans des comparaisons, leur valeur réelle absolue n'est pas vraiment importante. Cette méthode pourrait être utilisée pour évaluer les effets potentiels d'autres moyens de transport tels que les transports fluviaux et les transports aériens. Elle pourrait s'appliquer à d'autres activités telles que celles relatives aux réseaux de lignes électriques, de gaz... Conduite à partir des milieux naturels de France métropolitaine, l'analyse est transposable à d'autres milieux susceptibles d'être confrontés aussi à des projets d'ITT, tels que ceux des zones hotspots dont les enjeux écologiques sont majeurs (ex. savanes, forêts humides caducifoliées, forêts sèches caducifoliées et mangroves).

CHAPITRE III

M2 - ÉLABORATION D'INDICATEURS D'ÉTAT DES HABITATS NATURELS

« Le coût de la protection du milieu naturel est beaucoup plus faible
que le coût de sa reconstitution. »

Philippe Saint Marc

Socialisation de la Nature, 1971

Sommaire

CHAPITRE III M2 - ÉLABORATION D'INDICATEURS D'ÉTAT DES HABITATS NATURELS	141
1. INTRODUCTION.....	143
2. MÉTHODE D'ÉVALUATION DE L'IMPORTANCE DES CIBLES DANS LA CHAÎNE DE CAUSALITÉ	144
2.1. Définitions et critères des indicateurs	144
2.2. Caractérisation de la cible pour la recherche d'indicateurs	147
3. RÉSULTATS DES CHAÎNES DE CAUSALITÉ ET DES INDICATEURS	156
3.1. Analyse des chaînes de causalité pour chaque perturbation	156
3.2. Cibles déterminées par l'analyse des chaînes de causalité	176
3.3. Indicateurs issus de la cible déterminée.....	178
3.4. Définitions des indicateurs de description de perturbations	190
4. DISCUSSION	205
4.1. Critères d'évaluation - avantages inconvénients des indicateurs	205
4.2. Application des indicateurs	208
4.3. Prospective des indicateurs.....	208
4.4. Émergence d'un nouveau regard en écologie des ITT.....	209
5. CONCLUSION.....	211

1. Introduction

La méthode M1 détermine les effets majeurs des sources de perturbation des ITT sur les écosystèmes. Dans cette méthode M2, pour chaque perturbation notée S , il s'agit d'en analyser les conséquences sur les 7 cibles écosytémiques. La 8^{ème} cible supplémentaire correspond à une cible de fond faisant partie du même écosystème, résumant les cibles « omises », « oubliées ». La propagation des effets est résumée par des liens dans une chaîne de causalité. L'algorithme PageRank™ utilisé permet de classer et d'identifier l'importance de chacune des cibles et d'en choisir la plus pertinente pour la recherche d'indicateurs. Selon les cibles, les types d'effets, et les sources de perturbation associées, des indicateurs quantitatifs sont élaborés permettant de mesurer les impacts des projets d'ITT sur les écosystèmes. Concernant la cible consommateurs, les indicateurs biotiques sont déterminés par les groupes fonctionnels répondant à 5 critères notamment la sensibilité du groupe à la perturbation et leur importance dans la chaîne alimentaire. Les indicateurs sont la donnée de mesure objective d'état réel de l'habitat naturel permettant de déterminer par la suite l'état prévisionnel (Fig. 84).

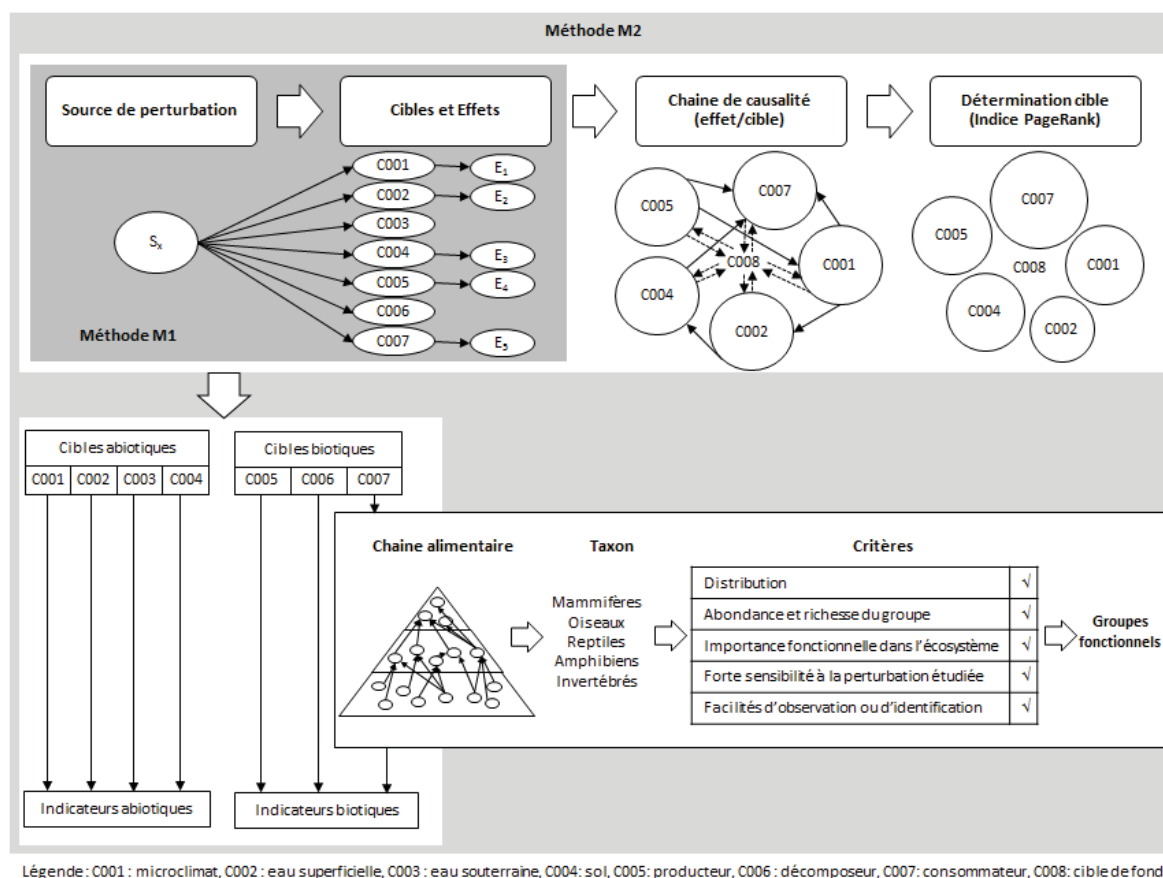


Fig. 84. Démarche de la Méthode M2 de recherche d'indicateurs des impacts des ITT sur les milieux naturels.

2. Méthode d'évaluation de l'importance des cibles dans la chaîne de causalité

2.1. Définitions et critères des indicateurs

2.1.1. Bioévaluation et indicateurs

La bioévaluation est un des domaines de l'évaluation environnementale et désigne l'ensemble des procédures à fondements biologiques qui peuvent servir à l'établissement de diagnostics écologiques (Bouzillé, 2007). Elle évalue la qualité d'un milieu naturel dans une approche état/pression/réponse. Elle rassemble les disciplines de la biologie animale et végétale, de l'éthologie, de l'écotoxicologie, de l'écologie des écosystèmes et de l'écologie du paysage. Cette évaluation est basée sur l'observation des effets au niveau de l'individu, des populations et des écosystèmes. En pratique, la bioévaluation est difficile à résumer et à communiquer simplement, il est alors recherché des données quantitatives associées ou indicateurs.

L'OCDE (Organisation pour la Coopération et le Développement Économique) confère deux fonctions principales aux indicateurs :

- une signification synthétique : ils permettent une réduction du nombre de mesures et de paramètres nécessaires pour rendre compte d'une situation avec exactitude, simplifiant ainsi l'approche de phénomènes complexes;
- un outil de communication efficace : en simplifiant des phénomènes complexes, ils les rendent compréhensibles pour l'ensemble des acteurs concernés par la problématique ainsi qu'au grand public.

Les indicateurs sont donc des critères permettant de mesurer indirectement des phénomènes complexes. Ils ont pour fonction de décrire, distinguer, simplifier, agréger, prédire et évaluer les impacts de l'activité humaine sur l'environnement (Levrel, 2006). Leur objectif est d'évaluer certains états par le recueil de données nécessaires, à la description des milieux analysés, à l'identification et à la quantification ultérieure des impacts. La définition d'un état de référence est relatif. Il fait appel à des critères ou attributs, qui sont des caractéristiques de l'entité étudiée et sur lesquels l'évaluation est fondée. Les indicateurs sont des variables quantitatives ou qualitatives relatives aux critères retenus (Bouzillé, 2007).

Les indicateurs des évaluations environnementales relèvent de trois conceptions différentes de l'environnement : économiques, sociologiques et écologiques. La conception de l'environnement dite biocentrique est assimilée à la conservation de la nature (espèces, milieux, écosystèmes). La

conception anthropocentrique restreint le champ de l'environnement à celui utilisé par et pour l'homme. La conception technocentrique est une conception « de réconciliation » entre la préservation de la nature et le bien-être humain. Actuellement, la préservation de la nature reste encore un problème plutôt secondaire dans un projet (Mallard et François, 2013a). Pour tendre vers une conception évitant une telle polarisation entre la conception biocentrique et anthropocentrique, des outils, des méthodes biocentriques aussi élaborés et solides que ceux anthropocentriques sont à développer (Larrue, 2000). Dans cette thèse, les indicateurs de l'évaluation sont exclusivement basés sur des critères écologiques

Les indicateurs peuvent être de nature quantitative ou qualitative, objectifs ou subjectifs. Les indicateurs quantitatifs utilisent des intervalles, des nombres et expriment des quantités. Les indicateurs qualitatifs utilisent des caractéristiques subjectives et sont souvent exprimés sous forme de notes et de classement voire d'intervalles frisant le quantitatif. Les indicateurs objectifs spécifient des faits dont la mesure réalisée par différentes personnes donnerait le même résultat. Les indicateurs subjectifs sont fondés sur des opinions ou des perceptions (Projet européen PASTILLE : Promoting Action for Sustainability Through Indicators at the Local Level in Europe de 1998-2002). Les indicateurs qualitatifs et subjectifs mélangent des critères écologiques et socio-économiques (Kovacs, 1987b).

Dans cette thèse, les indicateurs de nature quantitative et le plus possible objective sont privilégiés, et dans la mesure du possible les hypothèses associées sont des paramètres quantitatifs. Par exemple, le choix du nombre de Simpson par rapport au nombre de Shannon pour mesurer la diversité est subjectif. Ce même nombre étant placé comme un cas particulier d'un indice général en l'occurrence le nombre de Hill, avec un paramètre « a », il devient un choix quasi-objectif... dans le sens où il suffit de faire varier le paramètre « a » entre deux bornes objectives 0 et infini, entre deux bornes acceptées, $a=0.2$ et $a=4$ par exemple, pour avoir la sensibilité des conséquences du choix de ce nombre, une incertitude sur la conclusion. Les outils de calcul d'incertitude ont ainsi été listés dans ce rapport.

Les indicateurs peuvent être liés à différentes échelles: locales, régionales, nationales, internationales. Une espèce rare à un niveau supérieur d'analyse peut-être relativement fréquente à l'échelle inférieure. Il ne serait pas opportun de supprimer le seul endroit où subsiste une espèce particulière sous prétexte qu'elle est abondante (Kovacs, 1987b).

2.1.2. Indicateurs du modèle Etat-Pression-Réponse

Les indicateurs peuvent s'inscrire dans le référentiel Pression (P) – État (E) – Réponse (R). Le modèle PER est reconnu au niveau international (OCDE, 1993). Deux autres modèles dérivés du modèle PER sont en phase d'étude et de développement : Force motrice –État-Réponse (DSR) et Force motrice-Pression-État-Impact- Réponse (DPSIR) (FAO, 2013).

Pendant les activités survenant lors des différentes phases des ITT, les sources de perturbation engendrent des pressions (P) sur l'environnement local (exemple les pollutions émises par les véhicules). L'état d'une cible de l'écosystème (E) est modifié (exemple la biodiversité). En réponse (R), les acteurs (réalisateurs, financeurs, gestionnaires) réagissent en intervenant sur les perturbations pour modifier les pressions sur le milieu à travers les politiques environnementales, économiques et des programmes destinés à prévenir, réduire ou atténuer les pressions et /ou dommages de l'environnement (Joumard et Nicolas, 2010).

Les indicateurs, qui correspondent aux variables d'états de l'habitat, vont permettre d'établir son niveau de conservation par comparaison à l'état de référence ou un état relatif retenu comme acceptable, et qui devient l'objectif de conservation (Bouzillé, 2007). Ceci est indépendant du nombre et de la nature des sources de pression. Les indicateurs d'état permettent d'analyser les conséquences des pressions des activités des projets d'ITT sur l'état de la structure et du fonctionnement des écosystèmes, contrairement aux indicateurs de pression qui permettent seulement de connaître le niveau des sollicitations. De plus, l'objectif est de comparer l'état initial de l'écosystème avec l'état post-projet d'ITT, donc avec l'état modifié par les perturbations dues aux projets. Les indicateurs d'état permettent de mesurer le gradient de naturalité des milieux naturels du plus artificiel au plus naturel suivant l'empreinte des activités humaines. Factuels, ils sont les plus pertinents pour étudier et comprendre les effets des pressions sur le fonctionnement de l'écosystème. Les groupes écologiques peuvent être intégrés dans les indicateurs d'état dans la mesure où ils sont susceptibles d'indiquer d'éventuels changements concernant les variables abiotiques (Bouzillé, 2007).

2.1.3. Critères de « bons indicateurs »

En toute généralité, les indicateurs doivent répondre à des propriétés de représentativité, d'opérationnalité et d'aide à la décision (Tab. VI).

L'enjeu consiste à développer un ensemble d'indicateurs qui réunissent les critères listés et définis dans la littérature (Joumard *et al*, 2010; Levrel, 2006; Dale et Beyeler, 2001).

Tab. VI. Propriétés fondamentales, de mesure et de données, économiques et sociales des indicateurs.

Propriétés fondamentales	
Sensible :	Capacité à traduire le début du phénomène avant les variations importantes des pressions exercées sur l'écosystème,
Pertinent :	Significatif uniquement dans le domaine où il a été choisi et avant le niveau de contrôle recherché,
Quantitatif :	Nombres, intervalles,
Mesurable :	Mesure réaliste, simple et utilisable avec des moyens limités,
Objectif :	Refléter la valeur écologique indépendamment de toute considération sociale,
Echelles de référence :	Intégrable aux échelles supérieures, déclinable aux échelles inférieures,

Propriétés de mesure et de données	
Valide :	Mesure ce qu'il est censé mesurer,
Simple :	Récolte et exploitation aisées,
Comparable :	Comparabilité des données,
Précis :	Proximité entre la valeur estimée et la vraie valeur,
Fiable :	Résultats analogues quel que soit l'observateur,
Prévisible :	Réponse connue aux stress des perturbations naturelles, aux contraintes anthropiques et aux changements au fil du temps,
Fidèle :	Faible variabilité dans la réponse,
Cohérent :	Méthode de standardisation des données et des interprétations,
Reproductible :	Sur une même population, un recalcul doit donner la même valeur,
Transparent :	Facile à comprendre et critiquable par l'utilisateur,
Univoque :	Interprétation intuitive et sans ambiguïté,
Propriétés économiques	
Accessible :	Disponibilité des données d'entrée ou obtention pour un coût et dans un délai limité,
Propriétés sociales	
Ethique :	Compatible avec les droits humains et les valeurs de la population concernée,
Opérationnel :	Représentativité, opérationnalité, aide à la décision, peut mesurer la performance d'une mesure par rapport à un objectif,
Clair :	Accessibilité des données statistiques et clarté de leurs formes pour les instances décisionnaires.
Anticiper :	Mesurer des facteurs modifiables directement par une décision.

2.2. Caractérisation de la cible pour la recherche d'indicateurs

2.2.1. Notion de chaîne causale et effets majeurs sur l'écosystème

L'écologie est l'étude des relations des organismes entre eux et avec leur environnement non-vivant. Le mot clé retenu ici est « relation ». Il est important de prendre en compte les interactions plutôt que les taxons eux-mêmes, donc les relations plutôt que les espèces,... (Ulanowicz, 1997). Un écosystème est une structure dynamique, évoluant dans le temps. C'est un ensemble de composants interconnectés agissant comme une entité. Les facteurs extérieurs ou « perturbations » apportés par les projets d'ITT s'appliquent à un ou plusieurs composants de l'écosystème ou cibles (Cancela da Fonseca, 1974).

Suivant ce raisonnement foncièrement en lien avec la définition l'écologie, l'étude des perturbations des activités des projets d'ITT dans le fonctionnement de l'écosystème consiste d'abord à reprendre les effets majeurs. Puis, en recherchant effet par effet l'entrée principale sur l'écosystème, en reliant les cibles concernées entre elles, un graphe d'interaction est construit. L'ensemble des conséquences de l'effet est résumé par ce graphe orienté. Un processus de conséquences est posé, c'est un ensemble d'événements conçus comme une chaîne causale progressive (Bouzillé, 2007).

Pour chaque perturbation donnée, la chaîne causale définit donc les liens entrants et sortants entre les cibles dus aux effets majeurs des écosystèmes ou impacts (déterminés en M1). Une

condition initiale pour chaque chaîne de causalité doit être respectée : chaque cible qui est incluse doit pouvoir recevoir une partie d'un effet majeur d'une autre cible. Il s'agit d'identifier la cible qui contribue la plus aux réactions en chaîne des effets majeurs sur les autres cibles. Ces effets vont déstabiliser le fonctionnement de l'écosystème. Le graphe étant posé et admis, la cible déterminée objectivement comme importante devient une piste pertinente pour la recherche d'indicateurs.

Un modèle va maintenant être proposé, il permet de quantifier ces liens, d'obtenir une valeur numérique de l'importance des cibles. Il devient en conséquence descriptif voire explicatif. Pour se rapporter à des notions plus pratiques, une altération d'un système par une intervention extérieure, par des modifications, correspond à une fourniture d'énergie négative sur les noeuds.

2.2.2. Importance relative des cibles dans les chaînes de causalité

Les chercheurs américains Allesina S. et Pascual M. ont utilisé l'algorithme PageRank™ du moteur de recherche Google™ pour étudier l'importance des effets d'extinctions en cascade des espèces à cause des impacts humains. En raison de leur dépendance mutuelle, la perte d'une d'entre-elles va se répercuter dans cette chaîne causale et va entraîner des suppressions d'autres espèces, des co-extinctions. Selon les chercheurs, la question est de savoir si la mesure de leur importance relative dans ce processus destructeur est principalement et simplement donnée par le nombre de liens qu'elles émettent et qu'elles reçoivent. L'algorithme correspondant est simple et, effectivement, il trouve la meilleure solution au problème d'attribution des rôles de chacune des espèces dans les extinctions secondaires dans tous les cas de réseaux analysés dans leur étude. L'algorithme proposé devient ainsi une nouvelle piste, une base pour de nouveaux développements dans l'analyse du risque d'extinction dans les écosystèmes (Allesina et Pascual, 2009).

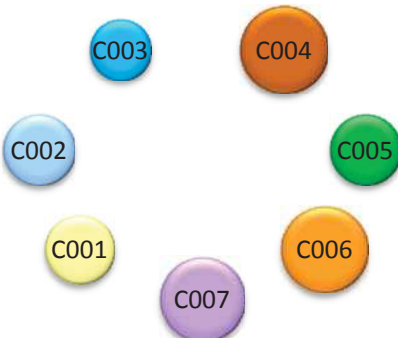
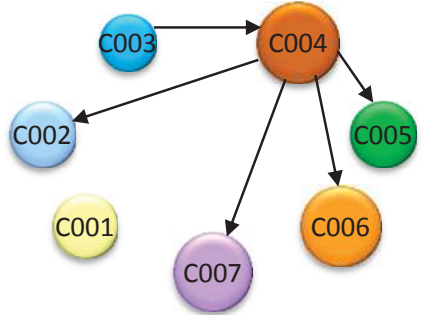
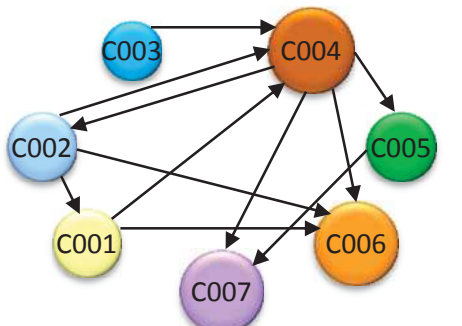
Dans cette thèse, cette méthode PageRank™ est adaptée et appliquée à la chaîne de causalité des effets des ITT sur les cibles de l'écosystème. Le raisonnement de base récursif est le suivant: une cible est importante si elle induit un effet sur une cible importante, la renforçant. L'algorithme va permettre de graduer l'importance des cibles. Autrement dit un impact sur une cible qui est un nœud essentiel entraîne potentiellement des effets majeurs sur l'écosystème. Graphiquement, une cible est définie comme importante si elle pointe (directement ou indirectement) vers d'autres cibles qui sont à leur tour importantes, c'est bien l'inverse du classement de l'importance des pages du web.

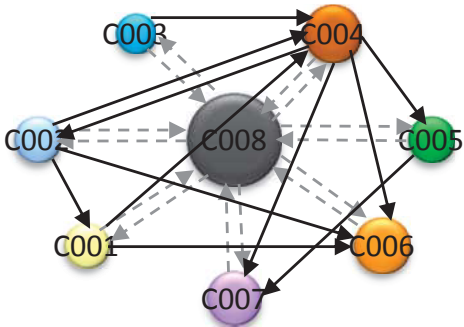
Deux observations doivent être faites... La première pose que les cibles sont des éléments qui ont tous des liens ténus par défaut entre-eux. C'est la conséquence du choix raisonné des cibles impactées par les perturbations mais ne doit quand même pas oublier d'autres cibles non retenues ou omises. Dans le réseau, en conséquence un nœud particulier est inséré dit " racine " qui remplace ces dernières cibles. Il va pointer par défaut vers et recevoir de toutes les autres cibles...

La deuxième observation vient du fait que les liens définis ne sont pas forcément aussi tranchés que cela, un flou de relation existe dans la nature introduisant un aspect statistique...

Le raisonnement est repris pour un cas particulier. Dans un premier temps, pour une source de perturbation ou un impact sur une cible, il s'agit de construire le graphe de base. (Tab. VII). Les cibles concernées sont choisies. Les liens sont construits dans le sens où la cible x impacte les cibles y, qui impacte z... La cible la plus impactée est recherchée, elle le devient dans la mesure où elle est liée à des cibles très impactées.

Tab. VII. Étapes de construction du graphe de chaîne de causalité.

Étapes de construction du graphe de chaîne de causalité	Texte d'explication
	Pour visualiser les relations, les cibles retenues sont par exemple disposées en cercle avec les notations suivantes : Microclimat=C001 ; Eaux de surface=C002 ; Eaux souterraines=C003 ; C004=Sol ; C005=Producteurs ; C006=Décomposeurs ; C007=Consommateurs. Les cibles sont équivalentes à ce moment-là. Elles sont les nœuds ou sommets du graphe et le nombre de cibles est l'ordre. Sans arc, le graphe est nul.
	Dans la perturbation « rabattement de la nappe phréatique (S_008) », la cible correspondante, à savoir les « eaux souterraines », notée « C003 », subit en premier lieu cette pression. La cible « C003 » la répercute sur la cible « sol » « C004 », une flèche orientée est alors tracée de « C003 » vers « C004 ». La « C004 » est à son tour impactée, va induire des perturbations sur la cible des eaux de surface notée « C002 », sur les consommateurs « C007 », les producteurs « C005 » et sur les décomposeurs (C006).
	Chaque cible est reprise et les liens, arcs ou arêtes orientées sont créés un à un, conduisant à un graphe orienté. Les cibles C007 et C006 par exemple n'émettent pas de liens, ce qui n'est pas compatible avec l'idée d'un écosystème et va être traité ensuite. Seule l'idée de lien est retenue, les liens sont valués équivalents, dans un cas plus général, des poids différents pourraient leur être associés.

Étapes de construction du graphe de chaîne de causalité	Texte d'explication																																																																																	
	Le nombre de cibles est limité. Le nœud supplémentaire C008 (transmettant le Dysfonctionnement des perturbations) correspond à une cible de fond, faisant partie du même écosystème, résumant les cibles « omises », « oubliées ». Chaque cible participe à l'existence de ce nœud et l'impacte. C008 impacte en retour toutes les cibles C001, C002, C003, C004, C005, C006, C007. Un trait en pointillé part de C008 vers toutes les autres cibles et inversement. Le graphe est finalement résumé ci-dessous dans le tableau rempli colonne par colonne, c'est une matrice de base notée A_0.																																																																																	
Le graphe à n sommets est représenté par une grille, une matrice. Elle est construite colonne par colonne. Un 1 signifie qu'une arrête existe. L'impact arrive sur les eaux souterraines « C003 » qui le transmet au sol (1 est inséré à la ligne C004 dans la colonne « C003 »), le sol transmet l'impact sur les eaux de surface « C002 », les producteurs « C005 », décomposeurs « C006 » et consommateur « C007 ». (1 est inséré dans la colonne « C004 » aux lignes « C002 », « C005 », « C006 », « C007 »)... etc pour chaque cible, C008 comprise.																																																																																		
	<table><tr><th></th><th>C001</th><th>C002</th><th>C003</th><th>C004</th><th>C005</th><th>C006</th><th>C007</th><th>C008</th></tr><tr><th>C001</th><td>0</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr><tr><th>C002</th><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr><tr><th>C003</th><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr><tr><th>C004</th><td>1</td><td>1</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr><tr><th>C005</th><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr><tr><th>C006</th><td>1</td><td>1</td><td>0</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr><tr><th>C007</th><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td></tr><tr><th>C008</th><td>1</td><td>1</td><td>1</td><td>1</td><td>1</td><td>1</td><td>1</td><td>0</td></tr></table>		C001	C002	C003	C004	C005	C006	C007	C008	C001	0	1	0	0	0	0	0	1	C002	0	0	0	1	0	0	0	1	C003	0	0	0	0	0	0	0	1	C004	1	1	1	0	0	0	0	1	C005	0	0	0	1	0	0	0	1	C006	1	1	0	1	0	0	0	1	C007	0	0	0	1	1	0	0	1	C008	1	1	1	1	1	1	1	0
	C001	C002	C003	C004	C005	C006	C007	C008																																																																										
C001	0	1	0	0	0	0	0	1																																																																										
C002	0	0	0	1	0	0	0	1																																																																										
C003	0	0	0	0	0	0	0	1																																																																										
C004	1	1	1	0	0	0	0	1																																																																										
C005	0	0	0	1	0	0	0	1																																																																										
C006	1	1	0	1	0	0	0	1																																																																										
C007	0	0	0	1	1	0	0	1																																																																										
C008	1	1	1	1	1	1	1	0																																																																										

La première matrice représentant le graphe est notée A_0 .

$$A_0 = \begin{bmatrix} 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0 \end{bmatrix} \quad [27]$$

Dans cette écriture, la multiplication de la matrice colonne des cibles par la matrice des liens définit les impacts reçus par une cible. La cible « C001 » est impactée par les eaux de surface « C002 » et par la cible « autre » « C008 ». La cible « C004 » est impactée par le climat, les eaux de surface « C002 », les eaux souterraines « C003 » et par « C008 »...

La matrice des valeurs d'impact sur les cibles est notée x , soit $x^T=[C001,C002,C003,C004,C005,C006,C007,C008]^T$, alors $[x]=[A_0] [x]$.

En développant :

$$C001=1 \times C002 + 1 \times C008; \dots \text{etc} \dots; C004=1 \times C001 + 1 \times C002 + 1 \times C003 + 1 \times C008;$$

Le système est récursif, une cible de x est liée à toutes les valeurs des cibles de x . À ce niveau, la résolution de l'équation ne conduit pas à une solution unique dans tous les cas.

Les Colonnes correspondent à ce qui est induit par les cibles. Chaque cible transmet sur k cibles, elle n'amplifie pas la part de matière, la part d'énergie transmise en fonction du nombre de cibles. Le transfert correspondant doit être égal à 1. En l'absence d'informations, elle induit non pas 1 mais par exemple $1/k$ ou tout autre valeur d'échange <1 . A partir de la matrice A_0 , la matrice correspondante corrigée A est donnée par:

$$A = \begin{bmatrix} 0 & \frac{1}{4} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & \frac{1}{4} & \frac{1}{2} & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & \frac{1}{4} & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & 0 & 0 & \frac{1}{5} & \frac{1}{2} & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & \frac{1}{4} & \frac{1}{2} & \frac{1}{5} & \frac{1}{2} & 1 & 1 & 0 \end{bmatrix} \quad [28]$$

Pour mesurer ce que reçoit chaque cible, le système matriciel à résoudre devient :

$$\begin{bmatrix} \text{C001} \\ \text{C002} \\ \text{C003} \\ \text{C004} \\ \text{C005} \\ \text{C006} \\ \text{C007} \\ \text{C008} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 & \frac{1}{4} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & \frac{1}{4} & \frac{1}{2} & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & \frac{1}{4} & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & 0 & 0 & \frac{1}{5} & \frac{1}{2} & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & \frac{1}{4} & \frac{1}{2} & \frac{1}{5} & \frac{1}{2} & 1 & 1 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \text{C001} \\ \text{C002} \\ \text{C003} \\ \text{C004} \\ \text{C005} \\ \text{C006} \\ \text{C007} \\ \text{C008} \end{bmatrix} \quad [29]$$

Les valeurs de $[x]$ ou matrice colonne de l'importance des cibles C001, C002,..., C008 sont toujours telles que $[x]=[A][x]$. La matrice $[A]$ est dite stochastique par colonne, chaque élément est un nombre réel compris entre 0 et 1. Dans le cas général, la recherche de la valeur de $[x]$ pose toujours un problème. Les cibles font partie d'un seul système écologique, il ne peut pas y avoir de sous-ensembles indépendants de cibles. L'image mécanique plus intuitive des relations souvent citée est celle d'un ensemble de petites masses reliées par des ressorts. Faire bouger une des masses

fait trembler l'ensemble s'il existe des liens entre toutes les masses, sinon une partie restera immobile. Comme pour les pages du web, il est justifié et nécessaire, voire nécessaire et justifiable, qu'une valeur de « fond », rajoute un processus aléatoire d'échange d'énergie dans un écosystème, rendant ainsi le système intimement relié. Dans ce système global, l'ensemble des cibles agit sur chaque cible et Robert E. Ulanowicz indique une justification *“however, under all possible circumstances a residual « uncertainty » will persist due to the inherent indeterminacy in the process and its context”* (Ulanowicz, 1997). Dans le cas des impacts, la matrice S suivante est posée comme le caractère impondérable des échanges. Le terme qui est rajouté à chaque terme de la matrice A est par défaut un terme constant tel que la somme des colonnes soit toujours égale à 1, soit un terme en $1/n$, n étant la dimension de la matrice. De plus, cette matrice S avec des termes en $1/n$, rajoutée à la matrice A doit conduire à une matrice M telle que la somme de chaque terme de la matrice M soit encore égale à 1. Finalement la matrice M combine A et S, elle remplace la matrice A précédente et celle-ci en devient un cas particulier:

$$M = (1-m) A + m S \quad [30]$$

$$M = (1-m) \begin{bmatrix} 0 & \frac{1}{4} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & \frac{1}{4} & \frac{1}{2} & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & 0 & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ 0 & \frac{1}{4} & 0 & \frac{1}{5} & 0 & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & 0 & 0 & \frac{1}{5} & \frac{1}{2} & 0 & 0 & \frac{1}{7} \\ \frac{1}{3} & \frac{1}{4} & \frac{1}{2} & \frac{1}{5} & \frac{1}{2} & 1 & 1 & 0 \end{bmatrix} + m \begin{bmatrix} \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \\ \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \\ \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \\ \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \\ \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \\ \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \\ \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \\ \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} & \frac{1}{8} \end{bmatrix} \quad [31]$$

« m » est un paramètre compris entre 0 et 1. Le cas « m=0 » implique M=A. Les liens spécifiques, en relation avec l'impact sont alors bien pris en compte, sans une part impondérable. Le cas « m=1 » est un graphe où tous les nœuds sont liés et sont équivalents. C'est un cas où toutes les conséquences des impacts se répercutent de façon équivalente sur toutes les cibles sans distinction. Ce raisonnement se rapproche de l'algorithme de Google, il n'a pas été utilisé à notre connaissance en écologie des ITT. La matrice de nombre réels M carrée, est dite « stochastique et trivialement positive », le théorème d'Oskar Perron et Ferdinand Georg Frobenius indique qu'il n'existe alors qu'une solution dont les termes sont réels et positifs. Aucune valeur n'est disponible pour le paramètre m avec $0 < m < 1$. Ulanowicz, 2011 mentionne que le nombre de transferts, de liens dans un réseau est de l'ordre de 15% maximum. La matrice pleine S inclut un nombre maximal de liens $n \times n$ (les n cibles pointent vers n cibles). De façon un peu arbitraire, tout en

conservant ce nombre de liens, leur importance est pondérée pour retrouver globalement pour « m » la valeur de 15% correspondant à une « marche au hasard ». La figure Fig. 85 illustre un calcul numérique d'une valeur de la matrice x en fonction de la valeur du paramètre m pour montrer que cette valeur de m intervient peu sur le calcul de x (Fig. 85).

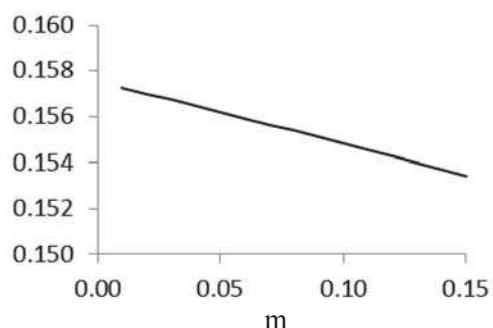


Fig. 85. Exemple de valeur calculée de l'importance d'un impact x en fonction de m.

Remarque : dans notre exemple cité précédemment, cette valeur conduit à ajouter aux échanges une quantité de 15% de 1/8. Elle ne modifie les valeurs de x calculées que de 8% maximum. Cette introduction de la matrice M et de la valeur de m faible, permet par contre d'avoir une réponse unique à notre équation $Mx=x$ dans tous les cas qui s'écrit aussi $((1-m)A + mS)x=x$.

Dans le cas où la matrice A n'est pas très grande, 36 lignes quand elle est appliquée pour les effets, 8 lignes dans le cas présent des cibles, contrairement au WEB qui doit gérer des milliards de pages, il est possible de trouver une solution explicite du calcul de x. La matrice M construite a une propriété particulière dont nous profitons, à savoir la somme des valeurs de x égale 1. Dans ce cas le produit $[S][x]$ égale $[s]$, avec $[s]$ une matrice colonne (1, n) dont chaque terme est égal à 1/n. La solution directe, explicite de x, différente de zéro, est alors directement donnée par le calcul matriciel suivant (les crochets entourant les matrices sont supprimés):

- $((1-m)A + mS)x = x$, x matrice colonne (1xn), A et S matrices carrées (nxn),
- $((1-m)Ax + mSx) = x$ et puisque $Sx = s$, alors : $((1-m)Ax + ms) = x$
- Puis, $ms = x - ((1-m)Ax)$, $ms = x(I - (1-m)A)$

Finalement:

$$x = (I - (1-m)A)^{-1} ms \quad [32]$$

- I : la matrice Identité nxn (Les termes diagonaux=1, les autres termes=0),
- m = 0.15 par défaut, paramètre de pondération compris entre le cas des liens bien déterminés entre les cibles soit m=0 et le cas des liens exerçant leur transfert de façon équivalente soit m=1,
- A : matrice carrée nxn issue du graphe résumant comment se propage un impact sur les cibles, et telle que la somme des termes des colonnes égale 1,

- s, matrice colonne dont tous les termes=1/n par défaut,
- x, matrice colonne recherchée, donnant l'importance des impacts sur les cibles et ainsi pour les choisir en tant qu'indicateur à savoir : C001, C002, C003, C004, C005, C007, C008, C008.
- « $x = (I - (1-m) A)^{-1} m s$ » est l'équation qui est utilisée dans cette thèse pour déterminer les cibles les plus impactées et qui sont candidates à être des indicateurs (Fig. 86).

Pour la source de perturbation « rabattement de la nappe phréatique », les cibles impactées sont classées selon leur importance dans la chaîne de dégradation de l'écosystème de la manière suivante: 1° sol(C004=0,125), 2° Décomposeurs(C006=0,120), 3° Consommateurs(C007=0,116), 4° eaux superficielles(C002=0,081), 5° Producteurs (C005=0,081), 6° micro-climat (C001=0,077), 7° eaux souterraines (C003=0,060), La cible C008 est la cible de complément. Le sol est la cible candidate de mesure des effets sur le terrain.

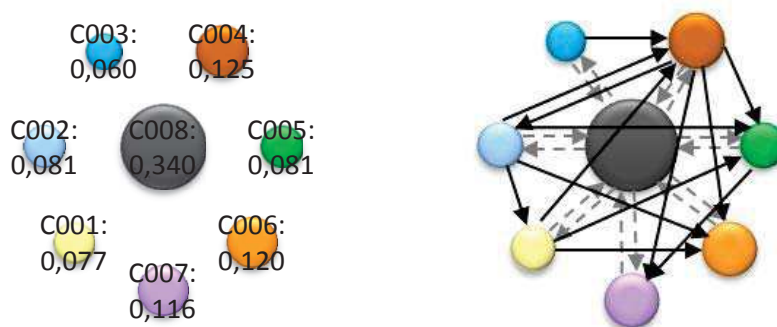


Fig. 86. Exemple de calcul sur la base des valeurs citées précédemment.

2.2.3. Choix du taxon en indicateur d'état – groupe fonctionnel

Pour évaluer l'état de la biodiversité dans un milieu naturel, il est important de disposer d'indicateurs biotiques (Levrel, 2006). Les indicateurs biotiques sont des outils qui permettent de caractériser l'évolution dans le temps de l'état écologique des écosystèmes. Ils servent à déterminer un état initial, puis son suivi lors des différentes phases. Ils permettent de vérifier l'efficacité des mesures réglementaires (mesures d'atténuation et de compensation des impacts) (Lévêque et Mounolou, 2008).

Ce sont des espèces ou des populations qui permettent d'apprécier le degré d'une perturbation dans un milieu naturel donné. Les indicateurs biotiques sont des variables de représentation opérationnelle des attributs de l'écosystème (qualité, caractéristiques, propriétés) (Bouzellé, 2007). Les indicateurs biotiques doivent en particulier représenter de manière simplifiée des phénomènes complexes. Les indicateurs au niveau de l'écosystème sont dits des indicateurs écologiques, ils peuvent examiner la structure de la communauté (richesse spécifique, abondance, biomasse, indicateurs de structure) ou s'intéresser aux structures (niveaux trophiques, chaîne alimentaire) au paysage (hétérogénéité, fragmentation) (Lévêque et Mounolou, 2008).

Pour les pistes d'indicateurs biotiques, il faut centrer l'analyse sur des populations d'espèces, ou sur des groupes d'espèces susceptibles d'apporter des informations sur tel ou tel processus. Les groupes fonctionnels peuvent être définis comme des groupes d'espèces ayant un rôle ou un comportement similaire pour un processus écologique donné, indépendamment de leur appartenance taxinomique. De plus, ils apportent des contributions majeures aux processus fonctionnels des écosystèmes, leur disparition entraînerait des disparitions en cascade (Bouzillé, 2007). Les communautés végétales ou animales répondent de manière graduelle à la plupart des facteurs écologiques (Whittaker, 1973) et sont ainsi un bon indicateur du fonctionnement des systèmes écologiques le long de gradients (Verneaux, 1973).

Suivants les critères énoncés par Andersen (1999), un indicateur biotique se définit par les critères suivants : la distribution, l'abondance et la richesse du groupe; l'importance fonctionnelle dans l'écosystème; la forte sensibilité à la perturbation étudiée ; la biologie du groupe connue, la facilité d'observation ou d'identification (Andersen, 1999). Un impact négatif sur la biodiversité de ceux-ci alors se répercute sur les niveaux trophiques supérieurs.

Dans le cadre de la théorie climacique la qualité biologique intrinsèque des milieux naturels, indépendant de toute considération anthropique, est liée à leur degré de maturité. La stabilité découle de l'importance des phénomènes d'autorégulation plus nombreux dans les systèmes complexes que simplifiés. Par conséquent, la diversité et la rareté représentent deux paramètres clefs, le premier reflétant le niveau de complexité, et le deuxième traduit le degré de spécialisation des organismes constituant les biocénoses (Kovacs, 1987b). Une diversité élevée donnerait de meilleures capacités de résilience aux écosystèmes suite à des perturbations du milieu. La résistance d'un écosystème est sa capacité à résister à une perturbation, la résilience à retourner à son état qui a précédé la perturbation. Le critère de biodiversité correspondant peut être l'indice de Shannon (Bouzillé, 2007). Les indicateurs biotiques sont exprimés par l'indice de diversité du groupe fonctionnel. Cet indice est largement utilisé n'est qu'une composante d'un indice général, continu, indice de Hill en particulier.

Les indicateurs producteurs sont représentés par les végétaux : plantes à fleurs, Graminées, résineux, Lycopodes, Algues, Mousses, Hépatiques, Lichens, Prêles, Fougères. Les indicateurs décomposeurs sont représentés par la faune du sol : microfaune (nématodes, protozoaires), mésofaune (arthropodes inférieurs et enchytraéides), macrofaune (lombrics, araignées, myriapodes, fourmis,...). Les indicateurs consommateurs sont représentés par les mammifères, les oiseaux, les reptiles, les batraciens, les poissons et les invertébrés mollusques et arthropodes (Crustacées, araignées, insectes (Lépidoptères, Orthoptères, Odonates, Coléoptères, Hyménoptères), mille-pattes).

3. Résultats des chaînes de causalité et des indicateurs

3.1. Analyse des chaînes de causalité pour chaque perturbation

Les rappels des notations des cibles sont présentés sur la Fig. 87. Le microclimat (noté C001) est constitué par les facteurs physiques habituels (température, humidité, vent, ensoleillement, précipitations) et par les facteurs liés aux perturbations anthropiques telles que le bruit, la qualité de l'air ambiant et la lumière artificielle. Les eaux superficielles (notées C002) représentent les eaux de surfaces d'eau de pluie qui s'écoulent ou qui stagnent à la surface de l'écorce terrestre. Les eaux souterraines (notées C003) sont les eaux de l'aquifère. Le Sol (noté C004) correspond à la couche superficielle, meuble, de la croûte terrestre, résultant de la transformation de la roche mère enrichie par des apports organiques. Les producteurs primaires (notés C005) regroupent la communauté végétale présente dans le milieu. Les décomposeurs (notés C006) fusionnent l'ensemble de la faune vivant dans le sol (notamment appelé faune du sol). Les consommateurs (notés C007) sont la communauté animale vivant dans le milieu, hors faune du sol (Fig. 87). La cible supplémentaire résume les cibles « omises », « oubliées » (notée C008).

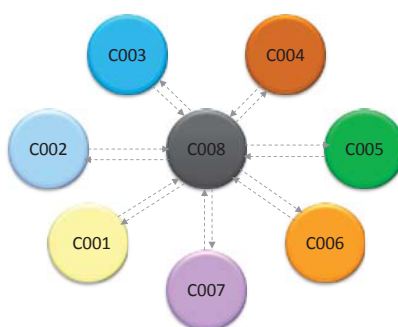


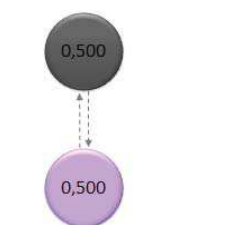
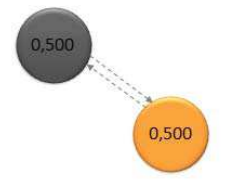
Fig. 87. Cibles : Microclimat=C001; Eaux de surface=C002; Eaux souterraines=C003; Sol=C004; C005=Producteurs; C006=Décomposeurs; C007=Consommateurs; C008=cible de fond.

3.1.1. Cible directe ponctuelle

Les « Réseaux de lignes et pylônes électriques » entraînent la mortalité par électrocution de population sensible telle que les grands rapaces (Fig. 88, Tab. VIII). Les barrières physiques telles que les glissières de sécurité isolent les populations animales de part et d'autre de l'infrastructure en augmentant les distances de déplacement des populations vers les systèmes adjacents et également pour la faune du sol par la barrière de buses dans le sol. Cet effet est plus ou moins fort selon la capacité de déplacement des populations animales (Fig. 89, Tab. VIII).

La 1^{ère} colonne indique la catégorie d'impact, la 2^{ème} liste le code des sources d'impact, la troisième donne le graphe et les valeurs d'importance pour chacune des cibles hormis la cellule centrale grise (Tab. VIII).

Tab. VIII. Représentation schématique des chaînes de causalité avec 1 cible.

Catégorie de chaîne	Code des Sources	Représentation schématique de la cible obtenue directement
« Réseaux de lignes et pylônes électriques »	S_221_;Sf112_;Sf259_;Sf267_;	Fig. 88.  Cible Consommateurs
« Barrière physique dans l'eau »	Sh050_;Sh058_;	
« Barrières physiques, glissières de sécurité, déneigement hivernal »	S_007_;Sr220_;Sr282_;	
« Buse barrière physique envers la faune du sol »	S_019_;S_222_;	Fig. 89.  Cible Décomposeurs

3.1.2. Chaîne de causalité perturbation vs 2 cibles

Le déplacement d'engins de chantier, d'entretien et des véhicules détruit la faune sensible sur son passage (amphibiens, insectes, petits rongeurs,...). Le passage des véhicules entraîne la mortalité en masse de la faune et contribue significativement à l'isolement des populations (C007=0,303). Ce sont également des vecteurs d'espèces végétales exogènes. Les graines et propagules des espèces exogènes se collent aux boues des pneus des engins et se dispersent dans le milieu naturel modifiant le cortège végétal (C005=0,303) (Fig. 90, Tab. IX).

La modification du lit existant du cours d'eau détruit la végétation des berges (C005=0,234) et la faune aquatique par la pose de palplanches. Les abris, les frayères à salmonidés, esocidés, cyprinidés sont détruits (C007=0,333) (Fig. 91, Tab. IX).

La lumière artificielle émise par les activités des engins, le passage des véhicules et les lampadaires en condition nocturne entraînent une émission de radiations lumineuses et un réchauffement autour des lampadaires (C001=0,234) qui attirent les populations animales majoritairement des insectes, repoussent les espèces lucifuges et dérègle le rythme nyctéméral de certaines populations diurnes (C007=0,333) (Fig. 92, Tab. IX).

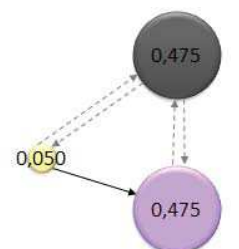
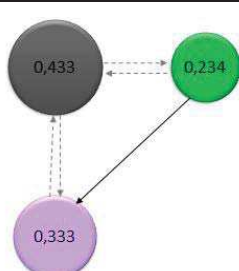
Les ondes magnétiques se propagent et émettent des émissions électriques dans l'air (C001=0,050). Les populations animales sont sensibles à ces ondes qui peuvent bouleverser leur comportement notamment les chiroptères et les insectes. Cette réaction anormale peut entraîner la

mortalité des populations. Ces émissions dégradent le biotope et peuvent être une barrière d'isolement des populations sensibles (C007=0,475) (Fig. 93, Tab. IX).

Le fauchage des dépendances vertes sélectionne le peuplement végétal en banalisant le cortège végétal et détruisant la flore mellifère dont se nourrit de nombreux insectes pollinisateurs tels que les abeilles et les papillons (C005=0,234). Ces dépendances étant utilisées par de nombreuses espèces comme corridor écologique, la tonte tue en masse certains stades sensibles du cycle de développement de certaines espèces : œufs, nymphes, chenilles, larves. Et la végétation fauchée est une barrière immatérielle au déplacement naturel de la faune. L'élagage en période de nidification peut entraîner l'abandon des nids par l'avifaune (C007=0,333) (Fig. 94, Tab. IX).

Tab. IX. Représentation schématique des chaînes de causalité 2 cibles.

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
« Déplacement d'engins à vitesse lente »	S_006_;S_017_;S_025_;S_048_;S_086_;S_092_;S_104_;S_124_;S_159_;S_166_;S_172_;S_179_;S_187_;S_195_;S_202_;S_270_;S_274_;S_277_;S_287_;Se040_;Sf117_;Sf264_;Sh057_;Sh065_;Sh072_;Sh079_;	Fig. 90. Cibles Producteurs et Consommateurs
« Apport de végétation exogène »	S_238_;Sr249_;	
« Modification du lit existant du cours d'eau »	Se026_;	Fig. 91. Cible Consommateurs
« Lumière artificielle »	S_105_;S_214_;Sr232_;	Fig. 92. Cible Consommateurs

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
« Champ magnétique »	S_240_;Sf111_;Sf230_;Sf258_;Sf266_; Valeurs de 0.475 ?? ou flèche	 Fig. 93. Cible consommateurs
« Fauchage des dépendances vertes »	S_268_;	 Fig. 94. Cible Consommateurs

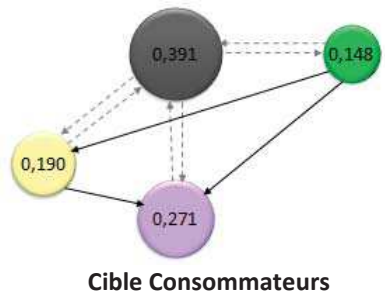
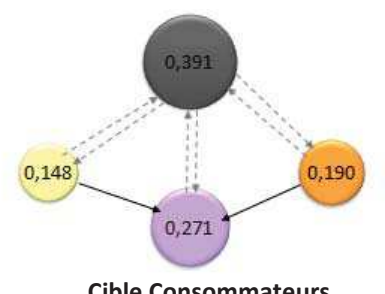
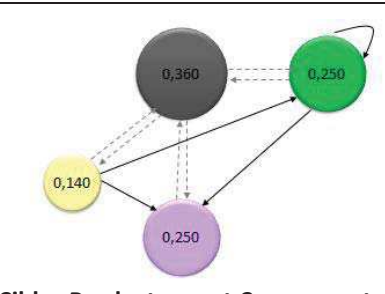
3.1.3. Chaîne de causalité perturbation vs 3 cibles

Le déboisement des arbres et des arbustes isolés au niveau de l'emprise de l'infrastructure conduit à (C005=0,148). Ce déboisement provoque la mortalité directe de certains animaux présents et l'abandon des nids. Cette destruction végétale entraîne des changements micro-climatiques au niveau du pied d'arbre, d'une emprise plus venteuse, d'une baisse de l'humidité et de l'augmentation de la température par la pénétration des radiations solaires au niveau du sol (C001=0,190). L'absence de ces arbres isolés et leur micro-climat particulier en milieux de prairies, landes ou de cultures entraînent la perte d'éléments relais du passage de l'avifaune et d'habitat pour certaines populations d'insectes, c'est un obstacle au déplacement naturel de la faune qui utilisait auparavant ces arbres (C007=0,271) (Fig. 95, Tab. X).

Le sol technique de l'infrastructure sous l'effet du rayonnement solaire est plus chaud et entraîne une émanation d'hydrocarbure du bitume (C001=0,148). La température plus forte est une barrière immatérielle au déplacement des faunes sensibles telles que les insectes carabes (C007=0,271) et la faune du sol (C006=0,190) (Fig. 96, Tab. X).

Le déplacement des engins et des véhicules crée des micro-tourbillons éoliens (C001=0,40) qui perturbe le déplacement naturel de la faune ailée et permet le déplacement des graines et propagules des espèces végétales invasives qui sont accrochées sur les véhicules ou apportées par les boues des pneus. Les espèces végétales invasives se développent et envahissent les milieux modifiant le cortège végétal (C005=0,250). Le déplacement des véhicules entraîne également la mortalité de la faune par collisions (C007=0,250) (Fig. 97, Tab. X).

Tab. X. Représentation schématique des chaînes de causalité 3 cibles.

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
« Destruction des arbres et des arbustes isolés »	S_011_;	 Fig. 95. Cible Consommateurs
« Sol thermique de l'infrastructure »	S_218_ ; S_216_ ; S_239_ ;	 Fig. 96. Cible Consommateurs
« Déplacement d'engins et de véhicules »	S_223_ ;	 Fig. 97. Cibles Producteurs et Consommateurs

3.1.4. Chaîne de causalité perturbation vs 4 cibles

Le bruit émis par l'activité des engins ou véhicules dans l'environnement propage des ondes sonores dans l'air (C001=0,119). En conséquence, la faune fuit et le bruit crée une barrière immatérielle au déplacement naturel (C007=0,170). Les vibrations émises par les activités des engins ou du roulement des véhicules sur la chaussée sont des ondes mécaniques qui se dispersent dans le sol (C004=0,119). En conséquence, la faune du sol fuit et comme pour le bruit ces ondes deviennent une barrière immatérielle au déplacement de la faune du sol (C006=0,170) (Fig. 98, Tab. XI).

Les berges bétonnées des cours d'eau augmentent le débit d'eau (C002=0,129), font disparaître les zones de remous, de mortes et vives eaux indispensables à certaines espèces notamment de poissons. Le substrat lisse provoque une érosion progressive (en aval) ou régressive (amont) (C004=0,107). L'artificialisation du cours d'eau et le débit de l'eau détruisent la végétation (C005=0,166), les abris, les frayères à salmonidés, des esocidés, des cyprinidés et devient un

obstacle à la migration piscicole en conséquence une discontinuité écologique s'installe (C007=0,237) (Fig. 99, Tab. XI).

Tab. XI. Représentation schématique des chaînes de causalité 4 cibles.

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
« Bruit et vibration »	S_001_;S_087_;S_128_;S_148_;S_161_;S_167_;S_182_;S_210_;S_276_;S_279_;Se139_;Sf113_;Sf260_;Sf295_;Sf300_;Sr244_;Sr252_;Sr290_;	Fig. 98. Cible Consommateurs
« Berges du cours d'eau bétonnées »	Se034_;	Fig. 99. Cible Consommateurs

3.1.5. Chaîne de causalité perturbation vs 5 cibles

Le déboisement des arbres et des arbustes au niveau de l'emprise de l'infrastructure (C005=0,150) entraîne des changements micro-climatiques (C001=0,104), emprise plus venteuse, baisse de l'humidité et augmentation de la température par la pénétration des radiations solaires au niveau du sol. Le sol n'est plus retenu par les racines et s'érode par l'action du vent et des eaux de ruissellement (C004=0,149) rendant difficile la colonisation par la végétation. L'hygrométrie du sol en est bouleversée (C003=0,104). Ces modifications abiotiques dégradent l'habitat naturel et font perdre une partie d'habitat naturel pour les populations, c'est également un obstacle au déplacement naturel de la faune qui empruntait auparavant ces strates (C007=0,176) (Fig. 100, Tab. XII).

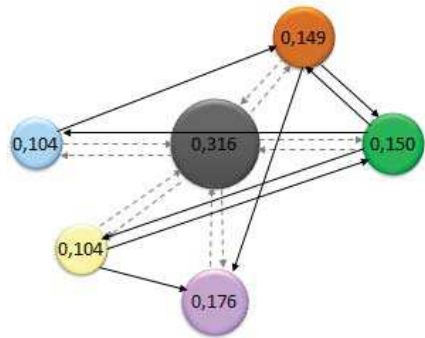
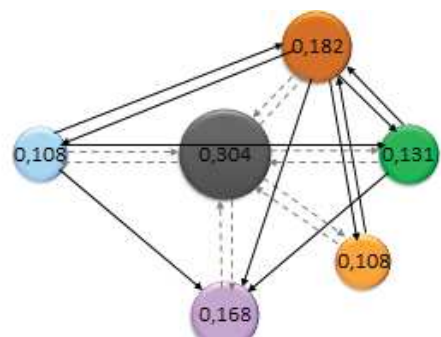
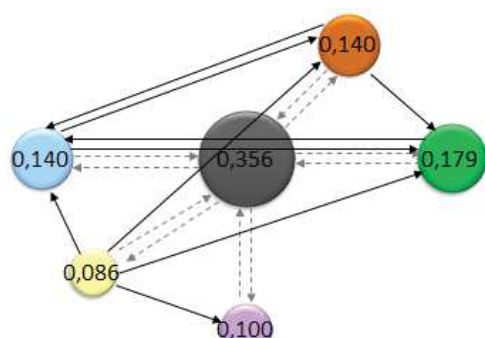
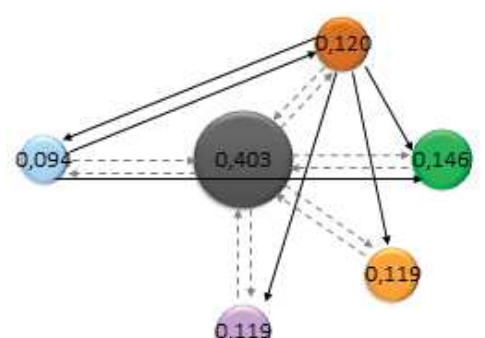
L'homogénéisation et l'humidification des sols, pendant le traitement des sols en place (ciment, chaux) et l'imperméabilité de la surface de la couche artificielle de l'infrastructure créent des cours d'eau intermittents pollués par les hydrocarbures, les huiles (C002=0,108)... augmentant l'intensité

de l'hydromorphie et dégradant la qualité du sol (C004=0,182). Les végétaux absorbent ces polluants. Les décomposeurs ingèrent également le sol pollué. Les végétaux et la faune du sol dépolluent le sol et, étant à la base de la chaîne alimentaire, ils sont ensuite ingérés par la faune et entraînent l'accumulation des polluants dans les organismes par ingestion de la flore ou de la faune infectées (bioaccumulation dans la chaîne alimentaire). La pollution du sol est également une barrière au déplacement de la faune sensible. Les cours d'eau intermittents sont des vecteurs de dissémination des organes reproducteurs de plantes exogènes (C005=0,131), ils créent une barrière non permanente pour la petite faune, les insectes et la faune du sol (C006=0,108). Ces cours d'eau intermittents augmentent l'humidité du sol et facilitent les déplacements des amphibiens attirés près de la route et sont source de collisions des individus avec les véhicules (C007=0,168) (Fig. 101, Tab. XII).

L'activité des engins ou le déplacement de véhicules soulèvent des poussières très fines en suspension dans l'air (C001=0,090). La faune à proximité de la source d'émissions peut être dérangée par des troubles respiratoires ou des irritations oculaires et fuit ces émissions (C007=0,105). Les particules se déposent sur les eaux de surface (augmentant la turbidité de l'eau), le sol (déposant une couche de particules) et la flore (inhibant la photosynthèse). La pluie (C002=0,105) lessive les particules sur la flore (C005=0,169) et le sol. Les particules de poussières mélangées au sol par les eaux de surfaces sont ensuite absorbées par les plantes (0,169) (Fig. 102, Tab. XII).

L'accumulation des déchets près du bord de route dégrade la qualité du sol par les polluants émanant des déchets (mégots,...). La persistance des éléments verre et plastique et l'oxydation des métaux modifient la qualité du sol (C004=0,120). Les eaux de ruissellement se chargent en polluants (C002=0,094) dispersent les polluants dans le sol et sont absorbées par les plantes (C005=0,146) et la faune du sol (C006=0,119). Les sols pollués sont une barrière à la faune sensible (C007=0,119) (Fig. 103, Tab. XII).

Tab. XII. Représentation schématique des chaînes de causalité, 5 cibles.

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
«Déboisement de l'emprise »	S_008_;S_009_ ;S_018_;	 Fig. 100. Cible Consommateurs
«Homogénéisation et humidification des sols »	S_188_;	 Fig. 101. Cible Sol
«Imperméabilité de la surface de la couche »	S_217_;	
«Poussières émises par les activités des engins ou le déplacement des véhicules »	S_082_;S_088_ ;S_100_ ;S_129_ ;S_134_ ;S_149_ ;S_155_ ;S_162_ ;S_168_ ;Se140_;	 Fig. 102. Cible Producteurs
«Déchets »	S_094_ ;Sr231_ ;Sr250_;	 Fig. 103. Cible Producteurs

3.1.6. Chaîne de causalité perturbation vs 6 cibles

La « Mise à nu du sol par décapage » (C004=0,125) entraîne la destruction de la végétation, de la banque de graines (C005=0,130) et des décomposeurs (C006=0,083). L'absence de plantes et de faune du sol induit un sol minéral. Ce sol support minéral entraîne une température du sol plus élevée en ciel ensoleillé (C001=0,083). Lors de forte pluviométrie, l'eau de surface ruisselle sur l'infrastructure (C002=0,083) et l'hygrométrie autour de l'infrastructure augmente. Les nouvelles conditions micro-climatiques et le ruissellement de l'eau modifient le cortège végétal. Ce sol minéral avec ces conditions environnementales particulières est une perte d'habitat naturel et une barrière au déplacement naturel de la faune du sol et de la faune en général (C007=0,190) (Fig. 104, Tab. XIII).

Le « Bruit et les vibrations de l'extraction à l'explosif » liés aux activités de déblais propage de fortes ondes sonores dans l'air (C001=0,080) et des ondes mécaniques qui se dispersent dans le sol (C004=0,096) et les eaux superficielles (C003=0,096). En conséquence, la faune du sol (C006=0,100) et la faune générale fuient (C007=0,117) ce qui crée une barrière immatérielle au déplacement naturel. Les vibrations fortes dans le sol entraînent le désouchage des racines des plantes (Fig. 105, Tab. XIII).

L'« Apport d'emprunts granulaires » en remblais entraîne le compactage du sol (C004=0,128). Ce sol minéral entraîne la modification micro-climatique par l'augmentation de la température du sol (C001=0,085). Le ruissellement des eaux superficielles et le vent entraînent l'érosion du sol (C002=0,085). Ce sol provenant de l'extérieur est un vecteur d'espèces végétales invasives qui modifient le cortège végétal (C005=0,148). Le sol compacté est une barrière physique au déplacement naturel de la faune (C007=0,146) et de la faune du sol (C006=0,085) (Fig. 106, Tab. XIII).

Dans les écosystèmes terrestres, l'« apport de particules fines réactives de chaux » pour le traitement des sols de chantier se disperse dans l'air (C001=0,068), se dépose sur les plantes (C005=0,112) et par ruissellement des eaux superficielles modifie l'hydromorphie et le pH du sol (C004=0,092) et la perte des eaux superficielles (C002=0,143). La chaux modifie également le pH du sol et des eaux superficielles aux alentours qui devient une barrière chimique au déplacement naturel de la faune du sol (C006=0,131). Le cortège végétal se modifie en fonction du pH des eaux superficielles. La modification de la présence des eaux superficielles et la modification du cortège végétal développent une barrière pour certaines populations sensibles et une perte d'habitat (C007=0,129) (Tab. XIII, Fig. 107). Concernant les écosystèmes aquatiques, la dispersion de la chaux dans l'air l'« apport de particules fines réactives de chaux » se disperse dans l'air (C001=0,062), se dépose sur les sols près des écosystèmes aquatiques, les plantes (C005=0,90) et par ruissellement des eaux superficielles modifie l'hydromorphie et le pH du sol (C004=0,164) et la

perte des eaux superficielles (C002=0,101). La chaux modifie également le pH du sol qui devient une barrière chimique au déplacement naturel de la faune du sol qui devient absente (C006=0,130). Le cortège végétal se modifie en fonction du pH des eaux superficielles. La modification du sol, des eaux superficielles et la modification du cortège végétal entraîne une barrière pour certaines populations sensibles et la perte d'habitat (C007=0,163) (Fig. 108, Tab. XIII).

Au niveau de l'infrastructure, le sol est artificialisé par les bases de chantier, les zones de stockage de matériaux, par le bitume pour la route et le ballast pour la ligne ferroviaire (C004=0,135). Au niveau du sol technique, aucune plante (C005=0,090) et aucune faune du sol (C006=0,090) ne peut coloniser ce type de sol. La température du sol est plus élevée en temps ensoleillé (C001=0,090). Lors de forte pluviométrie, l'eau de surface ruisselle sur l'infrastructure (C002=0,090) et l'hygrométrie autour de l'infrastructure augmente. Ce sol technique est une perte d'habitat naturel et une barrière au déplacement naturel de la faune (C007=0,154) (Fig. 109, Tab. XIII).

Les incendies accidentelles liés à l'infrastructure augmentent la température du milieu jusqu'à 1000°C (C001=0,083). Le feu détruit la végétation en dégageant des fumées toxiques dans l'air et affecte la faune qui n'a pas pu s'enfuir ainsi que celle du sol (C006=0,128). L'incendie éteint laisse un biotope dégradé. Le sol est constitué d'une couche charbonneuse (C004=0,115). L'eau de surface est chargée de particules de poussières (C002=0,095). Les nouvelles conditions du milieu (absence de végétation, eaux superficielles turbides, microclimat modifié) sont une perte d'habitats et une barrière immatérielle au déplacement naturel de la faune (C007=0,115). Le milieu étant traversé par une ITT, les invasives peuvent se développer plus rapidement et envahir le milieu naturel modifiant le cortège végétal (C005=0,202). Sur le long terme après l'incendie, la recolonisation des plantes permet de recréer des conditions environnementales accueillantes pour la faune du sol permettant de reconstituer un sol et en conséquence une recolonisation par la faune (Fig. 110, Tab. XIII).

L'enrobé neuf désorbe des hydrocarbures liquides, les véhicules, engins et l'oxydation des équipements métalliques émettent des particules fines (C001=0,107). Par ruissellement des eaux de pluies dégradent la qualité du sol (C004=0,180). Le sol pollué va se propager sur l'ensemble des autres cibles. Le réchauffement des plaques d'hydrocarbures laisse échapper des émanations de gaz d'hydrocarbures dans l'air gênant les populations animales. La pluie répartit la pollution sur une plus grande surface et permet l'infiltration des hydrocarbures liquides (C002=0,103). Les plantes absorbent ces molécules par le système racinaire et les parties aériennes. Les producteurs permettent la dépollution du sol. Ces molécules s'accumulent dans les tissus végétaux qui peuvent provoquer la chlorose voir la nécrose des tissus suivant le seuil de toxicité létale (C005=0,103). La faune du sol ingère le sol ou la litière contaminée et accumule ces molécules dans leur organisme entraînant leur morbidité par irritation des muqueuses et l'atteinte au système nerveux pouvant aller

jusqu'à la mort des individus selon le seuil de toxicité létale (C006=0,127). Les consommateurs ingèrent la flore et la faune du sol contaminés par ces molécules et accumulent à leur tour ces polluants dans leur organisme (phénomène de bioaccumulation). En conséquence, la bioaccumulation entraîne la morbidité ou la mortalité des populations selon le seuil de toxicité létale (C007=0,148). La faune morte contribue à la pollution du sol et des décomposeurs. D'autre part, les populations animales sont gênées par cette pollution qui devient une barrière immatérielle au déplacement naturel de la faune. La qualité du biotope des populations animales est dégradée (Fig. 111-Fig. 112, Tab. XIII).

Pour les écosystèmes aquatiques, les métaux lourds et l'oxydation des équipements émettent des particules fines dans l'air (C001=0,068) qui par ruissellement des eaux de pluie pénètrent dans le système aquatique (C002=0,143). L'eau polluée va dégrader l'ensemble des autres cibles. Le sol contamine les eaux, les plantes et la faune du substrat (C004=0,092). Les plantes absorbent ces molécules par le système racinaire et les parties aériennes et dépoluent l'air, le sol et les eaux. Ces molécules s'accumulent dans les tissus végétaux qui peuvent provoquer la chlorose voir la nécrose des tissus suivant le seuil de toxicité létale (C005=0,131). La faune du substrat ingère le substrat contaminé et accumule ces molécules dans leur organisme entraînant la morbidité de la faune par irritation des muqueuses et atteinte du système nerveux pouvant aller jusqu'à la mort des individus selon le seuil de toxicité létale (C006=0,112). Les consommateurs ingèrent la flore et la faune du sol contaminé par ces molécules et accumulent à leur tour ces polluants dans leur organisme (phénomène de bioaccumulation). En conséquence, la bioaccumulation provoque la morbidité ou la mortalité des populations selon le seuil de toxicité létale (C007=0,129). La faune morte contribue à la pollution du sol. La qualité du biotope des populations animales est dégradée (Fig. 113, Tab. XIII).

L'activité des engins et le trafic des véhicules émettent des composés volatils (COV) dans l'air par les pots d'échappement. Ces émissions dégradent la qualité de l'air ambiant (C001=0,105). De fines particules retombent sur le sol et sont lessivées par les eaux de surface qui les dispersent dans le milieu (C003=0,142). Ces composés sont absorbés par les végétaux et accumulés dans les tissus végétaux provoquant selon le seuil létale la nécrose ou la sclérose des tissus végétaux (C005=0,143). Les décomposeurs ingèrent les plantes et le sol pollué, ils accumulent ces polluants provoquant la morbidité ou la mortalité des individus (C006=0,141). Les consommateurs ingèrent les plantes et la faune du sol qui ont accumulé ces polluants dans leur organisme et les réaccumulent à leur tour (phénomène de bioaccumulation). Les pollutions de l'air, du sol, de l'eau et des proies dégradent l'habitat des populations animales et créent aussi une barrière immatérielle au déplacement naturel de la faune (C007=0,101) (Fig. 114, Tab. XIII).

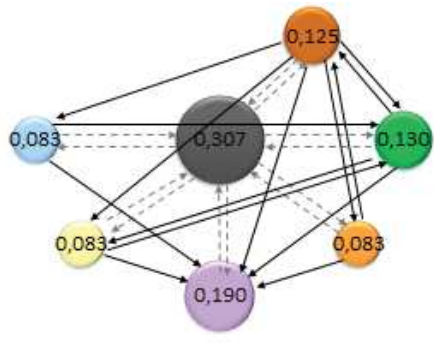
Dans les écosystèmes terrestres, les eaux usées (C002=0,120) se dispersent et polluent les sols et les eaux souterraines (C003=0,120). Les eaux souterraines contaminent à leur tour les eaux

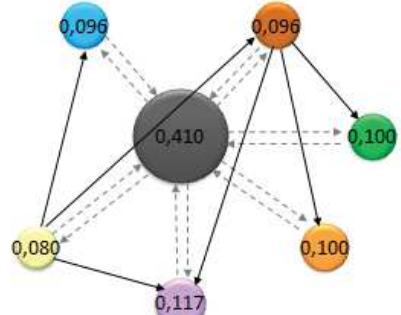
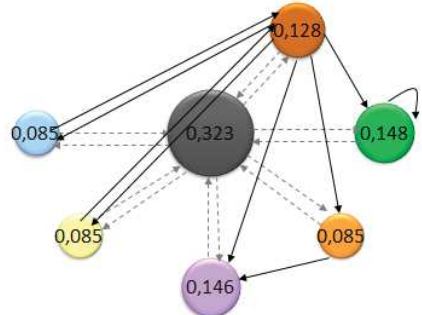
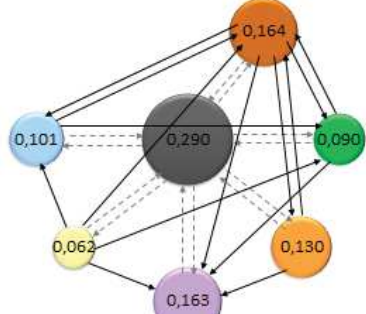
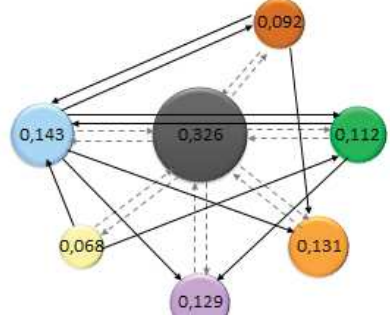
superficielles et le sol. Le sol pollué (C004=0,184) contamine l'ensemble des cibles des eaux superficielles, souterraines, en passant par les plantes, la faune du sol et la faune ingérant les plantes et faune du sol pollué (C007=0,131). La nécromasse des plantes et de la faune polluée contamine le sol et la faune du sol (C006=0,123) (Tab. XIII, Fig. 115). Dans les écosystèmes aquatiques, les eaux usées pénètrent dans l'écosystème aquatique par les eaux de ruissellement, leur infiltration dans le substrat (C004=0,143) et la contamination des eaux souterraines (C003=0,145). L'eau du milieu aquatique polluée contamine l'ensemble des cibles de l'écosystème, cibles abiotiques et biotiques, les plantes (C005=0,084), la faune du substrat (C006=0,084) et la faune. La flore aquatique permet la dépollution du sol et de l'eau. L'eau polluée dégrade l'habitat de la faune aquatique. Les plantes ingérées par la faune aquatique pollue la chaîne alimentaire des consommateurs (C007=0,102) (Fig. 116, Tab. XIII).

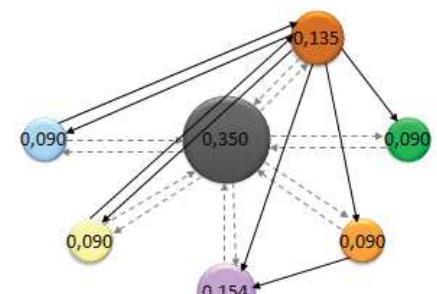
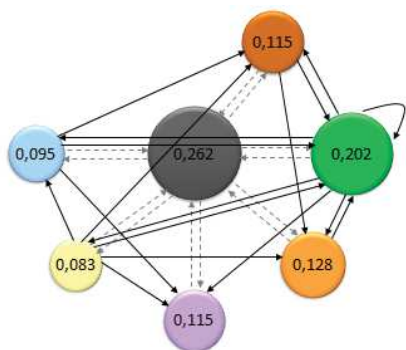
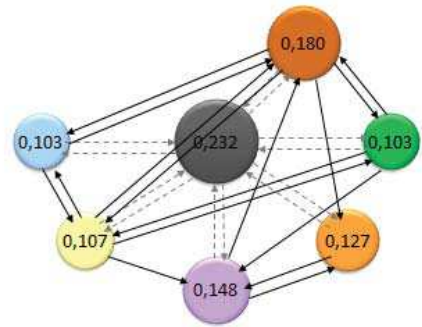
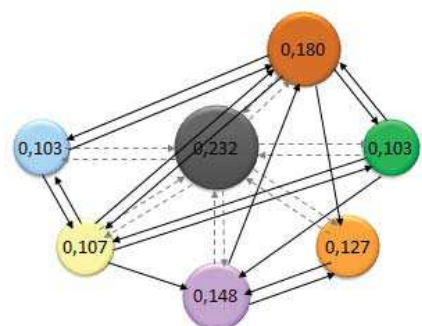
La création de zones en eau (C002=0,073) par les bassins de décantation près des infrastructures modifie les conditions micro-climatiques aux alentours (C001=0,083), le sol est plus humide (C004=0,083), permettant l'installation d'une végétation hygrophile (C005=0,100) et d'une faune hydrophile (C007=0,177), une barrière et perte d'habitat pour la faune du sol (C006=0,124) dont la diminution de la population induit un manque de ressource alimentaire pour la faune (Fig. 117, Tab. XIII).

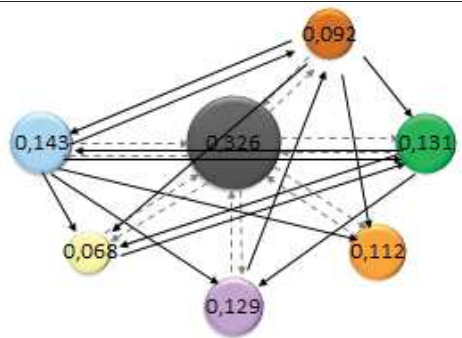
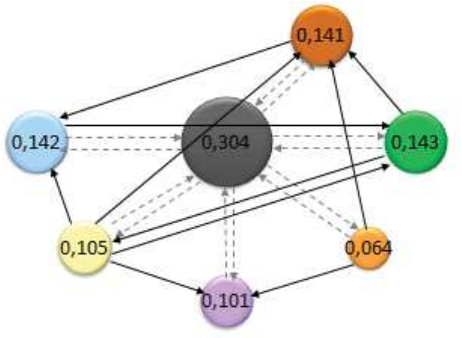
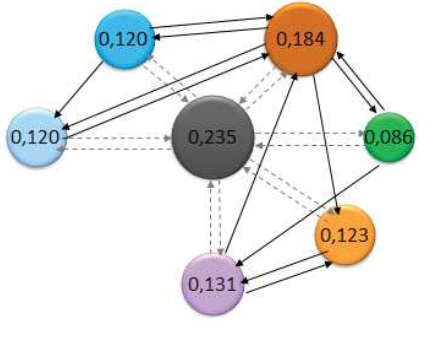
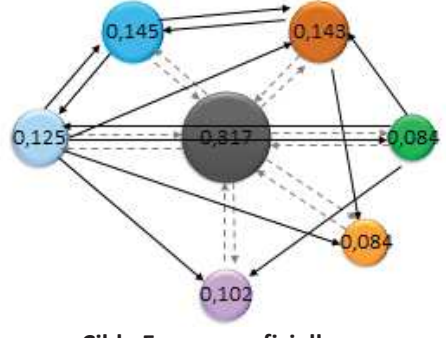
Le salage des routes en période hivernale fait monter la salinité des eaux superficielles de fontes des neiges (C002=0,076) et augmente la salinité du sol lui-même (C004=0,124). Les eaux souterraines diminuent la salinité du sol (C003=0,076). La salinité des eaux superficielles et du sol modifie le cortège végétal (C005=0,102) et devient une barrière chimique au déplacement naturel de la faune du sol (C006=0,118) et de la faune (C007=0,118) (Fig. 118, Tab. XIII).

Tab. XIII. Représentation schématique des chaînes de causalité 6 cibles.

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
«Mise à nu du sol par décapage»	S_041_;S_095_;S_118_;S_278_;	 Fig. 104. Cible Consommateurs

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
«Bruit et vibrations de l'extraction à l'explosif »	S_133_;Se144_	 Fig. 105. Cible Consommateurs
«Apport d'emprunts granulaires»	S_180_;	 Fig. 106. Cible Producteurs
«Apport de particules fines réactives de chaux»	S_153_;S_181_;S_189_;	Ecosystème terrestre :  Fig. 107. Cible Sol Ecosystème aquatique :  Fig. 108. Cible Eaux superficielles

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
«Artificialisation du sol »	S_080_;S_096_;Sr242_;Sr248_;Sf106_;Sf107_;Sf108_;Sf206_;Sf207_;Sf253_;Sf254_;Sf255_;Sf265_;Sf299_;	 Fig. 109. Cible Consommateurs
«Incendie du milieu naturel»	S_235_;	 Fig. 110. Cible Producteurs
« Émissions liquides d'hydrocarbures par l'enrobé neuf »	Sr288_;Sr204_;	 Fig. 111. Cible Sol
« Émissions de particules fines principalement de métaux lourds »	Se032_;S_004_;S_016_;S_024_;S_047_;S_085_;S_091_;S_103_;S_123_;S_132_;S_152_;S_158_;S_165_;S_171_;S_178_;S_186_;S_194_;S_201_;S_213_;S_228_;S_286_;Se039_;Se143_;Sf109_;Sf116_;Sf208_;Sf229_;Sf256_;Sf263_;Sf294_;Sf298_;Sf303_;Sh055_;Sh064_;Sh071_;Sh078_;Sr247_;Sr293_;	Ecosystème terrestre :  Fig. 112. Cible Sol Ecosystème aquatique :
« Oxydation des équipements métalliques »	S_241_;	

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
		 Fig. 113. Cible eaux superficielles
« Composés volatiles »	S_005_;S_015_;S_023_;S_046_;S_084_;S_090_;S_102_;S_122_;S_131_;S_151_;S_157_;S_164_;S_170_;S_177_;S_185_;S_193_;S_200_;S_212_;S_227_;S_285_;Se038_;Se142_;Sf115_;Sf257_;Sf262_;Sf297_;Sf302_;Sh056_;Sh063_;Sh070_;Sh077_;Sr246_;Sr292_;	 Fig. 114. Cible Producteurs
« Eaux usées »	S_093_;S_098_;Sr251_;	Ecosystème terrestre :  Fig. 115. Cible Sol Ecosystème aquatique :  Fig. 116. Cible Eaux superficielles

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
«Création d'une zone en eau »	S_236_ ; S_237_ ; Sh066_ ; Sh073_ ; S_160_	Fig. 117. Cible Consommateurs
«Salage »	Sr280_;	Fig. 118. Cible Sol

3.1.7. Chaîne de causalité perturbation vs 7 cibles

L'abaissement du niveau de la nappe phréatique ($C003=0,060$) affleurant le sol assèche et fragilise le sol ($C004=0,125$), diminue les eaux superficielles et modifie le régime d'écoulement des eaux ($C003=0,081$), détruit les conditions microclimatiques (baisse de l'hygrométrie) ($C001=0,077$). Les conditions d'habitat naturel humide n'étant plus respectées la flore hygrophile ($C005=0,081$) et la faune hydrophile et faune du sol ($C006=0,120$) sont détruites et perdent une partie de leur habitat. Ces changements entraînent une barrière pour la faune hydrophile ($C007=0,116$) (Fig. 119, Tab. XIV).

L'assèchement des sols par des drains fragilise le sol ($C004=0,130$), diminue les eaux souterraines ($C003=0,078$) et les eaux superficielles et modifie le régime d'écoulement des eaux ($C002=0,078$), détruit les conditions microclimatiques (baisse de l'hygrométrie) ($C001=0,076$). Les conditions d'habitat naturel humide n'étant plus respectées la flore hygrophile ($C005=0,081$) et la faune hydrophile ($C007=0,111$) et faune du sol ($C006=0,116$) sont détruites et perdent une partie de leur habitat. Ces changements entraînent une barrière pour la faune hydrophile (Fig. 120, Tab. XIV).

Le déblai induit le nivellement de la topographie par la diminution des courbes de niveaux, l'extraction des matériaux. Une partie du sol est prélevée pour obtenir une courbe de niveau plane

(C004=0,108). Ce nivellement de la topographie modifie les conditions environnementales (micro-climatiques (C001=0,071), l'écoulement des eaux de surface (C002=0,071) et le rabattement de la nappe phréatique (C003=0,071)). Celui-ci assèche les sols et l'hygrométrie de l'air diminue. Les conditions environnementales modifient le cortège végétal, affectent la faune du sol et la faune. L'activité de déblais détruit la flore (C005=0,086), la faune du sol (C006=0,106) et participe à être un obstacle au déplacement naturel de la faune (C007=0,167) (Fig. 121, Tab. XIV).

Le remblai induit le nivellement de la topographie par l'augmentation des courbes de niveaux par apport de matériaux (C004=0,128). Des matériaux sont apportés et sont vecteurs de graines et propagules d'espèces invasives qui, en colonisant le milieu, modifient le cortège végétal (C005=0,158). L'augmentation des courbes de niveau modifie l'hydrologie superficielle (C002=0,075) et souterraine (C003=0,057) asséchant l'air ambiant (C001=0,075) et le sol. Ces nouvelles conditions environnementales sont une barrière au déplacement naturel de la faune du sol (C006=0,075) et de la faune (C007=0,122) (Fig. 122, Tab. XIV).

Les fuites d'hydrocarbures liées aux activités des engins ou au trafic de véhicules provenant des pots d'échappement et de l'usure des pneus voire du déversement accidentel d'hydrocarbures du chargement des camions créent un écoulement de polluants sur le sol qui en dégrade la qualité. Les activités des engins et le trafic de véhicules émettent des particules fines principalement de métaux lourds et des composés volatils provenant des pots d'échappement et de l'usure des rails. Les peintures du marquage de sol, et le déversement accidentel de produits dangereux transportés par camions induisent des rejets de polluants, qui se déposent sur le sol, les eaux de surface et les plantes. Le sol pollué dégrade l'ensemble des autres cibles (C004=0,150). Ces particules dégradent la qualité de l'air gênant les populations animales (C001=0,107). La pluie répartit la pollution sur une plus grande surface et permet l'infiltration des hydrocarbures liquides (C002=0,086) qui par migration atteignent et polluent les eaux souterraines qui à leur tour continuent à polluer le sol (C003=0,091). Les plantes absorbent ces molécules par le système racinaire et les parties aériennes. Les producteurs permettent la dépollution du sol. Ces molécules s'accumulent dans les tissus végétaux qui peuvent provoquer la chlorose voir la nécrose des tissus suivant le seuil de toxicité létale (C005=0,097). La faune du sol ingère le sol ou la litière contaminés et accumule ces molécules dans leur organisme entraînant la morbidité de la faune par irritation des muqueuse et atteinte du système nerveux pouvant aller jusqu'à la mort des individus selon le seuil de toxicité létale (C006=0,107). Les consommateurs se nourrissent de la flore et la faune du sol contaminé par ces molécules et accumulent à leur tour ces polluants dans leur organisme (phénomène de bioaccumulation). En conséquence, la bioaccumulation entraîne la morbidité ou la mortalité des populations selon le seuil de toxicité létale (C007=0,142). La faune morte contribue à la pollution du sol et des décomposeurs. D'autre part, les populations animales sont gênées par cette pollution

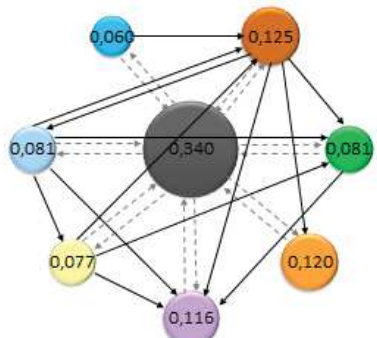
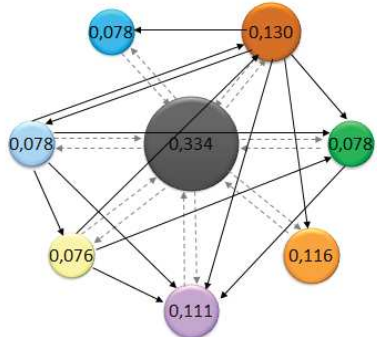
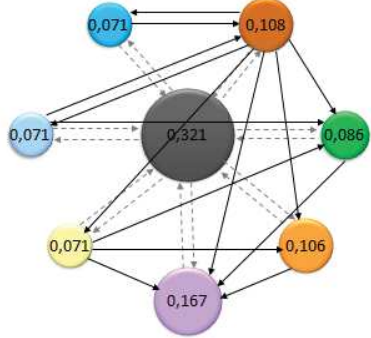
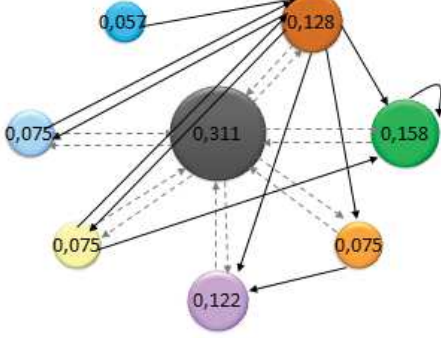
qui devient une barrière immatérielle au déplacement naturel de la faune. La qualité du biotope des populations animales est dégradée (Fig. 123, Tab. XIV).

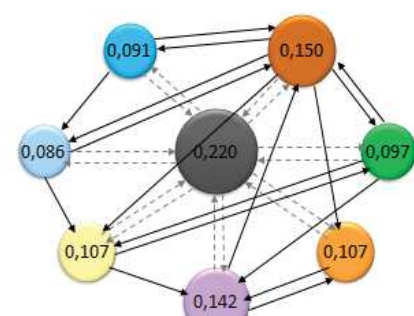
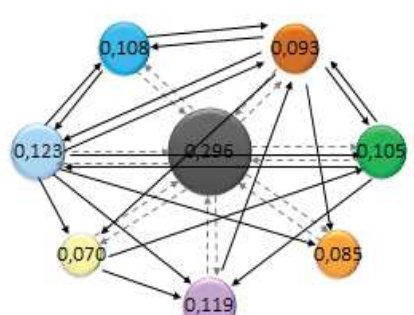
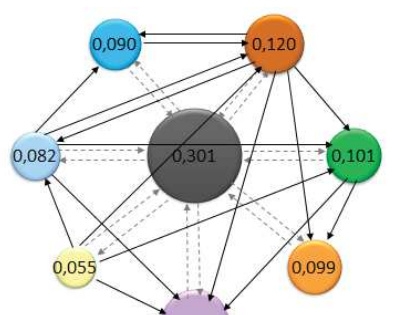
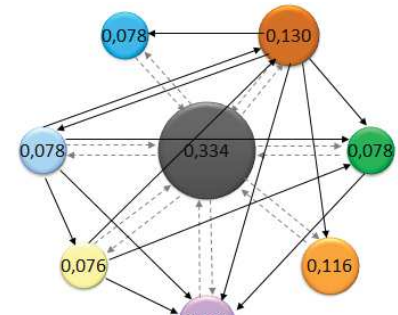
Dans les écosystèmes aquatiques, les polluants cités précédemment sont émis dans l'air (C001=0,070) et atteint l'eau qui ensuite contamine l'ensemble des cibles aquatiques (C002=0,123). Ceux-ci par migration atteignent et polluent les eaux souterraines (C003=0,108) qui à leur tour continuent à polluer le sol (C004=0,093). Les plantes absorbent ces molécules par le système racinaire et les parties aériennes. Les producteurs permettent la dépollution du sol. Ces molécules s'accumulent dans les tissus végétaux qui peuvent provoquer la chlorose voir la nécrose des tissus suivant le seuil de toxicité létale (C005=0,105). La faune du sol ingère le sol ou la litière contaminés et accumule ces molécules dans leur organisme entraînant la morbidité de la faune par irritation des muqueuse et atteinte du système nerveux pouvant aller jusqu'à la mort des individus selon le seuil de toxicité létale (C006=0,085). Les consommateurs ingèrent la flore et la faune du sol contaminé par ces molécules et accumulent à leur tour ces polluants dans leur organisme (phénomène de bioaccumulation). En conséquence, la bioaccumulation entraîne la morbidité ou la mortalité des populations selon le seuil de toxicité létale (C007=0,119). La faune morte contribue à la pollution du sol et des décomposeurs. D'autre part, les populations animales sont gênées par cette pollution qui devient une barrière immatérielle au déplacement naturel de la faune. La qualité du biotope des populations animales est dégradée (Fig. 124, Tab. XIV).

Les traitements phytosanitaires des dépendances vertes dégradent la qualité de l'air par la dispersion d'insecticides, de molécules chimiques d'herbicides et d'inhibition de la croissance (C001=0,055). Pendant les périodes de pluie, les eaux de ruissellement se chargent en molécules chimiques (C002=0,082) et s'infiltrant dans le sol (C004=0,120) atteignant les eaux souterraines (C003=0,090). Ces cibles se contaminent à leur tour entre elles. Les herbicides détruisent la flore (C005=0,101) et les insecticides les insectes. La projection directe sur les organismes détériorent les œufs et larves notamment celles des populations fragiles. La faune ingérant la flore, les proies polluées et la faune du sol souillé (C006=0,99) va être perturbée. Les dépendances vertes utilisées comme corridor écologique deviennent un piège écologique (C007=0,152) (Fig. 125, Tab. XIV).

La collecte et transport des eaux pluviales des infrastructures dans le plan des tissus synthétiques (C002=0,078) entraîne la baisse de l'humidité de l'air (C001=0,76) du sol (C004=0,130) et la perte d'eau vers les eaux souterraines (C003=0,078). La modification hydrologique affecte l'ensemble des cibles. Les conditions environnementales changées induisent la perte d'habitat et créent une barrière aux populations sensibles (C006=0,116, C007=0,111) (Fig. 126, Tab. XIV).

Tab. XIV. Représentation schématique des chaînes de causalité 7 cibles.

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
«Rabattement de la nappe phréatique »	Sh051_;	 Fig. 119. Cible Sol
«Assèchement des sols par des drains »	Sh059_;	 Fig. 120. Cible Sol
«Déblais »	S_125_;S_126_;S_127_;S_e136_;Se137_;Se138_;	 Fig. 121. Cible Consommateurs
«Remblais »	S_147_;	 Fig. 122. Cible producteurs

Catégorie de chaîne	Sources	Représentation schématique de la chaîne de causalité et détermination de la cible
« Fuites d'hydrocarbures »	S_014_;S_022_;S_045_;S_083_;S_089_;S_097_;S_101_;S_121_;S_130_;S_150_;S_156_;S_163_;S_169_;S_184_;S_192_;S_199_;S_211_;S_226_;S_234_;S_284_;Se141_;Sf114_;Sf261_;Sf296_;Sf301_;Sh054_;Sr203_;Sr243_;Sr245_;	Ecosystème terrestre :  Fig. 123. Cible Sol Ecosystème aquatique :  Fig. 124. Cible Eaux superficielles
« Déversement accidentel de produits dangereux transportés »	S_233_;	
« Rejets de peinture du marquage au sol »	Sr219_;	
« Émissions de composés volatiles par les véhicules »	Sr246_;	
« Particules fines principalement de métaux lourds »	S_004_;S_228_;S_247_;	
« Émissions de polluants (HAP, composés phénoliques, azotés et soufrés) »	Sf110_;Sf209_;	
« Traitement herbicide et insecticide »	S_271_;S_272_;S_273_;	 Fig. 125. Cible Consommateurs
« Collecte et transport des eaux pluviales, souterraines dans le plan des tissus synthétiques »	S_196_;	 Fig. 126. Cible Sol

3.2. Cibles déterminées par l'analyse des chaînes de causalité

Les chaînes de causalité des perturbations se répartissent sur les cibles C002 à C007 (Tab. XV).

Les cibles abiotiques classées par la méthode PageRank® sont associées aux types d'effets suivants : Dégradation de la qualité, par des produits dangereux (E_005b); par la chaux (E_005c); par la peinture (E_005d); par le salage (E_005f); par les adjuvants (E_005g); par les eaux usées (E_005j); par les hydrocarbures (E_005k); par les métaux lourds (E_005l); par les métaux (E_005m) ; par les traitements à la créosote des traverses en bois (E_016) (Tab. XV).

Les cibles biotiques sont associées à: Bioaccumulation (E_003); Création d'écotone (E_008); Invasions biologiques (E_010); Isolement des populations (E_011); Modification de l'hydrologie (E_012); Perte de biomasse, par mortalité (E_013c); Perte d'habitat, par destruction (E_014b) (Tab. XV).

Tab. XV. Chaîne de causalité perturbation vs cible déterminée.

Catégorie de chaîne	Effets	Sources	1	2	3	4	5	6	7
Chaîne de causalité perturbation vs 1 cible									
« Réseaux de lignes et pylônes électriques »	E_013c;	S_221_;Sf112_;Sf259_;Sf267_;							x
« Barrière physique dans l'eau »	E_011_;	Sh050_;Sh058_;							x
« Barrières physiques, glissières de sécurité, déneigement hivernal »	E_011_;	S_007_;Sr220_;Sr282_;							x
« Buse barrière physique envers la faune du sol »	E_011_;	S_019_;S_222_;						x	
Chaîne de causalité perturbation vs 2 cibles									
« Déplacement d'engins à vitesse lente »	E_010_; E_013c;	S_006_;S_017_;S_025_;S_048_;S_086_;S_092_;S_104_;S_124_;S_159_;S_166_;S_172_;S_179_;S_187_;S_195_;S_202_;S_270_;S_274_;S_277_;S_287_;Se040_;Sf117_;Sf264_;Sh057_; Sh065_;Sh072_;Sh079_;						x	x
«Modification du lit existant du cours d'eau»	E_014b;	Se026_;							x
«Lumière artificielle »	E_011_;	S_105_;S_214_;Sr232_;							x
« Champ magnétique »	E_011_;	S_240_;Sf111_;Sf230_;Sf258_;Sf266_;							x
« Apport de végétation exogène »	E_010_;	S_238_;Sr249_;					x		
« Fauchage des dépendances vertes »	E_011_;	S_268_;							x
Chaîne de causalité perturbation vs 3 cibles									
« Destruction des arbres et des arbustes isolés »	E_011_;	S_011_;							x
« Sol thermique de l'infrastructure»	E_011_;	S_218_;S_216_;S_239_;							x

Catégorie de chaîne	Effets	Sources	1	2	3	4	5	6	7
« Déplacement d'engins et de véhicules »	E_010_; E_013c;	S_223_;					x		x
Chaîne de causalité perturbation vs 4 cibles									
« Bruit et vibration »	E_011_;	S_001_ ;S_087_ ;S_128_ ;S_148_ ;S_161_ ;S_167_ ;S_182_ ;S_210_ ;S_276_ ;S_279_ ;Se139_ ;Sf113_ ;Sf260_ ;Sf295_ ;Sf300_ ;Sr244_ ;Sr252_ ;Sr290_ ;							x
« Berges du cours d'eau bétonnées »	E_011_;	Se034_;							x
Chaîne de causalité perturbation vs 5 cibles									
« Déboisement de l'emprise »	E_011_;	S_008_ ;S_009_ ;S_018_ ;							x
« Homogénéisation et humidification des sols »	E_012_;	S_188_;					x		
« Poussières émises par les activités des engins ou le déplacement des véhicules »	E_005m;	S_082_ ;S_088_ ;S_100_ ;S_129_ ;S_134_ ;S_149_ ;S_155_ ;S_162_ ;S_168_ ;S_e140_ ;						x	
« Imperméabilité de la surface de la couche »	E_012_;	S_217_					x		
« Déchets »	E_003_;	S_094_ ;Sf257_ ;Sr231_ ;Sr250_ ;						x	
Chaîne de causalité perturbation vs 6 cibles									
« Mise à nu du sol par décapage »	E_011_;	S_041_ ;S_095_ ;S_118_ ;S_278_ ;							x
« Bruit et vibrations de l'extraction à l'explosif »	E_011_;	S_133_ ;Se144_							x
« Apport d'emprunts granulaires »	E_010_;	S_180_;						x	
« Apport de particules fines réactives de chaux »	E_005c;	S_153_ ;S_181_ ;S_189_ ;							x
« Artificialisation du sol »	E_011_;	S_080_ ;S_096_ ;Sr242_ ;Sr248_ ;Sf106_ ;Sf107_ ;Sf108_ ;Sf206_ ;Sf207_ ;Sf253_ ;Sf254_ ;Sf255_ ;Sf265_ ;Sf299_ ;							x
« Incendie du milieu naturel »	E_010_;	S_235_;						x	
« Émissions liquides d'hydrocarbures par l'enrobé neuf »	E_005g;	Sr288_ ;Sr204_ ;		x				x	
« Émissions de particules fines principalement de métaux lourds »	E_005l;	Se032_ ;S_004_ ;S_016_ ;S_024_ ;S_047_ ;S_085_ ;S_091_ ;S_103_ ;S_123_ ;S_132_ ;S_152_ ;S_158_ ;S_165_ ;S_171_ ;S_178_ ;S_186_ ;S_194_ ;S_201_ ;S_213_ ;S_228_ ;S_286_ ;Se039_ ;Se143_ ;Sf109_ ;Sf116_ ;Sf208_ ;Sf229_ ;Sf256_ ;Sf263_ ;Sf294_ ;Sf298_ ;Sf303_ ;Sh055_ ;Sh064_ ;Sh071_ ;Sh078_ ;Sr247_ ;Sr293_ ;		x					
« Oxydation des équipements métalliques »	E_005m;	S_241_;		x				x	
« Composés volatils »	E_003_;	S_005_ ;S_015_ ;S_023_ ;S_046_ ;S_084_ ;S_090_ ;S_102_ ;S_122_ ;S_131_ ;S_151_ ;S_157_ ;S_164_ ;S_170_ ;S_177_ ;S_185_ ;S_193_ ;S_200_ ;S_212_ ;S_							x

Catégorie de chaîne	Effets	Sources	1	2	3	4	5	6	7
		227 ;S_285_ ;Se038_ ;Se142_ ;Sf115_ ;Sf262_ ;Sf297_ ;Sf302_ ;Sh056_ ;Sh063_ ;Sh070_ ;Sh077_ ;Sr246_ ;Sr292_ ;							
« Eaux usées »	E_005j ;	S_093_ ;S_098_ ;Sr251_ ;		x		x			
«Création d'une zone en eau »	E_008_ ;	S_236_ ; S_237_ ; Sh066_ ; Sh073_ ; S_160_							x
«Salage »	E_005f ;	Sr280_ ;		x		x			
Chaîne de causalité perturbation vs 7 cibles									
«Rabattement de la nappe phréatique »	E_012_ ;	Sh051_ ;				x			
«Assèchement des sols par des drains »	E_012_ ;	Sh059_ ;				x			
«Déblais »	E_011_ ;	S_125_ ;S_126_ ;S_127_ ;Se136_ ;Se137_ ;Se138_ ;							x
«Remblais »	E_011_ ;	S_147_ ;					x		
« Fuites d'hydrocarbures »	E_005k ;	S_014_ ;S_022_ ;S_045_ ;S_083_ ;S_089_ ;S_097_ ;S_101_ ;S_121_ ;S_130_ ;S_150_ ;S_156_ ;S_163_ ;S_169_ ;S_184_ ;S_192_ ;S_199_ ;S_211_ ;S_226_ ;S_234_ ;S_284_ ;Se141_ ;Sf114_ ;Sf261_ ;Sf296_ ;Sf301_ ;Sh054_ ;Sr203_ ;Sr243_ ;Sr245_ ;		x			x		
« Émissions de composés volatils par les véhicules »	E_003_ ;	Sr246_ ;					x		
« Particules fines principalement de métaux lourds »	E_005l ;	S_004_ ;S_228_ ;S_247_ ;		x		x			
« Déversement accidentel de produits dangereux transportés »	E_005b ;	S_233_ ;		x		x			
« Rejets de peinture du marquage au sol »	E_005d ;	Sr219_ ;		x		x			
« Émissions de polluants (HAP, composés phénoliques, azotés et soufrés) »	E_016_ ;	Sf110_ ;Sf209_ ;		x		x			
«Traitement herbicide et insecticide »	E_011_ ;	S_271_ ;S_272_ ;S_273_ ;							x
«Collecte et transport des eaux pluviales, souterraines dans le plan des tissus synthétiques »	E_012_ ;	S_196_ ;				x			

3.3. Indicateurs issus de la cible déterminée

Les éléments abiotiques sont représentés par 8 indicateurs et concernent l'eau superficielle et le sol. Les éléments biotiques sont représentés par 16 indicateurs biotiques : 3 indicateurs concernant les producteurs (la flore), 1 indicateur pour les décomposeurs (faune du sol) et 12 indicateurs pour

les consommateurs primaires et secondaires (invertébrés, oiseaux, amphibiens, mammifères) (Tab. XVI).

Tab. XVI. Choix des descripteurs indicateurs en fonction des milieux naturels.

	Indicateurs (exemple dimension)	FF	FC	FM	BO	PL	MT	PE	CE
1	Teneur en hydrocarbures totaux dans l'eau (mg/L)							x	x
2	Teneur des métaux lourds dans l'eau (mg/L)							x	x
3	Concentration des chlorures dans l'eau (mg/L)							x	x
4	Intensité de l'hydromorphie du sol (classes de 0 à 9)	x	x		x		x		
5	Teneur en hydrocarbures totaux dans le sol (ppm)	x	x	x	x	x	x		
6	Teneur des métaux lourds dans le sol (ppm)	x	x	x	x	x	x		
7	Teneur en NaCl dans le sol (mg/L)	x	x	x	x	x	x		
8	pH mesure l'acidité ou l'alcalinité du sol	x	x	x	x	x	x	x	x
9	Teneur des polluants dans les tissus végétaux des dépendances vertes	x	x	x	x	x	x		
10	Teneur des polluants dans des macrophytes							x	x
11	Pourcentage de recouvrement du milieu par les espèces végétales invasives	x	x	x	x	x	x	x	x
12	Indices de biodiversité des invertébrés terrioles					x			
13	Indices de biodiversité des invertébrés rampants	x	x	x	x	x			
14	Indices de biodiversité des invertébrés volants	x	x						
15	Indices de biodiversité des odonates						x	x	
16	Indices de biodiversité des rhopalocères			x	x	x			
17	Indices de biodiversité de l'avifaune	x	x	x	x	x	x	x	x
18	Indices de biodiversité de la famille des Strigidés et Tytonidés		x		x				
19	Indices de biodiversité des grands rapaces diurnes (Falconidae, Cathartidae, Pandionidae, Accipitridae, Sagittariidae)	x	x	x	x	x			
20	Indices de biodiversité des populations de Rodentia		x	x		x			
21	Indices de biodiversité des populations de Cervidae	x							
22	Indices de biodiversité des Chiroptères	x				x			
23	Indices de biodiversité des anoures et urodèles						x	x	
24	L'indice poissons rivière								x

Ces 24 indicateurs sont associés à des effets liés à des sources de perturbation (Annexe 1) de la phase Construction (Tab. XVII), de la phase Exploitation (Tab. XVIII) et de la phase Entretien (Tab. XIX) déterminés au Chapitre II. Selon la nature de la cible, l'effet et la perturbation des indicateurs sont élaborés.

Tab. XVII. Indicateurs en fonction des activités A, des perturbations S et des effets en phase Construction.

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A1	S_001	E_011																	x							
A1	S_004	E_005I		x				x																		
A1	S_005	E_003									x	x														
A1	S_006	E_013c																			x	x	x		x	

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A1	S_006	E_010										x														
A1	S_007	E_011																			x				x	
A2	S_008	E_011																	x							
A2	S_009	E_011																	x							
A2	S_011	E_011																	x							
A2	S_012	E_011																	x							
A2	S_014	E_005k	x				x																			
A2	S_015	E_003								x	x															
A2	S_016	E_005l		x				x																		
A2	S_017	E_013c																		x	x	x			x	
A2	S_017	E_010										x														
A2	S_018	E_011																	x							
A2	S_019	E_011											x													
A2	S_020	E_011																	x							
A2	S_022	E_005k	x				x																			
A2	S_023	E_003								x	x															
A2	S_024	E_005l		x				x																		
A2	S_025	E_013c																		x	x	x			x	
A2	S_025	E_010										x														
A2	Se026	E_014b																								x
A2	Se032	E_003					x																			
A2	Se034	E_011																								x
A2	Se038	E_003								x	x															
A2	Se039	E_005l		x				x																		
A2	Se040	E_013c																		x	x	x			x	
A2	Se040	E_010										x														
A2	S_041	E_011											x													
A2	S_043	E_011																	x							
A2	S_045	E_005k	x				x																			
A2	S_046	E_003								x	x															
A2	S_047	E_005l		x				x																		
A2	S_048	E_013c																		x	x	x			x	
A2	S_048	E_010										x														
A2	Sh050	E_011																							x	x
A2	Sh051	E_012				x																				
A2	Sh054	E_005k	x				x																			
A2	Sh055	E_005l		x				x																		
A2	Sh056	E_003								x	x															
A2	Sh057	E_013c																		x	x	x			x	
A2	Sh057	E_010										x														
A2	Sh058	E_011																						x	x	
A2	Sh059	E_012				x																				
A2	Sh063	E_003								x	x															
A2	Sh064	E_005l		x				x																		
A2	Sh065	E_013c																		x	x	x			x	
A2	Sh065	E_010										x														
A2	Sh066	E_010																							x	
A2	Sh070	E_003								x	x															
A2	Sh071	E_005l		x				x																		
A2	Sh072	E_013c																		x	x	x			x	
A2	Sh072	E_010										x														
A2	Sh073	E_008																							x	
A2	Sh077	E_003								x	x															

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A2	Sh078	E_005l	x				x																			
A2	Sh079	E_013c																		x	x	x			x	
A2	Sh079	E_010											x													
A3	S_080	E_011												x								x			x	
A3	S_081	E_011													x				x							
A3	S_082	E_005m									x	x														
A3	S_083	E_005k	x				x																			
A3	S_084	E_003									x	x														
A3	S_085	E_005l	x				x																			
A3	S_086	E_013c																		x	x	x			x	
A3	S_086	E_010											x													
A3	S_087	E_011																	x							
A3	S_088	E_005m									x	x														
A3	S_089	E_005k	x				x																			
A3	S_090	E_003									x	x														
A3	S_091	E_005l	x				x																			
A3	S_092	E_013c																		x	x	x			x	
A3	S_092	E_010											x													
A3	S_093	E_005j	x				x																			
A3	S_094	E_003									x	x														
A3	S_095	E_011												x												
A3	S_096	E_010											x													
A3	S_097	E_005k	x				x																			
A3	S_098	E_005j	x				x																			
A3	S_099	E_011																	x							
A3	S_100	E_005m									x	x														
A3	S_101	E_005k	x				x																			
A3	S_102	E_003									x	x														
A3	S_103	E_005l	x				x																			
A3	S_104	E_013c																		x	x	x			x	
A3	S_104	E_010											x													
A3	S_105	E_011																	x	x				x	x	
A3	Sf106	E_011												x								x			x	
A3	Sf107	E_011												x								x			x	
A3	Sf108	E_011												x								x			x	
A3	Sf109	E_005l	x				x																			
A3	Sf110	E_016	x				x																			
A3	Sf111	E_011																	x							
A3	Sf112	E_013c																		x						
A3	Sf113	E_011																	x							
A3	Sf114	E_005k	x				x																			
A3	Sf115	E_003									x	x														
A3	Sf116	E_005l	x				x																			
A3	Sf117	E_013c																		x	x	x			x	
A3	Sf117	E_010											x													
A4	S_118	E_011												x												
A4	S_119	E_011																	x							
A4	S_121	E_005k	x				x																			
A4	S_122	E_003									x	x														
A4	S_123	E_005l	x				x																			
A4	S_124	E_013c																		x	x	x			x	
A4	S_124	E_010											x													
A5	S_125	E_011														x	x	x								

A	S	E	Numéros des indicateurs																								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
A5	S_126	E_011														x	x	x									
A5	S_127	E_011														x	x	x									
A5	S_128	E_011																	x								
A5	S_129	E_005m								x	x																
A5	S_130	E_005k	x				x																				
A5	S_131	E_003								x	x																
A5	S_132	E_005l		x				x																			
A5	S_133	E_011																	x								
A5	S_134	E_005m								x	x																
A5	Se136	E_011																									x
A5	Se137	E_011																									x
A5	Se138	E_011																									x
A5	Se139	E_011																	x								
A5	Se140	E_005m								x	x																
A5	Se141	E_005k	x				x																				
A5	Se142	E_003								x	x																
A5	Se143	E_005l		x				x																			
A5	Se144	E_011																	x								
A5	S_147	E_011										x															
A5	S_148	E_011																	x								
A5	S_149	E_005m								x	x																
A5	S_150	E_005k	x				x																				
A5	S_151	E_003								x	x																
A5	S_152	E_005l		x				x																			
A5	S_153	E_005c							x																		
A5	S_154	E_011																	x								
A5	S_155	E_005m								x	x																
A5	S_156	E_005k	x				x																				
A5	S_157	E_003								x	x																
A5	S_158	E_005l		x				x																			
A5	S_159	E_013c																			x	x	x			x	
A5	S_159	E_010											x														
A5	S_160	E_012				x																					
A5	S_161	E_011																	x								
A5	S_162	E_005m								x	x																
A5	S_163	E_005k	x				x																				
A5	S_164	E_003								x	x																
A5	S_165	E_005l		x				x																			
A5	S_166	E_013c																			x	x	x			x	
A5	S_166	E_010											x														
A5	S_167	E_011																	x								
A5	S_168	E_005m								x	x																
A5	S_169	E_005k	x				x																				
A5	S_170	E_003								x	x																
A5	S_171	E_005l		x				x																			
A5	S_172	E_013c																			x	x	x			x	
A5	S_172	E_010											x														
A6	S_174	E_011																	x								
A6	S_177	E_003								x	x																
A6	S_178	E_005l		x				x																			
A6	S_179	E_013c																			x	x	x			x	
A6	S_179	E_010											x														
A6	S_180	E_010											x														

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A6	S_181	E_005c								x																
A6	S_182	E_011																	x							
A6	S_184	E_005k	x				x																			
A6	S_185	E_003									x	x														
A6	S_186	E_005l		x				x																		
A6	S_187	E_013c																			x	x	x		x	
A6	S_187	E_010											x													
A6	S_188	E_012				x																				
A6	S_189	E_005c								x																
A6	S_190	E_011																	x							
A6	S_192	E_005k	x				x																			
A6	S_193	E_003									x	x														
A6	S_194	E_005l		x				x																		
A6	S_195	E_013c																			x	x	x		x	
A6	S_195	E_010											x													
A6	S_196	E_012				x																				
A6	S_197	E_011																	x							
A6	S_199	E_005k	x				x																			
A6	S_200	E_003									x	x														
A6	S_201	E_005l		x				x																		
A6	S_202	E_013c																			x	x	x		x	
A6	S_202	E_010											x													
A7	Sr203	E_005k	x				x																			
A7	Sr204	E_005g		x				x																		
A7	Sf206	E_011													x							x			x	
A7	Sf207	E_011													x							x			x	
A7	Sf208	E_005l		x				x																		
A7	Sf209	E_016		x				x																		
A7	S_210	E_011																	x							
A7	S_211	E_005k	x				x																			
A7	S_212	E_003									x	x														
A7	S_213	E_005l		x				x																		
A8	S_214	E_011																	x	x				x	x	
A8	S_215	E_011																	x							
A9	S_216	E_011													x							x			x	
A9	S_217	E_012				x																				
A9	S_218	E_011													x							x			x	
A9	Sr219	E_005d		x				x																		
A9	Sr220	E_011													x							x			x	
A9	S_221	E_013c																			x					
A9	S_222	E_011												x												

Tab. XVIII. Indicateurs en fonction des activités A, des perturbations S et des effets en phase Exploitation.

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A10	S_223	E_013c																			x	x	x		x	
A10	S_223	E_010											x													
A10	S_225	E_011																	x							
A10	S_226	E_005k	x				x																			
A10	S_227	E_003									x	x														
A10	S_228	E_005l		x				x																		
A10	Sf229	E_005l		x				x																		

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A10	Sf230	E_011																	x							
A10	Sr231	E_003								x	x															
A10	Sr232	E_011																	x	x				x	x	
A10	S_233	E_005b		x				x																		
A10	S_234	E_005k	x				x																			
A10	S_235	E_010										x														
A11	S_236	E_008																							x	
A11	S_237	E_008																							x	
A11	S_238	E_010										x														
A11	S_239	E_011												x							x				x	
A11	S_240	E_011																	x							
A11	S_241	E_005m		x				x																		
A11	Sr242	E_011												x								x			x	
A11	Sr243	E_005k	x				x																			
A11	Sr244	E_011																	x							
A11	Sr245	E_005k	x				x																			
A11	Sr246	E_003								x	x															
A11	Sr247	E_005l		x				x																		
A11	Sr248	E_011												x								x			x	
A11	Sr249	E_010										x														
A11	Sr250	E_003								x	x															
A11	Sr251	E_005j	x				x																			
A11	Sr252	E_011																	x							
A11	Sf253	E_011												x								x			x	
A11	Sf254	E_011												x								x			x	
A11	Sf255	E_011												x								x			x	
A11	Sf256	E_005l		x				x																		
A11	Sf257	E_003								x	x															
A11	Sf258	E_011																	x							
A11	Sf259	E_013c																			x					
A11	Sf260	E_011																	x							
A11	Sf261	E_005k	x				x																			
A11	Sf262	E_003								x	x															
A11	Sf263	E_005l		x				x																		
A11	Sf264	E_013c																			x	x	x			x
A11	Sf264	E_010										x														
A11	Sf265	E_011												x								x				x
A11	Sf266	E_011																	x							
A11	Sf267	E_013c																			x					

Tab. XIX. Indicateurs en fonction des activités A, des perturbations S et des effets en phase Entretien.

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A12	S_268	E_011														x		x								
A12	S_269	E_011																	x							
A12	S_270	E_013c																			x	x	x			x
A12	S_270	E_010											x													
A12	S_271	E_011														x	x	x								
A12	S_272	E_011														x	x	x								
A12	S_273	E_011														x	x	x								
A12	S_274	E_013c																			x	x	x			x
A12	S_274	E_010											x													
A12	S_276	E_011																	x							

A	S	E	Numéros des indicateurs																							
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
A12	S_277	E_013c																			x	x	x		x	
A12	S_277	E_010											x													
A13	S_278	E_011												x												
A13	S_279	E_011																	x							
A14	Sr280	E_005f			x				x																	
A14	S_283	E_011																	x							
A14	S_284	E_005k	x				x																			
A14	S_285	E_003									x	x														
A14	S_286	E_005l		x				x																		
A14	S_287	E_013c																			x	x	x		x	
A14	S_287	E_010											x													
A15	Sr288	E_005k	x				x																			
A15	Sr290	E_011																	x							
A15	Sr292	E_003									x	x														
A15	Sr293	E_005l		x				x																		
A15	Sf294	E_005l		x				x																		
A15	Sf295	E_011																	x							
A15	Sf296	E_005k	x				x																			
A15	Sf297	E_003									x	x														
A15	Sf298	E_005l		x				x																		
A15	Sf299	E_011													x							x			x	
A15	Sf300	E_011																	x							
A15	Sf301	E_005k	x				x																			

L'association des indicateurs aux types d'effets est (Fig. 127):

- pour les indicateurs de la cible « eaux superficielles » : l'indicateur n°1 est associé aux types d'effet E_005k, E_005j ; l'indicateur n°2 à E_005g, E_005l, E_016 ; l'indicateur n°3 à E_005f ; indicateur n°4 à E_012 ;
- pour les indicateurs de la cible « sol » : l'indicateur n°5 à E_005k, E_005j ; l'indicateur n°6 à E_016, E_005l, E_005d, E_005b, E_005m ; l'indicateur n°7 à E_005f ; l'indicateur n°8 à E_005c ;
- pour les indicateurs « producteurs » : l'indicateur n°9 à E_003, E_005m ; l'indicateur n°10 à E_003, E_005m ; l'indicateur n°11 à E_010 ;
- pour l'indicateur « décomposeurs » : l'indicateur n°12 à E_011 ;
- pour les indicateurs « consommateurs » : les indicateurs n°13 à 18 à E_011 ; l'indicateur n°19 à E_013c ; l'indicateur n°20 à E_013c, E_011 ; l'indicateur n°21 à E_013c ; l'indicateur n°22 à E_011 ; l'indicateur n°23 à E_013c, E_011 ; l'indicateur n°24 à E_014b, E_011 (code des effets Tab. V, Chapitre II).

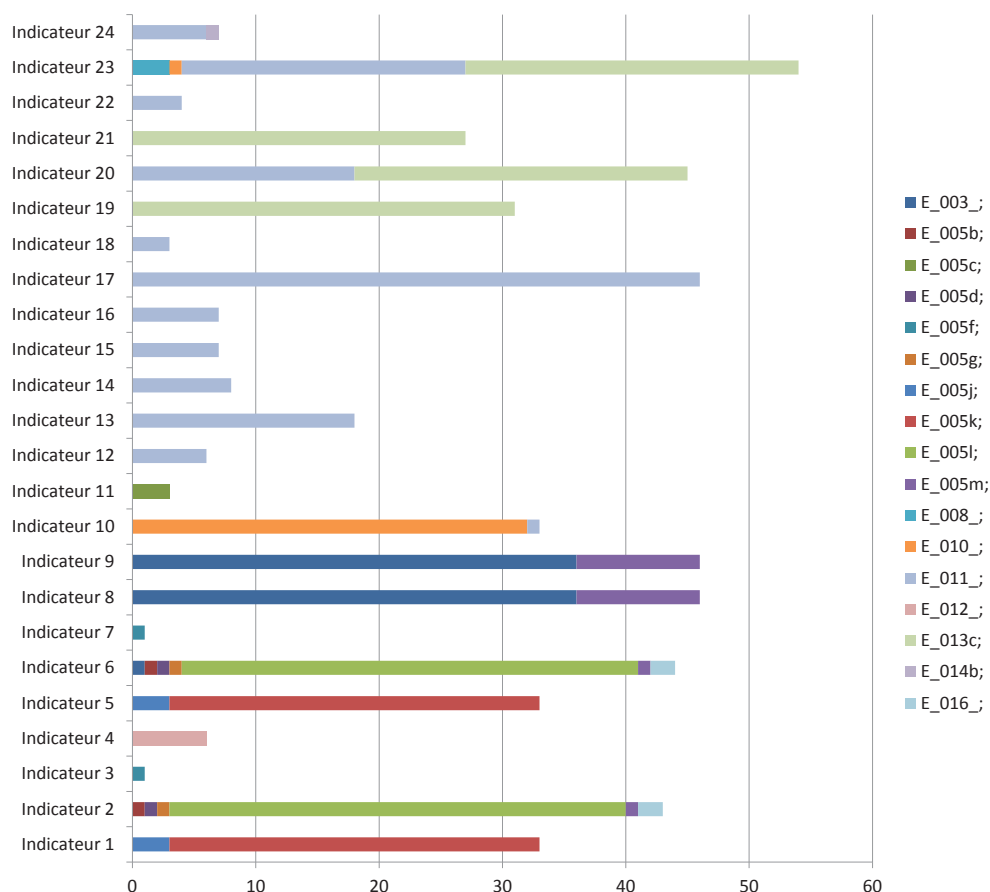


Fig. 127. Indicateurs en fonction du type d'effets.

Les milieux naturels sont classés selon le nombre d'indicateurs dans l'ordre décroissant : forêts de feuillus, forêts de conifères et prairies et landes sèches (FF,FC,PL=13), haies bocagères (BO=12), forêts méditerranéennes (FM=11), marécages, tourbières, prairies humides (MT=10), plan d'eau (PE=9), cours d'eau (CE=8) (Fig. 128).

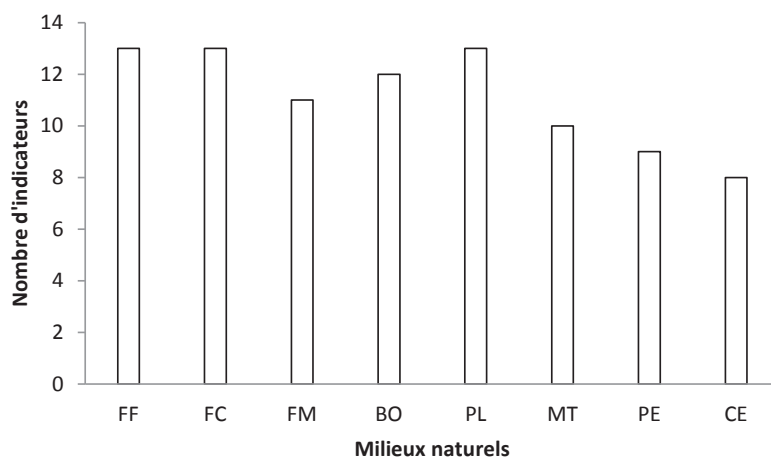


Fig. 128. Nombre d'indicateurs en fonction des milieux naturels.

Les indicateurs 8 « pH mesure l'acidité ou l'alcalinité du sol », 11 « Pourcentage de recouvrement du milieu par les espèces végétales invasives », 17 « Indices de biodiversité de l'avifaune » sont représentés dans les 8 écosystèmes. Les trois premiers indicateurs de la cible eaux superficielles et l'indicateur 10 « Teneur des polluants dans des macrophytes » sont spécifiques aux écosystèmes aquatiques. L'indicateur 12 « Indices de biodiversité des invertébrés terricoles » est relatif aux milieux prairies et landes sèches. Les taxons « Cervidae » et « poissons » sont indicateurs des milieux forêts de feuillus et cours d'eau respectivement (Fig. 129).

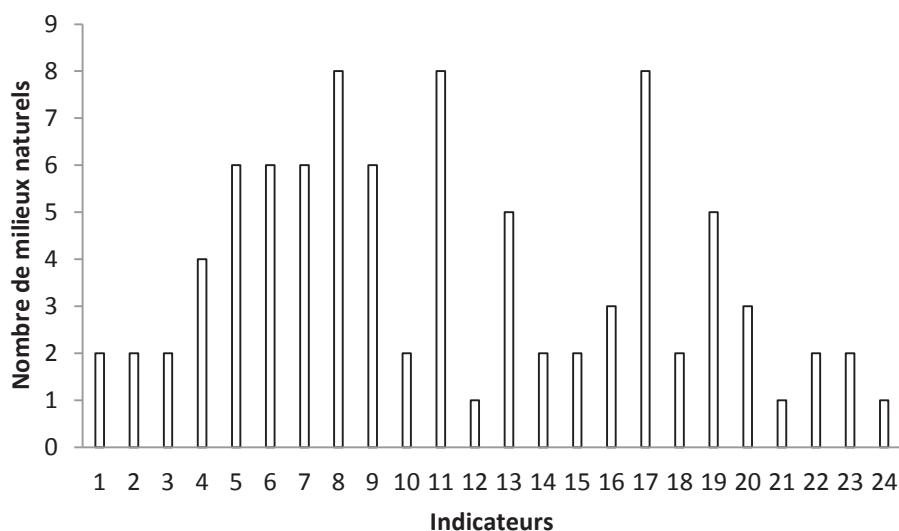


Fig. 129. Nombre de milieux naturels en fonction des indicateurs.

L'indicateur représentant le plus d'effets majeurs est 23 « Indices de biodiversité des anoures et urodèles » (54), suivi des indicateurs : 17 « Indices de biodiversité de l'avifaune », 10 « Teneur des polluants dans des macrophytes », 9 « Teneur des polluants dans les tissus végétaux des dépendances vertes » (46), 20 « Densité des populations de Rodentia » (45), 6 « Teneur des métaux lourds dans le sol (ppm) » (44), 2 « Teneur des métaux lourds dans l'eau (mg/L) » (43) (Fig. 130).

Les indicateurs 4 « Intensité de l'hydromorphie du sol (classes de 0 à 9) », 8 « pH mesure l'acidité ou l'alcalinité du sol » sont uniquement associés à la phase construction et les indicateurs 3 « Concentration des chlorures dans l'eau (mg/L) », 7 « Teneur en NaCl dans le sol (mg/L) » en phase entretien. L'indicateur 12 « Indices de biodiversité des invertébrés terricoles » est lié aux deux phases P1 et P2 pour les effets majeurs liés aux perturbations de mise à nu du sol, de la pose de buse dans le sol et de raclage des fossés de l'infrastructure (Fig. 130).

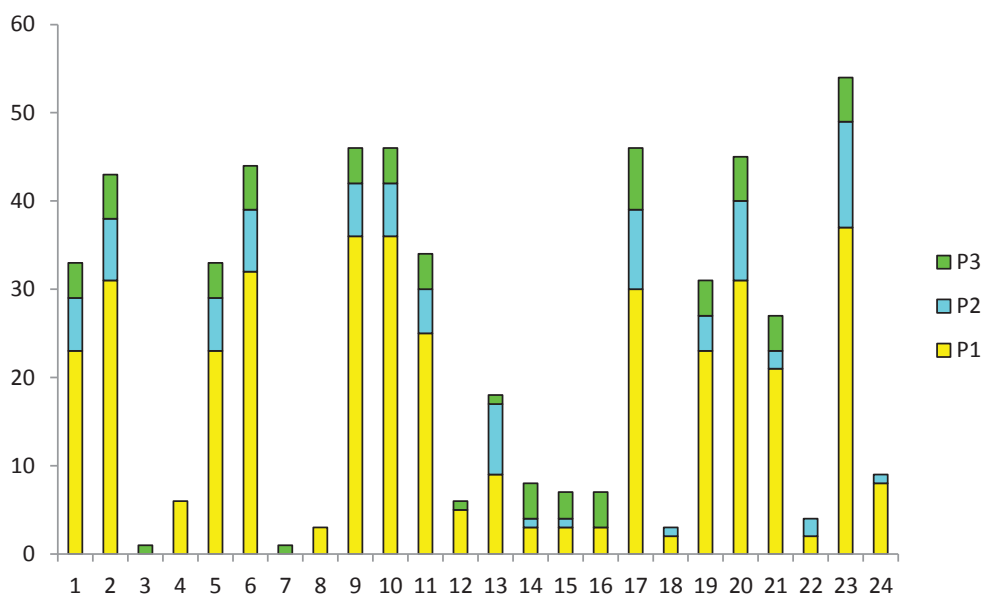


Fig. 130. Nombre d'effets majeurs par phases P1 Construction, P2 Exploitation et P3 Entretien en fonction des indicateurs.

Les indicateurs biotiques (C5=126, C6=6, C7=259) permettent d'analyser plus d'effets majeurs que les indicateurs abiotiques (C2=77, C4=87). Les indicateurs peuvent être classés de celui qui analyse le plus d'effets majeurs à celui qui en analyse le moins : « consommateurs », « producteurs », « sol », « eau superficielle », « faune du sol » (Fig. 131).

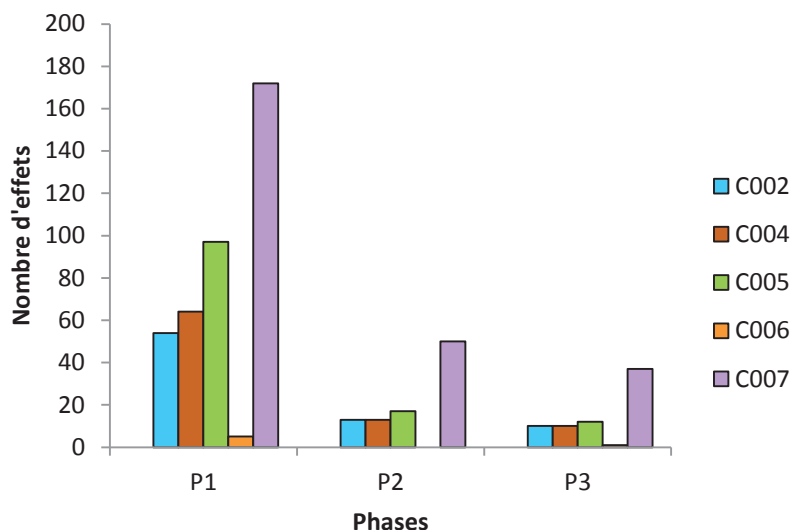


Fig. 131. Nombre d'effets majeurs en fonction des cibles indicatrices par phase P1 Construction, P2 Exploitation et P3 Entretien des ITT.

Les indicateurs mesurent à peu près le même nombre d'effets majeurs en phase construction (P1) quelque soit les projets d'ITT. En phase d'exploitation (A11, P2) et en phase Entretien (P3), les indicateurs « consommateurs » analysent un plus grand nombre d'effets majeurs pour les projets

ferroviaires que pour les projets routiers (P2 31 et 19 ; P3 5-4 et 2-1 respectivement) (Fig. 132-Fig. 133).

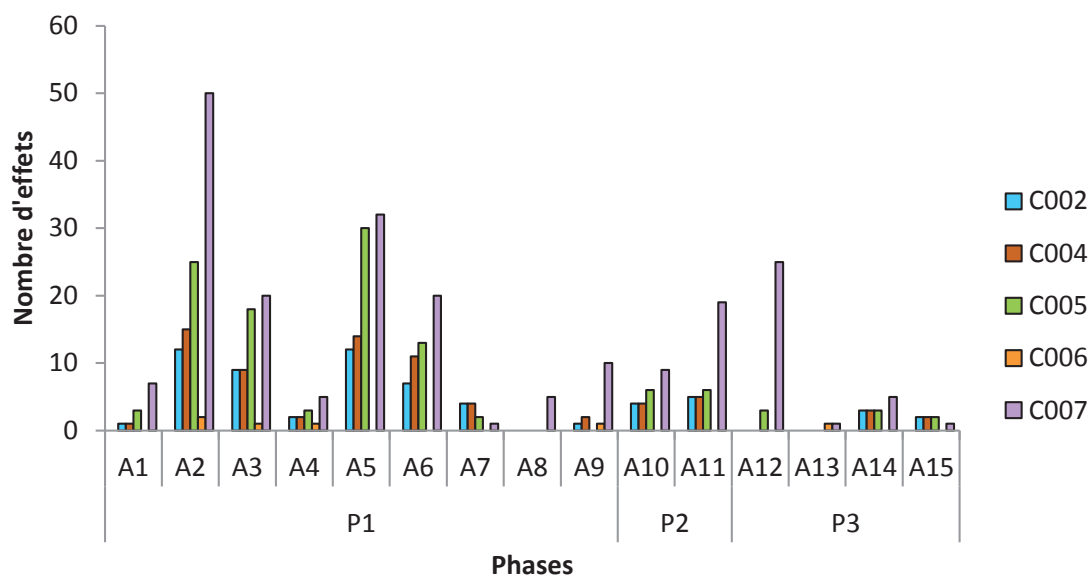


Fig. 132. Nombre d'effets majeurs en fonction des cibles indicatrices et des activités des phases des projets routiers P1 Construction, P2 Exploitation et P3 Entretien.

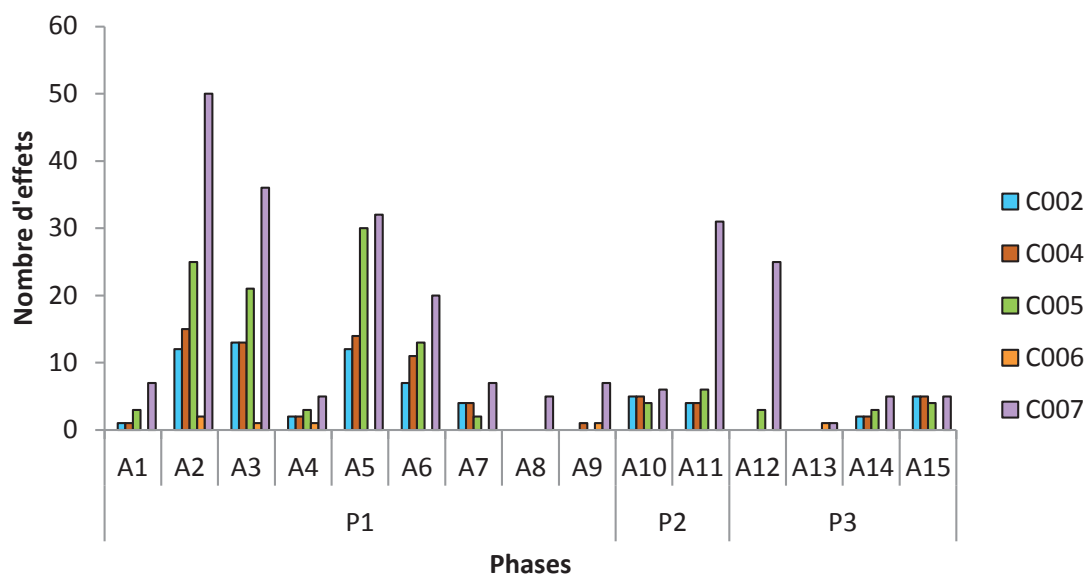


Fig. 133. Nombre d'effets majeurs en fonction des cibles indicatrices et des activités des phases des projets de lignes ferroviaires P1 Construction, P2 Exploitation et P3 Entretien.

3.4. Définitions des indicateurs de description de perturbations

3.4.1. Indicateurs abiotiques

Les facteurs abiotiques représentent l'ensemble des facteurs physico-chimiques d'un écosystème influençant sur la biocénose.

Teneur en hydrocarbures totaux et en métaux lourds dans l'eau (indicateur 1-2) et dans le sol (indicateur 5-6)

Les indicateurs n°1 et n°5 de teneur en hydrocarbures totaux et les indicateurs n°2 et n°6 de teneur en métaux lourds dans l'eau et dans le sol respectivement, représentent l'analyse de la pollution émise par les activités de chantier et par les véhicules de l'infrastructure du sol des écosystèmes terrestres et de l'eau des écosystèmes aquatiques par spectrométrie estimée en mg/L pour l'eau et en ppm pour le sol.

Les véhicules à moteur dispersent dans l'air et le sol des polluants chimiques tels que les hydrocarbures, l'amiante, le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le platine (Pt), le palladium (Pd), le rhodium (Rh) et le zinc (Zn) (Muskett et Jones, 1980). Les émissions de zinc le long des routes proviennent de l'usure des pneus, de la corrosion de la clôture de sécurité et d'autres sources liées au trafic (Blok, 2005). Les concentrations de plomb, de cadmium et de nickel dans l'air et le sol sont les plus élevées dans une zone à proximité immédiate de la route de 0 à 10 m (Muskett et Jones, 1980). Les invertébrés indiquent une diminution de 64% de Pb entre les valeurs en bordure de route et les niveaux à 150 m de la route. Les insectes prédateurs contenaient plus Pb que les herbivores (Wade *et al*, 1980). Les éléments du groupe du platine contaminent les végétaux à proximité des routes. De fines particules de PGE ont également été détectées à la surface de plumes de passereaux et de rapaces dans leur habitat naturel, et dans les organes internes de ces oiseaux (Wade *et al*, 1980). Les plantes et les proies polluées ont pour conséquence d'affecter toute la chaîne alimentaire (Forman *et al*, 2003). Ces polluants sont toxiques, persistent dans l'environnement (Coffin, 2007) et interagissent négativement avec les communautés animales (Laurance *et al*, 2009) par bioaccumulation dans les chaînes alimentaires (Mariño *et al*, 1992).

L'eau de ruissellement des routes se charge en métaux lourds (Yousef *et al*, 1984), menaçant de façon significative les écosystèmes aquatiques (Dorchin et Shanas, 2010). Le Pd est plus soluble et donc plus mobile dans l'environnement que Rh et Pt (Wade *et al*, 1980). Dans les sédiments de l'étang une accumulation importante de métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques et d'hydrocarbures pétroliers a également été trouvée (Osterkamp *et al*, 1999). Les polluants tels que le plomb, le cadmium, le zinc et les HAP sont retrouvés dans les organismes inférieurs

(Gjessing *et al*, 1984) des invertébrés vivant dans les sédiments (Wade *et al*, 1980). La faune de macro-invertébrés sensibles à la pollution était environ deux fois moins abondante ce qui suggère une influence possible des eaux de ruissellement (Smith et Kaster, 1983). Les concentrations de cadmium et de zinc dans les bivalves sont environ 2 à 3 fois plus élevées dans le lac pollué que dans le lac de référence, suggérant un impact de l'autoroute (Baekken, 1994).

Des études en laboratoire ont montré une absorption des éléments du groupe du platine dans les anguilles et les poissons exposés (Wade *et al*, 1980). Une autre étude expérimentale sur l'exposition au palladium des anguilles européennes (*Anguilla anguilla*) en Allemagne a révélé une absorption du Pd du trafic avec une concentration Pd hépatique moyenne de $0,18 \pm 0,05$ ng / g (poids humide). Le Pd est biodisponible pour les animaux aquatiques (Sures *et al*, 2001). Le taux d'absorption des animaux suit le classement suivant: Pd > Pt > Rh. Le foie et les reins accumulent les plus hauts niveaux de PGE, notamment Pd (Ek *et al*, 2004). Les concentrations de plomb dans le foie de perche et de HAP dans la chair étaient plus élevées dans le lac pollué. La diversité et l'abondance des communautés benthiques ont été réduites près de la route, ce qui suggère des effets négatifs des polluants de la route (Baekken, 1994).

Une étude sur les embryons et les larves de *Bufo viridis* ont permis de mettre en évidence la toxicité des eaux de ruissellement de la chaussée de deux grandes autoroutes en Israël. L'exposition à la mi-saison du ruissellement a non seulement un effet négatif sur la croissance et le taux de développement des larves de *B. viridis*, mais peut aussi conduire à une augmentation des taux de déformations morphologiques (Dorchin et Shanas, 2010). Les concentrations de plomb dans les sédiments et dans deux espèces de têtards de *Rana catesbeiana* et *R. clamitans* étaient positivement corrélées avec le volume moyen de trafic journalier. Les concentrations de plomb élevées chez les têtards vivant près des autoroutes peuvent contribuer aux niveaux élevés chez les animaux sauvages qui sont des prédateurs potentiels des têtards et sont la source des effets physiologiques et de reproduction chez certaines espèces d'oiseaux et de mammifères (Birdsall *et al*, 1986).

Les bassins de rétention sont créés pour accumuler les eaux de ruissellement de la route chargées en métaux lourds (Yousef *et al*, 1990). Les zones humides naturelles peuvent être également utilisées pour l'évacuation des eaux de ruissellement de route. Cependant, les eaux de ruissellement ont des impacts négatifs sur les étangs, les zones humides et les cours d'eau. Un impact à long terme sur les sédiments a été démontré. L'utilisation des zones humides naturelles pour l'évacuation des eaux de ruissellement de la route est déconseillée (Sriyaraj et Shutes, 2001).

Intensité de l'hydromorphie du sol (indicateur 4)

L'indicateur n°4 intensité de l'hydromorphie du sol représente l'analyse des modifications de typologie de sols par l'étude de la profondeur d'apparition de l'horizon hydromorphe. Les couleurs des différents horizons et taches du profil sont décrits selon la Charte Munsell classant les sols de 0

à 9. Les notes 1 à 4 indiquent qu'il n'y a pas de taches d'oxydoréduction avant 40 cm de profondeur. Les notes 5 à 9 indiquent la présence de ces taches à moins de 40 cm de profondeur correspondant à un sol hydromorphe.

Les infrastructures de transport terrestre sont la cause d'importants changements d'humidité du sol surtout près des lisières de forêts (Dambros *et al*, 2013). Jusqu'à 81 m des routes, les changements d'humidité du sol sont significativement liés aux modifications de composition en espèces de termites. La fragmentation causée par les routes impacte les populations naturelles telles que les termites (Dambros *et al*, 2013).

NaCl dans l'eau (indicateur 3) et dans le sol (indicateur 7)

Les indicateurs n°3 et n°7 des ions chlorure dans l'eau et dans le sol représentent l'analyse de la pollution du salage hivernal des routes par dosage de solution titrée de nitrate d'argent pour en déduire la concentration des ions chlorure Cl^- en mg/L.

Les sels utilisés pour l'entretien des routes en période hivernale entraînent des effets à long terme dans la chimie du sol en bordure de route (Green *et al*, 2008). Les Chlorures hivernales persistent pendant une grande partie de l'année à des concentrations importantes (Bartlett *et al*, 2012).

Le salage perturbe les contributions proportionnelles de nitrates-N et de d'ammonium-N dans la fraction inorganique minérale des sols en bordure de route. Le degré d'exposition au sel de la terre, à plus long terme, contrôle les processus clés microbiens de transformation du N, principalement par l'augmentation du pH du sol. L'afflux supplémentaire d'azote ammoniacal dans les sols est rapidement nitrifié et, par la suite, l'augmentation du lessivage des nitrates-N dans les cours d'eau se produit (Green *et al*, 2008).

Le sel de dégivrage des routes est une menace importante pour les communautés aquatiques (Bartlett *et al*, 2012). Cette pollution chimique est notamment impliquée dans le déclin de la population mondiale des amphibiens : la fréquence des malformations augmente de façon significative chez les deux espèces à des concentrations de salinité élevées (Karraker et Ruthig, 2009), l'augmentation de la concentration réduit le poids des têtards et leurs performances locomotrices (Denoël *et al*, 2010), une augmentation des anomalies physiques et donc une survie plus faible (Sanzo et Hecnar, 2006). Cela perturbe irréversiblement les embryons des salamandres dans les zones humides (Karraker et Gibbs, 2011). Les salamandres et les tritons sont particulièrement vulnérables au sel. Les concentrations dans l'environnement à la fois de NaCl et MgCl_2 du salage des routes causent des malformations dans le développement des nouveau-nés de tritons. L'augmentation des concentrations de sel augmente à la fois la fréquence de la déformation et de la gravité des malformations (Hopkins *et al*, 2013).

Les salamandres tachetées et la grenouille des bois n'occupent pas des étangs à chlorures élevés. Les salamandres tachetées (*Ambystoma maculatum*) et les grenouilles des bois (*Rana sylvatica*) sont les plus sensibles aux chlorures que le crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*). Les Rainettes crucifères (*Pseudacris crucifer*) et les grenouilles vertes (*Rana clamitans*) ont montré des sensibilités intermédiaires. Les concentrations de chlorure dans les bassins en raison de l'application de sels de déglçage, influencent la structure de la communauté, en excluant les espèces intolérantes au sel (Collins et Russell, 2009).

Les eaux souterraines sont contaminées par le sel des routes. L'amphipode *Gammarus pseudolimnaeus* est associé aux aquifères de source légèrement contaminés par Cl (Williams *et al*, 2000).

pH mesure l'acidité ou l'alcalinité du sol (indicateur 8)

L'indicateur n°8 pH mesure l'acidité ou l'alcalinité du sol représente l'analyse de la pollution des traitements aux liants hydrauliques de chaux dans les sols de terrassement et la modification du pH du sol près de l'infrastructure à l'aide d'une sonde de pH-mètre dans le sol. Le pH est mesuré sur une échelle entre 1 et 14.

Les chantiers de terrassement entraînent des risques écologiques non négligeables sur les écosystèmes notamment du chaulage des sols. La proximité de routes produit également des sols plus alcalins par exemple de (pH 7,7) par rapport au sol de forêt de feuillus acide (pH 5,6) du Vermont (Neher *et al*, 2013).

Certaines études ont clairement démontré les risques du traitement des sols à la chaux sur des écosystèmes sensibles, naturellement oligotrophes et naturellement acides tels que les tourbières ombrogènes et soligènes qui sont des habitats d'importance internationale (Farmer, 1993). Le gravier calcaire utilisé pour l'amélioration des routes dans les habitats forestiers dans un environnement pauvre en nutriments a modifié l'acidité des sols adjacents, conduisant à un changement dans la composition des espèces végétales et à une colonisation vers l'intérieur par des espèces basophiles (Avon *et al*, 2013). Le chaulage peut provoquer aussi des dommages considérables sur les cibles des systèmes aquatiques (Farmer, 1993), telles que les invertébrés aquatiques (Buckton et Ormerod, 1997), les producteurs primaires (Wilkinson et Ormerod, 1994). Des études ont démontré l'impact du chaulage sur d'autres cibles écosystémiques spécifiques. Le chaulage peut nuire à des petits mammifères comme la musaraigne *Sorex* sp. en diminuant l'abondance de ses populations, leurs activités et leurs proies (invertébrés terrestres) (Shore et Mackenzie, 1993). Le chaulage affecte et modifie les populations végétales sauvages, plus spécifiquement les populations de lichens, de sphaignes (Brown *et al*, 1988; Farmer, 1993), des ectomycorhizes souterraines des forêts de conifères (Kjøller et Clemmensen, 2009). Certains types de végétation sont favorisés au détriment d'autres, par exemple, les graminées et les espèces

herbacées (Bona *et al*, 2008). Le chaulage peut aussi agir sur la germination des graines, notamment de *Vaccinium myrtillus* (Olsson et Kellner, 2002). Le chaulage entraîne à terme des extinctions d'espèces sensibles (Kjøller et Clemmensen, 2009), des risques de contamination des eaux souterraines par le NO₃⁻ due à la stimulation de la nitrification (Andersson et Persson, 1988) et des modifications importantes de la couche d'humus (Zelles *et al*, 1990; Löfgren *et al*, 2009).

3.4.2. Indicateurs biotiques producteurs

La végétation traduit la richesse d'un milieu. Un milieu riche en végétaux n'est pas forcément un biotope de grande qualité car elle colonise plus rapidement le milieu (Hertig et Fallot, 2006).

Teneur des polluants dans les tissus végétaux des dépendances vertes (indicateur 9) et des macrophytes (indicateur 10)

L'indicateur n° 10 teneur des polluants dans des macrophytes permet d'étudier les particules polluantes des poussières de chantiers, des routes et des lignes ferroviaires par dosage des polluants contenus dans les tissus végétaux par spectrométrie. Les tissus végétaux sont souvent étudiés car la plupart stockent les matières polluantes. Le dosage des concentrations en métaux dans ces tissus permet d'évaluer une pollution diffuse.

La poussière des routes est l'une des principales sources de matières particulaires dans l'atmosphère chargées de Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb et Zn (Han *et al*, 2012) et en Pt, Pd et Rh, c'est à dire en éléments du groupe du platine (PGE) (Leśniewska *et al*, 2004). La poussière se dépose au niveau local variant de 250 à 1000 m en fonction de la nature des particules de poussière et du volume et de la fréquence des précipitations (Branquinho *et al*, 2008). Ces métaux sont connus pour avoir des effets toxiques sur les plantes et les animaux (Branquinho *et al*, 2008).

Les métaux phytotoxiques entrent ainsi dans les tissus végétaux (Farmer, 1993; Forman et Deblinger, 2000). Les concentrations moyennes de PGE dans l'herbe sont au niveau de 8,63 ng g⁻¹ pour le Pt, 0,65 ng g⁻¹ pour Rh et 3,2 ng g⁻¹ pour le Pd. La concentration de PGE dans les aiguilles de pin se trouve en dessous des limites de détection des méthodes utilisées (Leśniewska *et al*, 2004). L'effet de la route sur les populations végétales locales a été estimé sur environ 100 m (Bignal *et al*, 2007). La concentration en métaux dans les feuilles de chêne vert (*Quercus ilex*) est liée aux émissions des véhicules à moteur (Gratani *et al*, 2008). Les émissions d'échappement peuvent affecter les communautés végétales de prairies calcaires directement, par exemple par absorption foliaire directe de produits d'échappement, ou indirectement via des modifications à la biogéochimie des sols et de l'hydrologie. La richesse des espèces végétales, l'abondance des plantes herbacées dicotylédones et des espèces de mousse diminue en bord de route (Lee *et al*, 2012). Des effets significatifs sur la croissance, la membrane, la chlorophylle et la teneur en azote des bryophytes ont été révélés (Bignal *et al*, 2008). Les émissions d'azote provenant de la

circulation sont aussi néfastes sur la composition des peuplements de lichens que l'agriculture (Purvis *et al*, 2003). Les hydrocarbures pétroliers, les métaux lourds, plomb, zinc sont absorbés et stockés par les espèces aquatiques de macrophytes émergents telles que *Typha latifolia* et *Sparganium* (Ellis *et al*, 1994). Ces polluants émis par les véhicules ont des effets néfastes sur les communautés animales par leur bioaccumulation dans les chaînes alimentaires (Mariño *et al*, 1992).

Pourcentage de recouvrement du milieu par les espèces végétales invasives (indicateur 11)

L'indicateur n° 11 pourcentage de recouvrement du milieu par les espèces végétales invasives à l'aide d'échantillonnage par la méthode de quadrat représente l'invasion des espèces exogènes et exotiques dans les milieux naturels par les vecteurs d'engins de chantier, de véhicules, de l'entretien et de l'aménagement en espèces horticoles des dépendances vertes.

Les activités anthropiques des infrastructures peuvent favoriser les invasions de plantes en changeant les conditions d'habitat et la dispersion des propagules des plantes envahissantes (Flory et Clay, 2009). Les milieux endommagés et fragilisés lors des chantiers, lors de l'entretien des dépendances vertes ou lors de feu des corridors routiers, sources de propagation dans les régions méditerranéennes (Curt et Delcros, 2010) sont sujets aux invasions d'espèces végétales exogènes dispersées par les engins de chantier ou les véhicules (Zwaenepoel *et al*, 2006).

Les invasions sont souvent plus fréquentes près des routes et dans les jeunes habitats que dans les habitats intérieurs et matures (Flory et Clay, 2009). En effet, la composition en plantes de sous-bois dans une forêt de chênes jeunes et adultes en France diffère fortement entre le bord de la route et l'intérieur des forêts. L'effet de la route a été noté à moins de 5 m dans le peuplement forestier. Les espèces non forestières étaient presque absentes à l'intérieur de la forêt. En revanche, de nombreux bryophytes et plantes vasculaires ont été observés à l'écart de la route. La construction d'une nouvelle route forestière a des effets non négligeables sur la dynamique des populations végétales (Avon *et al*, 2010). L'effet peut s'étendre plus profondément dans la forêt par l'intermédiaire notamment des sentiers de débardage, c'est à dire jusqu'à 20 m et même 60 m, hors des sentiers de débardage. Les sentiers de débardage ont servi de conduits de pénétration d'espèces d'habitats ouverts dus à la circulation des engins forestiers (Avon *et al*, 2013).

La route a une influence sur l'invasion des écosystèmes aquatiques comme le cas du grand lac Saint-François (Québec, Canada) par le roseau commun (*Phragmites australis*) (LeBlanc *et al*, 2010). Des auteurs indiquent que les espèces non indigènes plantées doivent être évitées pour améliorer la biodiversité, la stabilité et la résilience des écosystèmes (García-Palacios *et al*, 2010).

En Norvège, la richesse en espèces et la diversité de la flore étaient inférieures pour les accotements non infectés par le lupin (*Lupinus polyphyllus*). L'abondance des papillons était inférieure. Les changements dans les assemblages d'espèces végétales et la richesse inférieure des

espèces végétales dans ces zones s'effectue au profit des niveaux trophiques supérieurs par des effets «bottom-up» (Valtonen *et al*, 2006).

3.4.3. Indicateurs biotiques faune

Les différents indicateurs biotiques des populations animales déterminés représentent différents niveaux de la chaîne alimentaire. Pour traiter l'ensemble des phénomènes se déroulant à plusieurs échelles d'espace et de temps, une méthode doit considérer les différents niveaux taxonomiques (des niveaux inférieurs la flore aux niveaux supérieurs la faune) (Burel et Baudry, 1999). L'étude des différents niveaux permet de détecter les impacts d'effet majeur des écosystèmes qui peuvent être maqué à certains niveaux.

Indices de biodiversité - Indice « nombre de Hill »

Les indices de base de mesure de la biodiversité concernent l'abondance (le nombre d'individus) et la richesse spécifique (le nombre d'espèces). Ils correspondent au contenu et à la répartition des individus dans des populations. L'information suivante est la base de données complète des espèces et du nombre d'individus par espèce. Pour résumer ces informations, des indices les combinent et conduisent à générer d'autres indices de diversité comme Shannon-Weaver (1949) et Simpson (1949), très utilisés dans la littérature scientifique. Ces indices sont issus de raisonnement provenant de la thermodynamique, des sciences de l'information et le lien avec des données biologiques les justifie, dans leur forme et leurs données, (exemple: lien entre diversité spécifique et surface). Avec ces indices qui s'ajoutent aux précédents La difficulté d'analyse vient du fait que ce sont des indices discrets. L'indice de Shannon donne une mesure qui prend en compte les espèces rares et les espèces communes. L'indice de Simpson se réfère plutôt aux espèces communes. Les valeurs de ces indices ne sont pas lisibles directement, ce ne sont pas des nombres homogènes, comparables entre eux qui s'additionnent avec un sens final intuitif... Un exemple d'indice résumant de façon continue le nombre d'espèces et la diversité, un indice lisible qui permet de combiner les données, faire des rapports est celui dit en nombre de Hill (1973). D'abord, il génère un nombre équivalent, donc une valeur intuitive, un nombre d'espèces. Il prend en compte à la fois les espèces rares et les espèces communes avec un seul paramètre « a » dont la valeur permet d'avoir le nombre total d'espèces pour « a=0 », le nombre d'espèces rares et communes comme Shannon pour « a=1 », le nombre d'espèces communes comme Simpson pour « a=2 » et de façon continue toutes les mesures intermédiaires (Hill, 1973). Etant un nombre, il permet d'effectuer des rapports pour indiquer une équitabilité. Des indices récents le complètent sur ce point (Mendes *et al*, 2008). Ces types d'indices continus permettent de résumer un ensemble de données disparates par des indications plus riches, par des courbes plus lisibles qu'un simple rapport de valeurs comme les indices d'équitabilité très utilisés... Ces indices bien que pertinents restent encore peu utilisés dans le domaine de l'écologie: « Hill's ratio, new and potentially useful

method... not yet been fully explored » (Peet, 1974); puis au niveau de « equitability » « use in ecology is under-explored » (Mendes *et al*, 2008; Tsallis, 1988)... Ce nombre équivalent a été mentionné dans le chapitre II pour les effets regroupés en 36 classes.

Si p_i est la proportion d'une espèce i parmi n espèces, la formule de « nombre de Hill » est un nombre d'espèces, il s'écrit :

$$Nb_{Hill} = \left(\sum_{i=1}^n p_i^a \right)^{\frac{1}{1-a}} \quad [33]$$

Avec p_i : proportions d'une espèce i parmi n espèces (ou d'un effet i parmi les n effets).

Nb_{Hill} est plus petit que n est un nombre équivalent d'espèces qui, si elles étaient également réparties en proportion $1/n$, donnerait la même valeur d'indice que les n espèces présentes hétérogènes en valeurs de proportion. L'indice de Hill, paramétré par « a », permet de prendre en compte l'ensemble des espèces des très rares, au plus communes, selon la valeur de a comprise en zéro et l'infini, en pratique entre 0 et 4. La représentation graphique de l'indice de Hill en fonction de « a » permet de prendre en compte, de visualiser tout le contenu en espèces, quantité et diversité.

Les cas particuliers du Nombre de Hill pour les espèces sont: $a = 0$: nombre d'espèces au total (très rares, rares, communes, très communes), $a=1$: « nombre de Shannon-Weaver » (rares, communes, très communes), $a=2$: « nombre de Simpson » (communes, très communes), $a>4$: (très communes) (Fig. 134).

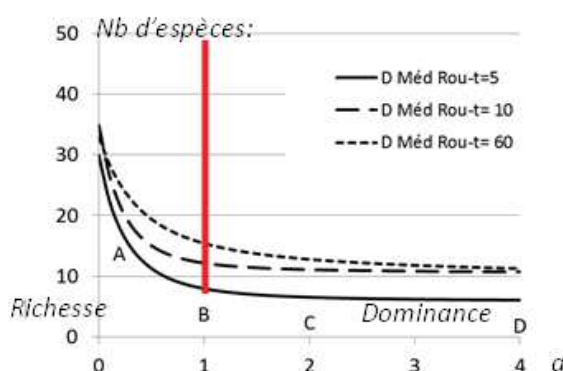


Fig. 134. Nombre d'espèces en fonction du paramètre a de l'indice de Hill.

Le trait vertical au niveau $a=1$ est le nombre de Shannon, $\exp(H)$, dérivé de l'indice de Shannon-Weaver (H). Pour « $a=2$ », c'est le nombre de Simpson $1/S$ dérivé de l'indice de Simpson S . Le tracé continu de l'indice de Hill en fonction de « a » permet de visualiser la répartition des espèces rares et communes entre différents milieux. Si les courbes se croisent entre la valeur de a entre 1 et 2, les communautés des milieux ne sont pas comparables. Si les courbes ne se superposent pas, il est tentant de conclure que la courbe la plus haute indique une meilleure biodiversité (Tóthmérész, 1995). Compte tenu du fait que les mesures ne sont pas effectuées en

nombre important, il est intéressant d'utiliser une méthode de ré-échantillonnage (Bayésienne ou bien méthode de Bootstrapping) pour déterminer une dispersion associée aux mesures et s'assurer ainsi que la différence entre 2 communautés est significative (Mecklin, 2003).

Indicateur des invertébrés terricoles (indicateur 12)

L'indicateur biotique n°12 des invertébrés terricoles représente l'analyse de la fragmentation des habitats de la faune du sol par la pose de buse dans le sol et l'infrastructure. La faune du sol est représentée par de minuscules unicellulaires, de nombreux vers, des gastéropodes, des crustacés (cloportes), des arachnides et des insectes (Gadant, 2002). Des échantillons sont prélevés en juillet-août à 20 cm de profondeur du sol selon la méthode aléatoire d'échantillonnage et placés dans un appareil de Berlèse et Baerman (Faurie *et al*, 2011).

Les réponses des invertébrés de la litière de feuilles aux gradients environnementaux le long des bords de routes dans les forêts de pins de l'île subtropicale à Tenerife, aux Canaries montrent trois types de réponses. Les espèces avec une densité de population élevée entre 1 et 20 m préférant les bords de route (généralement avec un pic à 10 m de la route). Les taxons d'espèces intérieures atteignent des densités de population importante au-delà de 60 m du bord (et le plus souvent 100 m). Les espèces neutres ont des pics d'abondance à différents intervalles de distance. Les communautés de bord de route contiennent une diversité indigène et endémique élevée, mais aussi une importante densité de faune exotique. Les effets de bord de la route sur les espèces d'invertébrés doivent être considérés comme ayant un impact profond et cumulatif compte tenu du nombre exceptionnellement élevé de routes dans ces forêts et les densités de population élevées d'invertébrés exotiques (Delgado *et al*, 2013).

Indicateurs Invertébrés (indicateur 13 - 16)

Les invertébrés traduisent la richesse d'un milieu et son stade d'évolution. La recolonisation des invertébrés est très lente (Hertig et Fallot, 2006). L'entomofaune représente par exemple 80% des espèces consommatrices en forêt et peuvent pulluler à l'occasion de dysfonctionnement de l'écosystème, par exemple les chenilles de bombyx dans une chênaie (Gadant, 2002). Les invertébrés sont particulièrement intéressants pour étudier les effets lisières des infrastructures. Les infrastructures peuvent entraver la dispersion des arthropodes et réduire le taux d'immigration vers les îlots d'habitats naturels ou semi-naturels (Mader *et al*, 1990).

L'indicateur biotique n°13 des invertébrés rampants représente l'analyse de l'effet lisière des forêts, des haies bocagères et des prairies. Des échantillons sont prélevés en juillet-août par des pièges barber. Les groupes échantillonnés sont : Coléoptères Carabidae, Silphidae, Staphylinidae, Formicidae, Dermaptères, Collembolles, Aranéides, Opilionides, Diplopodes, Chiliopodes, Isopodes (Bonneau, 2008).

L'indicateur biotique n°14 des invertébrés volants représente l'analyse des modifications du relief et des effets lisières des infrastructures. Des échantillons sont prélevés en juillet-août à l'aide de pièges attractifs disposés à 4-6m de hauteur. Les groupes échantillonnés sont les coléoptères : Cerambycidae, Cetoniidae, Lucanidae, quelques Elateridae et même Ripiphoridae, Hyménoptères : Vespidae principalement, Diptères et Lépidoptères (Bonneau, 2008).

Les odonates (l'indicateur biotique n°15) particulièrement constituent un groupe parapluie et porte-étendard représentatifs des zones humides et plusieurs espèces sont sténoèces. Le protocole d'échantillonnage est réalisé à partir d'observation le long de transect de début mai à septembre par la méthode standardisée du programme STELI ou Suivi Temporel des Libellules de l'Observatoire de la biodiversité Vigie Nature.

Les «papillons de jour» ou Rhopalocères (l'indicateur biotique n° 16) sont l'un des premiers maillons de la chaîne alimentaire et l'un des plus importants par le nombre d'individus consommés par différents prédateurs (Noé conservation, 2013). Un impact négatif sur la biodiversité de ceux-ci alors se répercute sur les niveaux trophiques supérieurs (Nowicki *et al*, 2007). L'échantillonnage est réalisé selon la méthode de transect dans des quadrats choisis aléatoirement. La méthodologie de comptage standardisée reconnue est celle du programme STERF, Suivi temporel des Rhopalocères de France de l'Observatoires de la biodiversité Vigie Nature.

Il existe une relation entre la distance à la route et le nombre d'invertébrés (Przybylski, 1979). Les bords des routes possèdent des caractéristiques microclimatiques originales (ensoleillement) (Dajoz, 2007) et offrent de nouveaux habitats, de nouvelles ressources convenant à de nombreux insectes (Noordijk *et al*, 2009). Les bords de route peuvent aussi être des sites de refuge, de reproduction, des sites de nidification, notamment pour les abeilles sauvages (Hopwood, 2008), d'habitats, de source de nourriture pour de nombreuses espèces telles que les insectes pollinisateurs (Berg *et al*, 2011; Free *et al*, 1975), les espèces de papillons de prairies semi-naturelles (Saarinen *et al*, 2005). Quand les conditions sont réunies, ces bords de route aménagés de façon pertinente peuvent servir de couloirs de dispersion et devenir des corridors écologiques entre les espaces naturels et perturbés (Cilliers et Bredenkamp, 2000). Les bords de routes sont des habitats potentiels pour plusieurs espèces de prairies adaptées à la gestion régulière de la tonte telles que les papillons de jour (Saarinen *et al*, 2005). Dans les milieux forestiers subméditerranéens et milieux des conifères, les routes ont augmenté la richesse en espèces de fourmis à l'échelle locale (Azcarate *et al*, 2013).

Cet afflux vers le bord de route peut entraîner une hausse de la mortalité chez les papillons (Skórka *et al*, 2013) et les insectes en général. En 1990, il a été montré que chaque année en France, plus de 66 milliards d'insectes peuvent être tués par collision avec les véhicules, sans compter les 40 tonnes d'insectes tués et projetés sur les bas-côtés (Chambon, 1993). La

concentration des insectes en bords de route offre une nourriture abondante et attire plus d'oiseaux (Dajoz, 2007) ou autres espèces insectivores, comme les chauves-souris, amplifiant également leur mortalité par collision (Forman *et al*, 2003). A l'inverse, ces structures peuvent limiter le mouvement des bourdons et agir sur les abeilles butineuses qui ne se déplacent qu'en cas de contrainte de recherche de sites de fourrages supplémentaires (Bhattacharya *et al*, 2003).

Les infrastructures peuvent avoir un effet lisière sur les populations aquatiques mobiles. Le nombre relativement faible de la population et la longue durée de vie pour les adultes de libellules (Odonata, Anisoptera) en fait l'un des rares groupes non - vertébrés susceptibles d'être touchés par la mortalité routière directe. Les hauteurs de vol relativement faibles de (moins de 2 m) et le manque d'agilité de certaines espèces en font des espèces sensibles à la mortalité routière. Un grand nombre de libellules adultes sont tués sur toute la saison de vol par des collisions de véhicules automobiles (Soluk *et al*, 2011).

Indicateurs Avifaune (indicateur 17-19)

Les oiseaux sont présents à tous les niveaux trophiques (consommateurs primaires et prédateurs) et intègrent de nombreuses variables ayant trait à leur habitat. Dans une certaine mesure ils permettent d'appréhender le niveau de complexité et la productivité secondaires des écosystèmes (Kovacs, 1987a).

L'indicateur biotique n° 17 de l'avifaune permet d'étudier l'effet du bruit des activités de chantier et des véhicules sur les populations animales et l'indicateur biotique n°18 de la famille des Strigidés et Tytonidés l'effet des lignes électriques. A partir d'un tirage aléatoire, des points d'écoute par Echantillonnages Ponctuels Simples (EPS) d'avril à juin sont disposés selon la méthode standardisée du Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) de l'Observatoire de la biodiversité Vigie Nature.

L'indicateur biotique n°19 des grands rapaces diurnes (Falconidae, Cathartidae, Pandionidae, Accipitridae, Sagittariidae) permet d'étudier la lumière artificielle des populations nocturnes. Des engistements d'ultrasons sont réalisés sur des points d'échantillonnage choisis aléatoirement et inspirés de la méthode standardisée du suivi national des chiroptères communs de l'Observatoire de la biodiversité Vigie Nature.

Les forêts sont les seuls milieux naturels qui peuvent faire écran au bruit. Un écran forestier réduit le bruit de 10 décibels par mètre d'épaisseur (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999). Malgré ce facteur, le bruit des routes perturbe la faune en créant une barrière immatérielle pour les espèces sensibles au bruit. De nombreuses espèces ont modifié leur comportement à proximité du trafic routier. Les oiseaux sont connus pour changer leurs appels en fonction du bruit de la route. Certaines espèces apprennent à éviter les collisions avec l'âge (par exemple, le Geai à gorge blanche *Aphelocoma coerulescens*, (Mumme *et al*, 2000). Les mésanges charbonnières chantent sur

de plus hauts emplacements pour surmonter l'environnement bruyant (Slabbekoorn et Peet, 2003). Les infrastructures peuvent être une barrière au déplacement naturel de la faune (van der Zande *et al*, 1980). L'effet des infrastructures sur les populations d'oiseaux s'étend sur des distances allant jusqu'à environ 1 km (Benítez-López *et al*, 2010). L'effet de routes est négatif et très généralisé, même si les distances de seuil routes varient selon les différents groupes d'espèces d'oiseaux. Les communautés d'oiseaux des forêts de feuillus (bosquets de frênes, des correctifs de chênes et peupliers) montrent une résilience supérieure aux influences des routes (sur 300 m des routes) (Palomino et Carrascal, 2007). Les nuisances sonores et d'autres facteurs tels qu'une faible connectivité entre les fragments forestiers et l'évitement des zones proches de la route sont impliqués dans les faibles probabilité d'occupation des oiseaux à proximité de l'autoroute (Brotons et Herrando, 2001).

Les routes, les chemins de fer mais également les lignes électriques fragmentent les populations animales. La densité de rennes sauvages (*Rangifer tarandus tarandus*) dans le Sud de la Norvège était inférieure de 79% à moins de 2,5 km de lignes électriques par rapport aux zones d'arrière-plan, et augmentait avec la distance de l'infrastructure (Nellemann *et al*, 2001). C'est au niveau de l'avifaune que les effets des lignes électriques sont les plus remarquables. Les données empiriques et des considérations théoriques indiquent que les espèces à forte charge alaire comme les rapaces courent un risque élevé de collision avec les lignes électriques. Ces oiseaux sont caractérisés par un vol rapide, et la combinaison de corps lourd et de petites ailes diminuent la réaction rapide à des obstacles inattendus (Bevanger, 1998). Ces oiseaux sont de plus les plus abondants à proximité des infrastructures (Benítez-López *et al*, 2010). Les espèces fréquemment touchées par l'électrocution sont les Ciconiiformes, les Falconiformes, les Strigiformes et les Passeriformes. Un nombre alarmant d'espèces à statut d'espèce menacée et vulnérable est identifié parmi les victimes, mais les données sont insuffisantes à l'heure actuelle pour juger de l'importance de la mortalité causée par les lignes électriques au niveau de la population (Bevanger, 1998).

Indicateurs Mammifères (indicateur 20 -22)

Les mammifères sont représentatifs du stade supérieur de la chaîne alimentaire (Hertig et Fallot, 2006).

L'indicateur biotique n°20 des populations de Rodentia permet d'étudier la fragmentation des habitats par l'infrastructure. Le protocole utilisé est le piégeage.

La construction de routes contribue à l'isolation des habitats. Les études de terrain montrent que les routes représentent des barrières et coupent les flux de gènes en divisant les populations animales de chaque côté de la route. Plusieurs schémas de mobilité montrent les effets d'isolement important des routes sur les populations de souris vivant dans les forêts (*Apodemus flavicollis*) (Mader, 1984). Les petits mammifères sont d'un grand intérêt en raison de leur valeur comme des

indicateurs d'impacts environnementaux et leur rôle clé dans les écosystèmes méditerranéens. Les communautés de petits mammifères dans un paysage méditerranéen en gestion extensive. *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura russula*, *Mus spretus* étaient significativement plus abondantes près de l'autoroute. Dans le cas de *Apodemus sylvaticus*, une plus forte proportion de juvéniles a été trouvée à 0 m et 500 m de l'autoroute. Les accotements sont un refuge important pour les petits mammifères, tant en termes d'abondance que de stabilité de la population (Ruiz-Capillas *et al*, 2013). Les routes ont de nombreux effets sur les populations de mammifères. Le lapin européen est une proie clé dans les écosystèmes méditerranéens. L'abondance la plus faible de lapins a été retrouvée à côté de l'autoroute ($6,76 \pm 8,87$ individus/m² par mois) et la plus forte abondance à une distance intermédiaire ($17,65 \pm 23,11$ individus /m² par mois). La pression de la chasse et des carnivores étaient plus élevés sur le transect d'échantillonnage le plus éloigné de l'infrastructure (Planillo et Malo, 2013).

L'indicateur biotique n°21 des populations de Cervidae permet d'étudier la mortalité animale en forêts de feuillus basée sur les méthodes de transects.

Le trafic des véhicules a une incidence néfaste sur les espèces animales qui subissent une forte mortalité par collisions des individus qui traversent la route (Jaeger *et al*, 2005) notamment celles à faible trafic offrent une plus grande probabilité de collisions avec des animaux sauvages, et les prédateurs utilisent souvent ce type de routes pour piéger leur nourriture (Pescador et Peris, 2007). La circulation est une source importante de mortalité faunistique à tous les niveaux de la chaîne alimentaire (Seshadri et Ganesh, 2011). Parmi les grands mammifères sauvages tués sur le réseau routier les cervidés sont les plus importants (CETE de l'Ouest, 1998). Dans les forêts tempérées, les cervidés sont des herbivores qui ont pour rôle de contrôler la densité de la végétation. Ils contribuent à l'entretien de zones de clairières en forêt.

L'indicateur biotique n°22 des Chiroptères permet d'étudier l'effet de la lumière artificielle en forêt de feuillus. Des engistements d'ultrasons sont réalisés sur des points d'échantillonnage choisis aléatoirement et inspirés de la méthode standardisée du suivi national des chiroptères communs de l'Observatoire de la biodiversité Vigie Nature.

Les chauves-souris modifient donc leur comportement de chasse pour pouvoir se nourrir à proximité d'une lumière artificielle en s'exposant au danger inhérent de la route. Il semblerait que le type d'éclairage influe également sur le comportement de chasse : elles sont plus attirées par les lampes à Mercure que par les lampes à Sodium ou les lampes mixtes (Bickmore, 2003). En effet, leurs proies se concentrent autour des sources lumineuses comme les lampadaires en ville et sur route (Arthur et Lemaire, 2009). L'attraction vers la lumière entraîne les individus à se déplacer à proximité de la route, ce qui augmente leurs risques de collisions. Les populations de chauves-souris sont potentiellement vulnérables à la mortalité routière (Abbott *et al*, 2012). En plus du

risque de collision, les chauves-souris s'exposent davantage aux prédateurs (Bat Conservation Trust, 2008). La lumière artificielle de la route peut aussi amener les individus à ne plus pouvoir quitter leur gîte, voire à les abandonner (Bat Conservation Trust, 2008). Les espèces lucifuges, sont les plus touchées. La lumière artificielle représente pour ces espèces des barrières visuelles et donc physiques (Nowicki *et al*, 2008). De plus, ces colonies ne chassent que dans l'obscurité et voient le nombre de leurs proies considérablement diminuer puisqu'elles sont canalisées et redirigées par la lumière (Rolland, 2009), ce qui perturbe l'efficacité de leur démarche de chasse et la rend moins efficace.

Indicateurs amphibiens (indicateur 23)

Les amphibiens sont particulièrement intéressants pour les zones humides et les milieux aquatiques (Kovacs, 1987a).

L'indicateur biotique n°23 des anoues et urodèles permet d'étudier la mortalité routière des communautés mobiles aquatiques, l'effet de la lumière artificielle et la création de bassin de rétention d'eau artificiel. Le protocole d'échantillonnage est établi à partir du protocole de suivi des populations d'amphibiens de la société Herpétologique de France : la nuit, balayer le plan d'eau à l'aide d'une lampe torche en parcourant les berges.

Les bassins de rétention des eaux pluviales autoroute sont colonisés par les amphibiens et sont utilisés comme sites de reproduction dans les paysages anthropisés (Le Viol *et al*, 2012).

Une étude sur la mortalité des populations d'amphibiens indique que 10% environ de la population adulte de *Pelobates fuscus* et des grenouilles brunes (*Rana temporaria* et *R. arvalis*) ont été tués annuellement par le trafic (Hels et Buchwald, 2001). Les effets négatifs du trafic sur les populations d'anoues dans le nord-est de l'Amérique du Nord sont aussi importants que l'effet négatif de la déforestation et varient entre les espèces (Eigenbrod *et al*, 2008).

Indice « poisson rivière » (indicateur 24)

Les poissons constituent également de bons indicateurs biotiques. Ils sont situés au bout de la chaîne trophique et intègrent de nombreuses variables écologiques ayant trait à la qualité de leur habitat, aux disponibilités alimentaires ou à la qualité de l'eau (Kovacs, 1987a).

Les organismes qui habitent les écosystèmes des cours d'eau tels que les poissons sont vulnérables aux effets de la fragmentation de l'habitat causée par des croisements de route. Cette fragmentation agit sur la dispersion des poissons (Perkin *et al*, 2013). Une étude sur un accident de transport d'insecticide « Dursban » dans un affluent de la rivière Roding a montré une forte diminution du type et du nombre d'organismes survivants dans les parties de la rivière touchées par rapport à des régions non touchées (Boreham et Birch, 1987).

L'indice « poissons rivière » (IPR) est un indicateur de qualité des peuplements piscicoles élaboré par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema). Il évalue l'écart entre le peuplement présent et la situation de référence, non ou très peu perturbée par l'homme. Plus le peuplement est proche de l'état de référence, moins l'indice est élevé. La valeur de l'indice correspond à la somme de l'écart à la référence pour 7 métriques : le nombre total d'espèces, le nombre d'espèces lithophiles (se reproduisant sur un substrat de type galets/graviers), le nombre d'espèces rhéophiles (préférant les eaux courantes), la densité totale d'individus, la densité d'individus tolérants, la densité d'individus invertivores (se nourrissant essentiellement d'invertébrés), la densité d'individus omnivores (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2013).

L'altération des milieux aquatiques se traduit d'une part, par l'augmentation des espèces tolérantes du point de vue de la qualité de l'eau et peu exigeantes pour leur alimentation, et d'autre part, par la baisse des espèces sensibles ou exigeantes du point de vue de l'habitat, de l'hydrologie ou de l'alimentation (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2013).

4. Discussion

4.1. Critères d'évaluation - avantages inconvénients des indicateurs

Les indicateurs développés sont hiérarchisés sur une échelle allant du moins performant au plus performant (note de 1 à 10) selon les critères d'évaluation définis (Fig. 135, Tab. XX). Les indicateurs les plus faciles à mesurer sont abiotiques, a contrario l'obtention des mesures de ces indicateurs est plus coûteuse que la plupart des indicateurs biotiques. Les indicateurs biotiques sont également plus difficiles à interpréter au niveau du fonctionnement des écosystèmes.

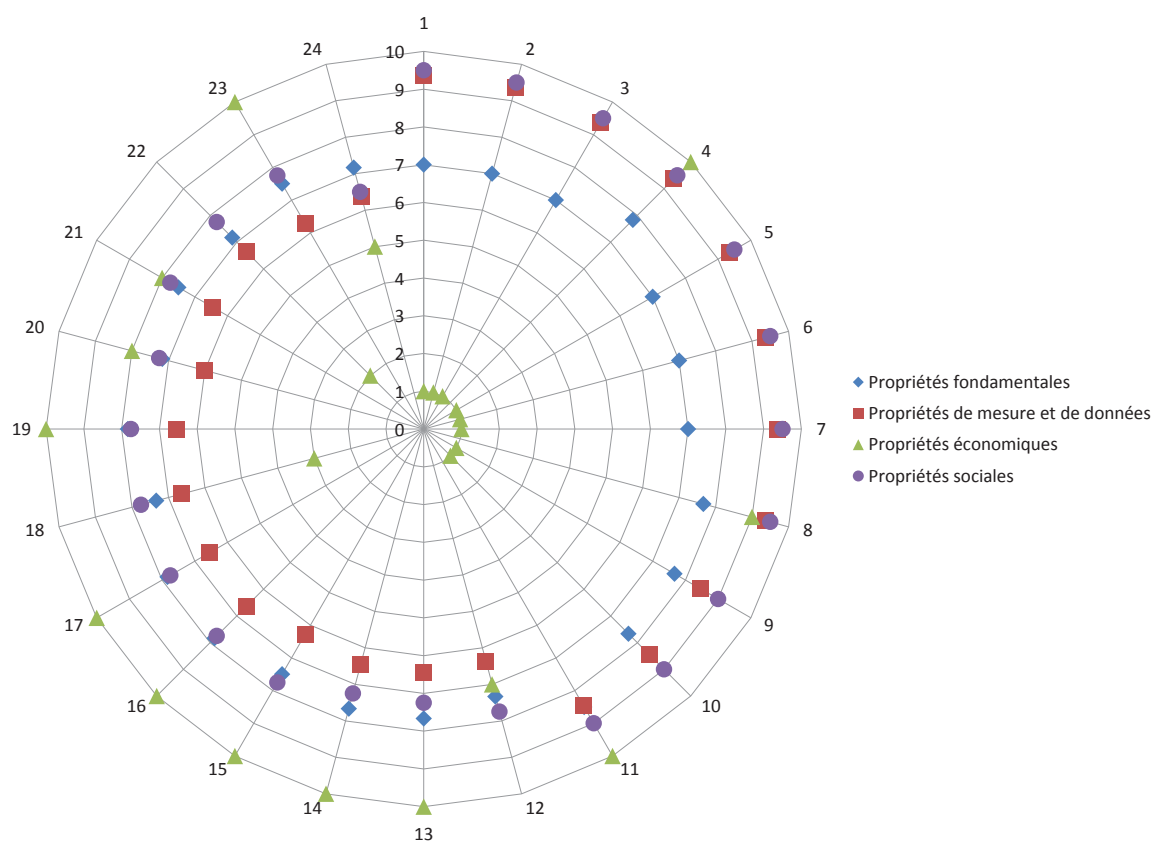


Fig. 135. Critères d'évaluation des 24 indicateurs selon les grandes catégories de propriétés.

Les indicateurs biotiques requièrent moins de matériel coûteux et sont liés principalement à des observations de terrain sauf pour les chiroptères n° 22 et les rapaces nocturnes n° 18 qui demandent du matériel d'enregistrements ultrasonores. Cependant, ces observations sont plus difficiles et demandent plus de travail de terrain et d'analyse que les indicateurs abiotiques. Parmi les vertébrés, les mammifères sont les plus difficiles à étudier. La diversité des situations rend difficile la

détermination de techniques standardisées de dénombrement valables pour l'ensemble des espèces. Les méthodes de détection sont différentes selon les groupes et varient en fonction de la superficie moyenne des territoires, leur densité, comportement diurne ou nocturne (Kovacs, 1987a),...

Dans cette thèse, il a été choisi d'établir les indicateurs biotiques au niveau des groupes taxonomiques fonctionnels. Les groupes taxonomiques sont des ensembles d'espèces ayant des combinaisons de traits d'histoire de vie morphologiques, physiologiques et phénologiques similaires (Lavorel *et al*, 1997). Différents taxons répondent à des vitesses diverses aux modifications environnementales. Dans une étude de restauration de rivière, la réponse des végétaux aquatiques a été estimée entre 3 à 8 ans, celle des invertébrés de 10 à 12 ans et celle des poissons de 12 à 20 ans (Trexler, 1995). De telles différences de restauration par les différents taxons doivent être prises en compte et se refléter par un choix judicieux des différents indicateurs d'évaluation (Cristofoli et Mahy, 2010). Le choix des groupes taxonomiques pour l'évaluation est ainsi pertinent, permet une meilleure compréhension des mécanismes écologiques complexes et détermine la composition en espèces dans un écosystème donné (Maurer *et al*, 2003; Hérault *et al*, 2005). Ainsi, les indicateurs écologiques ont besoin de traduire la complexité de l'écosystème tout en restant suffisamment simples pour être facilement utilisables (Dale et Beyeler, 2001). Les indicateurs développés sont quantitatifs. L'ensemble de ces indicateurs permet d'étudier les sources de perturbation des projets ITT sur l'ensemble et la spécificité du fonctionnement des écosystèmes.

Parmi les indicateurs biotiques, certains sont peu documentés dans la bibliographie scientifique internationale et n'ont pas permis de valider le critère de sensibilité de l'indicateur à la perturbation. Il s'agit de quatre indicateurs biotiques: indices de biodiversité des populations d'invertébrés rampants n°13 et volants n°14, de rhopalocères n°16 et des chiroptères n°22 (Tab. XX).

Tab. XX. Critères d'évaluation des 24 indicateurs.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Propriétés fondamentales																								
Sensible :	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	7	NR	NR	7	NR	7	7	7	7	7	NR	7	7
Pertinent :	7	7	7	7	7	7	7	7	8	8	8	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Quantitatif :	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Mesurable :	5	5	5	10	5	5	5	9	5	5	10	6	8	8	7	9	9	6	9	5	7	5	7	5
Objectif :	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Echelles de référence :	2	2	2	2	2	2	2	2	7	7	7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Propriétés de mesure et de données																								
Valide :	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9	9	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Simple :	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	6	7	7	5	9	8	9	8	2	7	9	5	5
Comparable :	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9	9	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Précis :	8	8	8	8	8	8	8	8	6	6	6	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Fiable :	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	7
Prévisible :	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Fidèle :	9	9	9	9	9	9	9	9	7	7	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Cohérent :	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Reproductible :	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
transparent :	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Univoque :	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Propriétés économiques																								
Accessible :	1	1	1	10	1	1	1	9	1	1	10	7	10	10	10	10	10	3	10	8	8	2	10	5
Propriétés sociales																								
Ethique :	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	8	8	10	10	10	10	10	8	10	10	10	5
Opérationnel :	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9	9	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Clair :	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Anticiper :	9	9	9	9	9	9	9	9	8	8	8	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

*NR : non renseigné

4.2. Application des indicateurs

La loi du 10 juillet 1976 et les différents textes législatifs relatifs aux études d'impact insistent sur la nécessité de protéger et de prendre en compte les milieux naturels et les espèces remarquables dans les opérations d'aménagement du territoire telles que les projets d'ITT. Dans cette optique, l'évaluation des milieux naturels a donné lieu à l'élaboration de nombreuses méthodes par les chargés d'élaboration des études d'impact (Kovacs, 1987b). Cependant, il existe très peu de recommandations en direction des praticiens (Gontier *et al*, 2006). En l'absence de guides méthodologiques, les bureaux d'étude se sont parfois transformés en prescripteurs de méthodes développées sur la base de leur propre expérience. Les aménageurs sont demandeurs d'une homogénéisation et d'une standardisation des méthodes d'évaluation de la biodiversité, voire d'une certification de l'expertise en la matière, afin de réduire les incertitudes entourant les résultats et conclusions des études d'impact (Vandeveldel *et al*, 2012).

Les indicateurs proposés dans cette thèse doivent être accompagnés de méthodes standardisées afin de connaître la dynamique des indicateurs dans le cadre de suivis. Ce retour d'expérience permettra d'enrichir les connaissances actuelles limitées en matière d'impact des projets d'ITT sur les composantes biotiques. Selon les niveaux d'organisation considérés, différents protocoles et méthodes sont à mettre en place (Bouzillé, 2007). En France, il existe des méthodes standardisées dans le cadre d'observatoires de la biodiversité et de programmes de sciences participatives (méthodes élaborées pour des non-spécialistes). Certains programmes ont été cités lors de la définition des indicateurs biotiques, il s'agit des méthodes standardisées de l'Observatoire de la biodiversité de Vigie Nature : programme STELI ou Suivi Temporel des Libellules, programme STERF ou Suivi temporel des Rhopalocères, programme STOC ou Suivi Temporel des Oiseaux Communs et programme du suivi national des chiroptères. Il existe un réel besoin de standardiser les protocoles d'échantillonnage à l'échelle nationale dans le cadre des évaluations environnementales à destination des spécialistes.

4.3. Prospective des indicateurs

Le manque de données sur les effets des projets d'ITT sur les milieux naturels ne permet pas encore de bien analyser les valeurs des indicateurs. L'acquisition des données de terrain est un enjeu majeur en recherche. La relation entre les pollutions du sol et la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire des écosystèmes terrestres doit être plus étudiée. Certains taxons manquent encore de données sur la biologie des populations et sur les effets des ITT sur ces populations animales et végétales (Vandeveldel *et al*, 2012).

Un autre enjeu est le lien entre la recherche et l'ingénierie écologique. En France, il existe un décalage entre la recherche en modélisation écologique et les pratiques actuelles en matière d'évaluation de la biodiversité dans l'évaluation environnementale. En France, particulièrement ce

constat peut s'expliquer par le décalage entre la recherche en modélisation écologique et les pratiques actuelles en matière d'évaluation de la biodiversité dans l'évaluation environnementale. Il semble dû au contexte historique et culturel français. L'ingénierie est le domaine de compétence des bureaux d'études privés, des services publics, de grandes entreprises et de certains instituts de recherche. Les ingénieurs ont pour la plupart une formation d'ingénierie dans les grandes Ecoles. Le génie est mis en œuvre par les entreprises qui réalisent les travaux, les entrepreneurs ont une formation technique. Les chercheurs de leur côté assurent aussi une fonction d'enseignement, ils sont issus majoritairement de la formation universitaire souvent déconnectée des grandes écoles et des formations techniques (Rey *et al*, 2012).

Pour faire l'état des lieux faune-flore d'un site, l'implication d'un expert écologue de formation pour l'analyse des études d'impact sur les milieux naturels est indispensable. Il aura les connaissances naturalistes nécessaires et obtiendra rapidement et efficacement une vue d'ensemble de la dynamique de l'écosystème en présence. En effet, la qualité des études relatives à la biodiversité dépend des compétences des prestataires du maître d'ouvrage, les bureaux d'études spécialisés « faune-flore » et « milieux naturels » (Lavoux et Féménias, 2011). Les formations professionnelles en écologie sont ainsi indispensables pour répondre au besoin d'experts qualifiés dans ce domaine.

L'accessibilité de l'obtention des données des indicateurs biotiques est enfin une notion incontournable. La recherche doit continuer à fournir des moyens, des outils pour rendre plus accessible la détermination des espèces animales et végétales par les professionnels. De nouvelles techniques dans l'avenir seront peut être accessibles, utilisées et faciliteront l'échantillonnage en plus grand nombre des indicateurs biotiques par l'identification plus rapide des espèces. Les pistes de techniques à considérer dans l'identification des espèces sont :

- l'utilisation de la télédétection pour déterminer la diversité végétale par les signatures spectrales des différentes formations végétales,
- la détermination des espèces sur le terrain à l'aide d'applications sur smartphone (ex. Pl@ntNet, application pour l'identification des végétaux),
- l'utilisation abordable de la technique de séquençage d'ADN pour la classification des espèces,
- des logiciels de clés de détermination simples d'utilisation pour la détermination de certaines familles d'insectes (ex. Intkey logiciel de détermination des espèces d'insectes notamment)...

4.4. Émergence d'un nouveau regard en écologie des ITT

L'approche développée est de type top-down, basée sur une approche déductive à partir de la modélisation des effets des projets d'ITT sur les écosystèmes selon laquelle les hypothèses retenues ou rejetées du modèle permettent l'identification des indicateurs (Fig. 136).

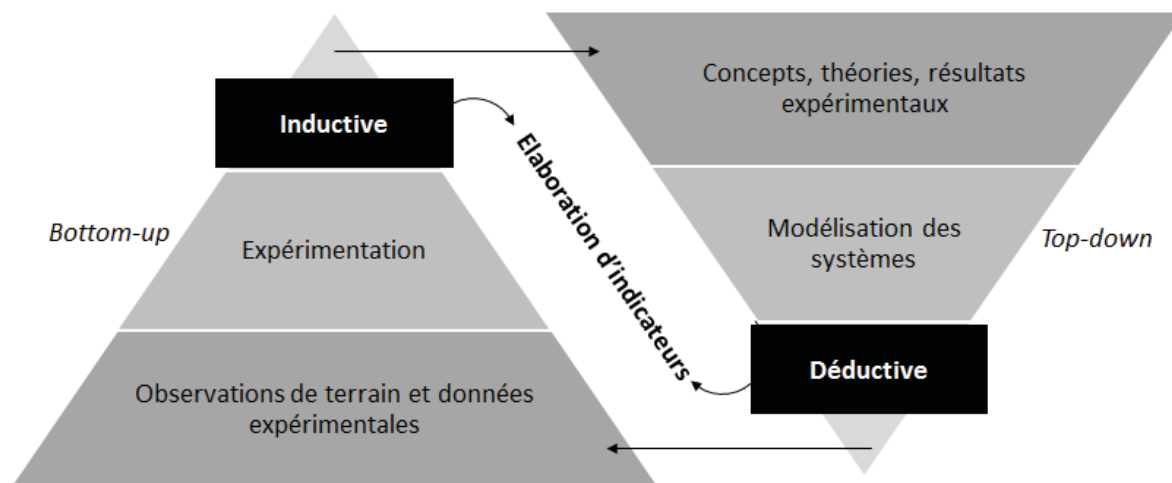


Fig. 136. Approche Bottom-up et Top-down en écologie des ITT pour la recherche d'indicateurs des impacts des projets.

A contrario l'approche empiro-inductive (bottom-up) est la recherche des indicateurs par l'examen de plusieurs données et observations de terrain pour définir des indicateurs. Dans le contexte actuel, l'approche « bottom-up » est privilégiée en écologie la route. Elle augmente les connaissances et les données disponibles sur les impacts des projets d'ITT sur les milieux naturels et permet d'enrichir les modèles. Cependant, cette approche peut être influencée par un facteur humain. Les espèces étudiées sont principalement celles qui impactent par exemple la sécurité routière comme les gros mammifères tels que les cervidés (Chapitre I).

L'approche « top-down » proposée dans cette thèse est ainsi complémentaire de l'approche « bottom-up » et permet de formaliser des pistes pertinentes sur ce qu'il serait intéressant d'étudier pour la recherche d'indicateurs. Certains indicateurs élaborés sont ensuite validés par l'approche expérimentale dans le chapitre suivant.

Le couplage des deux approches par les indicateurs devient une démarche hypothético-déductive qui consiste à formuler une hypothèse afin d'en déduire des conséquences observables, permettant d'en déterminer en retour la validité par des données de terrain, des valeurs expérimentales. Le contexte de la thèse devient « un point de rencontre entre recherche appliquée et recherche fondamentale et débouche sur une recherche-action. Ceci souligne toute l'importance des échanges entre gestionnaires et scientifiques » (Bouzillé, 2007).

5. Conclusion

La méthode de recherche d'indicateurs M2 de l'état des milieux est basée sur les pistes d'effets majeurs déterminés en méthode M1. La chaîne de causalité des effets sur les cibles de l'écosystème est quantifiée par l'algorithme PageRank et identifie la cible la plus pertinente pour la recherche d'indicateurs. L'algorithme PageRank est pertinent dans l'analyse de réseaux complexe donc dans l'étude des écosystèmes. Cette méthode permet de répondre au besoin du choix des références de mesures, d'indicateurs et aboutit à la proposition de 24 indicateurs. Elle répond au besoin d'identification des critères adéquats pour évaluer l'état des habitats naturels. Cette méthode développe une approche améliorée pour l'application de l'évaluation écologique dans les évaluations environnementales.

Les liens des chaînes de causalité restent proposés dans cette thèse, ils ont été créés par déduction et devront être discutés avec des spécialistes pour valider la fiabilité de ces propositions. Les 24 indicateurs sont des propositions issues des effets majeurs déterminés en méthode M1 et donc intègrent également ses limites.

Les indicateurs biotiques ont été choisis selon plusieurs critères. Le critère de sensibilité des indicateurs biotiques aux perturbations des ITT est lié à la connaissance actuelle disponible en écologie des ITT. En dehors des études bibliographiques, chaque indicateur doit être validé par des études de sensibilité de terrain, en lien avec les spécialistes du domaine tels que des entomologistes, lépidoptéristes, herpétologues, ornithologues, mammalogistes. Globalement, les indicateurs abiotiques ont un coût d'acquisition élevé et l'accessibilité des données pour ces indicateurs est difficile. La proposition de ce jeu d'indicateurs est donc limitée au contexte économique et pratique d'application des mesures.

Il est indispensable d'étudier le caractère opérationnel de chaque indicateur auprès des acteurs de terrain tels que les bureaux d'études d'écologie. Certains indicateurs ne sont pas opérationnels actuellement. Mais aujourd'hui ce contexte peut évoluer avec l'accessibilité à de nouvelles technologies telles que la détermination des espèces animales et végétales par les techniques de séquençage d'ADN, la télédétection, des logiciels, la modélisation 3D de l'espace...

CHAPITRE IV

ÉTUDES DE SENSIBILITÉ DE QUATRE INDICATEURS BIOTIQUES POTENTIELS DES HABITATS FORESTIERS

« Pour connaître la rose, quelqu'un emploie la géométrie et un autre emploie le papillon. »

Paul Claudel

L'oiseau noir dans le soleil levant, 1926

Sommaire

CHAPITRE IV ÉTUDES DE SENSIBILITÉ DE QUATRE INDICATEURS BIOTIQUES POTENTIELS DES HABITATS FORESTIERS.....	213
1. INTRODUCTION	217
2. PRINCIPES GÉNÉRAUX.....	217
2.1. Choix des perturbations et indicateurs/effets	217
2.2. Choix des écosystèmes forestiers	219
2.3. Présentation des ITT de France métropolitaine.....	219
2.4. Sélection des sites d'étude.....	220
2.5. Comparaison lisière-cœur de la forêt	221
3. EFFET LISIÈRE DE LA ROUTE SUR LES POPULATIONS D'INVERTÉBRÉS EN FORÊTS TEMPÉRÉES DE FEUILLUS.....	222
3.1. Introduction.....	222
3.2. Matériel et Méthodes.....	224
3.3. Résultats.....	232
3.4. Discussion	262
3.5. Conclusion	267
4. EFFET LISIÈRE SUR LES POPULATIONS DE RHOPALOCÈRES EN FORÊTS MÉDITERRANÉENNES.....	268
4.1. Introduction.....	268
4.2. Matériel et Méthodes.....	269
4.3. Résultats.....	277
4.4. Discussion	290
4.5. Conclusion	292
5. EFFET DE LA LUMIÈRE ARTIFICIELLE DU TRAFIC ROUTIER SUR LES POPULATIONS DE CHIROPTÈRES EN FORÊTS TEMPÉRÉES DE FEUILLUS.....	293
5.1. Introduction.....	293
5.2. Matériel et Méthodes.....	294
5.3. Résultats.....	298
5.4. Discussion	311

5.5. Conclusion	313
6. EVALUATION DE LA PERTINENCE DE L'ÉCHANTILLONNAGE	314
6.1. Principes	314
6.2. Pièges Barber des populations d'invertébrés en milieu de forêt	315
6.3. Pièges attractifs des populations d'invertébrés en milieu de forêt	317
6.4. Observation des populations de rhopalocères aux bords des ITT	318
6.5. Enregistrements d'ultrasons des chiroptères près de la lumière artificielle	322
7. CONCLUSION	324

1. Introduction

Des critères de « bons indicateurs » ont été posés. La validation de ces indicateurs identifiés a consisté à rechercher des travaux scientifiques sur la cible en question soumise aux perturbations correspondantes des ITT. Parmi les indicateurs biotiques, certains sont peu documentés dans la bibliographie scientifique internationale. La documentation n'a pas permis de valider le critère de sensibilité de quatre d'entre eux. Ce chapitre présente en conséquence les études de sensibilité menées pour ces quatre indicateurs biotiques potentiels en forêts : indices d'état de biodiversité par les populations d'invertébrés, des rhopalocères et des chiroptères. La première partie sur les principes généraux (2.), présente les perturbations étudiées et leurs indicateurs, le type d'écosystème forestier choisi, les ITT de France, la sélection des sites d'étude en France métropolitaine, le principe de comparaison des données en lisière jusqu'au cœur de la forêt.

Par des observations de terrain, les études de sensibilité permettent de valider ces indicateurs mesurant des effets majeurs écosystémiques peu documentés : effet de la lisière de la route sur les populations d'invertébrés volants et rampants en forêts de feuillus (3.), effet de lisière des routes et lignes ferroviaires sur les populations de rhopalocères en forêts méditerranéennes (4.), effet de la lumière artificielle du trafic routier sur les populations de chiroptères (5.). L'échantillonnage des quatre indicateurs est ensuite analysé pour évaluer la pertinence des mesures (6.).

2. Principes généraux

2.1. Choix des perturbations et indicateurs/effets

Dans ce chapitre, des études de sensibilité des effets des ITT sont réalisées sur quatre indicateurs biotiques peu documentés dans la littérature scientifique quant à leur réponse aux perturbations des ITT. Il est nécessaire de valider des données de terrain, en volume le plus important possible, pour expliciter, confirmer le contenu de modèle et ainsi avoir des méthodes de mesures et de dépouillements pour leurs paramètres (Vanpeene-Bruhier et Dalban-Canassy, 2006). Ainsi, pour prévoir la réponse de ces indicateurs biotiques aux perturbations des ITT, il est fondamental de faire des observations et des analyses dans les milieux naturels.

Pour mesurer l'effet lisière, les invertébrés et les rhopalocères ont été choisis. Dans la littérature, les études se cantonnent aux 200 premiers mètres autour de l'infrastructure et principalement pour un type d'ITT, la route (Deans *et al*, 2005; Major *et al*, 2003; Ribas *et al*, 2005; Skórka *et al*, 2013; Vodka et Cizek, 2013). Une étude de sensibilité de nuit est réalisée sur les chiroptères pour mesurer

l'effet de la lumière artificielle en forêt de feuillus. L'étude de cet effet sur les chiroptères a été rarement abordée (Haeussler et Erkert, 1978; Mistry et McCracken, 1990; Potts et Racey, 1970).

L'indicateur n°13 « Indices de biodiversité des populations d'invertébrés rampants » est un indicateur de l'effet lisière en forêts de feuillus ; de conifères ; des forêts méditerranéennes ; des cultures, champs et haies bocagères ; des prairies et landes sèches. L'effet lisière pour ces populations est associé aux perturbations : en phase construction (P1) de la couverture artificielle de la couche superficielle du sol (S80), du sol technique (Sf106), du ballast (Sf107), de la voie sur dalle (Sf108), des bases de chantier (A3, B11), du ballast (Sf206), de la voie sur dalle (Sf207) de la couche de surface (A7, B24), le sol technique de la plate-forme (S216), l'imperméabilité de la surface de la couche (S217), l'absorption du rayonnement solaire thermique par la couche (S218), les glissières de sécurité en béton (Sr220) des infrastructures et de leurs finitions (A9, B26, B27), en phase exploitation (P2) le sol technique (S239, Sr242, Sr248, Sf253, Sf254, Sf255, Sf265) des équipements connexes à l'infrastructure (A11, B31, B32, Br34a, Br34b, Bf34a, Bf34b), en phase exploitation (P3) du ballast (Sf299) de la voie ferrée en entretien structurel (A15, Bf40a) (Chapitre III, Annexe 2).

L'indicateur n°14 « Indices de biodiversité des populations d'invertébrés volants » est un indicateur de l'effet lisière en forêts de feuillus et de conifères. Pour ces populations, l'effet est associé aux perturbations en phase de construction P1 au nivellement de la topographie (S125, S126, S127) en terrassements (A5, B15) et en phase exploitation (P3) à la réduction de taille des végétaux (S268) et l'apport de phytosanitaires (S271, S272, S273) pour l'entretien des dépendances vertes (A12, B35 et B36) (Chapitre III, Annexe 2).

L'indicateur n°16 « Indices de biodiversité des populations de rhopalocères » est un indicateur de l'effet lisière des routes et lignes ferroviaires en forêts méditerranéennes, en prairies et landes sèches et en milieu de culture, champs et haies bocagères. L'effet lisière pour ces populations est associé aux mêmes perturbations que pour l'indicateur n°14 c'est-à-dire en phase de construction P1 au nivellement de la topographie (S125, S126, S127) en terrassements (A5, B15) et en phase exploitation (P3) à la réduction de taille des végétaux (S268) et l'apport de phytosanitaires (S271, S272, S273) pour l'entretien des dépendances vertes (A12, B35 et B36) (Chapitre III, Annexe 2).

L'indicateur n°22 « Indices de biodiversité des populations de chiroptères » est un indicateur de l'effet de la lumière artificielle des routes et des lignes ferroviaires en forêts de feuillus, prairies et landes sèches. L'effet de la lumière artificielle est associé aux perturbations en phase construction P1 Construction à la lumière artificielle des projecteurs (S105) des installations des bases de chantier (A3, B13), à la lumière artificielle des projecteurs et des engins (S214) en chantier de nuit (A8, B25) et en phase exploitation (P2) aux réseaux de lampadaires lumineux le long de la route (Sr232) pour le trafic routier (A10, Br028) (Chapitre III, Annexe 2).

En conséquence, les perturbations pour ces populations d'invertébrés, de rhopalocères et de chiroptères provoqueraient l'isolement des populations. Cette hypothèse sera testée dans ces études de sensibilité.

2.2. Choix des écosystèmes forestiers

Un écosystème est une entité biologique fonctionnelle relativement stable et autonome caractérisée par : 1) un biotope, une aire géographique d'étendue variable, soumise à des conditions dont les dominantes sont homogènes, et renfermant des ressources suffisantes pour assurer le maintien de la vie, et 2) une biocénose, groupement d'êtres vivants en dépendance réciproque, branché sur l'énergie solaire incidente, et suffisamment complexe et équilibré pour être doté d'une certaine autonomie (Fischesser et Dupuis-Tate, 1996).

La forêt est la plus évoluée, la plus complexe et la plus élaborée des formations naturelles terrestres. Les écosystèmes forestiers sont les premiers producteurs de biomasse de la planète. Ils élaborent 45 % de la production totale de matière organique et les trois quarts de la production organique des terres émergées. Les forêts françaises produisent, en moyenne, entre 10-20 t de matière sèche par hectare et par an. Outre sa grande productivité primaire, la forêt possède aussi une forte productivité secondaire, sur une surface de 1 hectare il a décompté 1 à 7 000 espèces animales dont : 2 kg Grands mammifères, 5 kg de petits mammifères, 1,3 kg d'oiseaux, 1,7 kg de reptiles, 1 kg d'insectes, et 1 t de faune du sol dont 600 kg de lombrics (Fischesser et Dupuis-Tate, 1996).

Les écosystèmes forestiers abritent ainsi plus de 50 % de la biodiversité terrestre et constituent ainsi un refuge essentiel pour de nombreux éléments de la biodiversité au sein d'espaces artificialisés. L'Organisation des Nations Unies a proclamé l'année 2011, « année internationale des forêts ». Cet événement mondial signe une prise de conscience du rôle essentiel des forêts pour la conservation de la biodiversité.

En France c'est l'équivalence en surface de 86% de la forêt qui disparaîtrait chaque année. Les causes majeures sont l'expansion de l'agriculture, de l'industrie et l'exploitation intensive du bois. L'une des conséquences directes de ces activités est la construction de nouvelles voies d'accès, notamment routières, qui détruisent la forêt et contribuent à l'expansion de ces activités dans des zones jusqu'alors inaccessibles.

2.3. Présentation des ITT de France métropolitaine

À la fin du XVII^{ème} siècle, les itinéraires routiers sont sensiblement ceux d'aujourd'hui, du moins par les villes traversées, mais c'est au XVIII^{ème} siècle seulement que vont être assises les routes sur lesquelles nous roulons encore. Au XIX^{ème} siècle il ne restait qu'à leur donner une

chaussée de meilleure qualité. Pendant cette même époque, en France, dans les régions quelques peu accidentées, beaucoup de grands chantiers routiers ont eu pour objet de réduire les pentes des routes droites en les remplaçant par des tracés sinueux sensiblement allongés (Reverdy, 1981).

L'apparition de la circulation automobile va changer radicalement le paysage (RGRA, 2000). L'essor de la motorisation individuelle débute après la seconde guerre mondiale en Europe... quelques mois après le premier passage du mur du son en avion à réaction, en 1948, la description d'un sentiment d'accélération de l'histoire (Flonneau et Guigueno, 2009).

En 1945 et 1960, la longueur des routes praticables en toutes saisons a plus que doublée, passant de 50 000 à 100 000 km. Des méthodes d'entretien particulièrement performantes ont été élaborées. C'est à partir des années 1951-1952 que commence réellement l'« américanisation » de la technologie routière française. Les chantiers non conventionnels se multiplièrent en matière de couche de fondation. Alors qu'en 1945, il n'existait pas de routes bituminées en dehors des zones urbaines et périurbaines, 5 000 km environ étaient déjà en service en 1960 (RGRA, 2000) et étaient semblables aux routes actuelles. L'année 1960 est ainsi retenue comme référence de date pour étudier les impacts des routes bituminées sur les écosystèmes à long terme... En 2011, les autoroutes représentent 11 000 km de voies, les routes nationales 9 800 km, les routes départementales 378 000 km, les voiries communales 650 000 km soit 1 050 000 km... le réseau ferré de France 30 000 km, le réseau fluvial navigable 8 500 km, le réseau de transport électrique 100 000 km, les pipe-lines 3 000 km. Les ITT routiers représentent 88% de ces structures linéaires.

2.4. Sélection des sites d'étude

Les différents types de milieux naturels sont déterminés à partir de la base de données Corine Biotope de 2006. Les sites sont choisis pour l'effectivité juridique forte du niveau de protection appliquée au site (Mallard et François, 2013b) définissant des sites naturels de bon état écologique (Fig. 137). Les sites d'études sont aussi déterminés par une grande surface non fragmentée par le réseau de transport (surface de plus de 60 km²).

Enfin, ces sites d'étude sont déterminés parce qu'ils sont traversés ou longés par une route départementale à trafic relativement important (50 000 véhicules/jour) reliant des villes. La route départementale, 40% des routes de France, est un premier choix pour analyser la sensibilité des populations d'invertébrés et des chiroptères sur une petite infrastructure. Pour les populations de rhopalocères, un deuxième choix s'attache à une analyse sur différents types d'infrastructure : route départementale, autoroute, voie ferrée et ligne à grande vitesse.

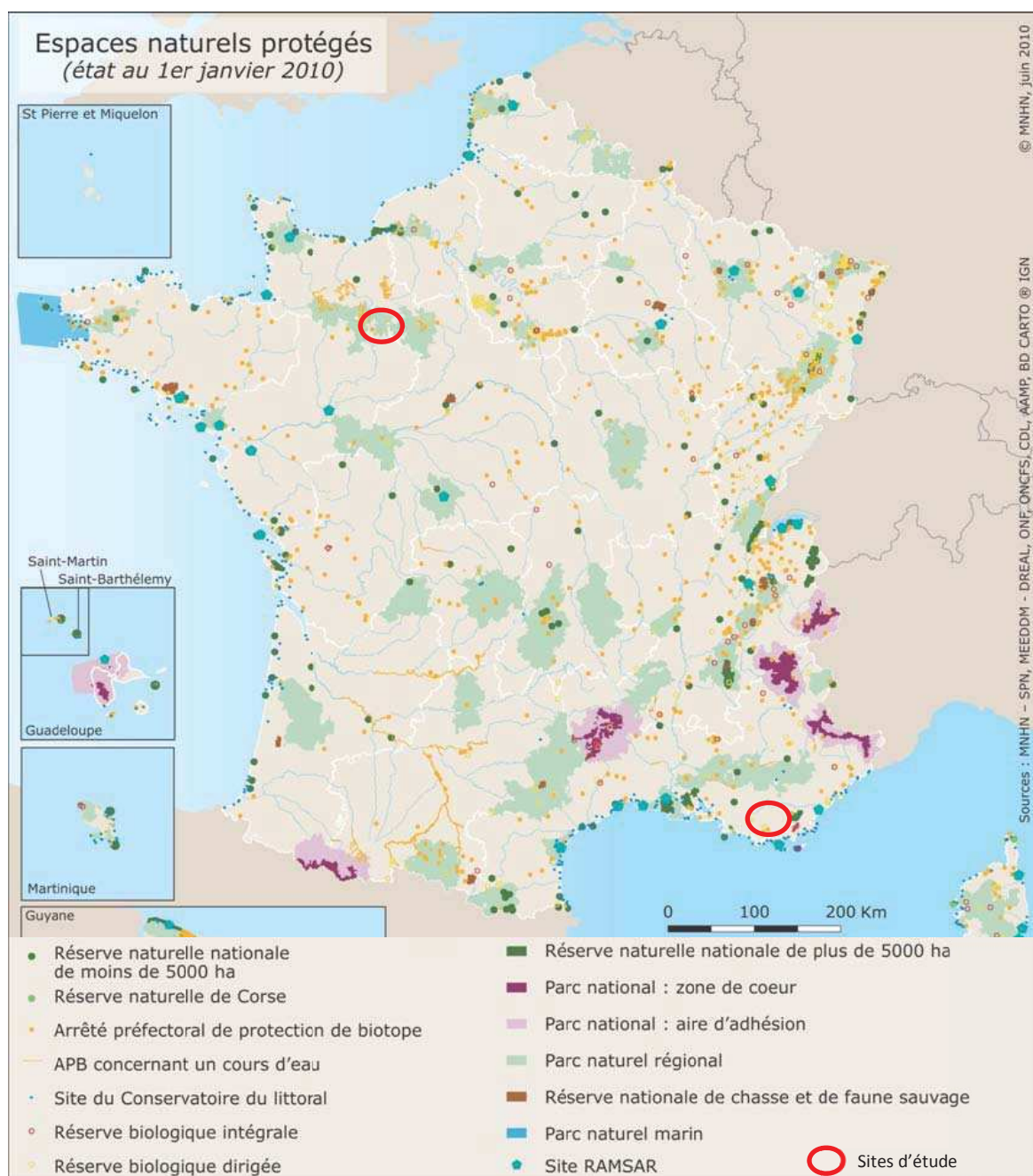


Fig. 137. Espaces naturels protégés au 1er janvier 2010 et situation des 2 sites d'étude de la thèse.

2.5. Comparaison lisière-cœur de la forêt

Les évolutions des écosystèmes dépendent de l'état instantané mais aussi de l'accumulation dans le passé, ceci constitue les conditions initiales. L'importance des conditions initiales est souvent mise en avant en physique pour expliquer l'impossibilité de prévoir des évolutions liées à des processus déterministes. Les changements dans la structure spatiale des paysages et les changements dans l'organisation spatiale des peuplements ne sont pas simultanés. La distribution des espèces dépend du paysage actuel et de ses états antérieurs (Burel et Baudry, 1999).

L'objectif est de comparer « l'état naturel » au cœur des écosystèmes, référence d'état, avec celui aux abords de l'infrastructure. Des mesures sont effectuées à différentes distances par rapport à la route. Cette comparaison permet d'extrapoler les mesures pré-projet en s'appuyant sur l'hypothèse que le cœur de l'écosystème a gardé l'empreinte de sa naturalité, mais aussi en suivi, en post-projet en se basant sur l'historique de l'origine des routes et du ferroviaire en prenant pour référence la date 1960, date à laquelle les structures des ITT se rapprochent de celles d'aujourd'hui. Les données permettent d'extrapoler les impacts sur une période de 50 ans.

Pour chaque site deux transects sont identifiés. Un transect perpendiculaire à la route étudiée le gradient de perturbation vers le cœur de l'écosystème et un transect parallèle à la route (pour les rhopalocères) donne les perturbations du bord de la route. L'ensemble de ces campagnes de terrain sont dimensionnées à 2 observateurs (doctorante+stagiaire) x 4mois sur le terrain et 1 spécialiste entomologique et chiroptérologue (doctorante) x 6mois de dépouillement et d'identification des 2518 et 41594 individus d'invertébrés volants et rampants et 1134 contacts de chiroptères.

3. Effet lisière de la route sur les populations d'invertébrés en forêts tempérées de feuillus

3.1. Introduction

Les routes induisent la destruction et l'élimination directe des habitats naturels situés sur leur tracé. Les perturbations engendrées par la mise en activité de l'infrastructure (lumière artificielle, bruit, poussière, pollution atmosphérique, invasions d'espèces allochtones,...) contribuent à la perte indirecte de l'habitat naturel (Forman *et al*, 2003). Les effets barrières résultent d'une combinaison de perturbations liées à cet habitat inadapté, perturbé, et aux obstacles physiques (surface de l'infrastructure, fossés, végétation du bord de route clairsemée...). La plupart des obstacles ne bloque pas complètement les mouvements des animaux, mais réduisent considérablement le nombre de passages (Mader, 1984; Merriam *et al*, 1989). Pour d'autres espèces, la mortalité routière par collisions de la faune avec les véhicules peut entraîner un effet barrière (Jackson et Fahrig, 2011).

Ces pertes directe et indirecte de liens et de contenu des habitats naturels sont à l'origine de la fragmentation des habitats en reliquats naturels isolés et restreints qui provoquent l'éloignement et l'isolement des populations. Celles-ci ne peuvent pas accéder aux ressources du système situé de l'autre côté de la route (Jaeger *et al*, 2005). Les échanges génétiques entre les groupes régressent, cessent de se produire. La route limite ou empêche les recolonisations. Les populations locales, isolées des zones d'immigrations de secours, sont alors plus sujettes à des extinctions locales (Brown et Kodric-Brown, 1977). Leur capacité à maintenir leur biodiversité originelle est alors réduite (Geneletti, 2003).

Le phénomène particulier de fragmentation des habitats naturels est une cause majeure du déclin de la biodiversité, avant celle de la pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Il affecte l'ensemble des taxons faunistiques : les grands mammifères (Nellemann *et al*, 2001; Polfus *et al*, 2011), les petits mammifères (Oxley *et al*, 1974) tels que les chauves-souris (Kerth et Melber, 2009), les oiseaux de sous-étage (Develey et Stouffer, 2001), les batraciens (Garcia-Gonzalez *et al*, 2012), l'herpétofaune (Coffin, 2007) et enfin les insectes (Bhattacharya *et al*, 2003). Quatre groupes d'insectes sont particulièrement touchés : les pollinisateurs, les consommateurs de graines, les parasitoïdes et les décomposeurs (Dajoz, 2007).

Depuis plusieurs décennies la perte de la biodiversité est devenue évidente dans tous les milieux naturels en particulier dans les milieux forestiers (Dajoz, 2007). Les forêts recouvrent 28% des terres émergées. Outre son rôle de producteur de bois, de protection contre l'érosion des sols, de réduction des inondations, de régulation du cycle hydrologique et de régulation de l'effet de serre (Dajoz, 2006), la forêt est un conservatoire de la biodiversité à l'échelle du territoire national (Piveteau *et al*, 1999). Elles abritent plus de 50 % de la biodiversité terrestre. Toutefois, les forêts sont traversées et dégradées par les réseaux routiers à travers le monde. En France métropolitaine, la forêt couvre 16,3 millions d'hectares, soit un tiers de la surface totale du territoire. Les peuplements de feuillus représentent 67% de la surface forestière (IGN, 2012). La fragmentation des espaces semi-naturels augmente régulièrement, tandis que la surface totale des milieux naturels terrestres diminue (Cemagref *et al*, 2010).

De nombreuses études ont analysé l'effet de la fragmentation routière sur les populations de mammifères, des oiseaux, des amphibiens, des reptiles. Les recherches spécifiques sur l'effet lisière ont commencé avec l'étude des oiseaux mais beaucoup de travaux ont pris comme modèle des invertébrés, insectes, Araignées et des gastéropodes. Quelques articles ont étudié les Coléoptères, d'abeilles et Lépidoptères. Ils se montrent très sensibles à la fragmentation des grands massifs forestiers. La fragmentation augmente l'importance des lisières dont les effets négatifs sur la faune ont été mis en évidence (mélange d'espèces lisières et forestières, extinction d'espèces, réduction de la chaîne alimentaire). Certains taxons restent encore très mal connus et peu étudiés comme les Hyménoptères et les Diptères (Dajoz, 2007).

En forêt de chênaie, les insectes représentent près de 77 % des espèces consommatrices et représentent des millions par hectare (Gadant, 2002). Plus largement, les invertébrés sont une source alimentaire essentielle pour de nombreux oiseaux, amphibiens, reptiles, et mammifères (Coffin, 2007). Leur abondance numérique et leur biomasse sont souvent supérieure à celles de Vertébrés. En Forêt d'Europe occidentale, la biomasse moyenne est estimée à 5 kg par ha et celle des mammifères et oiseaux à 1,3 kg par ha Duvigneaud 1974 in (Dajoz, 2007). Ce groupe représente l'ensemble des taxons alimentaires dans le réseau trophique tels que des prédateurs (ex. araignées), des phytophages (ex. papillons), des détritivores (ex. collemboles), des omnivores (ex.

fourmis). Les invertébrés étant à la base de la chaîne alimentaire, le bouleversement de leur communauté entraîne une modification plus ou moins importante dans la chaîne alimentaire et impacte la survie des autres êtres vivants qui les consomment. Un déséquilibre dans le niveau de consommation donne lieu par exemple à des pullulations d'insectes ravageurs. Par leur abondance et leur diversité les insectes jouent des rôles multiples importants dans le fonctionnement de l'écosystème forestier : action sur la régénération des arbres, la dynamique des populations en consommant une partie des fleurs, fruits, graines ; accélération ou retardement des successions écologiques ; évolution de l'écosystème en modifiant l'intensité de la compétition entre espèces végétales ou en éliminant une espèce ; rôle dans la fécondation des végétaux, dans la formation de sol, la prédation et le parasitisme (Dajoz, 2007).

Il est ainsi essentiel d'étudier comment la fragmentation des habitats naturels pourrait avoir une incidence sur cette ressource, d'en déterminer la zone d'effet ou effet lisière. Celle-ci est déterminée comme la zone adjacente à la route où un ou plusieurs effets écologiques directs de la route peuvent être discernés. La portée des effets écologiques des routes sur les zones adjacentes est un phénomène variable, changeant à la fois dans l'espace et le temps. Malgré la difficulté de localiser précisément la zone d'effet, il est clair que la superficie des espaces écologiquement touchés par les routes est vaste (Coffin, 2007). Les études traitant de l'effet lisière sur les insectes se concentrent sur les premiers cent mètres autour de la route. L'originalité de cette étude est d'étudier l'ensemble des populations d'invertébrés selon un transect allant jusqu'au cœur de la forêt ou référence de l'habitat, considéré comme l'état le plus favorable.

Cette étude exploratoire s'ajoute aux rares études évaluant l'effet de la fragmentation des routes sur les populations d'invertébrés. Ils sont échantillonnés à partir de pièges Barber[®] et de pièges aériens attractifs posés le long de transects perpendiculaires et à différentes distances de la route jusqu'au cœur de la forêt. Les indices de biodiversité sont comparés près de la route et au cœur de la forêt et permettent de déterminer la zone d'effet de la route.

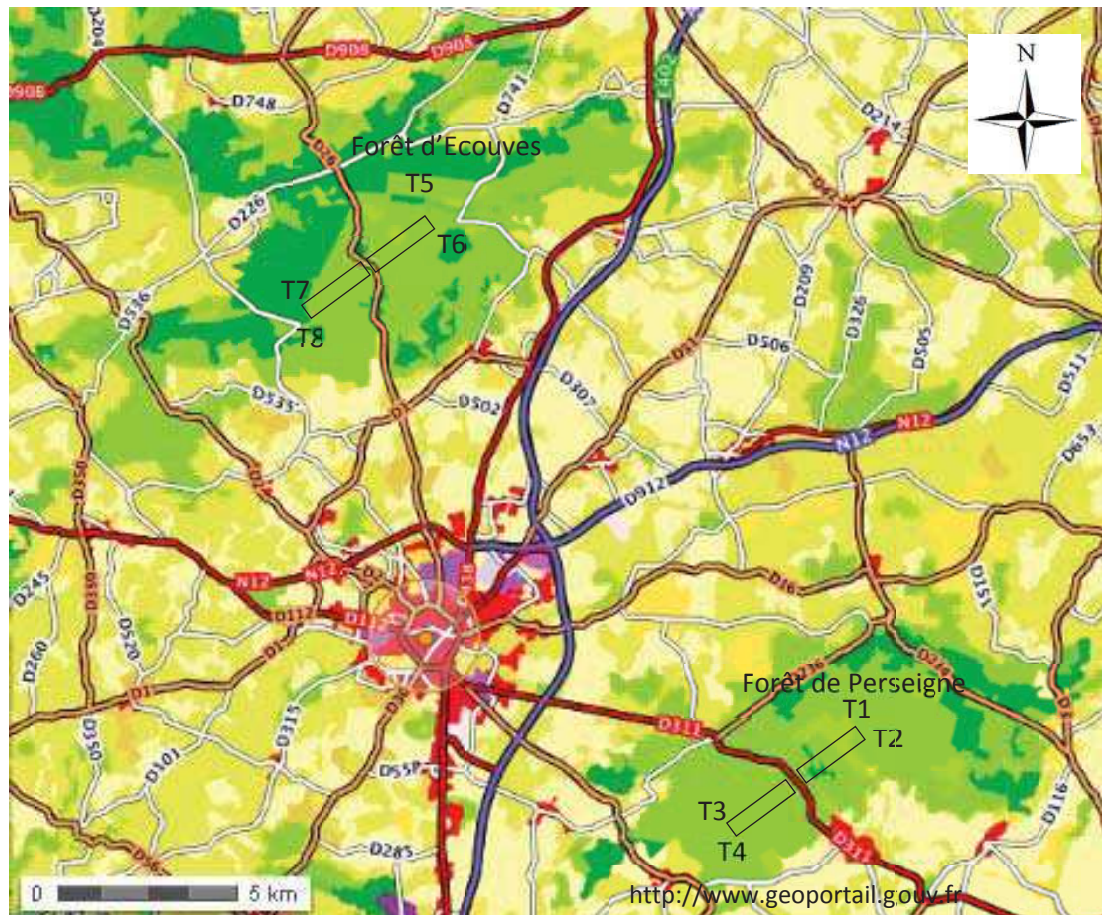
3.2. Matériel et Méthodes

3.2.1. Description des zones d'études

Les deux sites d'étude comparés ont été choisis selon plusieurs critères dans le but d'éviter l'influence de variables autres que celle de la fragmentation des habitats naturels. Ce sont les conditions climatiques des propriétés édaphiques, une orientation des pièges Nord/Sud, et un cortège végétal similaire entre les deux forêts, une grande surface et une protection juridique importante déterminant un milieu de bon état écologique.

Les deux sites d'étude sont séparés de 12 km. Ils sont situés dans la même zone géographique climatique et édaphique (Fig. 138). Le relief entre les deux forêts est déterminé par une altitude de

de 145 à 349 m pour la forêt de Perseigne et de 200 à 413 m pour la forêt d'Ecouves. Le micro-climat forestier (éclairage, température, humidité et vent) ayant une influence sur les invertébrés, il a été choisi de positionner les pièges (Dajoz, 2007) sur une même orientation Nord/Sud par rapport à la route.



Légende :		Forêt de feuillus		Autoroute
		Forêt de conifères		Liaison principale
		Zone agricole		Liaison régionale
		Tissu urbain		Liaison locale

Fig. 138. Situation des transects dans les 2 sites d'étude, forêt de Perseigne et d'Ecouves.

La structure de la forêt en espèces végétales influence la richesse des invertébrés (Dajoz, 2007). Les essences principales d'arbres des deux forêts sont : le chêne sessile (*Quercus petraea*) et le hêtre (*Fagus sylvatica*). Une étude floristique affinée est réalisée autour des pièges afin de prendre en compte l'éventuelle influence de la végétation sur la répartition des insectes sur le transect d'échantillonnage.

Ces deux forêts occupent une grande surface de 1600 ha de part et d'autre d'une route à trafic important. En forêt tempérée caducifoliée, un îlot forestier est entièrement soumis à l'effet lisière lorsque sa surface est inférieure à 2,3 ha. La surface du massif forestier doit être suffisante afin que l'effet lisière ne puisse se manifester jusqu'au centre de la forêt (Dajoz, 2007). Ceci permettra de mettre en évidence l'effet lisière par taxons sur une distance de 2 km par rapport à la route.

La forêt de Perseigne est située dans le département de la Sarthe (72) (Coordonnées géographiques : 48° 24' 20'' N – 0° 15' 00'' E). Le massif domanial de Perseigne s'étend sur une surface de 5 100 ha et couvre plusieurs communes. La forêt d'Ecouvès se trouve dans le département de l'Orne (61), au nord d'Alençon, entre les communes de Carrouges à l'ouest et de Sées à l'est (Coordonnées géographiques : 48° 32' 42'' N – 0° 03' 53'' E). Elle s'étend sur une surface de 8 200 ha.

Ce sont des forêts de feuillus domaniales, gérées par l'Office National des Forêts (ONF). Ces deux forêts font partie intégrante du Parc Naturel Régional Normandie Maine dont certaines zones sont protégées par la Directive Habitats (Natura 2000). Des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de types I et II sont également présentes sur la zone d'étude. Le massif de Perseigne est en totalité compris dans une ZNIEFF de type II.

Elles renferment une bonne qualité écologique et sont traversées chacune par une route départementale: la RD311 pour la forêt de Perseigne et la RD26 pour la forêt d'Ecouvès.

3.2.2. Echantillonnage des invertébrés par piège Barber©

Deux transects parallèles de 2 km sont séparés de 500 m, correspondant à la dispersion maximale des invertébrés les plus mobiles. Ces deux transects sont placés perpendiculairement et de chaque côté de la route RD311 pour la forêt de Perseigne et RD26 pour la forêt d'Ecouvès (soit 4 transects au total). Le cœur de la forêt de part et d'autre de la route est situé à 2 km. Dix points d'échantillonnage de pièges sont positionnés le long de chaque transect, situés à différentes distances de la route : au niveau de la première ligne d'arbres (point n°1), à 50 m de la route, à 100 m, à 150 m, à 200 m, à 250 m, à 300 m, à 500 m, à 1 km puis à 2 km (point n°10). La répartition spatiale en forêt étant non uniforme liée aux exigences vis-à-vis des divers microclimats (Dajoz, 2007), il a été choisi de positionner les pièges au pied de vieux arbres de feuillus.

L'échantillonnage utilise la méthode des pièges de type Barber©. Des gobelets en plastique transparents sont enfoncés dans la terre, de telle sorte qu'ils affleurent à la surface du sol. Ils sont remplis à un quart du volume avec une solution d'eau saturée en sel, qui permet la conservation des spécimens tombés à l'intérieur et de tuer les invertébrés pour éviter le plus possible la prédation à l'intérieur du piège. Le liquide conservateur est choisi afin qu'il ne soit ni attractif ni répulsif pour

les individus. Dix pièges sont installés par transect, soit 80 au total. Ils sont ensuite relevés au bout de 14 jours.

Les principaux groupes échantillonnés sont les Coléoptères (Carabidae, Staphylinidae, Silphidae, Curculionidae), les Hyménoptères (Formicidae, Myrmicidae), les Myriapodes, les Isopodes ainsi que les Arachnides.

3.2.3. Echantillonnage des invertébrés par piège attractif aérien

Deux transects sont placés perpendiculairement à la route RD311 pour la forêt de Perseigne et RD26 pour la forêt d'Ecouvès. Six points d'échantillonnage sont positionnés le long de chaque transect, à différentes distances de la route : au niveau de la première ligne d'arbres (point n°1, Fig. 139), à 100 m de la route, à 200 m, à 500 m, à 1 km puis à 2 km (point n°6).

La méthode des pièges de type aérien attractif permet l'échantillonnage. Des bouteilles en plastique transparent munies de leur bouchon sont équipées d'un crochet. Deux ouvertures d'environ 24 cm² sont disposés face à face à 10 cm à partir du bouchon. La distribution verticale des insectes étant conditionnée par le gradient thermique et d'humidité relative qui s'établit entre le sol et la canopée (Dajoz, 2007), les pièges sont accrochés à une même hauteur entre 4 et 6 m sur une branche d'arbre en essayant d'éloigner le piège du tronc.

Ils sont remplis avec 200 mL d'un mélange de jus de pomme (1 L), sucre (200 g), vinaigre (1/2 L), sel (200 g), complété par de l'eau jusqu'à 5 L (Bonneau, 2008). Six pièges sont installés par transect, soit 24 au total. Ils sont ensuite relevés au bout de 14 jours.

Les principaux groupes échantillonnés sont les Coléoptères : Diptères essentiellement, des Hyménoptères, des Lépidoptères. Les Lépidoptères étant en très mauvais états, il a été choisi de les classer en Lépidoptères supérieurs et inférieurs ou égales à 1cm.

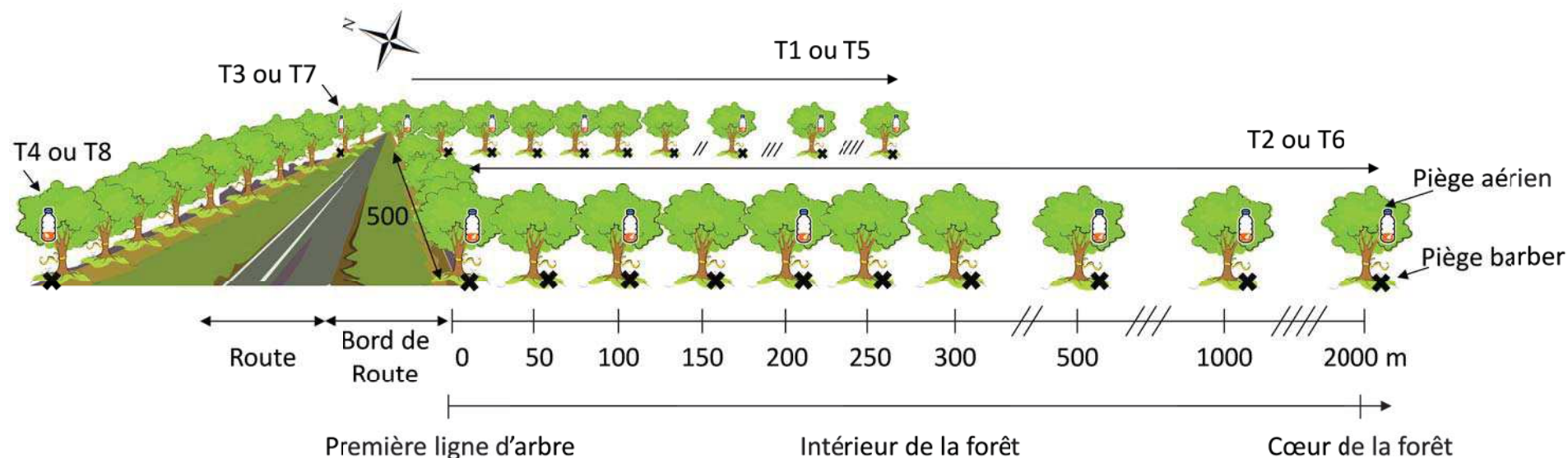


Fig. 139. Situation des points d'échantillonnage le long du transect perpendiculaire à la route et début de son transect symétrique (en m).

Quatre transects par site d'étude sont disposés perpendiculairement à la route. En forêt de Perseigne, les transects sont numérotés de T1 à T4, en forêt d'Ecouves de T5 à T8. De chaque côté de la route, ces deux transects sont séparés de 500m.

Deux transects sont situés côté sud de la route (T1 et T2 en Forêt de Perseigne, T5 et T6 en forêt d'Ecouves) et les deux autres transects sont situés symétriquement côté nord de la route (T3 et T4 en Forêt de Perseigne et T7 et T8 en forêt d'Ecouves). Le point de référence des distances 0 est déterminé à partir de la première ligne d'arbre au bord de la route.

Pour chaque transect, 10 points d'échantillonnage de pièges Barber[®] sont disposés à différentes distances par rapport à la route, tous les 50m de 0 à 300m, puis à 500m, 1km et 2km au pied d'un arbre.

Pour chaque transect, 6 points d'échantillonnage de piège aérien attractif sont disposés à 0, 100, 200, 500, 1000 et 2000m à 4-6 mètres de hauteur sur une branche.

3.2.4. Echantillonnage de la flore autour des pièges

Des quadrats de 15 m sur 15 m sont disposés perpendiculairement à la route et autour de chacun des pièges des transects.

Les essences d'arbre et le nombre sont identifiés pour chacun des quadrats. Les essences d'arbre sont : *Abies sp.*, *Alnus sp.*, *Fagus sylvatica*, *Pinus sylvestris*, *Quercus petraea*. Le pourcentage de la canopée est calculé suivant le nombre de pieds dans le quadrat divisé par le nombre maximal de pieds d'arbre dans un des quadrats de l'ensemble des transects par site.

Le pourcentage de recouvrement du sol dans le quadrat est défini par les catégories suivantes : litière, mousses, pousses de *Fagus sylvatica*, de *Quercus petraea*, d' *Abies sp.*, de *Castanea sativa*, de *Corylus sp.*, Graminées et les espèces suivantes *Brunella vulgaris*, *Calluna vulgaris*, *Cardamine pratensis*, *Digitalis purpurea*, *Geranium robertianum*, *Hedera helix*, *Hypericum perforatum*, *Ilex aquifolium*, *Juncus effusus*, *Lathyrus sylvestris*, *Leucobryum glaucum*, *Lolium perenne*, *Lonicera sp.*, *Milium effusum*, *Oxalis acetosella*, *Potentilla erecta*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus gr. Fruticosus*, *Rumex crispus*, *Sphagnum sp.*, *Teucrium scorodonia*, *Vaccinium myrtillus*.

3.2.5. Analyse de la pollution du sol

Une analyse de la pollution du sol par hydrocarbures pétroliers (gazole, essence, kérosène, fuel domestique, diésel,...), dans le sol a été menée selon une analyse colorimétrique à l'aide du kit d'analyse colorimétrique hydrocarbures/PCB sols du laboratoire EPA (Environnement Process & Analyse). La méthodologie consiste à mélanger un échantillon de sol avec un solvant extracteur pendant 2 minutes. Après un temps de pause d'une minute, un réactif colorant sur le liquide surnageant (solvant extracteur chargé de la "pollution") est versé et mélangé dans un tube à essai. La couleur est enfin analysée.

La couleur obtenue correspond à des valeurs de 10 ppm d'hydrocarbure au bord de la route et 1 ppm à 2 km par rapport à la route.

3.2.6. Conditions météorologiques requises et nombre de campagnes

Les campagnes d'échantillonnage sont mises en place au cours de la période optimale des relevés, période estivale, de juillet à août 2012. Les pièges sont posés en forêt de Perseigne en semaine 27, du 2 au 6 juillet, puis sont prélevés en semaine 29, du 16 au 20 juillet. A cause des conditions météorologiques pluvieuses du mois de juillet, les pièges de Perseigne sont relevés deux fois au bout de 7 jours et de 14 jours, afin d'éviter que les pièges ne soient remplis. En forêt d'Ecouves, les pièges sont posés en semaine 30, du 23 au 27 juillet. Ils sont relevés du 6 au 10 août.

3.2.7. Identification des espèces

Les spécimens retenus sont ceux de taille supérieure ou égale à 0,5 mm afin d'éviter les problèmes de dénombrement (des petits coléoptères et staphylins, des drosophiles telles que *Drosophila melanogaster*, *D. funebris*, *D. virilis* et *Phoridae sp.*). Il a été choisi de supprimer de l'analyse des pièges Barber[®] : l'Ordre des Acari, et des volants exclusifs de l'Ordre des Diptères et certaines Hyménoptères de la famille des Apidae, Cynipidae et Ichneumonidae.

Les individus échantillonnés sont triés et identifiés en laboratoire, à l'aide d'une loupe binoculaire de la marque Bresser, grossissement x20, d'un vidéo microscope monoculaire à led de la marque Jeulin et de sites spécialisés¹¹ et d'ouvrages :

- Leraut P., Blanchot P., 2003. *Le guide Entomologique*. Delachaux et Niestlé, 530 p. ;
- Dierl W., Ring W., 1992. *Le guide des insectes*. Delachaux & Niestle, 237 p. ;
- Chinery M., 2005. *Insectes de France et d'Europe occidentale*. Flammarion, 320 p.; Olsen L.-H., Pedersen B.-V., Sunesen J., Van Hove K., 2004. *Les petits animaux des bois et forêts* Delachaux & Niestlé, 208 p. ;
- Dajoz R., 2002. *Les Coléoptères, Carabidés et Ténébrionidés*. Tec & Doc Lavoisier, 522 p. ;
- Trautner J., Geigenmüller K., 1987. – Tiger beetles, ground beetles, illustrated key to the Cicindelidae and Carabidae of Europe., 488 p., J. Margraf, Aichtal, Allemagne.; Du Chatenet G., 2005. *Coléoptères d'Europe : carabes, carabiques et dytiques : Volume 1, Adephaga*, Nap, 625 p. ;
- Zagatti P. Coleoptera Carabidae. *Clé des tribus pour la faune de France*, 17 p. adapté de Hurka K., 1996. – *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*. 565 p., Kabourek, Zlin. Nomenclature INPN – Fauna Europaea ;
- Du Chatenet G., 2000. *Coléoptères phytophages d'Europe, tome 1*, Nap, 360 p. ;
- Stéphane Charrier S., 2002. *Clé de détermination des Coléoptères Lucanides et Scarabéides de Vendée et de l'Ouest de la France*, Le naturaliste Vendéen N° 2 : 61 – 93. ;
- Oosterbroek P., 2006. Lott D.A., Anderson R., 2011. *The Staphylinidae (Rove Beetles) of Britain and Ireland: Oxyporinae, Steninae, Euaesthetinae, Pseudopsinae, Paederinae, Staphylininae*, Royal Entomological Society 340 p.; Hoffman A., 1958. Coléoptères Curculionides, Faune n° 62, 3ème partie. FFSSN, 632 p. ;
- Hoffman A., 1954. Coléoptères Curculionides, Faune n° 59, 2ème partie. FFSSN, 720 p. ;
- Hoffman A., 1950. Coléoptères Curculionides, Faune n° 52, 1ère partie. FFSSN, 486 p. ; *The European Families of the Diptera: Identification, Diagnosis, Biology*, 208 p. Haupt J., 2000. *Guide des mouches et des moustiques*,
- Delachaux & Niestle, 352 p. ; Bellmann H., 2009. *Guide des abeilles, bourdons, guêpes et fourmis d'Europe : L'identification, le comportement, l'habitat*, Delachaux & Niestle, 336 p.

Les spécimens échantillonnés sont identifiés à 80% du nombre total d'individus pour l'échantillonnage par piège Barber[®] et à 90-95% pour les pièges aériens attractifs. Les spécimens non identifiés par l'espèce l'ont été par la technique morpho-espèce. Le terme morpho-espèces s'est avéré un substitut suffisant pour l'estimation de l'espèce (Oliver et Beattie, 1996).

¹¹ <http://www.insecte.org>, <http://www.araneae.unibe.ch/>, <http://arachno.piwigo.com/>

3.2.8. Analyses et statistiques

Les résultats obtenus sont analysés à l'aide du logiciel R (version 2.14.1) et XLStats© (Version 2012.5.01), iNEXT (cf 6.16.1). Les données des deux sites de la forêt de Perseigne et d'Ecouvies sont séparées dans l'analyse pour étudier si la réponse des invertébrés à l'effet lisière est similaire entre deux sites de type de forêt similaire.

Une première analyse sur la diversité de végétation de sous-bois pour les pièges Barber[®] et le pourcentage de la canopée pour les pièges aériens sont réalisés pour vérifier l'homogénéité de l'habitat naturel entre les transects.

Les indices de biodiversité des invertébrés sont relatifs à l'abondance, la richesse spécifique et la diversité de Shannon-Wiener. La moyenne de ces indices est définie selon la moyenne de l'indice de chaque point d'échantillonnage de même distance sur le transect. Les indices de biodiversité sont ré-échantillonnés selon la méthode bootstrap avec 10 000 échantillons pour estimer leurs incertitudes. Des calculs avec les « nombres de Hill (Hill, 1973) » ont été mis en place en parallèle, l'analyse en diversité de Shannon-Wiener est alors un cas particulier. Cette autre technique a été explicitée dans l'analyse des effets.

Les résultats sont analysés suivant le test de Kruskal et Wallis ($\alpha=0,05$) suivi des comparaisons multiples par paires de Dunn avec corrections de Bonferroni ($\alpha=0,0083$) pour comparer les indices de biodiversité entre chaque point de même distance des 8 transects. La moyenne des indices est effectuée sur les 4 points de même distance par rapport à la route pour toutes les différentes distances, accompagnée de l'erreur standard de l'échantillon. Le ré-échantillonnage par la méthode Bootstrap (nombre d'échantillons : 10000) est utilisé pour déterminer le modèle de répartition des indices en fonction de la distance.

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des abondances moyennes des espèces d'invertébrés et végétales en fonction des distances par rapport à la route. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des dimensions ou variables et permet de choisir le nombre d'axes ici les deux premiers axes F1 et F2.

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est utilisée sur les mesures de distances euclidiennes, indices de dissimilarité par la méthode d'agrégation de Ward entre les valeurs des relevés d'indices de biodiversité, des abondances moyennes des espèces d'invertébrés et végétales et de la fréquence du nombre de taxons alimentaires en fonction des distances par rapport à la route. Les graphiques de dendrogrammes sont accompagnés des profils de classe des relevés.

L'analyse de Redondance (RDA) permet d'étudier la relation entre les tableaux des espèces d'invertébrés et des espèces végétales en fonction des distances par rapport à la route.

L'indice de Similarité de Sorensen est utilisé pour déterminer la similarité en espèces entre les transects de chaque côté de la route.

3.3. Résultats

3.3.1. Résultats de l'influence de la distance par rapport à la route pour les pièges barber

Le nombre total de spécimens récoltés dans les pièges barber en forêt de Perseigne est de 1 390 et de 1 128 pour la forêt d'Ecouves.

Influence de la végétation de sous-bois sur l'abondance des espèces d'invertébrés

En forêt de Perseigne, d'après le test de Kruskal-Wallis la diversité végétale entre les quadrats des transects est significativement différente ($K=14,88$, $ddl=3$, $p=0,002$). Les comparaisons multiples par paires de Dunn avec correction de Bonferroni montrent une différence significative entre T2/T1 $p<0,0001$. Le transect T2 ayant une diversité végétale significativement différente de T1, il a été choisi de mettre à part les données de ce transect pour ne pas avoir une influence de la végétation sur les insectes (Fig. 140).

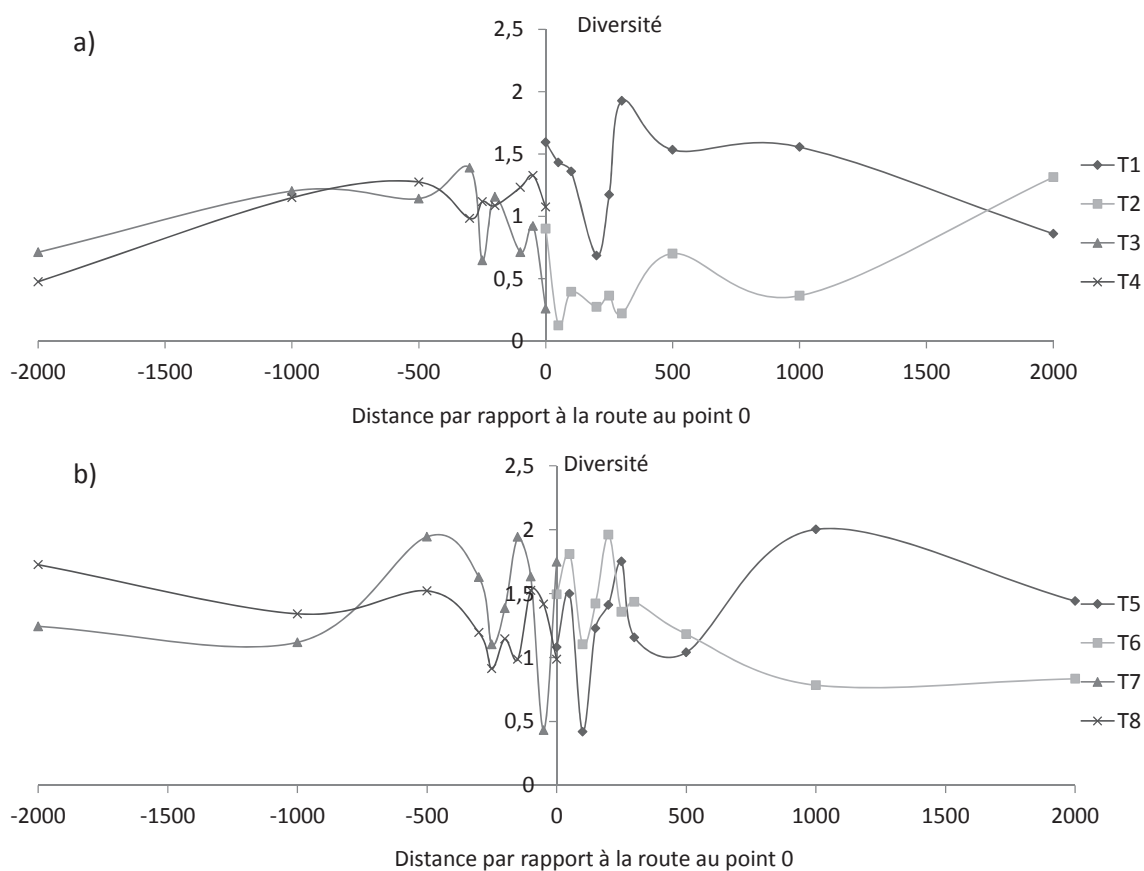


Fig. 140. Diversité spécifique végétale en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne (a) et forêt d'Ecouves (b).

En forêt d'Ecouvès, d'après le test de Kruskal-Wallis la diversité végétale du quadrat n'est pas significativement différente ($p > 0,05$) (Fig. 140, Annexe 4).

En forêt de Perseigne, près du bord de la route, les espèces *Fougère aigle* / *Ronce* (classe 6) sont les plus abondantes. Au cœur de la forêt, l'espèce la plus abondante est *Quercus petraea* (classe 11) (Fig. 141-Fig. 142, Annexe 4).

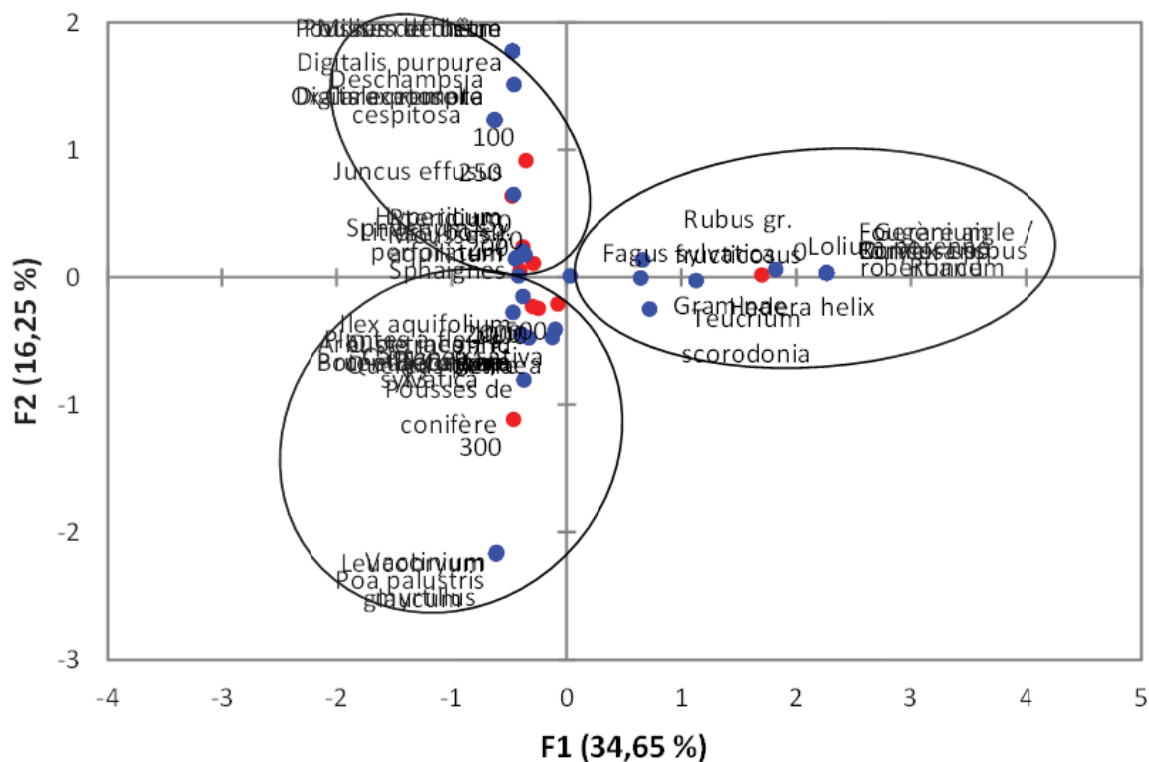


Fig. 141. Projection des variables « distance » et des relevés « espèces » sur le plan factoriel de l'AFC en axes F1 et F2 en forêt de Perseigne.

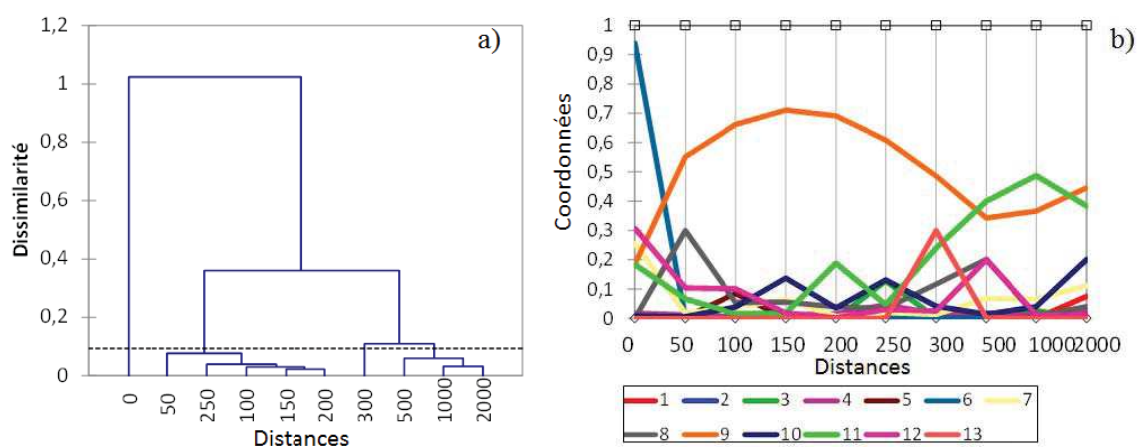


Fig. 142. CAH des variables « distance » (a) et profil des classes des relevés « espèces » (b) en forêt de Perseigne.

En forêt d'Ecoves, au cœur de la forêt, l'espèce la plus abondante est *Vaccinium myrtillus* (classe 4) (Fig. 143-Fig. 144, Annexe 4).

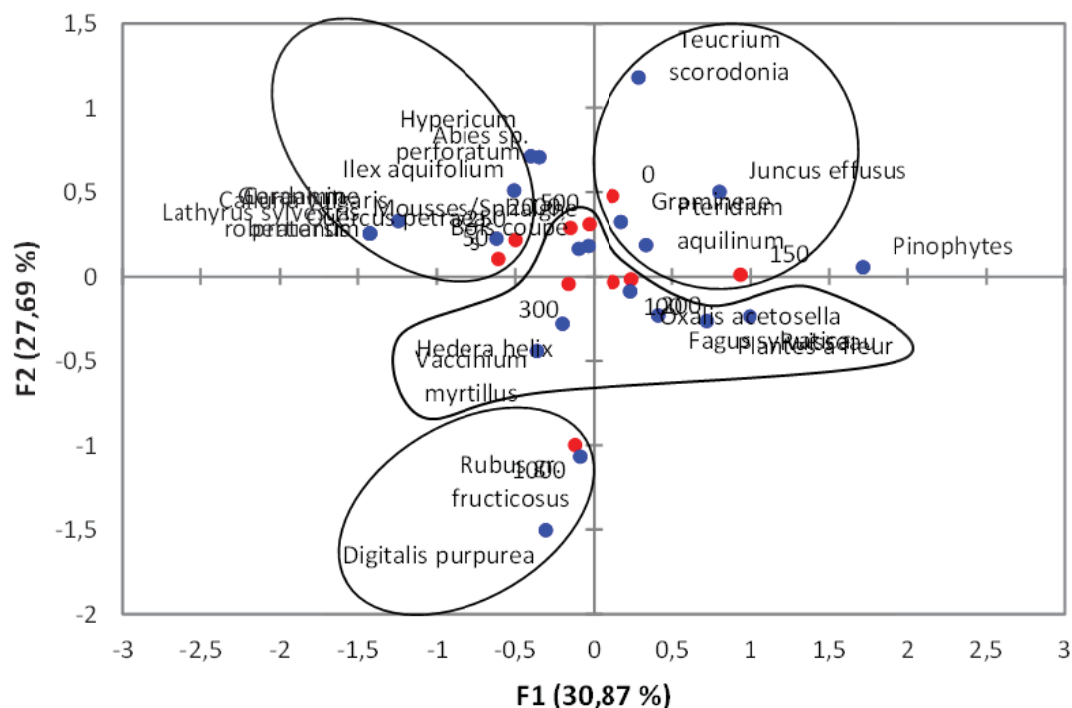


Fig. 143. Projection des variables « distance » et des relevés « espèces » sur le plan factoriel de l'AFC en axes F1 et F2 en forêt d'Ecoves.

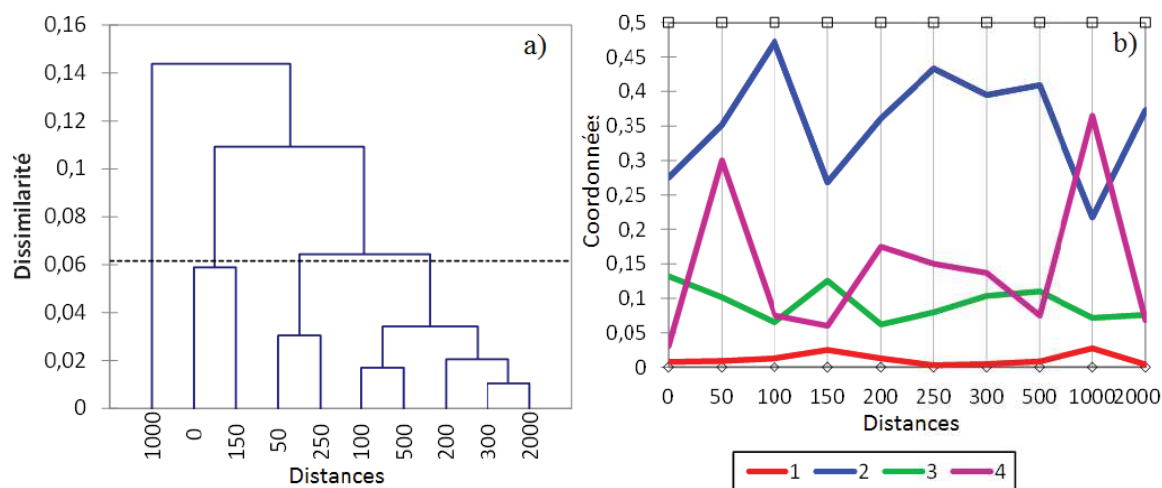


Fig. 144. CAH des variables « distance » (a) et profil des classes des relevés « espèces » (b) en forêt d'Ecoves.

En forêt de Perseigne, les variations de pourcentage de la canopée des essences d'arbre n'agissent pas significativement sur l'abondance des espèces d'invertébrés. La distance est ainsi la variable qui agit sur les abondances des espèces des invertébrés. Les espèces *Lasius brunneus* et *Trichoniscus pygmaeus* sont liées aux distances 50 et 150-500 m de distance par rapport à la route respectivement (Fig. 145).

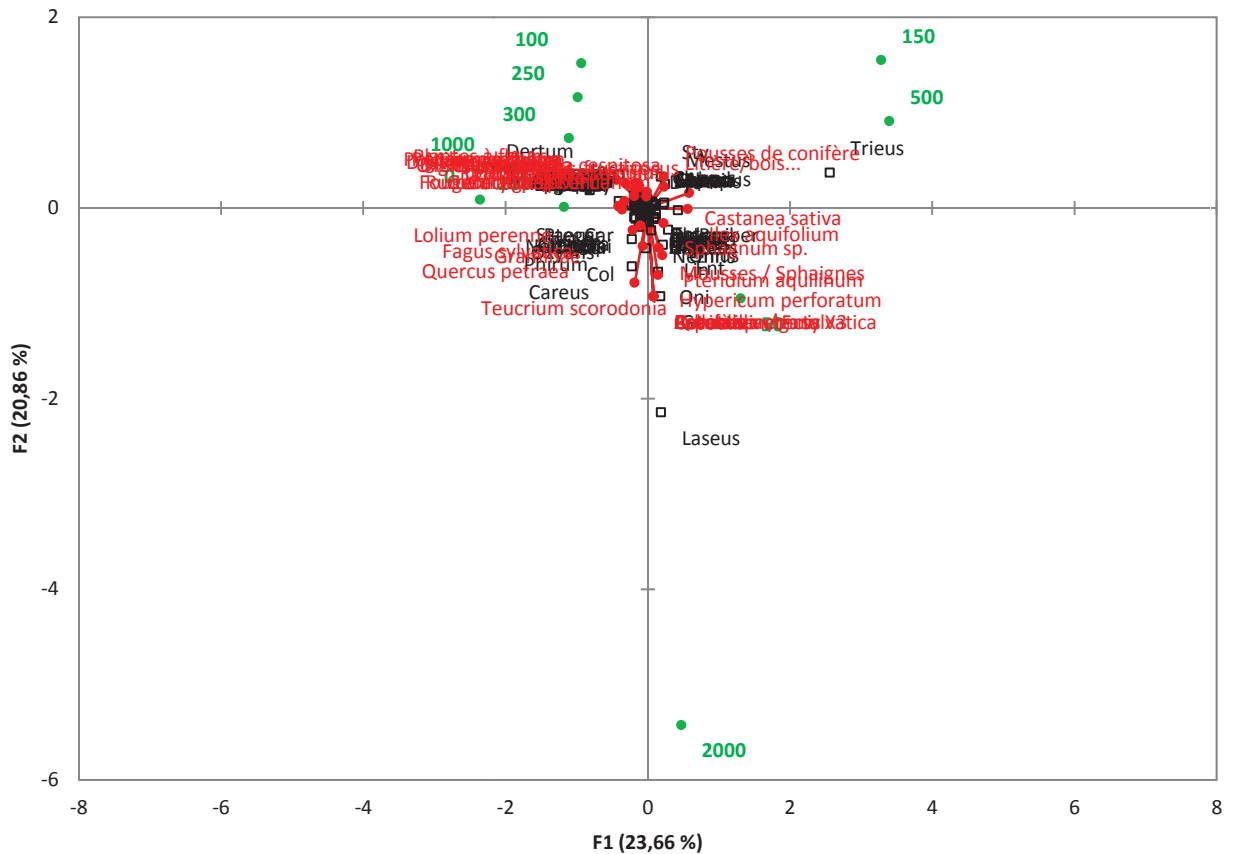


Fig. 145. RDA des relations entre les matrices variables distances en fonction des espèces des invertébrés et des espèces végétales en forêt de Perseigne.

En forêt d'Ecouvres, les variations de pourcentage de la canopée des essences d'arbre n'agissent pas significativement sur l'abondance des espèces d'invertébrés. La distance est ainsi la variable qui agit sur les abondances des espèces des invertébrés. Les espèces *Geotrupes stercorosus*, *Lasius brunneus*, *Lordithon lunulatus* sont les plus liées au bord de route et *Forficula auricularia* à la distance de 100 m par rapport à la route liée à une végétation de *Hedera helix*, *Oxalis acetosella* et *Rubus gr. Fruticosus* (Fig. 146, Annexe 4).

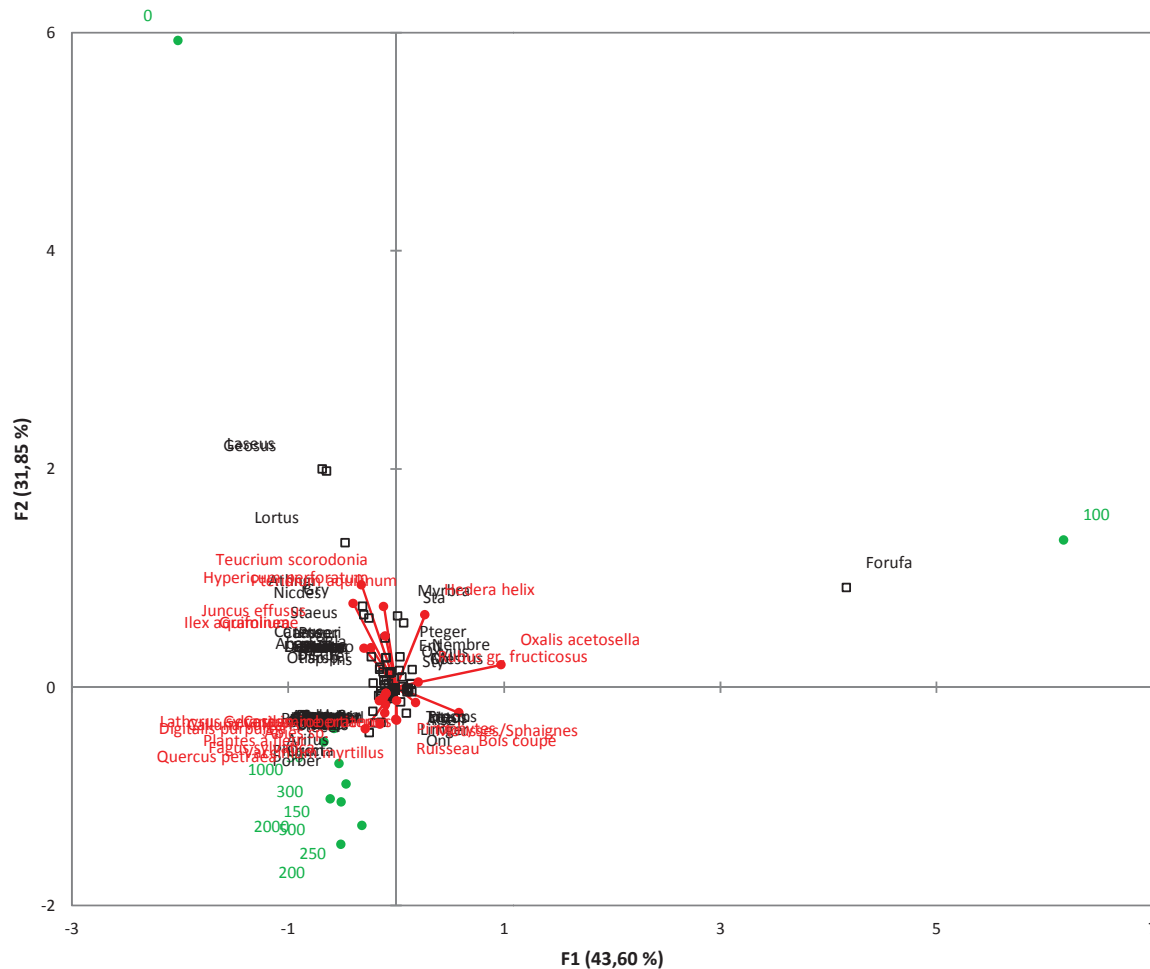


Fig. 146. RDA des relations entre les matrices variables distances en fonction des espèces des invertébrés et des espèces végétales en forêt d'Ecouves.

Indice d'abondance

D'après le test de Kruskal et Wallis suivi des comparaisons multiples par paires de Dunn avec corrections de Bonferroni ($\alpha=0,005$), le nombre de spécimens total en fonction de la distance de prélèvement n'est pas significativement différent entre les transects du même côté de la route et entre tous les transects pour les deux forêts (Fig. 147-Fig. 148).

En forêt de Perseigne, les abondances sont comprises entre $21,0 \pm 6,1$ la plus faible valeur à 250m et $46,5 \pm 7,5$ la plus forte valeur à 2km. La courbe peut être décrite en trois phases : une première phase entre 0-250m de diminution de l'abondance de $41,7 \pm 9,9$ à $21,0 \pm 6,1$, une deuxième phase d'augmentation de l'abondance jusqu'à 500m à $46,2 \pm 13,2$ et enfin une troisième phase de stagnation de l'abondance jusqu'à 2km (Fig. 147).

En forêt d'Ecouves, les abondances sont comprises entre $14,0 \pm 2,7$ la plus faible valeur à 250m et la plus forte valeur $63,5 \pm 19,0$ à 0m. La courbe peut être décrite en trois phases : une première phase entre 0-250m de forte diminution de l'abondance de $63,5 \pm 19,0$ à $14,0 \pm 2,7$, une deuxième phase

d'augmentation de l'abondance à 200 jusqu'à une valeur de $29,0 \pm 8,4$ et enfin une troisième phase de diminution/stagnation de l'abondance jusqu'à 2km (Fig. 148).

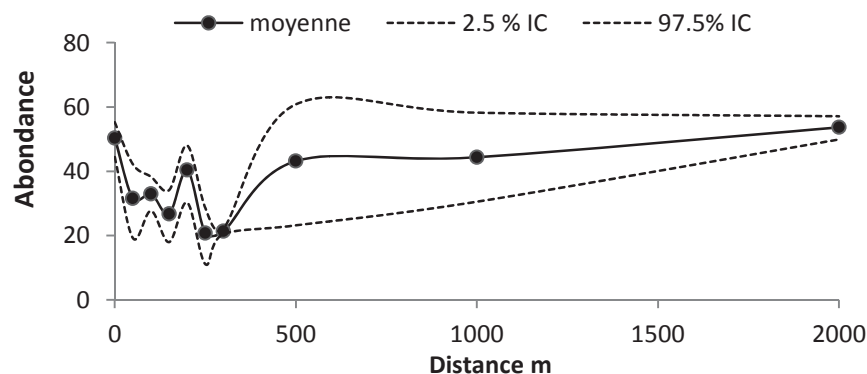


Fig. 147. Abondances en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

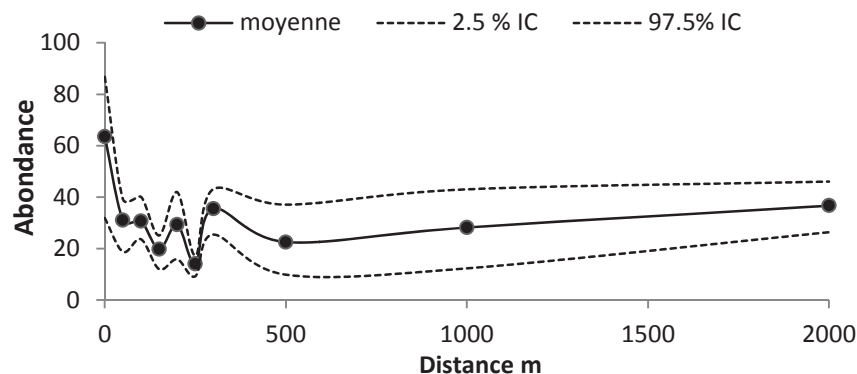


Fig. 148. Abondances en fonction de la distance par rapport à la route en forêt d'Ecouvès et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Indice de richesse spécifique

D'après le test de Kruskal et Wallis suivi des comparaisons multiples par paires de Dunn avec corrections de Bonferroni ($\alpha=0,005$), la richesse totale en fonction de la distance de prélèvement n'est pas significativement différente entre les transects pour les deux forêts (Fig. 149-Fig. 150).

Les indices de richesse pour la forêt de Perseigne sont compris entre $10,7 \pm 2,5$ pour la plus faible valeur à 250m et $17,5 \pm 3,3$ pour la plus forte valeur à 0m. La courbe de richesse fluctue le long du transect avec une baisse de la richesse de $17,5 \pm 3,3$ à $10,7 \pm 2,5$ entre 0 et 250m, une augmentation de $12,5 \pm 1,2$ à 300m et une stagnation jusqu'à 2 km à $16,5 \pm 1,4$ avec une valeur rejoignant celle dans l'intervalle de 0 m (Fig. 149).

Les indices de richesse pour la forêt d'Ecouvès sont compris entre $8,7 \pm 1,7$ pour la plus faible valeur à 150m et $16,7 \pm 4,6$ pour la plus forte valeur à 0m. La courbe de richesse fluctue le long du transect avec une baisse de la richesse de $16,7 \pm 4,6$ à $9,25 \pm 2,9$ entre 0 et 250m, une augmentation de $13,7 \pm 1,7$ à 300m et stagnation jusqu'à 2 km à $14,0 \pm 2,0$ (Fig. 150).

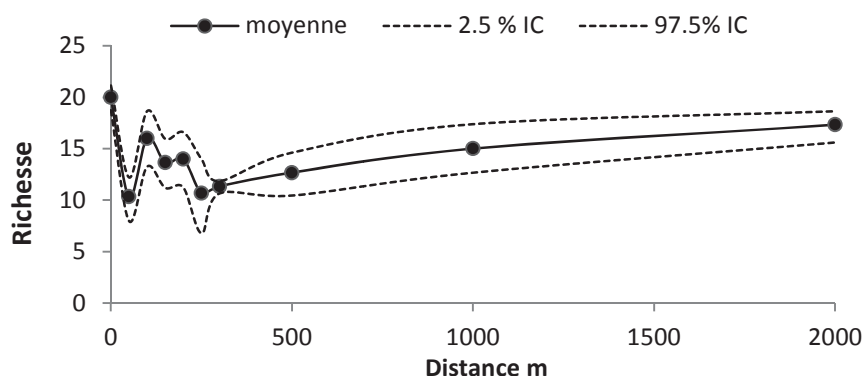


Fig. 149. Richesses en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

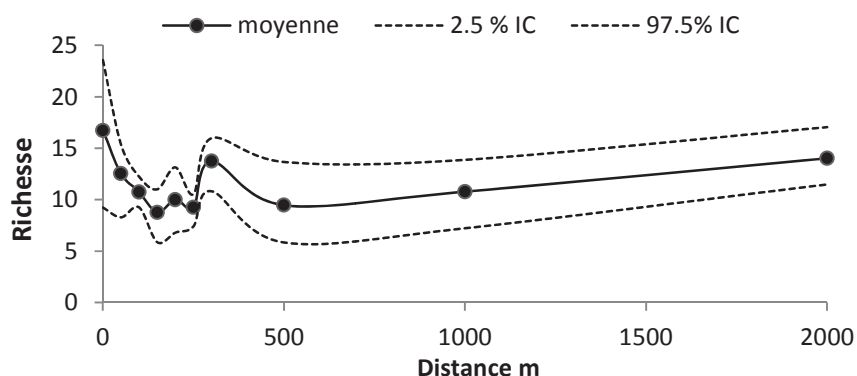


Fig. 150. Richesses en fonction de la distance par rapport à la route en forêt d'Ecouves et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver

En forêt de Perseigne, l'indice de diversité des transects est situé entre 2,04-2,49. La diversité est très faible comparée à la diversité maximale théorique située entre 2,89 et 3,61 (Fig. 151).

En forêt d'Ecouves, l'indice de diversité des transects est situé entre 1,73-2,14. La diversité est très faible comparée à la diversité maximale théorique située entre 3,18 et 3,55 (Fig. 152).

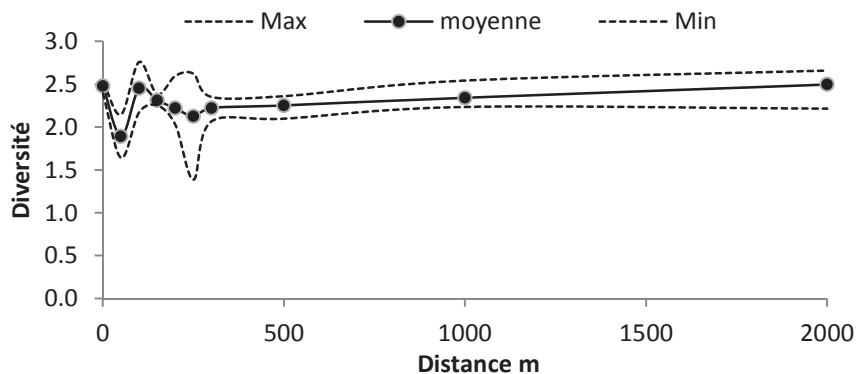


Fig. 151. Diversité en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

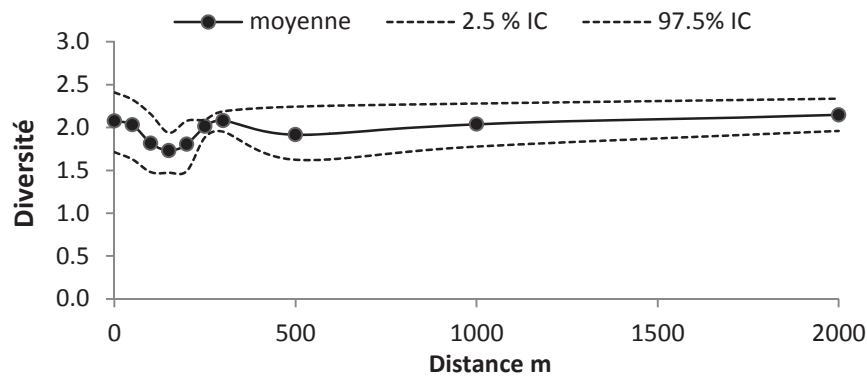


Fig. 152. Diversité en fonction de la distance par rapport à la route en forêt d'Ecouvies et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Pour les deux forêts, l'indice d'équitabilité le long des transects est très faible. Les valeurs sont comprises entre 0,01 et 0,04. Pour chaque point du transect certaines espèces sont rares ($p_i < 0,0001$). La plupart de ces espèces à p_i faibles sont différentes en fonction de chaque point et peuvent être des espèces abondantes pour un autre point d'échantillonnage. Pour les deux forêts, la dominance de Simpson varie autour de 0,9. La majorité des espèces abondantes sont des espèces retrouvées ponctuellement le long des transects. Pour la forêt de Perseigne, l'espèce *Trichoniscus pygmaeus* a le p_i le plus fort avec une valeur de 0,0865 et pour la forêt d'Ecouvies c'est l'espèce *Geotrupes stercorosus* avec un p_i de 0,0275.

Pour les deux forêts, les espèces se retrouvant tout le long des transects sont : *Arion rufus*, *Geotrupes stercorus*, *Philoscia muscorum* et les collemboles. Pour la forêt de Perseigne, l'espèce *Carabus violaceus* est présente le long des transects.

Ordres d'invertébrés

D'après le test de Mann-Whitney la répartition des abondances en fonction de la distance à la route est similaire entre les deux sites sauf pour l'ordre Stylommatophora ($U=80$, $p=0,025$).

La tendance de fluctuation des points des Araneae est relativement semblable entre les deux forêts avec une diminution de l'abondance et une augmentation à 1 km de la route et une chute à 2 km (P : 0m $3,3 \pm 0,3$, 200m $0,6 \pm 0,6$, 1km $3,6 \pm 1,5$, 2km $1,3 \pm 0,8$; E : 0m $0,7 \pm 0,7$, 200m $0,5 \pm 0,3$, 1km $2,7 \pm 1,7$, 2km $0,7 \pm 0,5$) (Fig. 153).

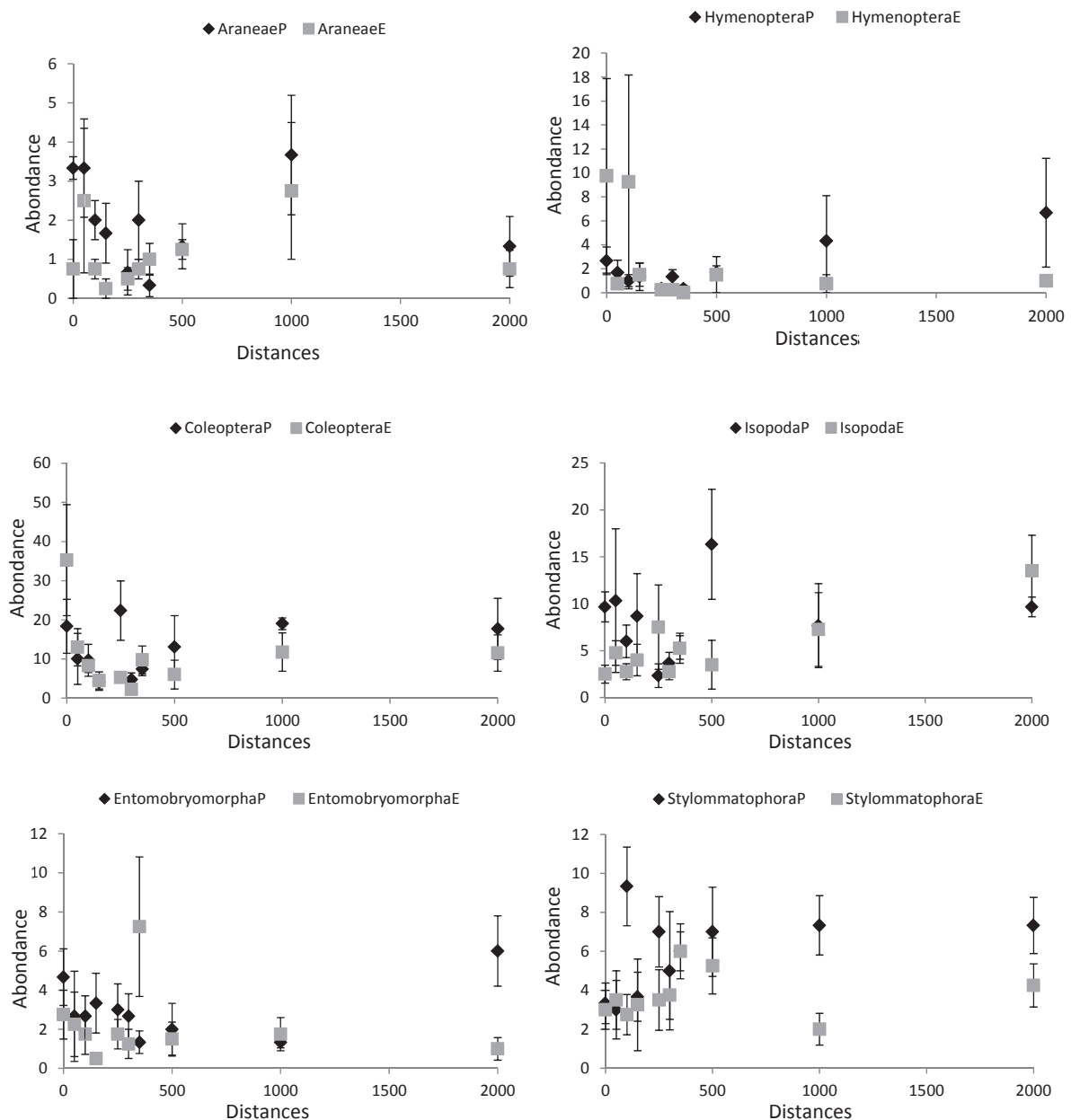


Fig. 153. Abondance en fonction des distances par rapport à la route en Forêt de Perseigne (P) et d'Ecouvres (E).

L'Ordre des Hyménoptères est caractérisé par des fluctuations d'abondance de 0 à 100 m de la route puis une courbe plane jusqu'à 2 km (P : $6,6 \pm 4,5$, E : $1,0 \pm 0,4$) (Fig. 153).

Les Coléoptères présentent une diminution et une ré-augmentation stagnation de l'abondance jusqu'à 2km de la route (P : de 0 m $18,3 \pm 6,9$ à 500 m $13,0 \pm 8,0$, 2km $17,6 \pm 7,2$ E : de 0 m $35,2 \pm 14,0$ à 500 m $6,0 \pm 3$, 2km $11,5 \pm 7,8$) (Fig. 153).

L'abondance des Isopoda augmente jusqu'à 2 km (P : de 0m $9,6 \pm 1,6$ à 2km $9,6 \pm 1,0$, E : de 0 m $2,5 \pm$ à $13,5 \pm 3,8$ 2km) (Fig. 153).

L'abondance des Entomobryomorpha fluctue le long du transect pour arriver à une valeur équivalente près de celle du bord de route (P : 0m $4,6 \pm 1,4$, 2km $6,0 \pm 1,8$; E : 0m $2,7 \pm 1,2$, 2km $1,0 \pm 0,6$) (Fig. 153).

L'abondance des Stylommatophora croît jusqu'à 500m de la route et stagne à 2km (P : 0m $3,3 \pm 1,0$, 2km $7,3 \pm$; E : 0m $3,0 \pm 1,0$, 2km $4,2 \pm 1,1$) (Fig. 153).

Certains Ordres ont été échantillonnés en forêt d'Ecouves et n'ont pas été retrouvés en forêt de Perseigne : Julida, Pulmonata et en Forêt de Perseigne : Lepidoptera (Fig. 154).

Des Ordres ont été identifiés localement le long du transect : les Pulmonata à 0 m, les Lepidoptera à 150 et 250 m. En forêt d'Ecouves, des blattes ont été trouvées à 2 km (Fig. 154b). Des Ordres sont présents près du bord de la route : les Julida et les Blattoptera sur une tranche de 300 m par rapport à la route, les Geophilomorpha jusqu'à 150 m. Des Ordres sont repérés à partir d'une certaine distance par rapport à la route : les Collembola apparaissent à 200 m et se retrouvent à la fin du transect à 1km ou 2km. Les Dermaptera sont présents à partir de 100 m. Des Ordres se retrouvent ponctuellement le long des transects : Glomerida, Haplotaaxida, Hemiptera, Lithobiomorpha, Opiliones, Orthoptera, Polydesmida, Pseudoscorpionida (Fig. 154).

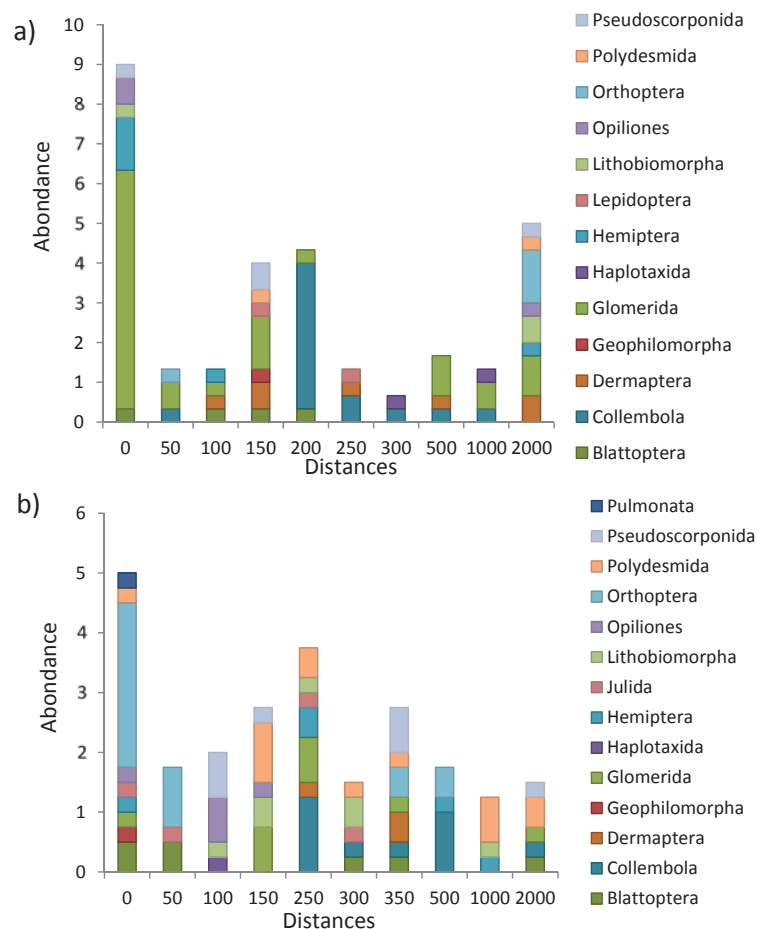


Fig. 154. Abondance en fonction des distances par rapport à la route pour les ordres de faible effectif $n \leq 8$ en forêt de Perseigne (a) et forêt d'Ecouves (b).

Familles des invertébrés et taxons alimentaires

Le long des transects, les taxons alimentaires les plus représentés sont les détritivores et les prédateurs. Les Familles détritivores les plus représentées sont des Arionidae, Philosciidae et Geotrupidae. Les Familles prédateurs Carabidae et Staphylinidae (Fig. 155-Fig. 156).

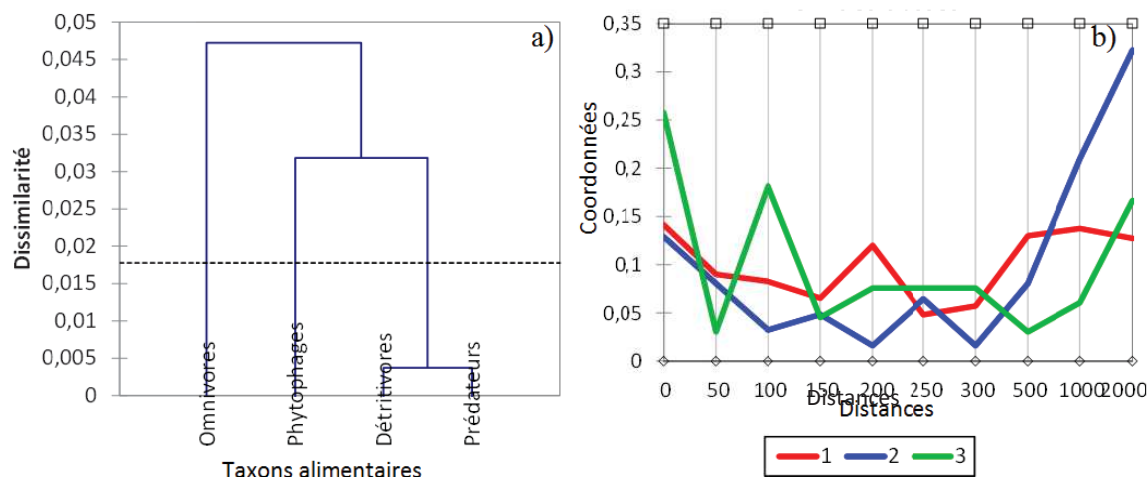


Fig. 155. Taxons alimentaires en fonction des distances par rapport à la route en forêt de Perseigne CAH (a) et profils des classes (b) Détritivores/Prédateurs groupe 1, Omnivores groupe 2, Phytophages groupe 3.

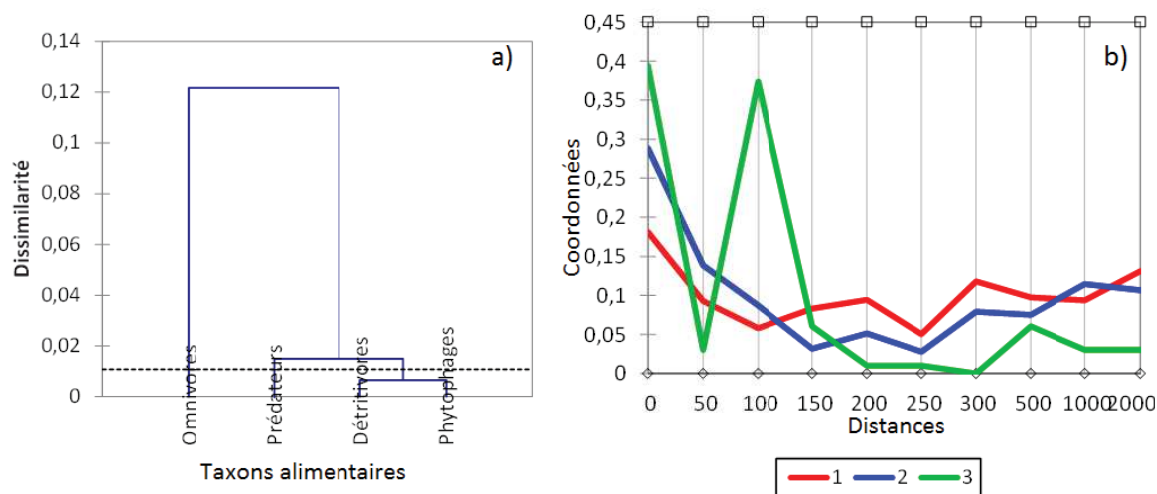


Fig. 156. Taxons alimentaires en fonction des distances par rapport à la route en forêt d'Ecouves CAH (a) et profils des classes (b) Détritivores/Phytophages groupe 1, Prédateurs groupe 2, Omnivores groupe 3.

Espèces d'invertébrés

En forêt de Perseigne, près du bord de la route, les espèces *Geotrupes stercorosus* (classe 1) et *Armadillidium cinereum* (classe 5) sont les plus abondantes. Au cœur de la forêt, les espèces les plus abondantes sont *Lasius brunneus* (classe 13) et *Myrmica rubra* (classe 14) (Fig. 157-Fig. 158, Annexe 4).

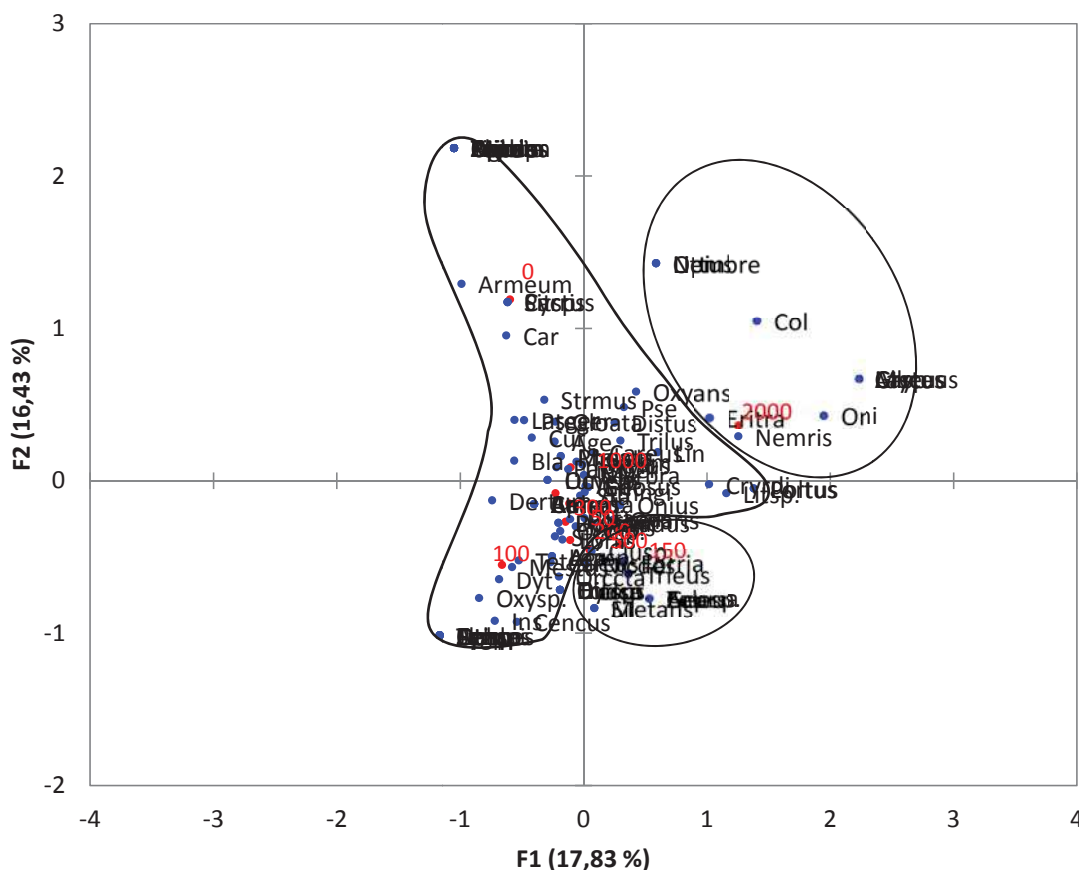


Fig. 157. Projection des variables « distance » et des relevés « espèces » sur le plan factoriel de l'AFC en axes F1 et F2 en forêt de Perseigne.

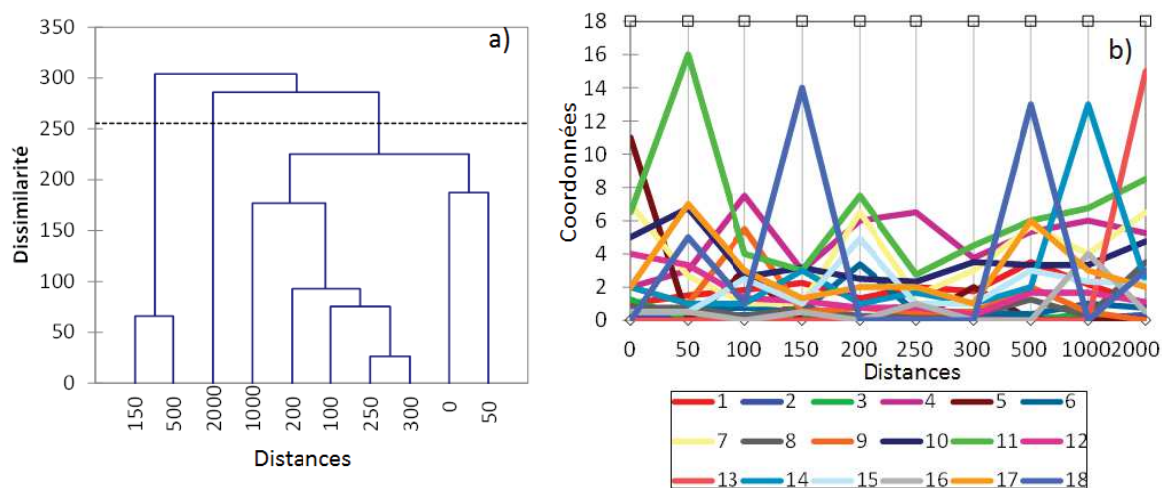


Fig. 158. CAH des variables « distance »
(a) et profil des classes des relevés « espèces » (b) en forêt de Perseigne.

En forêt d'Ecouvès, près du bord de la route, les espèces *Formica rufa* (classe 3) et *Geotrupes stercorosus* (classe 4) sont les plus abondantes. Au cœur de la forêt, les espèces les plus abondantes sont *Lasius brunneus* (classe 3) et *Lordithon lunulatus* (classe 4) (Fig. 159-Fig. 160, Annexe 4).

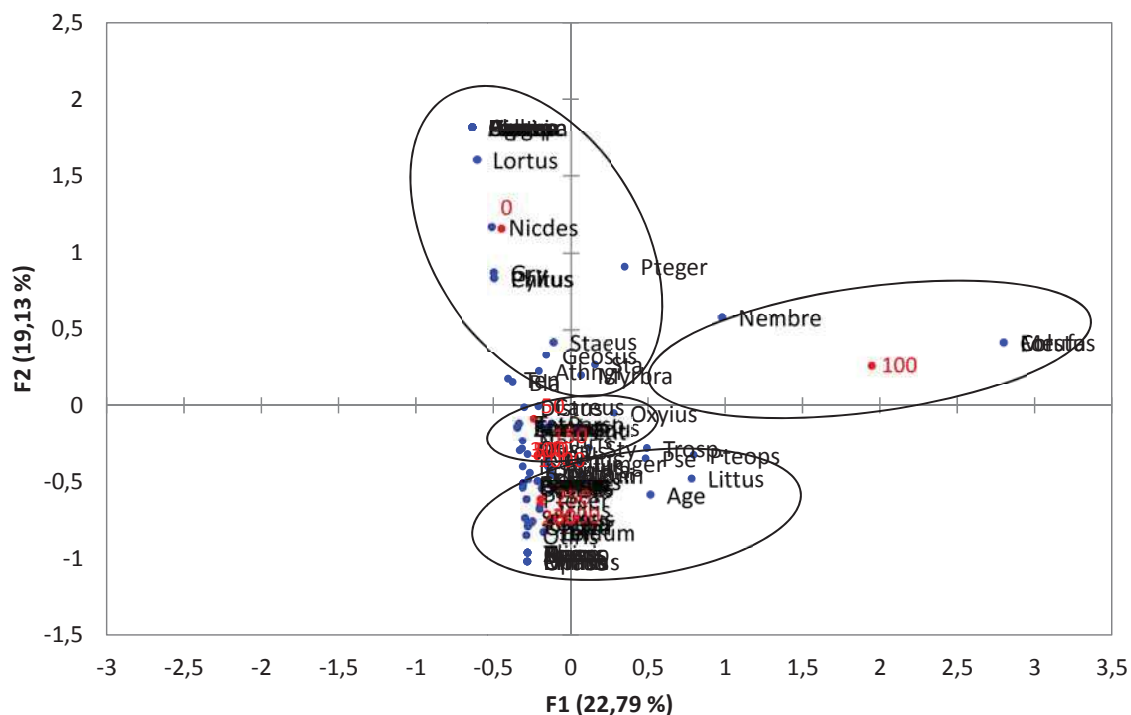


Fig. 159. Projection des variables « distance » et des relevés « espèces » sur le plan factoriel de l'AFC en axes F1 et F2 en forêt d'Ecoves.

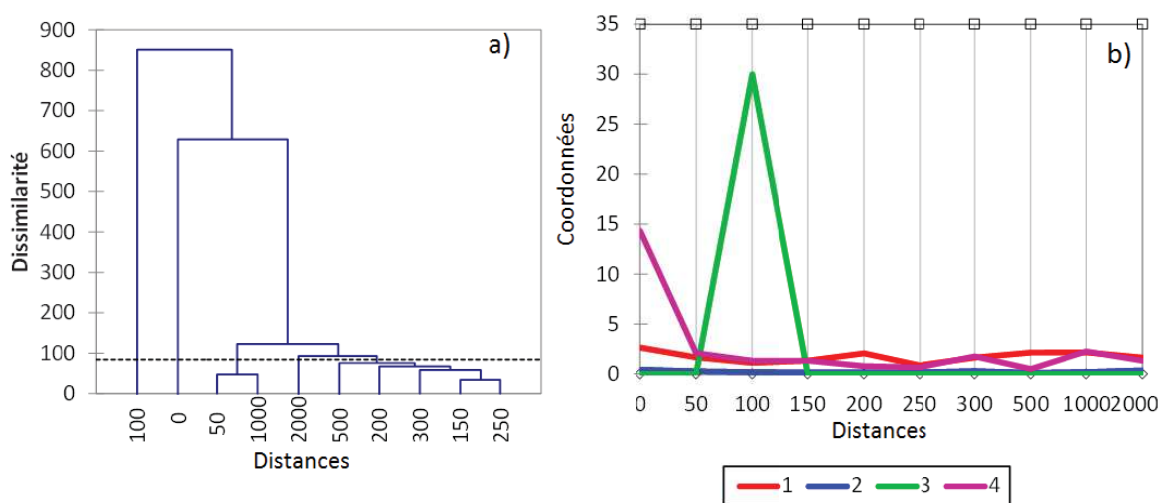


Fig. 160. CAH des variables « distance »
(a) et profil des classes des relevés « espèces » (b) en forêt d'Ecoves.

L'indice de Similarité de Sorensen

De part et d'autre de la route, la composition en espèces est similaire à une valeur d'indice de similarité de Sorensen de 0,54 pour T1/T3 et T2/T4, T5/T7 de 0,49 et T6/T8 0,57. Environ, la moitié des espèces d'un côté de la route ne se retrouve pas de l'autre côté de la route.

Les espèces différentes et communes entre les transects sont résumées à l'abscisse Tab. XXI. Les espèces différentes se retrouvent parmi tous les Ordres étudiés. Sur 116 espèces recensées, 80 espèces

sont différentes. Les espèces communes aux huit transects sont : *Arion rufus*, *Limax cinereoniger*, *Abax parallelepipedus*, *Atheta fungi*, *Carabus violaceus*, *Geotrupes stercorosus*, *Staphylinus caesareus*, *Myrmica rubra*, *Oniscus asellus*, *Philoscia muscorum* et *Porcellio scaber*.

Tab. XXI. Nombre de spécimens par espèces en fonction des transects T1 à T4 de la forêt de Perseigne, T5 à T8 de la forêt d'Ecouves.

Classe	Ordre	Espèce	T1	T3	T2	T4	T5	T7	T6	T8
Arachnida	Araneae	<i>Agroeca sp.</i>				2				
		<i>Apostenus fuscus</i>					1			
		<i>Bathypantes sp.</i>		1						
		<i>Centromerus sp.</i>		1						
		<i>Centromerus sylvaticus</i>	1	1						
		<i>Clubiona sp.</i>	1		1			1	1	1
		<i>Dicymbium sp.</i>		1						
		<i>Erigone atra</i>	1			1				
		<i>Floronia sp.</i>		1						
		<i>Gnaphosa lugubris</i>			2	2				1
		<i>Leiobunum rotundum</i>		1					1	
		<i>Mitopus morio</i>	1	1					1	
		<i>Pardosa lugubris</i>	2						1	
		<i>Pardosa sp.</i>	5			4		2	12	1
		<i>Scotophaeus sp.</i>							1	
		<i>Tenuiphantes tenuis</i>				1				
		<i>Trochosa sp.</i>		1			3		2	
		<i>Trogulus sp.</i>		1						
		<i>Zelote subterraneus</i>	1						1	
	Opiliones	<i>Anelasmacephalus cambridgei</i>			1					
		<i>Nemastoma lugubre</i>		2				3		2
Chilopoda	Geophilomorpha	<i>Geophilus sp.</i>	1				1			
	Lithobiomorpha	<i>Lithobius forficatus</i>		1		1		1	2	
		<i>Lithobius sp.</i>		1	1			3	1	
Clitellata	Haplotaxida	<i>Lumbricus sp.</i>		1		1				
Diplopoda	Glomerida	<i>Glomeris marginata</i>	5	26	4	3		2	7	
	Julida	<i>Cylindroiulus punctatus</i>					1		1	
		<i>Ophiulus pilosus</i>							1	
	Polydesmida	<i>Polydesmus complanatus</i>	1	1	1		1	6	6	1
Gasteropoda	Pulmonata	<i>Clausilia bidentata</i>						1		
	Stylommatophora	<i>Arion rufus</i>	30	24	37	52	32	11	18	13
		<i>Deroceras reticulatum</i>	2	10	3	1	1			
		<i>Discus rotundatus</i>		2	3		1	3		2
		<i>Euconulus fulvus</i>						1		
		<i>Limax cinereoniger</i>	3	8	17	13	23	7	6	7
		<i>Oxychilus alliarius</i>		2	4	1	1	1	3	1
Insecta	Blattoptera	<i>Ectobius lapponicus</i>				1				
	Coleoptera	<i>Abax parallelepipedus</i>	7	9	9	10	7	9	9	4

Classe	Ordre	Espèce	T1	T3	T2	T4	T5	T7	T6	T8
		<i>Amara ovata</i>	1							
		<i>Apion sp.</i>					1			
		<i>Atheta fungi</i>	3	4	4	8	7	29	6	13
		<i>Byrrhus pilula</i>						1		
		<i>Carabus intricatus</i>			1					
		<i>Carabus problematicus</i>	4	1		1				
		<i>Carabus violaceus</i>	15	17	25	51	6	6	13	5
		<i>Coprophilus striatulus</i>							1	2
		<i>Cryptophagus lycoperdi</i>				2				
		<i>Curculio pyrrhoceras</i>		1						
		<i>Cychrus attenuatus</i>		2		2				1
		<i>Drusilla canaliculata</i>	2							
		<i>Geotrupes stercorosus</i>	54	25	38	44	41	40	23	73
		<i>Hister unicolor</i>								1
		<i>Hydroporus sp.</i>				1				
		<i>Lagria atripes</i>		1						
		<i>Lampyris noctiluca</i>						1		
		<i>Leptura melanura</i>							1	
		<i>Lordithon facilis</i>			4					
		<i>Lordithon lunulatus</i>			1	1		10		1
		<i>Lordithon sp.</i>						2		
		<i>Melanotus villosus</i>			1					
		<i>Metallina properans</i>	1							
		<i>Microsporus acaroides</i>	1							
		<i>Mycetoporus brunneus</i>			1					
		<i>Nicrophorus vespilloides</i>	4	3	1	14		3		9
		<i>Ocypus olens</i>			1	1	3			
		<i>Oiceoptoma thoracica</i>				1				
		<i>Othius sp.</i>			1					
		<i>Otiorhynchus singularis</i>								4
		<i>Otiorhynchus sp.</i>	1				1	9	3	
		<i>Oxypoda alternans</i>		4		2				
		<i>Oxypoda sp.</i>	3							
		<i>Philonthus decorus</i>							1	
		<i>Philonthus succicola</i>			1					
		<i>Philonthus fimetarius</i>							1	1
		<i>Phosphuga atrata</i>	1							
		<i>Pterostichus aethiops</i>						2		1
		<i>Pterostichus burmeisteri</i>							2	
		<i>Pterostichus macer</i>					2	2	1	1
		<i>Pterostichus madidus</i>						1		
		<i>Pterostichus niger</i>	1	1		1	1		3	
		<i>Quedius sp.</i>					1			
		<i>Rhynchaenus fagi</i>			1					

Classe	Ordre	Espèce	T1	T3	T2	T4	T5	T7	T6	T8
		<i>Rhynchaenus quercus</i>						9		
		<i>Sitona sp.</i>			2					
		<i>Staphylinus caesareus</i>	17	12	8	4	3	4	2	4
		<i>Strophosomus melanogrammus</i>		4	1	1	1			1
		<i>Xantholinus linearis</i>					1			
		<i>Zuphium olens</i>		1						
	Collembola	<i>Orchesella cincta</i>	10			3	1	10	1	
		<i>Orchesella sp.</i>	4							
	Dermaptera	<i>Forficula auricularia</i>	3	2	1	2		1	1	1
	Hemiptera	<i>Alloeotomus sp.</i>	1							
		<i>Aphis sp.</i>	3							
		<i>Aphrodes sp.</i>			1				1	
		<i>Aphrophora alni</i>	1							
		<i>Balclutha punctata</i>							1	
		<i>Dolycoris baccarum</i>			1					
		<i>Errhomenus brachypterus</i>		1				2		
		<i>Pentatoma rufipes</i>			1		1			
	Hymenoptera	<i>Camponotus sp.</i>							2	
		<i>Formica rufa</i>						30		
		<i>Lasius brunneus</i>	15						15	
		<i>Lasius fuliginosus</i>							1	
		<i>Lasius niger</i>	10	2	1			2		
		<i>Myrmica rubra</i>	22	5	4	8	2	20	22	3
		<i>Plagiolepis sp.</i>					1			
	Lepidoptera	<i>Eupsilia transversa</i>				1				
	Orthoptera	<i>Nemobius sylvestris</i>	2	1		1			3	1
Malacostraca	Isopoda	<i>Armadillidium cinereum</i>	16							
		<i>Ligidium hypnorum</i>	1				1			
		<i>Oniscus asellus</i>	12	3	8	4	6	10	12	1
		<i>Philoscia muscorum</i>	31	33	7	32	14	34	27	29
		<i>Porcellio scaber</i>	21	18	5	21	14	21	7	8
		<i>Trichoniscus pusillus</i>	5				2	1	1	
		<i>Trichoniscus pygmaeus</i>	18	5	26	13	1			
Oligochaeta	Haplotaxida	<i>Mesenchytraeus armatus</i>			12					1

L'indice de similarité entre les point à 0 m et à 2km est de 0,24 pour le transect T1, 0,40 en T2, 0,35 en T3, 0,53 en T4, 0,17 en T5, 0,40 en T6, 0,50 en T7, 0,57 en T8.

3.3.2. Résultats de l'influence de la distance par rapport à la route pour les pièges aériens

31671 spécimens ont été dénombrés en forêt de Perseigne et 9923 spécimens en forêt d'Ecouves.

Influence de la canopée sur l'abondance des espèces d'invertébrés

En forêt de Perseigne, la répartition du pourcentage de canopée des deux essences *Quercus petraea* et *Fagus sylvatica* est significativement différente entre les deux transects (Test de Mann-Whitney ($\alpha=0,05$), $U=19,5$, $p=0,021$) (Fig. 161a).

En forêt d'Ecouves, la répartition du pourcentage de canopée des deux essences *Quercus petraea* et *Fagus sylvatica* n'est pas significativement différente entre les deux transects (Test de Mann-Whitney ($\alpha=0,05$), $p>0,05$) (Fig. 161b).

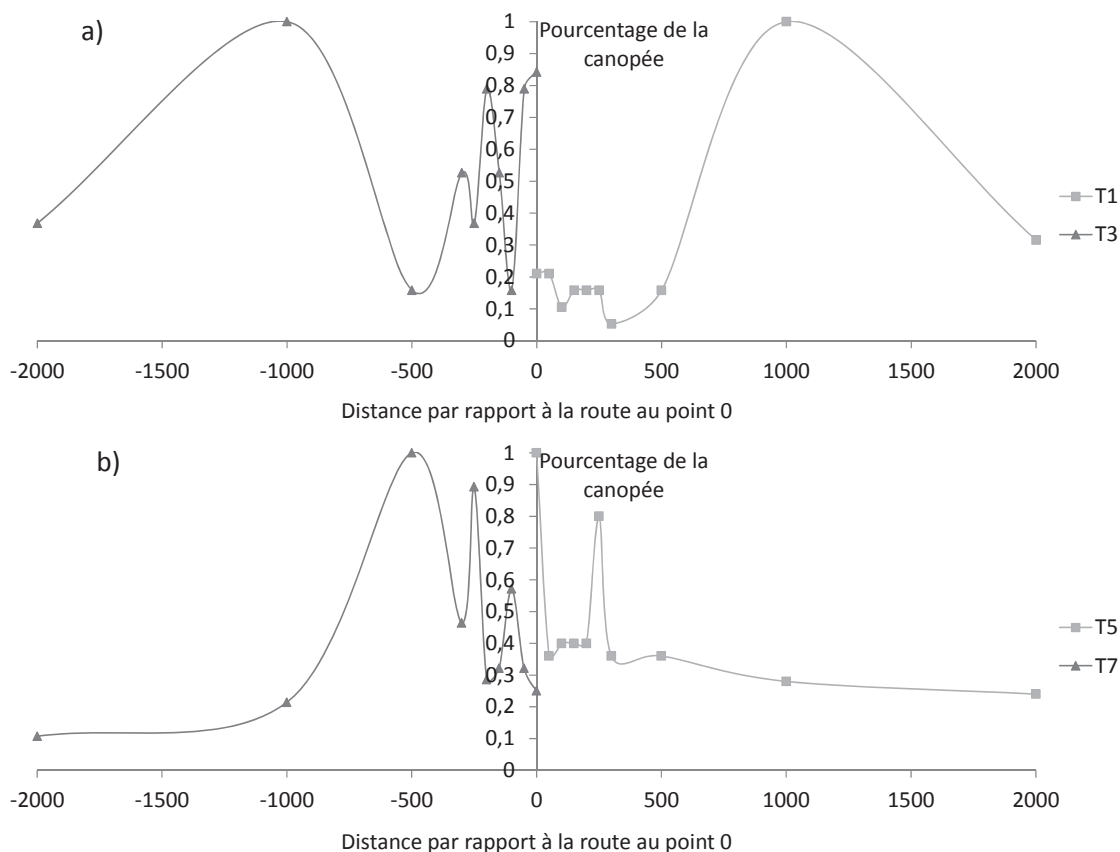


Fig. 161. Fréquence du pourcentage de la canopée en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne (a) et forêt d'Ecouves (b).

En forêt de Perseigne, le pourcentage de canopée des espèces *Fagus sylvatica* (classe 1) et *Pinus sylvestris* (classe 2) alterne le long du transect. *Pinus sylvestris* est présent uniquement à 500 m (Fig. 162-Fig. 163, Annexe 4).

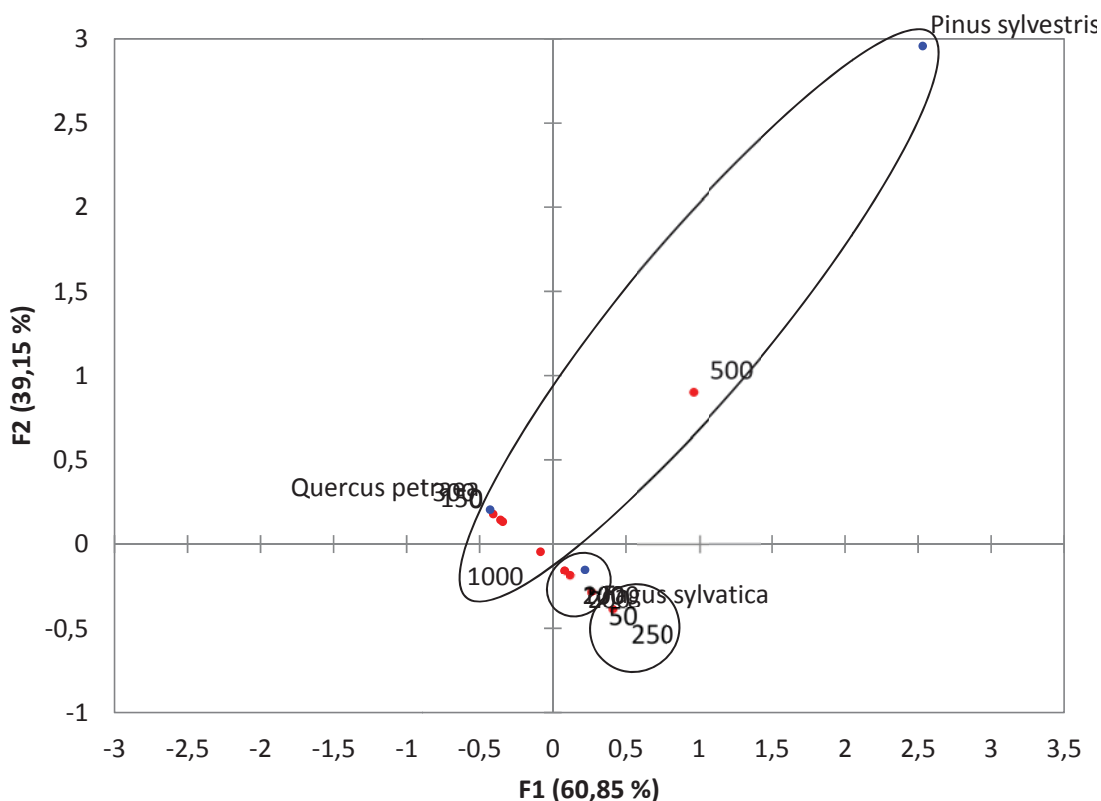


Fig. 162. Projection des variables « distance » et des relevés « espèces » sur le plan factoriel de l'AFC en axes F1 et F2 en forêt de Perseigne.

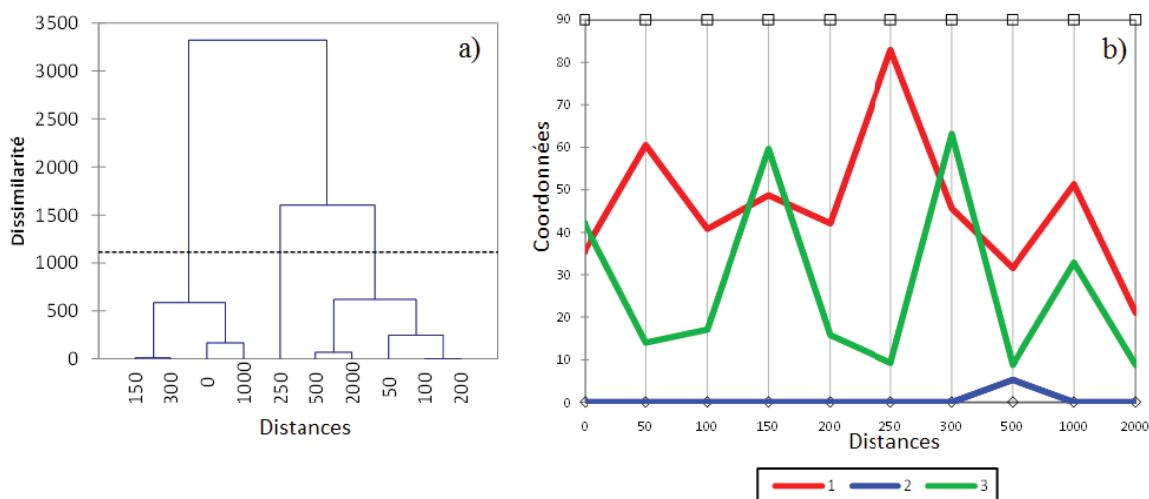


Fig. 163. CAH des variables « distance » (a) et profil des classes des relevés « espèces » (b) en forêt de Perseigne (*Fagus sylvatica* classe 1, *Pinus sylvestris* classe 2, *Quercus petraea* classe 3).

En forêt d'Ecouves, l'espèce *Abies sp.* est présente de 0 à 200 m et de 1km à 2km. Les espèces *Alnus sp.* et *Betula sp.* ont un pourcentage de canopée plus important à 100m (Fig. 164-Fig. 165, Annexe 4).

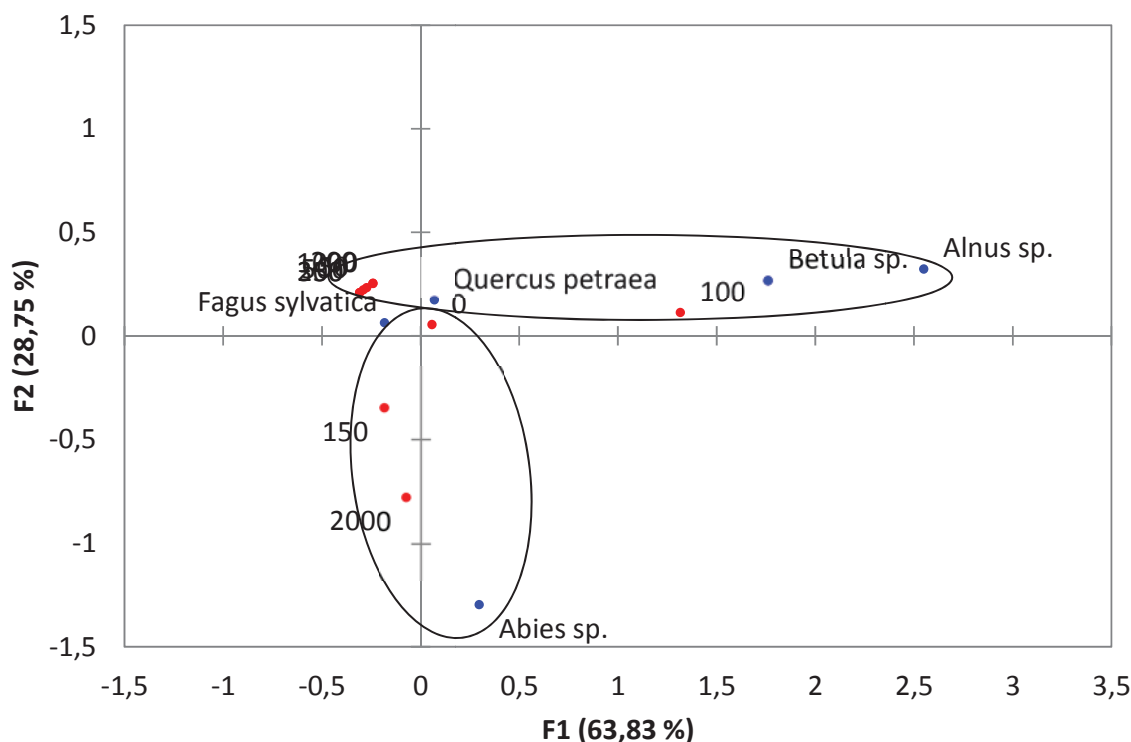


Fig. 164. Projection des variables « distance » et des relevés « espèces » sur le plan factoriel de l'AFC en axes F1 et F2 en forêt d'Ecoves.

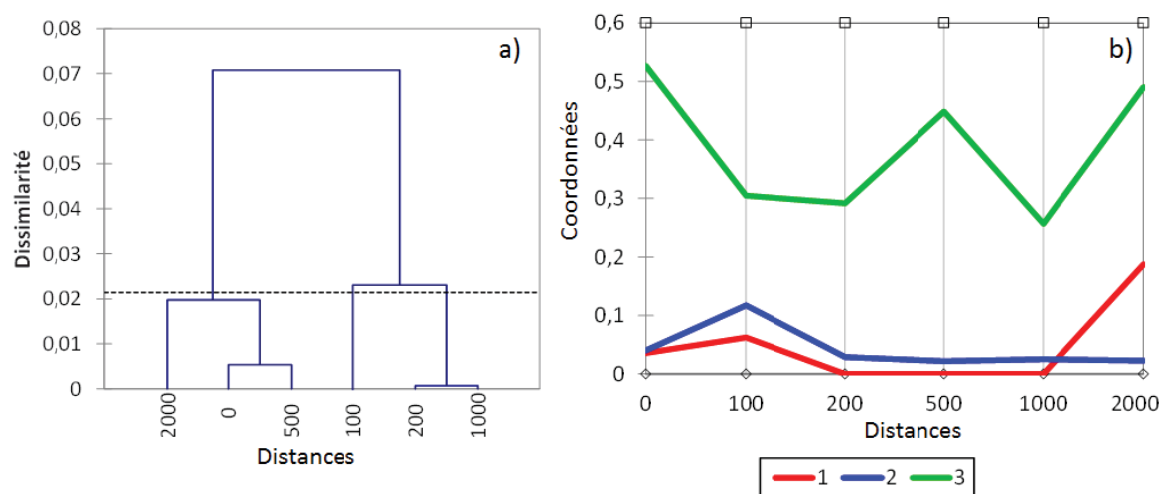


Fig. 165. CAH des variables « distance » (a) et profil des classes des relevés « espèces » (b) en forêt d'Ecoves (*Abies sp.* classe 1, *Alnus sp.* et *Betula sp.* et *Quercus petraea* classe 2, *Fagus sylvatica* classe 3).

En forêt de Perseigne, les variations de pourcentage de la canopée des essences d'arbre n'agissent pas significativement sur l'abondance des espèces d'invertébrés (Fig. 166, Annexe 4). La distance est ainsi la variable qui agit sur les abondances des espèces des invertébrés. *Phaonia pallida* et *Bradysia sp.* sont liées aux distances 500m et 1km, et 2km respectivement.

Indice d'abondance

D'après le test de Kruskal et Wallis suivi des comparaisons multiples par paires de Dunn avec corrections de Bonferroni ($\alpha=0,005$), le nombre de spécimens total en fonction de la distance de prélèvement n'est pas significativement différent entre les transects du même côté de la route et entre tous les transects pour les deux forêts (Fig. 168-Fig. 169).

En forêt de Perseigne, les abondances sont comprises entre 1679 ± 687 qui est la plus faible valeur à 200m et 3786 ± 2752 qui est la plus forte valeur à 2km. Globalement, les abondances sont relativement égales en fonction de la distance par rapport à la route. La courbe peut être décrite en trois phases : une première phase entre 0-200m de stagnation de l'abondance à de faibles valeurs de 1679 ± 687 à 2249 ± 427 , une deuxième phase à 500m d'augmentation de l'abondance jusqu'à 3336 ± 597 et enfin une troisième phase de stagnation de l'abondance jusqu'à 2km (Fig. 168).

En forêt d'Ecouvres, les abondances sont comprises entre 537 ± 225 la plus faible valeur à 0m et la plus forte valeur 1462 ± 63 à 100m. Globalement, les abondances sont relativement égales en fonction de la distance par rapport à la route sauf au bord de la route. La courbe peut être décrite en trois phases : une première phase entre 0-100m de forte diminution de l'abondance de 1462 ± 63 à 537 ± 225 , une deuxième phase à d'augmentation de l'abondance entre 200-500m jusqu'à une valeur de 897 ± 325 et enfin une troisième phase de stagnation de l'abondance jusqu'à 2km (Fig. 169).

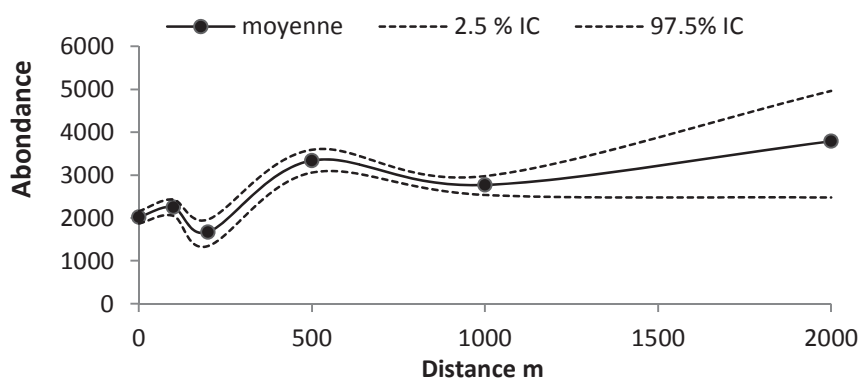


Fig. 168. Abondances en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

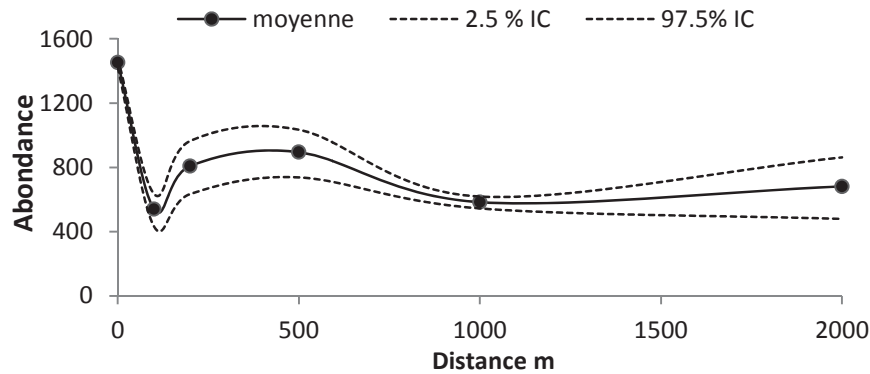


Fig. 169. Abondances en fonction de la distance par rapport à la route en forêt d'Ecouvès et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Indice de richesse spécifique

D'après le test de Kruskal et Wallis suivi des comparaisons multiples par paires de Dunn avec corrections de Bonferroni ($\alpha=0,005$), la richesse totale en fonction de la distance de prélèvement n'est pas significativement différente entre les transects pour les deux forêts (Fig. 170-Fig. 171).

Les indices de richesse pour la forêt de Perseigne sont compris entre $29,0 \pm 14$ pour la plus faible valeur à 200m et $43,0 \pm 2,0$ pour la plus forte valeur à 0m. La courbe de richesse fluctue le long du transect avec une baisse de la richesse de $43,0 \pm 2,0$ à $29,0 \pm 14$ entre 0 et 200m, une augmentation de $50,5 \pm 0,5$ à 500m et une diminution jusqu'à 2 km à $30,5 \pm 9,5$ avec une valeur rejoignant celles dans les intervalles de 0 à 300m (Fig. 170).

Les indices de richesse pour la forêt d'Ecouvès sont compris entre $20,0 \pm 2,0$ pour la plus faible valeur à 200m et $44,5 \pm 11,5$ pour la plus forte valeur à 0m. La courbe de richesse fluctue le long du transect avec une baisse de la richesse de $44,5 \pm 11,5$ à $20,0 \pm 2,0$ entre 0 et 200m, une faible augmentation de $27,0 \pm 10,0$ à 500m, et stagnation jusqu'à 2 km autour de $21,0 \pm 4,0$ (Fig. 171).

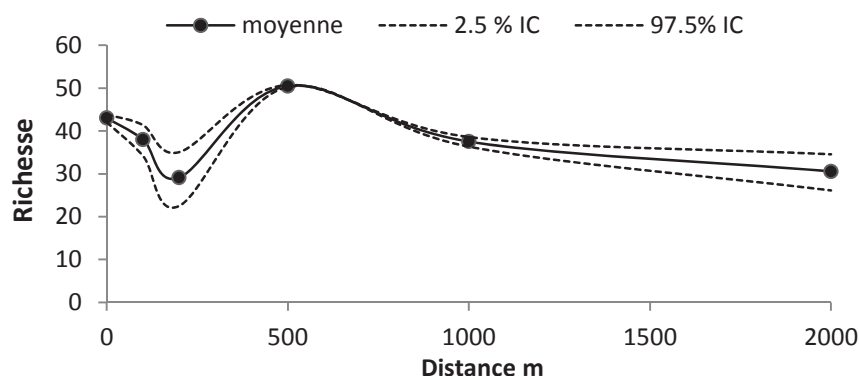


Fig. 170. Richesses en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

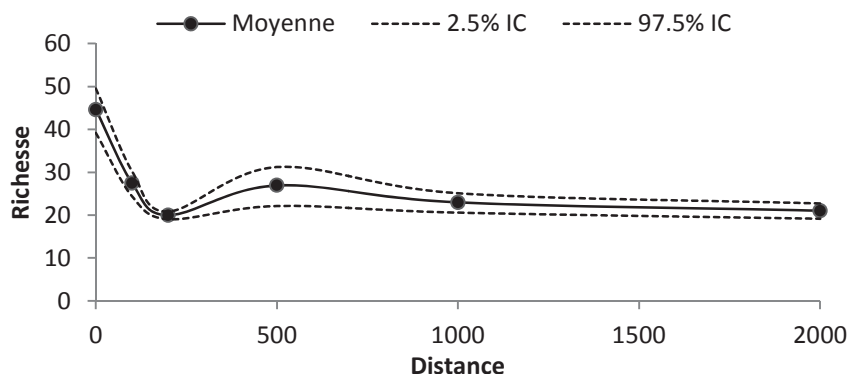


Fig. 171. Richesses en fonction de la distance par rapport à la route en forêt d'Ecouves et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver

En forêt de Perseigne, l'indice de diversité des transects est situé entre 0,21-0,36. La diversité est très faible comparée à la diversité maximale théorique comprise entre 1,64 et 1,90 (Fig. 172).

En forêt d'Ecouves, l'indice de diversité des transects est situé entre 0,36-0,71. La diversité est très faible comparée à la diversité maximale théorique entre 1,43 et 1,82 (Fig. 173).

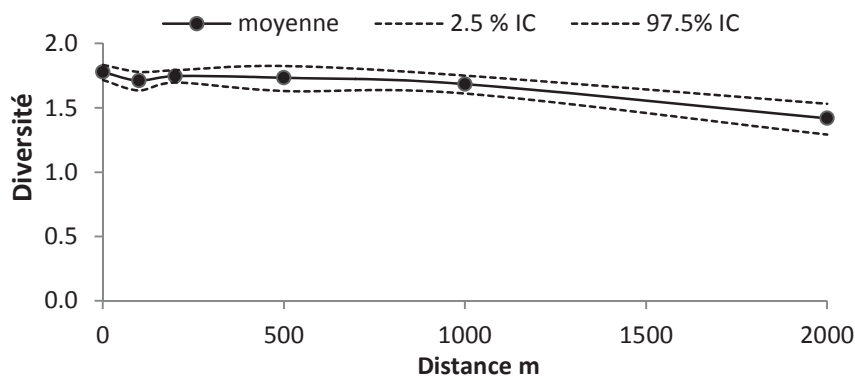


Fig. 172. Diversité en fonction de la distance par rapport à la route en forêt de Perseigne et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

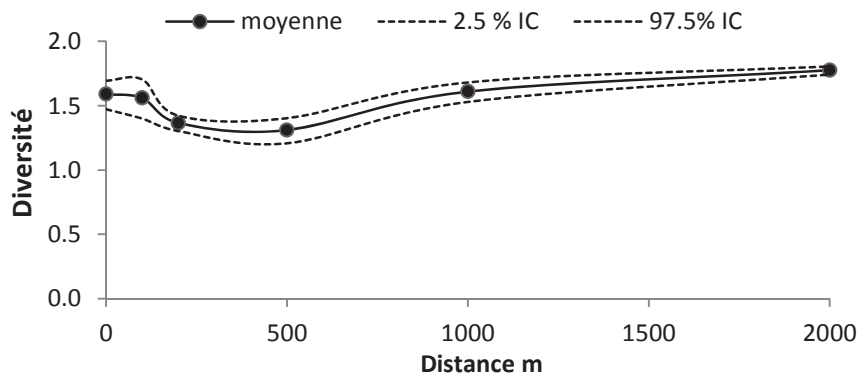


Fig. 173. Diversité en fonction de la distance par rapport à la route en forêt d'Ecouves et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Pour les deux forêts, l'indice d'équitabilité le long des transects est très faible. Les valeurs sont comprises entre 0,2 et 0,4. Certaines espèces sont rares ($p_i < 0,001$): les espèces de Diptères telles que *Panorpa*, *Tipula*, *Chrysopa*, toutes les espèces recensées d'orthoptères, de coléoptères, d'hyménoptères et d'araignées.

Pour les deux forêts, la dominance de Simpson varie autour de 0,9. L'espèce *Phaonia pallida* (Diptera) est très abondante le long du transect (P : $p_i = 0,555$ à $0,269$, E : $p_i = 0,343$ à $0,088$). Les espèces abondantes suivantes sont des diptères *Sylvicola fenestralis* (P : $p_i = 0,118$ à $0,029$, E : $p_i = 0,066$ à $0,010$), *Sylvicola punctatus* (P : $p_i = 0,127$ à $0,027$, E : $p_i = 0,066$ à $0,002$), *Phaonia variegata* (P : $p_i = 0,075$ à $0,014$, E : $p_i = 0,094$ à $0,016$), *Bradysia sp.* (P : $p_i = 0,576$ à $0,037$, E : $p_i = 0,044$ à $0,001$) et des Lépidoptères inférieures à 1 cm (P : $p_i = 0,056$ à $0,011$, E : $p_i = 0,182$ à $0,003$). Ces espèces abondantes représentent 63% (P) et 79% (E) du nombre total de spécimens.

Ordres d'invertébrés

D'après le test de Mann-Whitney la répartition des abondances en fonction de la distance à la route est similaire entre les deux sites sauf pour l'ordre des Diptères et des Lépidoptères ($U=36$, $p=0,002$).

La courbe des Coléoptères a une allure semblable entre les deux forêts avec une augmentation de l'abondance à 500 m puis une chute à 1km (P : 0 m $3,5 \pm 1,5$, 500 m $12,0 \pm 11,0$, 1km $2,5 \pm 0,5$; E : 0 m $1,5 \pm 0,5$, 500 m $14,5 \pm 7,5$, 1 km $9,0 \pm 5,0$) (Fig. 174).

La courbe des Lépidoptères est caractérisée par une baisse de l'abondance entre 0-200m (P : de $128,5 \pm 73,5$ à $57,5 \pm 22,5$; E : $36,0 \pm 2,0$ à $11,0 \pm 1,0$), une augmentation entre 200-500m (P : $123,5 \pm 43,5$; E : $29,0 \pm 0,0$) et une phase de stagnation jusqu'à 2km à une valeur quasi-égale à celle du bord de la route (P : $130,5 \pm 97,5$, E : $53,5 \pm 16,5$) (Fig. 174).

Les Mécoptères ont une courbe avec une forte valeur à 0m (P : $5,5 \pm 0,5$; E : $18,5 \pm 12,5$) une chute à 200-500m (P : $0,5 \pm 0,5$; E : $3,0 \pm 3,0$) qui stagne jusqu'à 2km (P : $1,0 \pm 1,0$; E : $1,0 \pm 1,0$) (Fig. 174).

Les Hyménoptères ont deux réponses différentes entre les deux sites. La tendance est une chute de l'abondance près du bord de la route (P : de $2,5 \pm 1,5$ à $0,5 \pm 0,5$; E : de $1,0 \pm 1,0$ à $0,0 \pm 0,0$) et une ré-augmentation à 2km (P : $1,5 \pm 0,5$; E : $1,5 \pm 0,5$) (Fig. 174).

Les Diptères sont caractérisés par une stagnation de l'abondance le long du transect (P : $1614,0 \pm 657,0$ à $3646,0 \pm 2652,0$; E : $512,5 \pm 220,5$ à $1393,0 \pm 80,0$) (Fig. 174).

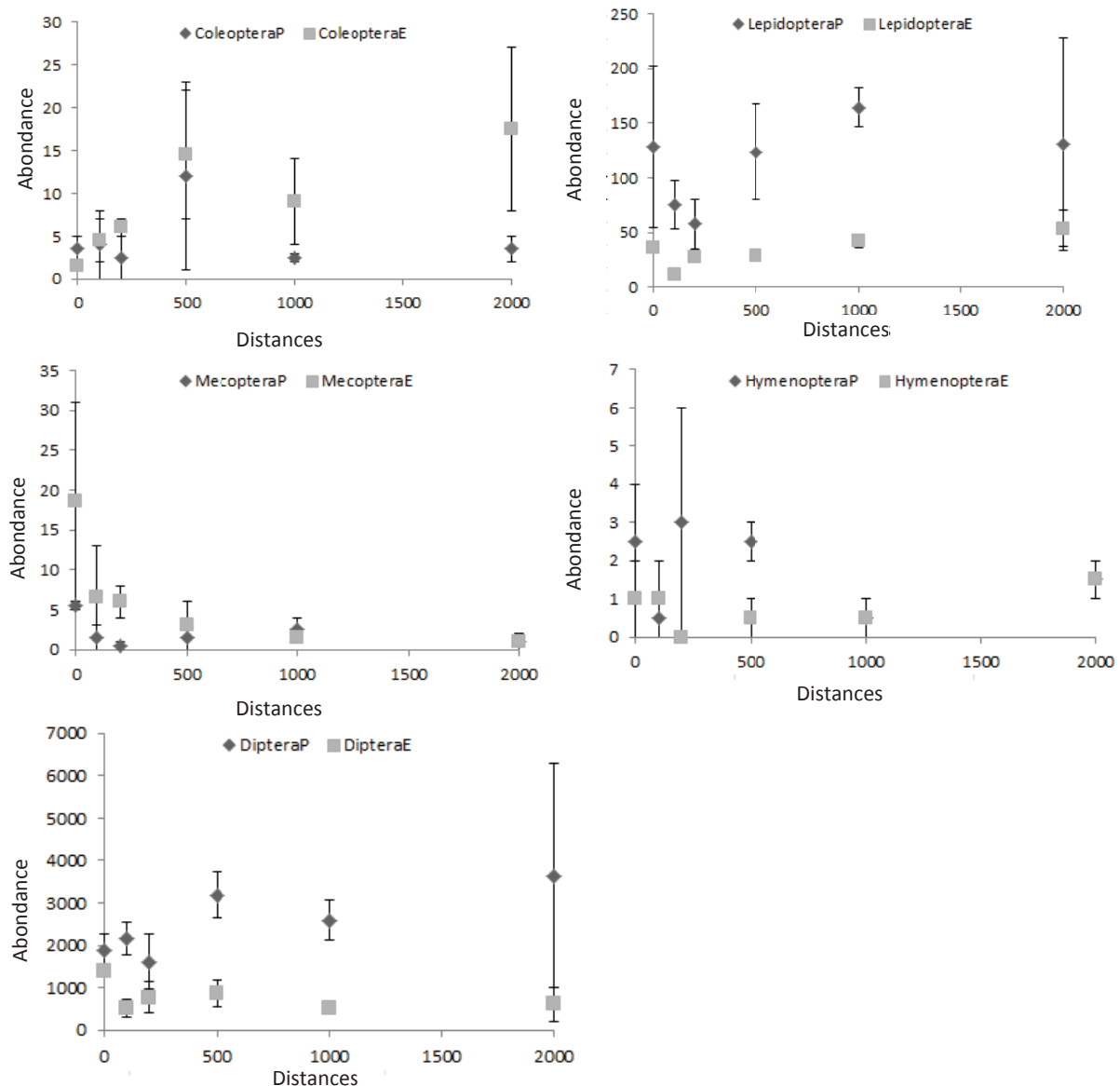


Fig. 174. Abondance en fonction des distances par rapport à la route pour chaque Ordre en Forêt de Perseigne (P) et d'Ecouvès (E).

En forêt de Perseigne, certains Ordres sont présents uniquement à certaines distances : Ordre des Opiliones et des Isopodes à 500m, Arachnides à 0m et 100m, Hémiptères à 100m et les Orthoptères à 2km. Les Trichoptères ne sont ni présents à 0m ni à 2km. Les Blattes et les Névroptères sont alternativement et régulièrement présents et absents le long du transect (Fig. 175a).

En forêt d'Ecouvès certains Ordres sont identifiés uniquement à certaines distances : Ordre des Trichoptères à 1km et des Orthoptères à 100m et 500m. Les Hémiptères sont absents près de la route. Les Blattes sont présentes et absentes le long du transect (Fig. 175b).

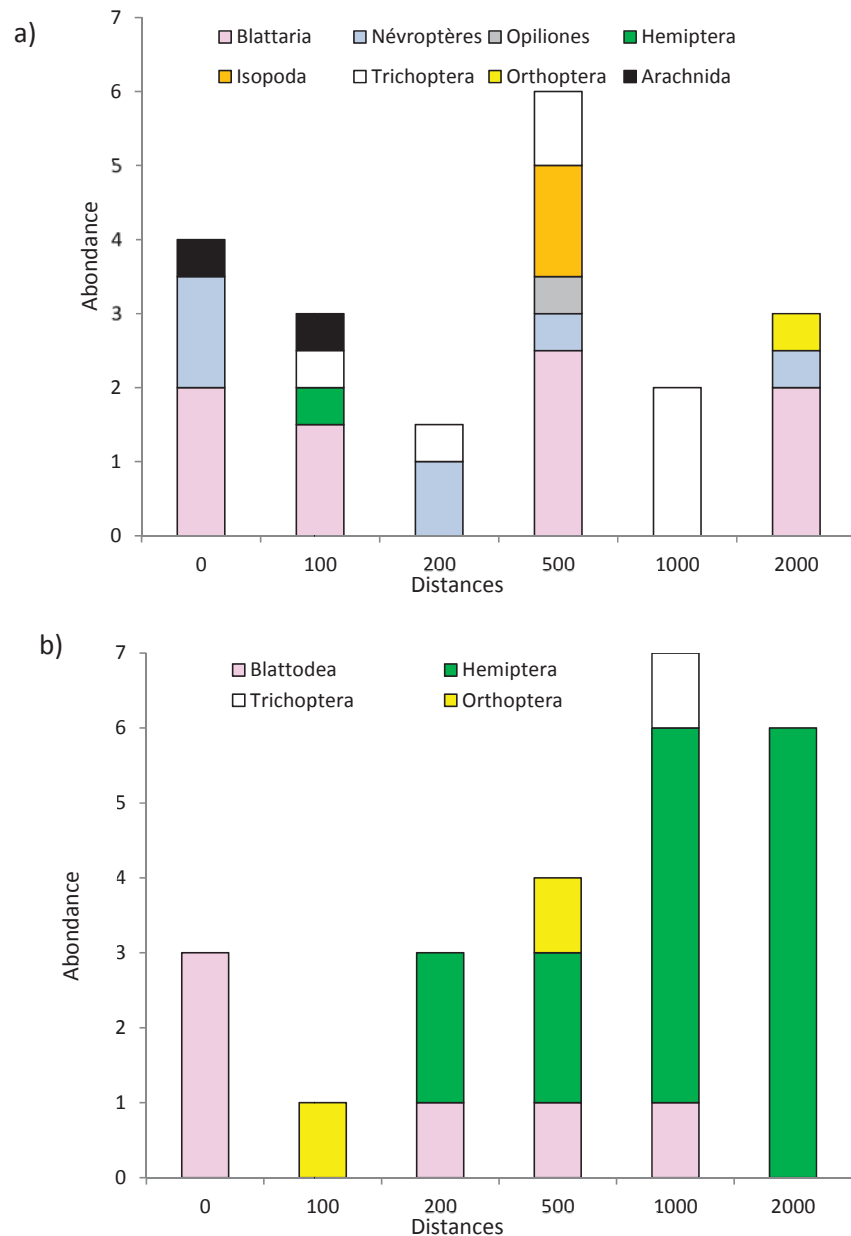


Fig. 175. Abondance en fonction des distances par rapport à la route pour les ordres de faible effectif total $n \leq 8$.

Familles d'invertébrés et taxons alimentaires

Les nécrophages sont plus abondants près du bord de la route ($P : 91,31\% \pm 0,01$; $E : 97,32 \pm 0,01$) qu'en forêt ($P : 38,49\% \pm 0,01$; $E : 77,48 \pm 0,01$) représentés principalement par les espèces *Anisopodidae*, *Muscidae* et *Sciaridae* (Fig. 176-Fig. 177).

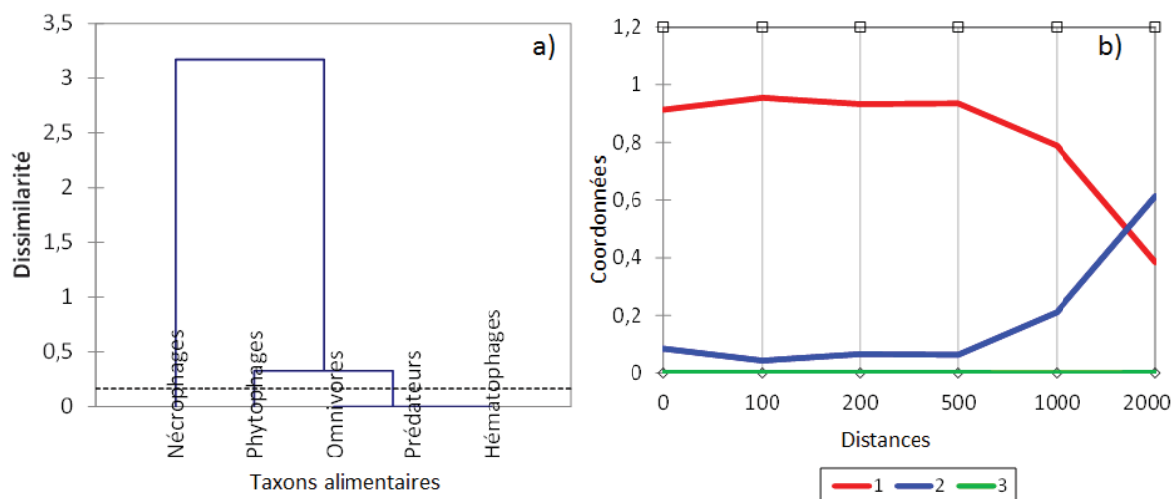


Fig. 176. Taxons alimentaires en fonction des distances par rapport à la route CAH (a) et profils des classes (b) Nécrophages groupe 1, Phytophages groupe 2, Omnivores/Prédateurs/Hématophages groupe 3.

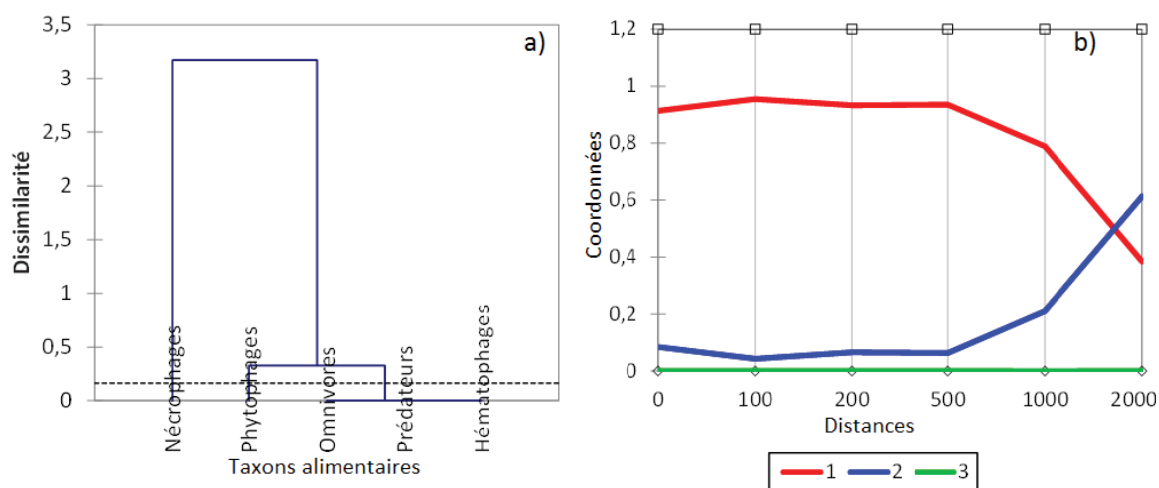


Fig. 177. Taxons alimentaires en fonction des distances par rapport à la route CAH (a) et profils des classes (b) Nécrophages groupe 1, Phytophages groupe 2, Omnivores/Prédateurs/Hématophages groupe 3.

Espèces d'invertébrés

En forêt de Perseigne, au cœur de la forêt, l'espèce la plus abondante est *Phaonia pallida* (classe 2). L'espèce *Sylvicola fenestralis* a son abondance qui diminue de la route vers le cœur de la forêt (classe 23) (Fig. 178-Fig. 179, Annexe 4).

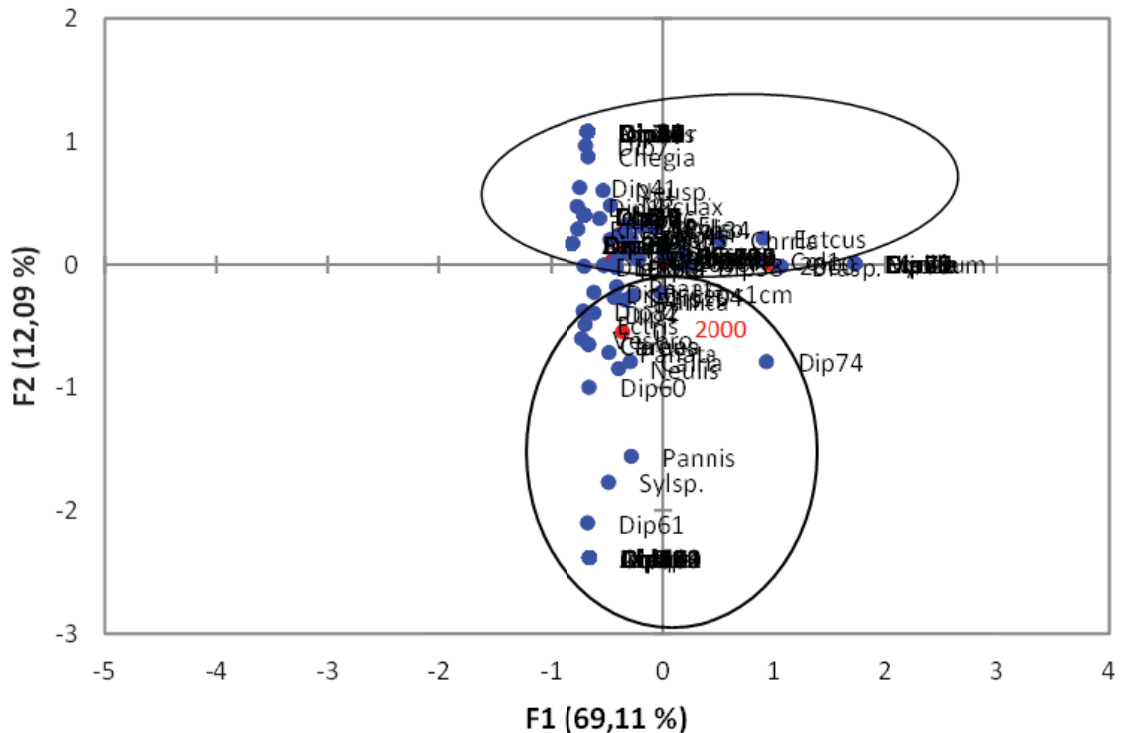


Fig. 178. Projection des variables « distance » et des relevés « espèces » sur le plan factoriel de l'AFC en axes F1 et F2 en forêt de Perseigne.

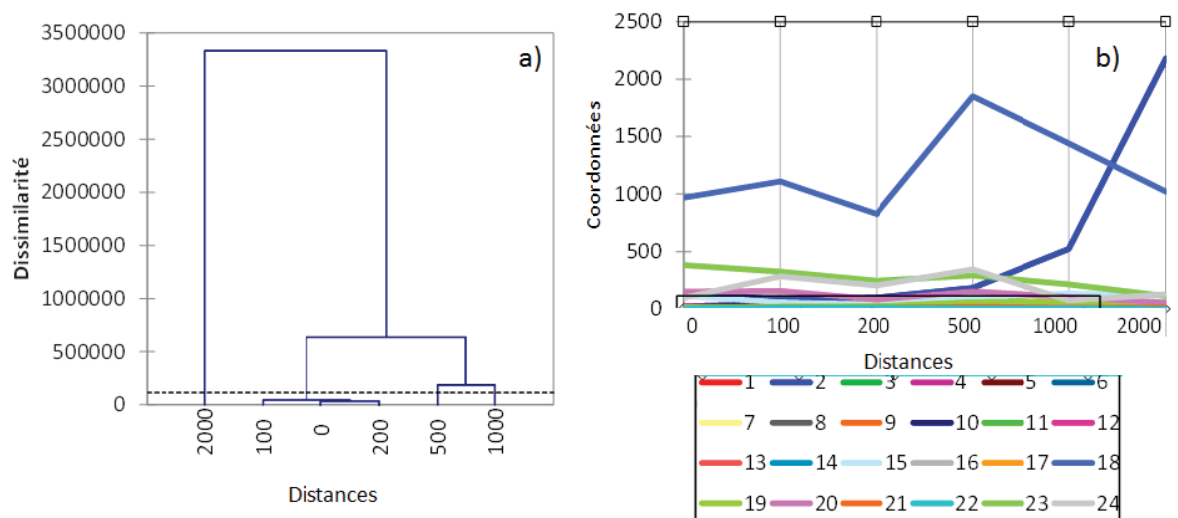


Fig. 179. CAH des variables « distance » (a) et profil des classes des relevés « espèces » (b) en forêt de Perseigne.

En forêt d'Ecouves, les espèces *Aleochara sp.* et *Phaonia variegata* ont leur abondance qui diminue en s'éloignant de la route. A contrario, l'espèce *Bradysia sp.* a son abondance qui augmente en se rapprochant du cœur de la forêt (Fig. 180-Fig. 181, Annexe 4).



De part et d'autre de la route, la composition en espèces est similaire à une valeur d'indice de similarité de Sorensen de 0,39 à 0,49. Environ, la moitié des espèces d'un côté de la route ne se retrouve pas de l'autre côté de la route.

- 260 -

Les espèces différentes et communes entre les transects sont résumées à l'abscisse Tab. XXII. Sur 57 espèces, 27 espèces sont différentes. Les espèces communes aux quatre transects sont : *Bradysia sp.*, *Calliphora vomitoria*, *Dryomyza anilis*, *Ectobius lapponicus*, *Lucilia caesar*, *Neuroctena anili.*, *Panorpa cognata*, *P. communis*, *P. germanica*, *Phaonia pallida*, *Phaonia rufiventris*, *Phaonia variegata*, *Polietes sp.*, *Suilia notata*, *Sylvicola fenestralis*, *Sylvicola punctatus* et *Tipula sp.*

Tab. XXII. Nombre de spécimens par espèces en fonction des transects T1 et T3 de la forêt de Perseigne, T5 et T7 de la forêt d'Ecouvès.

Ordre	Famille	Espèces	T1	T5	T3	T7
Blattaria	Blattellidae	<i>Ectobius lapponicus</i>	4	1	2	4
		<i>Ectobius sylvestris</i>			10	1
Coleoptera	Cantharidae	<i>Rhagonycha fulva</i>			2	
	Carabidae	<i>Carabus violaceus</i>	1		1	
	Forficulidae	<i>Chelidurella acanthopygia</i>	16		1	1
	Silphidae	<i>Nicrophorus vespilloides</i>	4			
		<i>Oiceoptoma thoracica</i>				1
	Staphinilidae	<i>Aleochara bilineata</i>	1			
	Staphylinidae	<i>Quedius sp.</i>			1	
		<i>Velleius dilatatus</i>	6	59	18	41
Diptera	Dryomyzidae	<i>Dryomyza anilis</i>	112	6	195	6
	Anisopodidae	<i>Sylvicola fenestralis</i>	1307	318	1844	417
		<i>Sylvicola punctatus</i>	1568	378	709	395
		<i>Sylvicola sp.</i>	4			
		<i>Calliphora sp.</i>		7		2
		<i>Calliphora vomitoria</i>	21	21	14	18
		<i>Lucilia caesar</i>	11	67	55	67
	Dryomyzidae	<i>Neuroctena anilis</i>	2	24	3	100
		<i>Neuroctena sp.</i>	2	1	3	
	Lauxaniidae	<i>Suilia notata</i>	21	55	46	69
		<i>Suilia sp.</i>		3	1	5
	Muscidae	<i>Phaonia pallida</i>	8242	3338	6192	2364
		<i>Phaonia rufiventris</i>	95	40	307	42
		<i>Phaonia variegata</i>	770	426	640	584
		<i>Polietes sp.</i>	79	31	59	43
	Opomyzidae	<i>Opomyza sp.</i>		1		
	Palloppteridae	<i>Palloptera sp.</i>		1		
	Sciaridae	<i>Bradysia sp.</i>	5261	267	1169	64
	Syrphidae	<i>Episyrphus balteatus</i>				1
		<i>Meliscaeva cinctella</i>	1			
		<i>Parasyrphus lineola</i>				1
		<i>Volucella pellucens</i>		2		1
		<i>Volucella zonaria</i>				1
	Tipulidae	<i>Tipula sp.</i>	3	4	2	10
Hemiptera	Pentatomidae	<i>Pentomas rufipes</i>	1	12		3
Hymenoptera	Apidae	<i>Bombus pratorum</i>		1		
	Formicidae	<i>Formica rufa</i>	2			
	Ichneumonidae	<i>Ichneumon suspiciosus</i>		1		
	Megachilidae	<i>Megachile centuncularis</i>				1
	Vespidae	<i>Dolichovespula media</i>			1	

Ordre	Famille	Espèces	T1	T5	T3	T7
		<i>Vespula sp.</i>				1
		<i>Vespula vulgaris</i>				1
	Vespidae	<i>Vespa crabro</i>	1		2	1
Isopoda	Porcellionidae	<i>Porcellio scaber</i>	3			
Mecoptera	Panorpidae	<i>Panorpa cognata</i>	2	1	1	6
		<i>Panorpa communis</i>	1	4	5	15
		<i>Panorpa germanica</i>	8	7	8	40
Neuroptera	Hemerobiidae	<i>Drepanepteryx phalaenoides</i>		1		
Nevroptera	Chrysopidae	<i>Chrysopa carnea</i>			2	
		<i>Chrysopa sp.</i>			1	
		<i>Chrysopa perla</i>	1		1	
		<i>Chrysoperla carnea</i>	1	2		2
Orthoptera	Tettigoniidae	<i>Meconema thalassinum</i>			1	2
Trichoptera	Limnephilidae	<i>Micropterna sequax</i>		1	6	
		<i>Micropterna sp.</i>			1	

L'indice de similarité entre le point à 0 m et à 2km est de 0,68 pour le transect T1, 0,67 en T3, 0,49 en T5, 0,42 en T7.

3.4. Discussion

L'étude floristique des sous-bois a permis de montrer l'homogénéité de la diversité spécifique entre les transects pour les deux sites étudiés. Seul un des transects de la forêt de Perseigne est différent des autres et les données ont été écartées de l'analyse. Le pourcentage de recouvrement du sol de ce transect a la particularité de n'être composé pratiquement que de litière. Cette caractéristique peut influencer les analyses. En forêt de Perseigne, le pourcentage de recouvrement type est composé de moitié par la litière, un cinquième de pousses de *Quercus petraea* et de *Ilex aquifolium*, un dixième de mousses et le reste de Graminées, ronces, plantes à fleurs. En forêt d'Ecouvies, le pourcentage de recouvrement type est constitué pour moitié de litière, un cinquième de *Pteridium aquilinum*, de Graminées, *Fagus sylvatica*, *Vaccinium myrtillus*, le reste de pousses de *Quercus petraea*, *Rubus gr. Fruticosus*, *Ilex aquifolium*, Mousses, *Juncus effusus* et des plantes à fleurs. L'influence de la variation de l'abondance des espèces végétales et de la canopée est écartée. À partir de ce cortège végétal, les indices de biodiversité ont été comparés par site d'étude entre transects suivant les distances par rapport à la route.

Les fluctuations des indices pour les pièges Barber[®] entre 0 à 500 m sur les deux sites peuvent être dues à l'échantillonnage effectué tous les 50 m pour vérifier l'effet de la lisière de la route. Un échantillonnage continu tous les 50 m sur les 2 km aurait pu montrer aussi des oscillations le long du transect. Cependant, l'effet lisière en général a bien été constaté sur une profondeur de 200 m (Dajoz, 2007). Certains taxons peuvent avoir une sensibilité plus ou moins forte à cet effet. Dans cette étude,

l'effet lisière à partir du bord de la route est pour les Hyménoptères de 100 m ; pour les Araignées et les lépidoptères 200 m ; les Coléoptères, les Mécoptères et les Stylommatophora 500 m ; les Isopoda et les Entomobryomorpha 2 km. L'effet lisière en forêt a été également mis en évidence dans d'autres études chez les Carabides, les Culicidae, les Formicidae dont certaines espèces se retrouvent uniquement au bord de la route (Dajoz, 2007). Il n'a pas été détecté d'effet lisière pour les Diptères. Pour les autres Ordres très peu d'individus ont été observés. Il a été démontré par exemple que l'effet lisière pour les Orthoptères est de 30 m (Dajoz, 2007).

Les invertébrés sont globalement plus nombreux en début et en fin de transect, c'est-à-dire au plus près de la route et au cœur de la forêt avec un creux sur environ 200 m par rapport à la route. L'hypothèse posée est que les invertébrés près du bord de la route spécifiques des habitats prairiaux, et ceux au cœur de la forêt spécifiques des habitats forestiers sont peu présents dans l'habitat de transition prairial-forestier qui est une forme de barrière à ces deux types de populations. Malgré des indices de biodiversité similaire entre le bord de route et au cœur de la forêt, la similarité en espèces est en moyenne d'un tiers. Deux communautés d'invertébrés au sol sont distinctes entre le bord de route et le cœur de la forêt. La similarité en espèces de la canopée est différente d'environ de moitié. Les espèces d'insectes volants échantillonnés à 4-6 m de hauteur du sol seraient moins sensibles que celles au sol. Les insectes volants ont une capacité de déplacement différente et l'effet barrière des routes serait moins important pour ces espèces. Le cœur de la forêt de chaque côté de la route est une source de biodiversité forestière. L'effet de la route limite le phénomène de diffusion des espèces.

Près de la route, les conditions de vie spécifiques tendent à augmenter la population locale en abondance. La lisière est plus riche en invertébrés qu'en forêt. Les espèces forestières et celles des milieux ouverts sont mélangées. L'écotone a des espèces plus nombreuses et plus abondantes et un indice de diversité plus élevé qu'en forêt (Dajoz, 2007) confirmé par les résultats de cette étude. La route induit bien un gradient d'effets, une variation des effets en s'éloignant du bord de la route. Il est normal d'avoir un indice de Shannon qui croît puis décroît car les espèces les plus abondantes disparaissent vite, ce qui donne une répartition plus équitable des espèces et fait croître l'indice de Shannon, puis quand toutes les espèces décroissent de façon identique alors l'indice de Shannon décroît (Ramade, 2007). Les bords des routes possèdent des caractéristiques microclimatiques originales (ensoleillement) (Dajoz, 2007) et offrent de nouveaux habitats, de nouvelles ressources convenant à de nombreux insectes (Noordijk *et al*, 2009). Les bords de route peuvent aussi être des sites de refuge, de reproduction, des sites de nidification, notamment pour les abeilles sauvages (Hopwood, 2008), d'habitats, de source de nourriture pour de nombreuses espèces telles que les insectes pollinisateurs (Berg *et al*, 2011; Free *et al*, 1975), les espèces de papillons et de bourdons de prairies semi-naturelles (Saarinen *et al*, 2005). Ces milieux sont considérés comme des refuges pour l'ensemble des invertébrés rampants (Noordijk *et al*, 2009) notamment les espèces au sol attirées sont *Geotrupes stercorosus*, *Lasius brunneus*, *Lordithon lunulatus*, *Armadillidium cinereum*, *Formica rufa*

et *Geotrupes stercorosus* et les espèces volantes sont *Sylvicola fenestralis* *Aleochara* sp. et *Phaonia variegata*. Quand les conditions sont réunies, ces bords de route aménagés de façon pertinente peuvent servir de couloirs de dispersion pour les Carabidés (Coléoptères) (Vermeulen et Opdam, 1995) et devenir des corridors écologiques entre les espaces naturels et perturbés (Cilliers et Bredenkamp, 2000). Les Chrysomélides, les hétéroptères et les coléoptères curculionidés sont également attirés par les bords de route (Dajoz, 2007). Les lisières de la RD 311 en forêt de Perseigne et la RD26 en forêt d'Ecouvies offrent aux différentes espèces d'invertébrés de nouveaux habitats diversifiés, ce qui explique l'abondance et la richesse importantes en bord de route.

Cet afflux vers le bord de route peut entraîner une hausse de la mortalité chez les invertébrés. En 1990, il a été montré que chaque année en France, plus de 66 milliards d'insectes peuvent être tués par collision avec les véhicules, sans compter les 40 tonnes d'insectes tués et projetés sur les bas-côtés (Chambon, 1993). Pour les espèces les plus communes, la mortalité routière n'est pas considérée comme une grave menace pour la survie de la population. Cependant, si de tels effets sont suffisamment importants, la route peut contribuer à des extinctions locales d'espèces. Les insectes attirés par les routes deviennent vulnérables à la mortalité par collision avec les véhicules et par la prédation (Forman *et al*, 2003). La concentration d'invertébrés en bord de route offre une nourriture abondante et attire plus d'oiseaux (Dajoz, 2007) ou autres espèces insectivores, comme les chauves-souris, amplifiant également leur mortalité par collision (Forman *et al*, 2003). Il s'agit donc bien d'y avoir une démarche écologique plus globale, plus pertinente, pour gérer ces environnements particuliers.

Un autre impact moins visible est celui de la pollution. Pour les deux sites, il y a été détecté une empreinte d'hydrocarbure au-dessus du seuil naturel. En effet, en se nourrissant de plantes polluées, par l'azote ou le plomb issu des automobiles, les insectes peuvent à leur tour être contaminés. Cela a pour conséquence d'affecter toute la chaîne alimentaire (Forman *et al*, 2003). Cette pollution se diffuse, via le sol, les réseaux hydriques ou les animaux, à l'intérieur du milieu environnant (Coffin, 2007), dégradant ainsi la qualité des habitats et la source de nourriture.

Au cœur de la forêt à 2 km de la route, les indices ré-augmentent le long du transect pour arriver à des valeurs équivalentes du bord de la route. Les espèces *Lasius brunneus*, *Myrmica rubra*, et *Lordithon lunulatus* se retrouvent au cœur de la forêt et semblent être sensibles à l'effet répulsif de la route. A une certaine distance de la source de perturbation routière, la pollution s'atténue. Au cœur de la forêt, le milieu est plus sain, et les macro-invertébrés peuvent jouer leur rôle dans le fonctionnement de l'écosystème forestier.

Pour les pièges aériens attractifs, le pourcentage de canopée est homogène entre les deux transects étudiés pour chaque site d'étude. Les indices des insectes volants sont en forêt de Perseigne plus importants près du bord de la route, et diminuent fortement sur jusqu'à 2 km. À l'inverse en forêt

d'Écouves les indices sont moins importants près du bord de la route et ré-augmentent jusqu'à 2 km. Cette différente réponse entre les deux sites s'explique par la différence de pourcentage de canopée, qui est plus faible en forêt de Perseigne. Les invertébrés volants en forêt ouverte seraient plus attirés par les bords de route qu'en forêt fermée.

Il a été démontré qu'il y a plus de nécrophages près du bord de la route. Les nécrophages se nourrissent de cadavres et peuvent être liés à une plus forte mortalité près du bord de la route qu'au cœur de la forêt. Les bords de route sont des couloirs de dispersion pour de nombreuses espèces végétales et animales telles que les grands mammifères (Coffin, 2007), petits mammifères (comme le chat sauvage) (Klar *et al*, 2012), certaines espèces de chauves-souris (Sétra, 2008) et peuvent être des pièges pour ces espèces attirées qui sont tuées par collisions avec les véhicules (Forman *et al*, 2003).

Malgré la qualité écologique des deux forêts, la diversité spécifique des invertébrés volants et au sol est très faible comparée à la capacité théorique du milieu naturel. Certaines espèces sont abondantes et d'autres rares. Il existe dans tout type de forêt de nombreuses espèces rares et un petit nombre d'espèces abondantes ou très abondantes. Dans un îlot de la région parisienne, il a été déterminé sur 156 espèces de Coléoptères, 5 espèces abondantes constituant 24 % de l'effectif (Dajoz, 2007). Pour les communautés du sol, les espèces oscillent entre abondante et rare. Pour les communautés d'insectes volants, l'espèce *Phaonia pallida* est très abondante suivie de *Sylvicola fenestralis*, *Sylvicola punctatus*, *Phaonia variegata*, *Bradysia sp.* et des Lépidoptères inférieurs à 1 cm. Ces espèces représentent presque les trois quarts de la population totale. Les espèces abondantes majoritaires sont des nécrophages. Ils sont aussi par conséquent une mesure indirecte de l'effet de la route sur le fonctionnement de l'écosystème forestier.

La moitié des communautés d'invertébrés est semblable de part et d'autre de la route en chacun des points équivalents d'échantillonnage des transects. Les espèces semblables sont : *Arion rufus*, *Limax cinereoniger*, *Abax parallelepipedus*, *Atheta fungi*, *Carabus violaceus*, *Geotrupes stercorosus*, *Staphylinus caesareus*, *Myrmica rubra*, *Oniscus asellus*, *Philoscia muscorum* et *Porcellio scaber*. Pour les deux forêts, les espèces se retrouvant tout le long des transects sont : *Arion rufus*, *Geotrupes stercorus*, *Philoscia muscorum* et les collemboles. La moitié des communautés est différente. Cette différence peut montrer le rôle de filtre de la route.

La majorité de ces espèces différentes représentées dans tous les ordres confondus va être très sensible à l'effet barrière de la route et ne pourra pas traverser la route. Ces populations sont isolées de part et d'autre de l'infrastructure. Les divers freins, obstacles, barrières des routes limitent ou interdisent le déplacement normal et nécessaire de la faune et de la flore, cela nuit au mélange des gènes au sein des espèces et de leurs habitats (Rozier, 1999). Les effets barrières résultent d'une combinaison de perturbations liées à un habitat inadapté, perturbé (bruit, pollution, trafic...), aux obstacles physiques (surface de l'infrastructure, fossés, végétation du bord de route clairsemée...). La

construction de route dans la forêt représente souvent un obstacle infranchissable pour les insectes et crée de chaque côté une zone de lisière infranchissable pour certaines espèces (Dajoz, 2007). Cette barrière au déplacement peut entraîner la destruction totale d'une espèce isolée (Rozier, 1999).

Les effets des bords de route sont caractérisés par l'évitement, la pollution et la prédation. Les espèces particulièrement concernées sont : les espèces spécialisées, aux exigences spécifiques élevées vis-à-vis de l'habitat ; les espèces tributaires d'habitats proches de l'état naturel ; les espèces migratrices et enfin celles qui doivent changer d'habitats pour effectuer l'ensemble de leur cycle biologique (Rozier, 1999). Dans cette étude, les effets bord des espèces au sol sur les cent premiers mètres se trouvent pour les Ordres Collembola et Dermaptera. Les espèces volantes piégées des Ordres de Trichoptera, Hémiptera, évitent une zone inférieure aux cent premiers mètres par rapport à la route. Les espèces *Phaonia pallida*, *Bradysia sp.* ont leur abondance qui augmente en s'éloignant de la route.

La plupart des obstacles ne bloque pas complètement les mouvements des animaux, mais réduit considérablement le nombre de passages (Mader, 1984; Merriam *et al*, 1989). Certaines espèces pourront se déplacer normalement avec un risque de mortalité accru. Certains Ordres ne sont pas influencés par l'effet lisière. Ils se retrouvent le long des transects. : Glomerida, Haplotaxida, Hemiptera, Lithobiomorpha, Opiliones, Orthoptera, Polydesmida, Pseudoscorpionida, Blattoptera et Nevroptera. La majorité des insectes finit écrasée par le passage des véhicules (Forman *et al*, 2003). La mortalité routière par collisions de la faune avec les véhicules peut aussi entraîner un effet barrière et réduire le flux de gènes et donc fragmenter les populations (Jackson et Fahrig, 2011). Une source d'individus au loin est nécessaire pour compenser cette perte.

Cette étude complète les rares études traitant de la fragmentation des habitats naturels des routes sur les populations d'invertébrés. La faible diversité, les différentes communautés de part et d'autre de la route et l'attraction des invertébrés vers le bord de route montrent un déséquilibre du fonctionnement de l'écosystème et une chaîne trophique affectée de part et d'autre de la route. Ces résultats ont permis d'apporter des connaissances qui manquaient dans la littérature sur les espèces d'insectes présentes en bord de route (Forman *et al*, 2003). D'autres études doivent être menées pour valider ces observations avec un suivi sur plusieurs années, sur différentes saisons, un nombre plus important de sites d'étude et d'échantillons, une modélisation différenciant les phénomènes couplés de diffusion et de source. La modélisation des valeurs des relevés par la superposition d'un phénomène de diffusion des insectes avec des sources, des effets de barrière...et d'un milieu de vie, permettrait d'extraire de ces données de terrain des quantités plus biologiques. La validation des modèles demande aussi à être effectuée sur un plus grand nombre de transects.

3.5. Conclusion

Cette étude permet d'acquérir des informations sur l'effet de la fragmentation des habitats naturels par la route sur les populations d'invertébrés.

Les bords des routes offrent des habitats attractifs pour de nombreuses espèces d'invertébrés. La mortalité par collision peut ainsi être importante. Cela peut être validé par l'abondance de nécrophages en bord de route qui en est une mesure indirecte. De plus, en consommant les éléments pollués près des bords de route, les insectes accumulent cette pollution dans leur organisme, ce qui aura pour effet d'affecter toute la chaîne trophique. La mortalité des espèces insectivores, attirées par leurs proies vers les bords de route, peut par conséquent, augmenter. La diversité spécifique des proies assure la stabilité en biomasse des prédateurs.

Les populations d'invertébrés qui diffusent facilement dans l'espace et se développent par spécificité en fonction de l'état du milieu peuvent être identifiées comme des indicateurs biotiques de la fragmentation des habitats par les routes. Des études génétiques sur les communautés d'invertébrés de part et d'autre de la route permettraient de quantifier l'effet de la fragmentation et de valider l'hypothèse d'indicateur biotique.

Il est important de réduire au maximum l'effet lisière dans les massifs forestiers. La gestion des routes pourrait prendre en considération des mesures spécifiques aussi pour ces populations, source de nourriture pour de nombreuses espèces forestières. Par exemple les mesures telles que la restauration d'une forme idéale de la forêt en forme circulaire, la réduction de la vitesse en forêt et la création de passages à faune entomologique permettant une jonction et un déplacement des espèces sensibles entre les deux parties de forêt séparées par la route. Une autre solution consisterait à relier les habitats fonctionnels par les bords de route en tant que corridors écologiques pour que les populations d'invertébrés fonctionnent comme des métapopulations augmentant leur chance de survie.

4. Effet lisière sur les populations de rhopalocères en forêts méditerranéennes

4.1. Introduction

Bien qu'elles soient nécessaires au développement économique et social de nos territoires, les infrastructures routières participent à la destruction et la modification des milieux naturels et des écosystèmes (Forman *et al*, 2003). Ces pertes directe et indirecte des habitats naturels sont à l'origine de la fragmentation des habitats en reliquats naturels isolés et restreints qui provoquent l'éloignement et l'isolement des populations. Le phénomène particulier de fragmentation des habitats naturels est une cause majeure du déclin de la biodiversité, avant celle de la pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Au niveau mondial, 34 hotspots représentent 2.3% de la superficie de la planète. Les zones hotspots sont définies par au moins 1500 espèces végétales endémiques et une perte d'au moins 70% des milieux naturels présents originellement. En France métropolitaine, la zone méditerranéenne est l'unique zone hotspot de biodiversité (MEDDE, 2013).

La forêt est un écosystème essentiel à la conservation de la biodiversité. En France, la forêt couvre 16,3 millions d'hectares, soit un tiers de la surface totale du territoire (IGN, 2012). La forêt est un conservatoire de la biodiversité à l'échelle du territoire nationale (Piveteau *et al*, 1999). Elle abrite une grande part de la biodiversité terrestre : au total, elle héberge 73 espèces de mammifères, 120 espèces d'oiseaux, plus de 72% des espèces floristiques et une grande quantité d'invertébrés (insectes, araignées, crustacés...) (Noé conservation, 2013). Toutefois, un grand nombre de forêts est traversé, dégradé et fragmenté par les réseaux d'Infrastructures de Transport Terrestre (ITT). Pour évaluer l'effet lisière des projets ITT sur les forêts méditerranéennes, il est important de disposer d'indicateurs biotiques adaptés (Levrel, 2006). Les « papillons de jour » ou rhopalocères jouent ce rôle, dans la mesure où ils sont adaptés aux conditions écologiques des lisières et répondent aux quatre critères suivants : distribution, abondance et richesse du groupe; importance fonctionnelle dans l'écosystème; sensibilité aux changements environnementaux et facilités d'observation ou d'identification (Andersen, 1999; Van Swaay *et al*, 2006). Ce sont des insectes dont on possède le plus de connaissances scientifiques (New, 1997). Les Lépidoptères sont l'un des premiers maillons de la chaîne alimentaire et l'un des plus importants par le nombre d'individus consommés par différents prédateurs (Noé conservation, 2013). Un impact négatif sur la biodiversité de ceux-ci alors se répercute sur les niveaux trophiques supérieurs (Nowicki *et al*, 2007).

Les rhopalocères fréquentent une grande variété de milieux (Lafranchis, 2000). Les grandes forêts abritent la plus grande diversité d'espèces de rhopalocères (Perrein, 2012). Les grandes forêts de

feuillus sont riches surtout en nymphalides, satyrines et théclas. La plupart se rencontrent le long des lisières et des allées ensoleillées. La plupart des rhopalocères forestiers volent en génération estivale. Les garrigues basses dominées par le chêne kermès ont des espèces d'origine atlanto-méditerranéenne bien représentées : Proserpine, Thécla du kermès, Ocellé rubanné, Fadet des garrigues. Le maquis à chêne vert et bruyère arborescente héberge notamment le Pacha à deux queues, Thécla de l'arbousier (Lafranchis, 2000).

L'objectif est de valider sur le terrain la sensibilité de l'indicateur biotique rhopalocères par rapport à l'effet lisière et la faisabilité de mesures de cet indicateur pour son utilisation dans les évaluations environnementales. Cette étude exploratoire s'ajoute aux rares études évaluant l'effet lisière des ITT sur les populations de rhopalocères. Les indices de biodiversité sont comparés entre les résultats près de l'ITT et au cœur de la forêt.

4.2. Matériel et Méthodes

4.2.1. Choix des sites d'étude

Les sites d'étude ont été choisis dans la zone méso-méditerranéenne (moyenne des minimas du mois le plus froid 0-3°C) et sub-humide (précipitations annuelles 600-800 mm) française. Les départements du Var et des Bouches-du-Rhône ont été retenus parce qu'ils se situent près de la bordure littorale méditerranéenne la plus boisée (50 à 65% de boisement dans le Var et >66% de boisement dans les Bouches du Rhône) et possédant un peuplement strictement indigène important (≥95% dans le Var et 75-94% dans les Bouches du Rhône).

Dans les départements méditerranéens, de part et d'autre des lignes de voie de chemin de fer, les forêts sont quasiment absentes ou très dégradées. La ligne à grande vitesse vers la zone méditerranéenne (LGV méditerranéenne) traverse la France du nord au sud de Paris à Marseille dans le département des Bouches-du-Rhône.

Les massifs forestiers d'étude, le massif de la Sainte-Victoire et le massif des Maures ont été choisis selon plusieurs critères : grande surface (29 248 ha et 33 820 ha respectivement), boisement important (68 % et 66% de taux de boisement respectivement), présence d'indigène strict (99% et 87% respectivement), absence d'espèces exotiques dominantes, protection juridique importante déterminant un milieu de bon état écologique (Site Natura 2000 «La plaine et le massif des Maures » (FR9301622) et Site Natura 2000 «Montagne Sainte-Victoire, Forêt de Peyrolles, Montagne des Ubacs, Montagne d'Artigues » (FR9301605)) et présence de forêts traversées par une route, une autoroute, un train express régional ou TER et une ligne à grande vitesse ou LGV.

Les massifs des Maures et de la Sainte Victoire sont de vieilles forêts peu affectées par les impacts anthropozoogènes. Ces forêts présentent un lot d'espèces indicatrices de conditions forestières anciennes notamment des représentants des complexes saproxylique, humicole et épiphytique, une

diversité en ligneux et en herbacées forestières souvent importante, une structure verticale complexe avec plusieurs strates de végétation formant un édifice végétal hautement organisé à maturité, un âge élevé des arbres constitutifs, combiné à une hauteur et une densité importantes, un faible ratio lisière-zone interne, une surface forestière assez étendue et continue, une importante biomasse et nécromasse, une hétérogénéité spatiale à grande échelle où coexistent des mosaïques de peuplements d'âge et de structure divers, et une hétérogénéité à plus petite échelle liée à des perturbations ponctuelles. Les perturbations s'exerçant à grande ou petite échelle sont le garant de la dynamique forestière mais aussi de la diversité écosystémique et spécifique (Quézel et Médail, 2004).

Le micro-climat forestier (éclairage, température, humidité et vent) a une influence sur les insectes notamment les rhopalocères (Dajoz, 2007). Les deux sites d'étude sont séparés de 80 km. Ils sont situés dans la même zone géographique climatique. Le relief entre les deux forêts est déterminé par une altitude entre 246 et 1 016 m d'altitude pour le massif de la Sainte-Victoire et de 39 à 780 m pour le massif des Maures.

Dans les départements seule une ligne de voie de chemin de fer de type TER (Transport Express Régional), à une voie, traverse de part et d'autre des forêts entre Venelles et Merargues. Près de la LGV (Ligne à Grande Vitesse) entre les communes de la Barben et de Saint-Cannat se trouve une zone avec les forêts les moins fragmentées. Une autoroute A51 et une route départementale D96 ont été choisies pour être situées dans la même zone que celle du TER et de la LGV. Le type de forêt retrouvée pour chaque type d'infrastructure est de type forêt ouverte de mélange de feuillus et de conifères. Les milieux ouverts en forêt sont les lieux les plus riches en papillons de jour (Perrein, 2012). Les sites d'études du TER et de l'autoroute A51 se situent à l'extrémité du massif forestier de la Sainte-Victoire (Fig. 182).

La structure de la forêt en espèces végétales influence la richesse des insectes (Dajoz, 2007). Les essences d'arbre principales du massif de la Sainte-Victoire sont : le chêne vert (*Quercus ilex*), le chêne kermès (*Quercus coccifera*) et le pin d'Alep (*Pinus halepensis*). Le sol du massif de la Sainte-Victoire est de type calcaire, la végétation basse est composée principalement de Genévriers, Thym et Romarin, et une flore de 900 plantes à fleurs, soit 20% de la flore française (Grand Site Sainte-Victoire, 2013). L'essence d'arbre principale du massif des Maures est le chêne-liège (*Quercus suber*). Les conditions climatiques y sont similaires aux sites précédents, mais le sol est siliceux. La végétation basse est composée de Châtaignier, Arbousier (plante-hôte du Lépidoptère *Charaxes jasius*). Une étude floristique affinée est réalisée autour des quadrats afin de prendre en compte l'éventuel influence de la végétation sur la répartition des insectes sur le transect d'échantillonnage.

Les données de l'A51 en forêt ouverte de mélange de feuillus et de conifères sont comparées à l'autoroute A57 traversant une forêt fermée de feuillus mélangés dans le massif des Maures. Les zones

ouvertes à la périphérie des bois et des massifs forestiers denses sont des milieux de transition riches (Perrein, 2012).

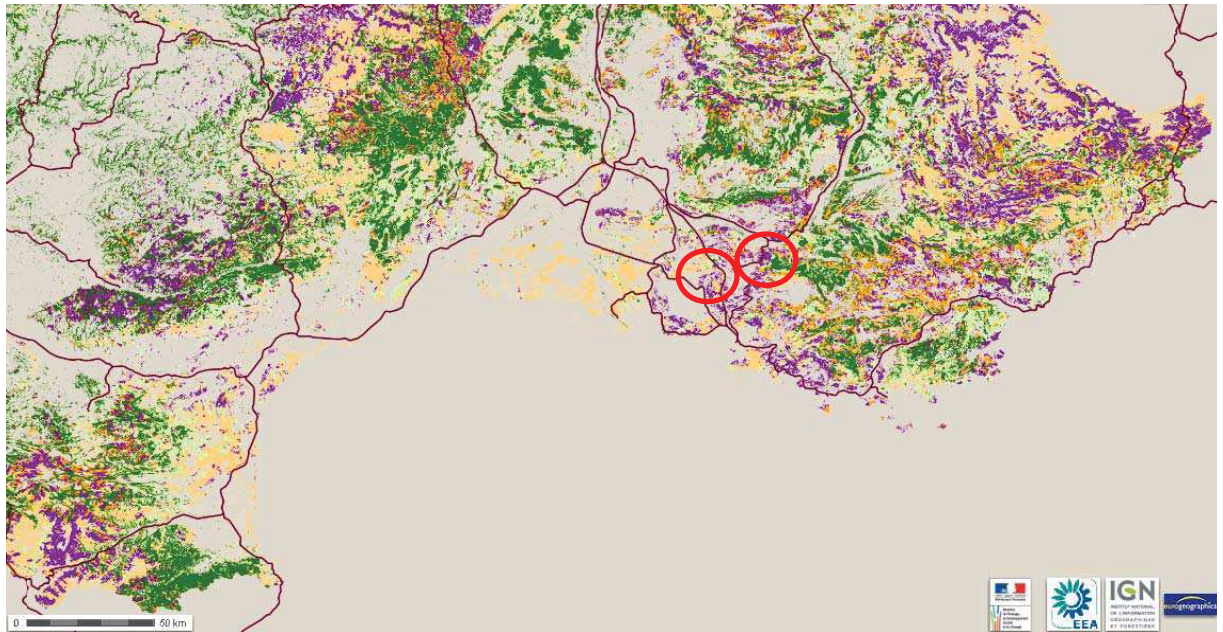


Fig. 182. Carte répartition des zones boisées et des lignes ferroviaires.

4.2.2. Choix du positionnement des transects

Pour être dans les mêmes conditions micro-climatiques, il a été choisi d'effectuer les transects le plus possible sur une même orientation par rapport à l'infrastructure, à l'Est des infrastructures sauf pour la ligne à grande vitesse pour des questions d'autorisation. Pour chacune des infrastructures étudiées TER, LGV, D96, A57 et A51, deux transects sont effectués : un parallèle à l'infrastructure et un perpendiculaire à l'infrastructure. Le transect parallèle permet d'étudier l'effet corridor en lisière de forêt et le transect perpendiculaire l'effet lisière en pénétrant dans la forêt. Les plus petites taches homogènes étant inférieures à 500 m, il a été choisi de réaliser les transects perpendiculaires jusqu'à 500 m pour couvrir la surface des taches. Les transects parallèles font 200 m (Fig. 183).

Les transects LGV sont situés dans une réserve naturelle volontaire, la forêt de la Barben. Les transects TER, LGV, A51 sont situés dans la forêt domaniale de Peyrolles et les transects A57 dans la forêt domaniale des Maures.

Le point 0 m pour les transects perpendiculaires à l'infrastructure est situé au niveau de la première ligne d'arbres. Les transects parallèles sont disposés le plus possible au milieu de la tache homogène.

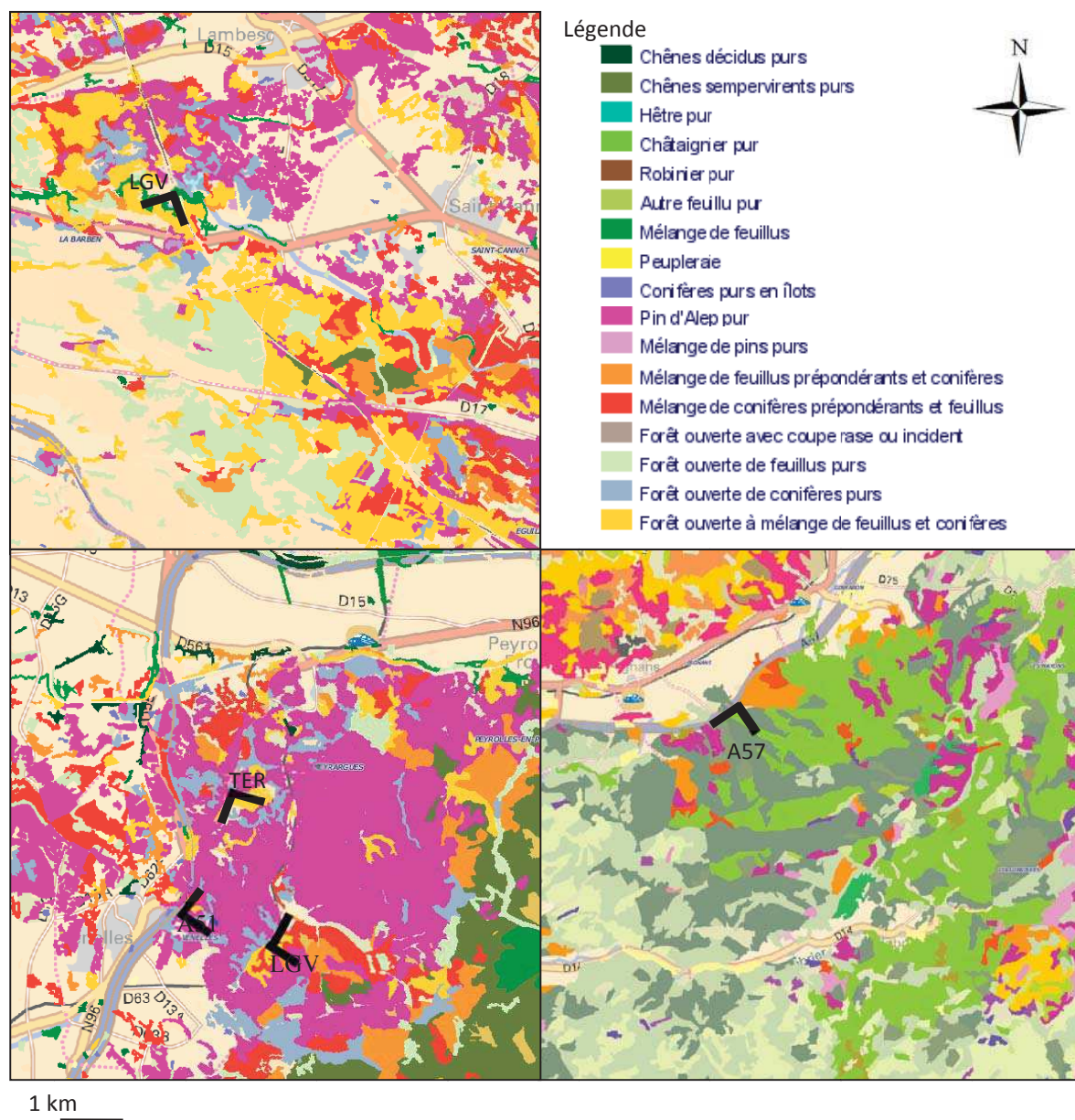


Fig. 183. Carte de répartition des types de forêts et positionnement des transects de 1 à 10.

4.2.3. Méthodologie de Comptage des Rhopalocères

La méthodologie de comptage est inspirée du programme du Suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) du programme d'observatoires de la biodiversité Vigie-Nature.

Chaque transect du point 0 au point 200m (pour les transects parallèles) 500 m (pour les transects perpendiculaires) est découpé en quadrats continus de 25 m x 25 m soit 21 quadrats.

Pour chaque site, les données ont été collectées selon des transects perpendiculaires (notés P) et parallèles (notés L) à l'axe de l'ITT. Les transects sont composés de quadrats continus de 25 m x 25 m (625 m²), soit 20 quadrats pour les transects P et 8 pour les transects L, dont 1 commun. Le premier quadrat (commun) est situé au niveau de la première rangée d'arbres rencontrée, la distance à l'ITT est

donc variable d'un site à l'autre. Les transects P et L ont été positionnés pour commencer au même quadrat (Fig. 184).

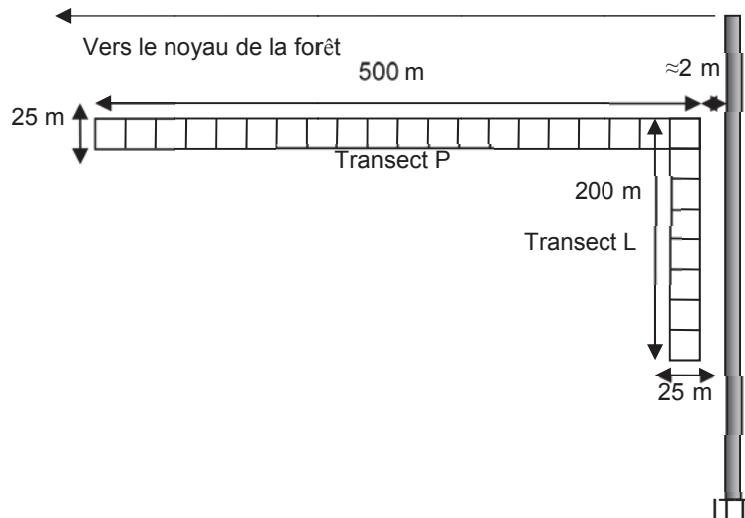


Fig. 184. Situation des transects par rapport à l'axe des ITT vue de dessus.

Les comptages sont réalisés sur dix minutes pour chaque quadrat délimité par un ruban. Cinq minutes étaient prévues pour positionner le contour du quadrat suivant et enregistrer les données microclimatiques, l'altitude du site.

Durant les dix minutes, un observateur effectue un parcours en longeant les bords du quadrat, dans un sens puis dans l'autre (5 minutes) et ensuite vers le centre (5 minutes). Le sens des parcours reste constant pour chaque comptage.

Pour chacun des parcours, tous les rhopalocères identifiables à distance sont comptés par un observateur. La limite postérieure d'une boîte virtuelle de 5 m de côté avance avec l'observateur dans le but de standardiser la distance à laquelle les rhopalocères sont comptés. Les comptages dans la boîte sont standardisés et donc comparables entre quadrats et au cours du temps. Le comptage est effectué le plus possible sans capture, seulement pour les individus non identifiables à l'espèce, afin d'éviter toute manipulation souvent néfaste aux individus (Rozier, 1999). Dans le cas d'individus isolés d'espèces non identifiées, un autre observateur capture le spécimen pour déterminer l'espèce.

Un transect est parcouru par jour de 10h à 12h15 et de 14h à 16h15 dans les conditions météorologiques suivantes: présence d'une couverture nuageuse d'au maximum 75% et sans pluie; vent inférieur à 6 sur l'échelle de Beauforts; température d'au moins 13°C pour un temps ensoleillé ou d'au moins 17°C pour un temps nuageux. Pour chaque quadrat, un anémomètre et thermomètre (Fisher Scientific Traceable® 15-078-165 certifié iso9001) mesure la température (précision $\pm 0.8^{\circ}\text{C}$), la vitesse d'air (précision du débit $\pm 3\%$); et un luxmètre (Velleman® DVM8050) mesure la luminosité

naturelle (précision: $\pm 3\% + 30$ digits) et un GPS Garmin eTrex® 30 pour mesurer l'altitude et la précision du placement des quadrats.

La plupart des rhopalocères forestiers volant en génération estivale (Lafranchis, 2000), les comptages sont effectués dans la période de juillet.

Les transects perpendiculaires et parallèles sont analysés deux fois pour détecter des perturbations liées aux conditions environnementales : sur deux jours différents pour TP (notés TP1 et TP2) et le matin et l'après-midi du même jour pour PL (Tab. XXIII). Le sens, la longueur de chaque transect et les quadrats choisis restent les mêmes pour ces deux suivis. L'enchaînement des périodes de comptage s'effectue dans l'ordre suivant : Forêt ouverte de feuillus et de conifères vs VF, LGV, RD96, A51 et Forêt fermée de feuillus indifférenciés vs A57. Cette répartition dans le temps est réalisée afin que les comparaisons des différents types de lignes ferroviaires et de routes ne soient pas trop espacées dans le temps pour éviter des changements climatiques importants.

Tab. XXIII. Période de comptage pour chaque transect perpendiculaire (TP) et parallèle (TL) d'échantillonnage des rhopalocères par ITT.

	VF	LGV	D96	A51	A57
TP	11/06	12/06	13/06	14/06	15/06
TP	17/06	18/06	19/06	25/06	26/06
TL	27/06	28/06	29/06	01/07	02/07

Au total 36 transects ont été effectués soit environ 18 km.

Les documents bibliographiques utilisés pour l'identification des espèces de rhopalocères sont : Gilles Laplanche, 2008. *Papillons de Méditerranée*. Editeur : Edisud, Collection : Nature au Sud ; Haahtela T., et al, 2012. *Guide photo des papillons d'Europe*. Delachaux et Niestlé, 382p.

4.2.4. Echantillonnage de la flore

Des quadrats de 25 m sur 25 m sont disposés perpendiculairement à l'infrastructure. Les espèces végétales dans les quadrats sont identifiées dans la période du 31 mai au 3 juin 2013. Les essences d'arbres et leur nombre sont identifiés pour chacun des quadrats. Le pourcentage de recouvrement du sol dans le quadrat est défini pour chaque espèce végétale identifiée.

Les documents bibliographiques d'identification des espèces végétales utilisés sont : Fleitcher Neil, 2011. *Fleurs de Méditerranée*. Larousse, 222 pages ; Lippert W., Podlech D., 2008. *Gros plan sur les plantes de Méditerranée*. Les Guides Nathan, 254 p ; Polese Jean-Marie, 2009. *Fleurs de Méditerranée*. Edisud, 286 p. ; Polese Jean-Marie, 2010. *Arbres et Arbustes de Méditerranée*. Edisud, 135 p.

4.2.5. Analyses et statistique

Principes de l'analyse statistique

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 2.14.1) et XLStats© (Version 2012.5.01) en traitant séparément les données des transects parallèles et perpendiculaires.

Les données des quadrats des transects parallèles sont considérées comme appariées et celles des quadrats des transects perpendiculaires comme non appariées. Les données de comparaison entre les transects perpendiculaires et entre les transects parallèles des différents sites, sont considérées comme non appariées.

A partir des indices de biodiversité des rhopalocères, les tests statistiques sont utilisés pour : 1) analyser l'homogénéité des échantillons étudiés entre les deux périodes de comptage des rhopalocères permettant de justifier la moyenne, 2) étudier l'influence des variables environnementales sur les échantillons de rhopalocères, 3) étudier l'effet de la distance par rapport à l'infrastructure et entre les différents types d'Infrastructure de Transport Terrestre (ITT).

Indices de biodiversité

L'abondance moyenne des rhopalocères (N) est définie par la moyenne du nombre de spécimens par espèces entre les répliquats du transect parallèle et ceux du transect perpendiculaire.

Après avoir estimé la moyenne de l'abondance par espèces de rhopalocères, la richesse spécifique (S), les indices de Shannon-Weaver (H'), d'Équitabilité (R), sont calculés. Ces indices ont été calculés pour chaque quadrat et pour chacun des transects de chaque site.

Les indices d'abondance de la flore sont définis par le pourcentage de recouvrement. Les indices de richesse spécifique, et les indices H' , R, ont été également calculés pour chaque quadrat.

Les indices de biodiversité sont ré-échantillonnés selon la méthode bootstrap avec 10 000 échantillons.

Test du signe sur l'homogénéité des échantillons appariés de rhopalocères

L'homogénéité des échantillons entre les données du premier comptage et du deuxième comptage de rhopalocères de chacun des 5 transects perpendiculaires et parallèles, est analysée par le test du signe ($\alpha=0,05$). Ce test est utilisé pour justifier la pertinence des valeurs moyennes des indices de biodiversité.

Test de Friedman, Kruskal-Wallis et Mann-Whitney sur l'homogénéité des communautés végétales

Le test de Friedman ($\alpha=0,05$) est utilisé pour comparer similarité végétale entre les quadrats de chaque transect parallèle et perpendiculaire.

Le test de Kruskal-Wallis avec la méthode de Monte Carlo (nombre de simulations de 10 000 et $\alpha=0,05$) suivi du test de Mann-Whitney ($\alpha=0,05$) a été également appliqué aux indices des données floristiques entre les 5 transects pour les transects parallèles et entre les 5 transects perpendiculaires pour vérifier l'homogénéité des communautés végétales entre les sites.

Analyse des redondances sur la relation des rhopalocères avec les variables environnementales de l'habitat naturel

L'analyse des redondances (RDA) exprime la relation entre deux tableaux de variables (X et Y), et d'obtenir une représentation simultanée des observations, des variables « réponses », et des variables explicatives en deux ou trois dimensions.

Dans notre étude, afin de vérifier une éventuelle correspondance entre l'abondance des rhopalocères et les conditions environnementales du site, les variables « réponses » (X) sont l'abondance des Rhopalocères de chaque quadrat, et les variables « explicatives » (Y) sont les données microclimatiques et topographiques (heure, éclaircissement, vent, température, altitude) et la distance par rapport à l'infrastructure de chaque échantillonnage. Les données d'observation sont les quadrats de chacun des transects.

Test de Kruskal-Wallis et Mann-Whitney sur la comparaison des indices de biodiversité en fonction de la distance et du type d'ITT

Le test de Kruskal-Wallis avec la méthode de Monte Carlo (nombre de simulations de 10 000 et $\alpha=0,05$) suivi du test de Mann-Whitney ($\alpha=0,05$) sont utilisés pour comparer les indices de biodiversité des populations de rhopalocères et des communautés floristiques entre les quadrats des transects des 5 sites. Le test de Mann-Whitney ($\alpha=0,05$) permet de trouver les différences significatives entre les sites A51 et A57 (deux site autoroutiers) ; A51 et D96 (infrastructures routières de tailles différentes) ; A51 et LGV (deux types d'ITT à grande vitesse) ; LGV et VF (infrastructures ferroviaires de tailles différentes) ; D96 et VF (deux types d'ITT à faible trafic).

Test de corrélation de Spearman entre les indices de biodiversité des rhopalocères avec la distance de l'ITT

Le test de Spearman est utilisé pour déterminer une corrélation entre les indices de biodiversité des rhopalocères avec la distance des quadrats des transects perpendiculaires et parallèles des 5 sites.

AFC et CAH sur le regroupement des espèces de rhopalocères et floristiques entre les différents types d'ITT

L'Analyse factorielle des correspondances (AFC) suivie de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de distance euclidienne avec la méthode d'agrégation de Ward, permettent le regroupement des espèces de rhopalocères et floristiques entre les différents types d'ITT.

4.3. Résultats

4.3.1. Influence des variables environnementales sur les échantillons de rhopalocères

Homogénéité entre les répliques d'échantillonnage de rhopalocères

Les indices d'abondance, de richesse spécifique et de diversité entre les deux échantillonnages effectués le matin et l'après-midi sont homogènes pour chacun des transects parallèles des sites A57, A51, LGV et D96 (Test du signe : $p > 0.05$), sauf pour l'abondance des Rhopalocères sur le transect de la VF qui diffère significativement entre les échantillonnages ($N+=0$, $p=0.008$).

Les indices d'abondance, de richesse spécifique et de diversité entre les deux échantillonnages sur des journées différentes pour les transects perpendiculaires sont homogènes sauf entre les répliques de l'abondance des Rhopalocères des sites D96 et VF ($N+=3$, $p=0.003$ et $N+=4$, $p=0.012$ respectivement) et sur le nombre d'espèces ($N+=2$ $p=0.007$).

Facteurs abiotiques et distance

L'éclairement et le vent n'ont pas d'influence significative sur l'abondance des Rhopalocères pour les transects parallèles. Les altitudes, températures et horaires sont liés à l'abondance de certaines espèces telles que *Maniola jurtina*, *Pieris rapae* et *Melitaea didyma* respectivement (Fig. 185).

Pour les transects perpendiculaires, les variables altitude, vent, température, horaires et distances influent sur l'abondance des rhopalocères (< 0.0001). La température joue un rôle pour les transects perpendiculaires de la LGV (0.004), de la VF (< 0.0001) et de la D96 (0.01) ; le vent influe pour les sites A51 (< 0.0001) et LGV (0.036). L'altitude et les horaires changent significativement l'abondance des rhopalocères des sites A51, LGV, VF et D96. La distance est une variable significative sur tous les sites (< 0.0001) (Fig. 186, Annexe 5).

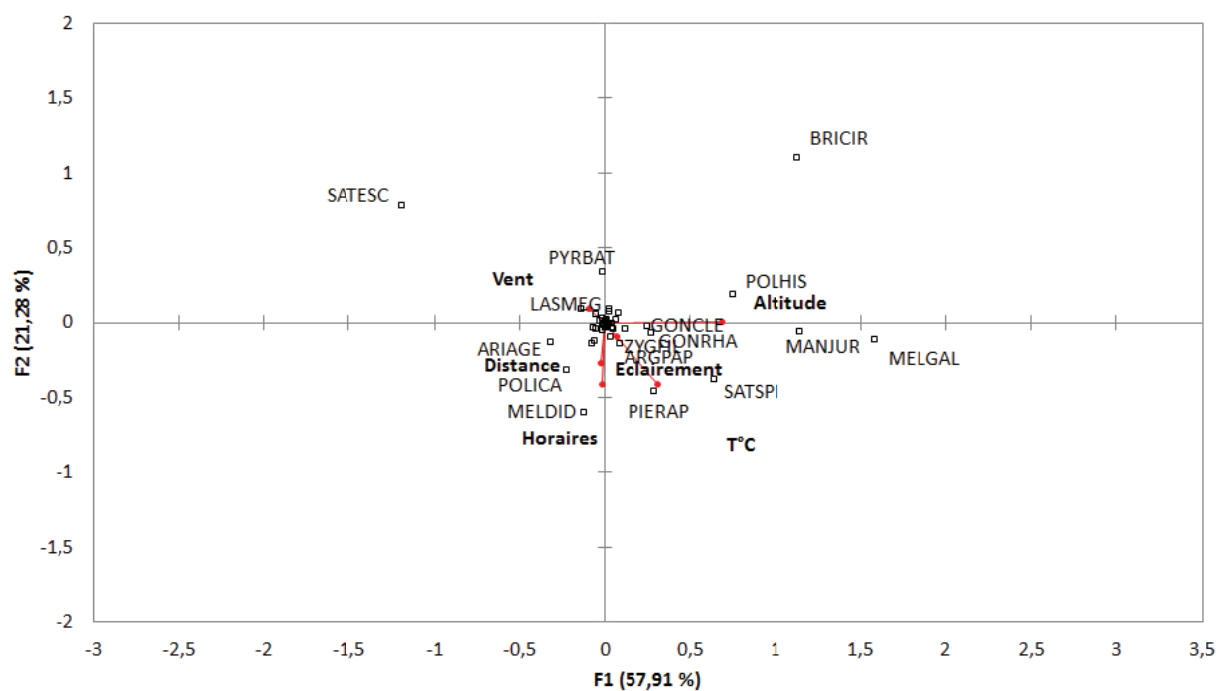


Fig. 185. RDA sur les variables environnementales et les populations de Rhopalocères pour les transects parallèles des sites confondus.

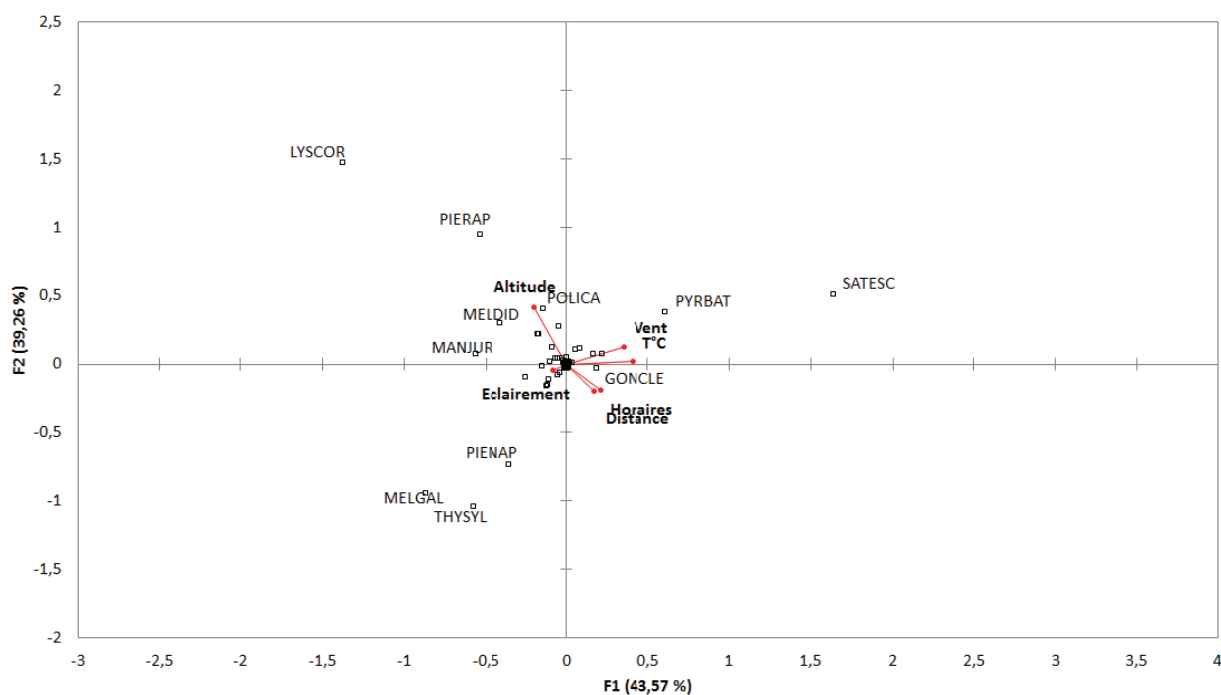


Fig. 186. RDA sur les variables environnementales et les populations de Rhopalocères pour les transects perpendiculaires des sites confondus.

4.3.2. Communauté végétale

Homogénéité végétale intra-transects

Le test de Friedman indique que les quadrats des transects parallèles sont homogènes sur 200 mètres, que ce soit pour le site A57, A51, LGV ou D96 ($p > 0.05$). Pour le site VF, il existe un nombre d'individus différents selon les quadrats de ce transect ($Q=23,343$, $ddl=7$, $p=0.001$). La CAH de LF permet regrouper les quadrats en cinq classes, dont le nombre d'individus d'espèces similaires se ressemble. La classe 1 est définie par les quadrats 0 et 125 ; la classe 2 le quadrat 25 ; la classe 3 le quadrat 50 ; la classe 4 le quadrat 75 et les trois derniers quadrats (100, 150 et 175) sont groupés dans la classe 5. L'AFC indique une inertie similaire pour la distance 0 et les euphorbes et graminées ; pour la distance 25 *Quercus ilex* et *Quercus coccifera* ; pour la distance 50 *Cistus albidus* ; et *Carthamus lanatus* pour les quadrats de 150 à 175 mètres.

Le test de Friedman indique que les quadrats des transects perpendiculaires ne sont pas homogènes (A57 $Q=45,817$, $ddl=19$, $p=0,001$; LGV $Q=35,062$, $ddl=19$, $p=0,014$, Rail $Q=50,890$, $ddl=19$, $p< 0,0001$, D96 $Q=63,174$, $ddl=19$, $p< 0,0001$; A51 $Q=32,608$, $ddl=19$, $p=0,027$). L'AFC et la CAH montrent des regroupements similaires en fonction de la distance par rapport à l'A57 en forêts de feuillus, et les regroupements des forêts mélangés de feuillus et conifères indiquent des disparités de regroupement en fonction de la distance aux infrastructures.

Le dendrogramme de la CAH du site A57 groupe les quadrats en trois classes. La première comprend les distances de 0 mètres à 175 mètres ; la seconde comporte les distances de 200 à 275 mètres et la troisième est composée des quadrats de 300 à 475 mètres. Il y a un gradient selon l'éloignement de l'infrastructure. L'AFC regroupe les quadrats en trois parties, de 0 à 175 mètres, puis de 200 à 275 mètres et enfin de 300 à 475 mètres. La première classe est essentiellement composée de litière, de graminées et de quelques plantes à fleurs. Puis, à 200 mètres certaines espèces sont plus abondantes, comme *Quercus pubescens*, *Spartium junceum* et *Rubus fruticosus* ; avec toujours la présence d'espèces floristiques. Enfin, la dernière classe comporte très peu de graminées, et essentiellement du Lierre, du Genêt de Montpellier et des Ronces (Fig. 187a).

Pour le site A51, trois classes ressortent. La classe 1 regroupe les quadrats des distances allant de 0 à 200 mètres où est observée une majorité de plantes à fleurs, de graminées et une régénération de *Quercus pubescens* ; quelques espèces arborées sont également présentes. Puis de 300 et 350 mètres une similarité concernant l'abondance des espèces végétales est observée (classe 3). Enfin, les quadrats à une distance de 225 à 475 (300 et 350 exceptés) comportent une similarité au niveau des espèces suivantes : *Pinus halepensis*, *Lavandula officinalis*, *Amelanchier ovalis*, *Thymus vulgaris* et *Crataegus monogyna* ; le milieu est ouvert. Comme pour l'A57, nous sommes en présence d'un gradient longitudinale, à l'exception des quadrats 300 et 350 qui sont liés à *Aphyllantes monspelliensis* (Fig. 187b).

Le CAH et AFC du site de la LGV regroupent trois classes. La première classe rassemble les quadrats des distances 0, 375, puis de 125 à 200 mètres. Ces quadrats comportent une forte abondance de graminées et de plantes à fleurs telles que *Cistus albidus*. La seconde classe est composée des quadrats de 25 à 100 mètres, de 225 à 250 mètres, de 325 à 350 mètres et de 400 à 475. Une majorité de *Quercus coccifera* est observée, avec la présence d'espèces floristiques. Enfin, la dernière classe (275 et 300 mètres) est composée de quelques espèces floristiques et d'une majorité d'arbustes *Juniperus communis*, *Rhamnus alaternus*, *Phillyrea latifolia* et *Quercus coccifera*. Le milieu est plus fermé (Fig. 188a).

Le dendrogramme et l'AFC du site de la Voie ferrée regroupe les quadrats en trois classes. La première (0, 25, 75, 175, 275, 375 mètres) regroupe les quadrats avec une forte présence de graminées et de *Quercus coccifera*. La seconde contient les quadrats 50, 100, 125, 150, 400, 475, avec des espèces arbustives *Amelanchier ovalis*, *Cornus sanguinea* et peu de fleurs. La classe 3 montre une forte similarité pour les espèces suivantes : *Quercus ilex*, *Lavandula officinalis*, *Aphyllanthes monspeliensis*, *Genista hispanica*, avec quelques arbustes tels que *Phyllirea latifolia* et *Sorbus ocuparia* et englobe les quadrats allant de 200 à 350 mètres puis de 425 à 450 (Fig. 188b).

L'AFC et la CAH du site D96 regroupent trois classes : la première groupe les quadrats de 0 à 225 mètres puis 400 et 475 ; une seconde de 250 à 350 mètres ainsi que celui de 450 mètres ; et une dernière les quadrats 375 et 425. La première classe représente un milieu très ouvert, avec la présence de nombreuses espèces floristiques, de graminées et de *Juniperus sp.* Puis le milieu se ferme avec l'apparition d'une végétation basse et de Pin d'alep; comportant des patches de milieu ouvert et beaucoup de litière. Enfin, à 375 et 425 mètres les espèces floristiques ne sont plus présentes et laissent place aux *Quercus coccifera*, *Buxus* et *Juniperus* (Fig. 189).

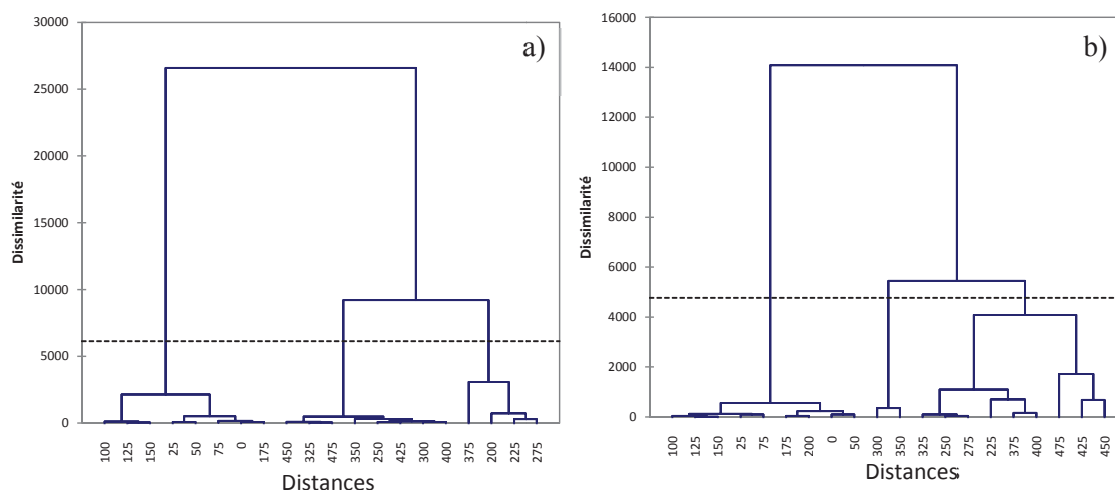


Fig. 187. CAH de la végétation en fonction de la distance sur le site perpendiculaire de l'A57 (a) et l'A51 (b).

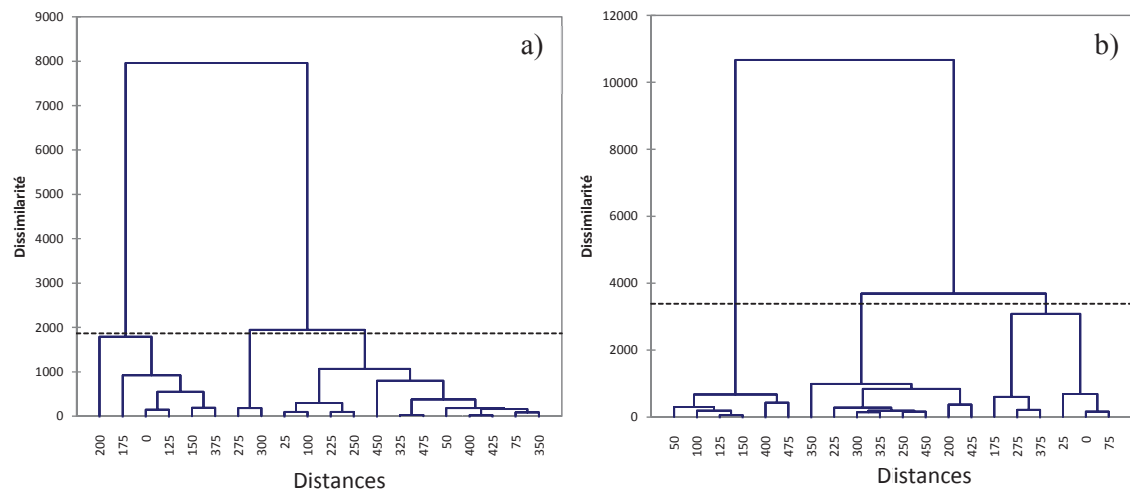


Fig. 188. CAH de la végétation en fonction de la distance sur le site perpendiculaire de la LGV (a) et la VF (b).

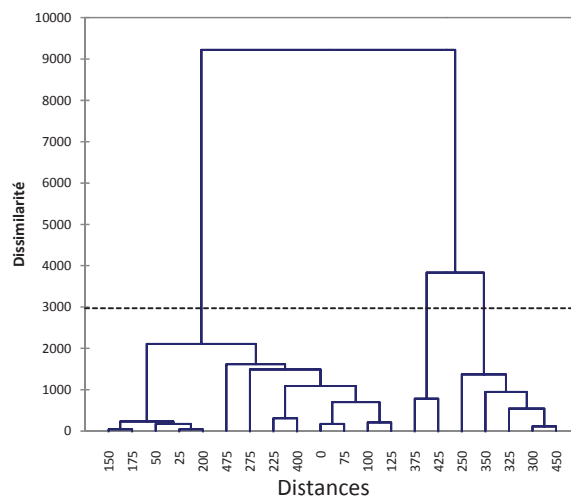


Fig. 189. CAH de la végétation en fonction de la distance sur le site perpendiculaire de la D96.

Homogénéité végétale entre les sites

Le test de Kruskal-Wallis indique des différences significatives pour la richesse des transects perpendiculaires ($K=20,174$, $p=0,0001$) et pour la diversité des transects parallèles et perpendiculaires ($K=10,495$, $p=0,027$ et $K=19,073$, $p<0,0001$ respectivement). La richesse spécifique des transects parallèles sur la flore des cinq sites entre les différentes infrastructures présente une homogénéité. Le nombre d'espèces présentes au bord des infrastructures, quel que soit le type d'ITT pris en compte ne varie pas significativement.

La richesse varie entre les infrastructures suivantes : A51-LGV ($U=308,000$; $p=0,002$), A51-D96 ($U=273$, $p=0,041$), LGV-LF ($U=70,5$, $p=0,0001$), LF-D96 ($U=296,5$ $p=0,009$). Le nombre d'espèces diffère significativement lorsque les infrastructures ne sont pas de même type. La richesse spécifique entre les deux autoroutes est similaire. L'indice de Shannon-Weaver est significativement différent pour la LGV-LF ($U=88$, $p=0,002$) et LF-D96 ($U=344$, $p=0,0001$).

La CAH montre que la composition végétale des transects perpendiculaires peut être regroupée en trois classes distinctes. La première classe comprend les premiers quadrats de chaque site (espèces plus floristiques, milieux ouverts) pour les sites LGV et Rail. La seconde classe ne comporte que les quadrats allant de 250 à 475 mètres pour le site A57. La troisième classe regroupe les quadrats où la végétation est plus haute et le milieu plus fermée pour les sites A51 et D96 (Fig. 190).

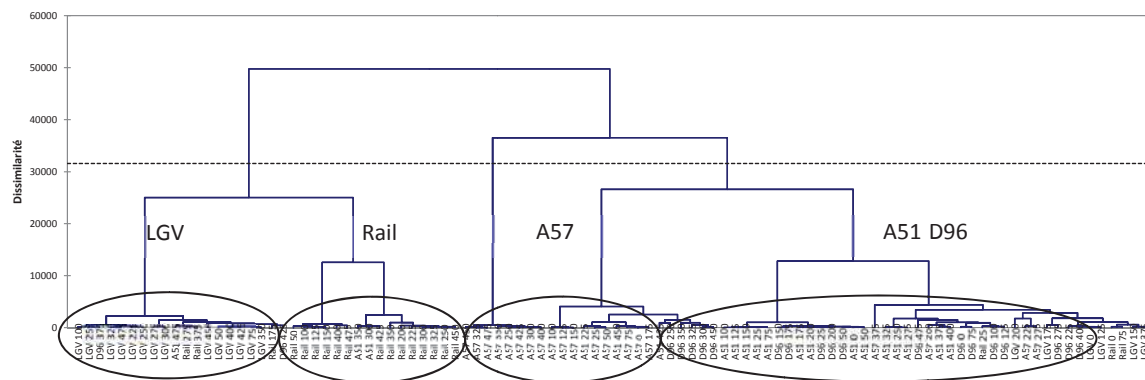


Fig. 190. CAH pour l'assemblage de la flore pour tous les transects perpendiculaires

4.3.3. Effet de la distance par rapport à l'infrastructure sur les populations de rhopalocères

Au cours de l'échantillonnage, un total de 3971 individus et de 71 espèces a été observé, tous sites et transects confondus. Pour les transects parallèles, 1150 individus et 47 espèces ont été échantillonnés et pour les transects perpendiculaires, un total de 2821 individus, pour 61 espèces a été relevé.

Abondance

Globalement, l'abondance diminue avec la distance à l'infrastructure sauf pour la voie ferrée et l'A57 (de 0 à 500 m moyenne [min-max] : D96 10,506 [7-14] à 9,996 [9-11], LGV 40,560 [30-51] à 2,000 [2], A51 19,578 [10-29] à 12,466 [10-15]). La voie ferrée a une abondance qui diminue avec la distance à l'infrastructure liée aux espèces végétales floristiques *Lavandula officinalis*, *Aphyllanthes monspeliensis*, *Genista hispanica*. L'A57 a un pic d'abondance à 225 m (64,002 [52-76]) et une stabilité de l'abondance autour de cette distance qui peuvent être reliés à la présence abondante *Spartium junceum* et *Rubus fruticosus* (Fig. 191-Fig. 195).

L'abondance par quadrat est différente pour l'A57 et l'A51. Elle est plus élevée pour l'A51 sur les 175 premiers mètres, puis diminue ensuite. L'abondance est aussi plus élevée pour la plupart des quadrats du site A51, par rapport à celle de la LGV. A 0 mètres et 50 mètres, c'est au niveau de la LGV que le nombre d'individus est le plus important. Les quadrats du transect perpendiculaire de l'autoroute A51 possèdent un nombre d'individus plus important que la D96 pour la plupart des quadrats sur une distance de 300 mètres. Ensuite la différence entre l'A51 et la D96 n'est plus

importante. En comparant VF à D96, une différence significative est observée sur les 10 premiers quadrats, puis l'écart devient moins important.

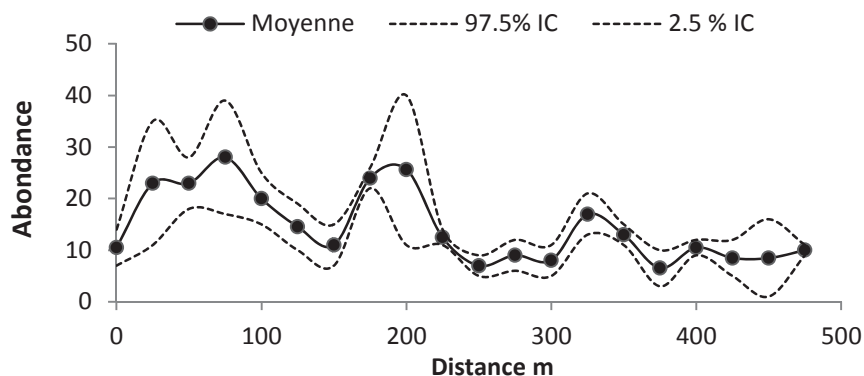


Fig. 191. Abondance moyenne en fonction de la distance par rapport à la D96 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

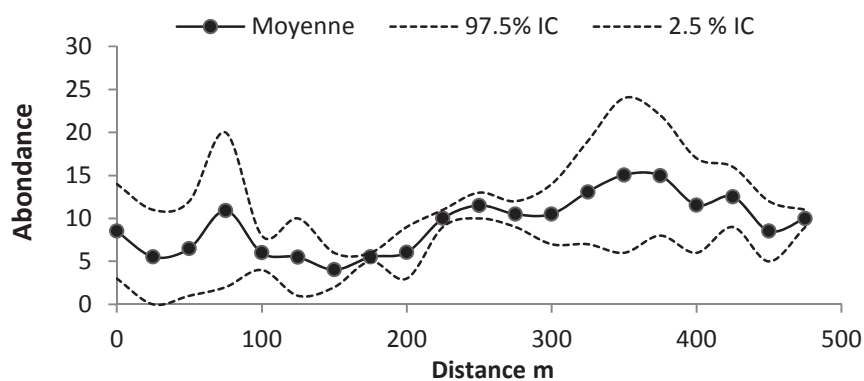


Fig. 192. Abondance moyenne en fonction de la distance par rapport à VF et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

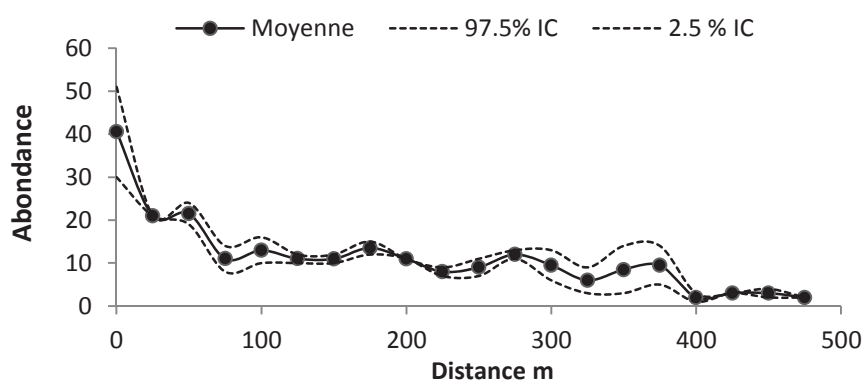


Fig. 193. Abondance moyenne en fonction de la distance par rapport à la LGV et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

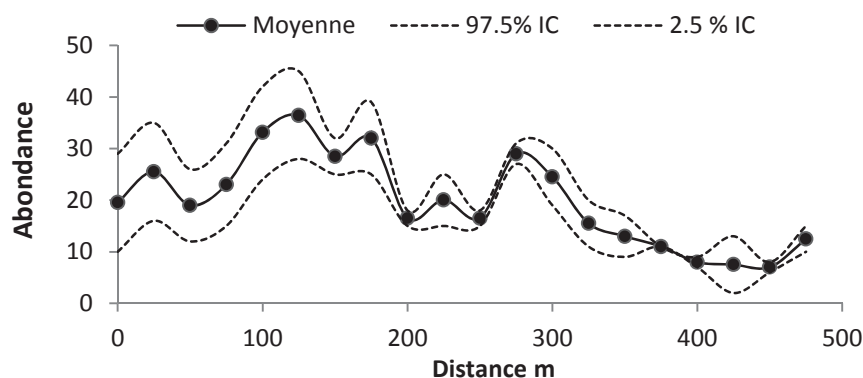


Fig. 194. Abondance moyenne en fonction de la distance par rapport à l'A51 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

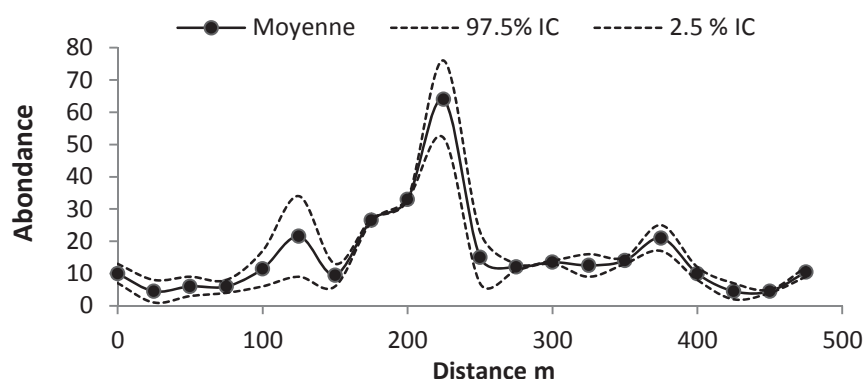


Fig. 195. Abondance moyenne en fonction de la distance par rapport à l'A57 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Richesse spécifique

Globalement, la richesse suit la même tendance que l'abondance elle diminue avec la distance à l'infrastructure sauf pour la voie ferrée et l'A57 (de 0 à 500 m moyenne [min-max] : D96 5 à 3,498 [4-3], LGV 10,503 [9-12] à 1,503 [1-2], A51 5,501 [4-7] à 5,992 [5-7]). La voie ferrée a une abondance qui décline avec la distance à l'infrastructure. L'A57 a un pic d'abondance à 225 m (11,522 [9-14]) et une stabilité de l'abondance autour de cette distance.

La richesse spécifique n'est pas différente pour tous les quadrats des transects perpendiculaires de l'A51 et de l'A57, de l'A51 et de la LGV et de l'A51 et de la D96. La différence du nombre d'espèces est plus importante entre la LGV et la VF et la VF et la D96. Une augmentation puis une baisse est observée pour l'A51, l'A57, la D96, alors que les sites LGV et VF présentent une diminution plus rapide (Fig. 196-Fig. 200).

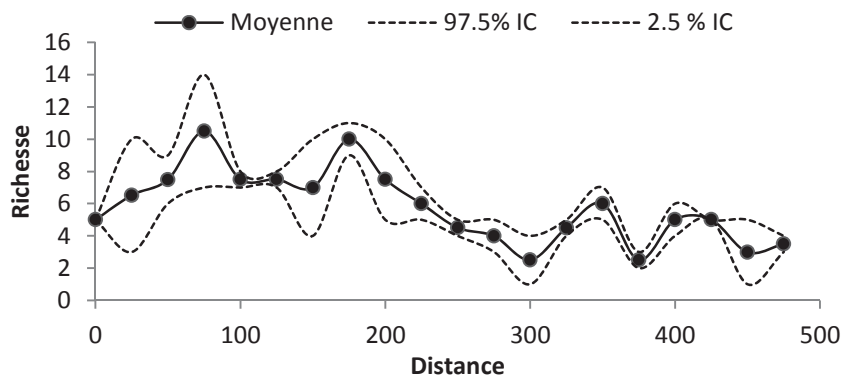


Fig. 196. Richeesse moyenne en fonction de la distance par rapport à la D96 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

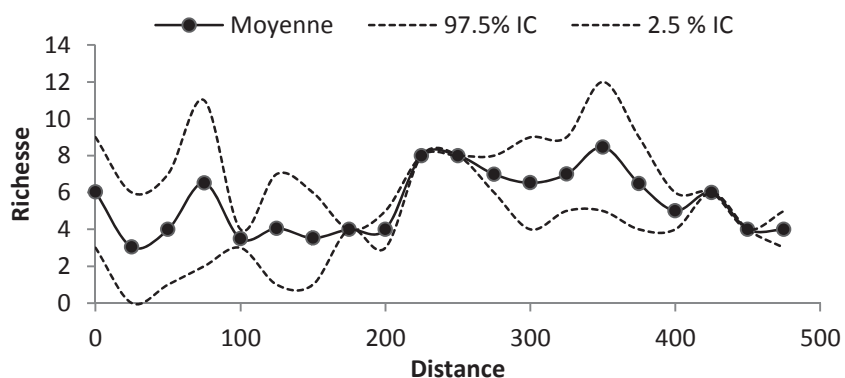


Fig. 197. Richeesse moyenne en fonction de la distance par rapport à la VF et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

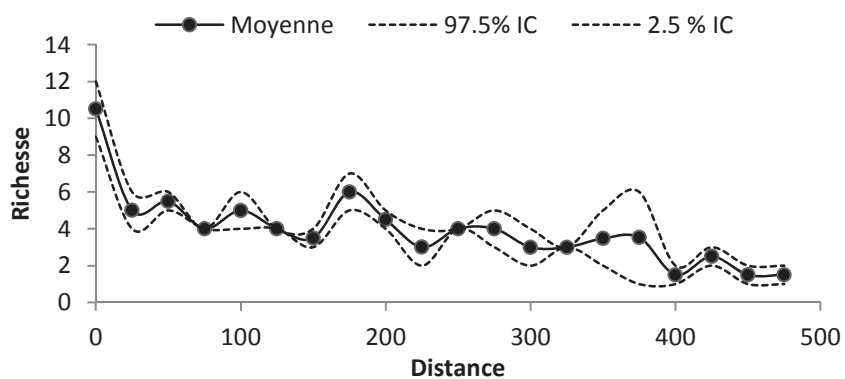


Fig. 198. Richeesse moyenne en fonction de la distance par r VF apport à la LGV et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

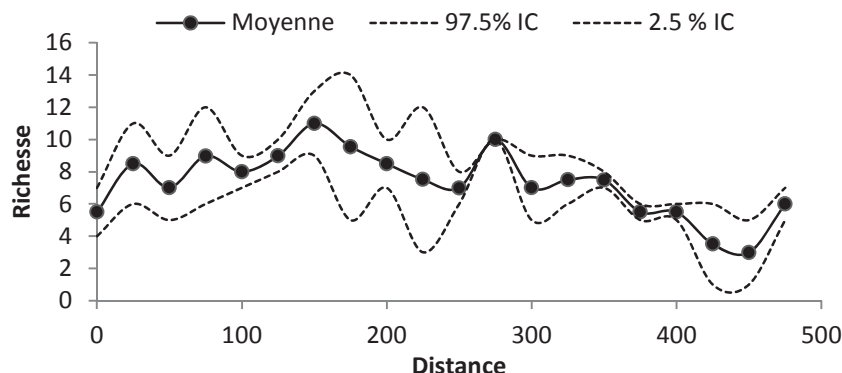


Fig. 199. Richesse moyenne en fonction de la distance par rapport à l'A51 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

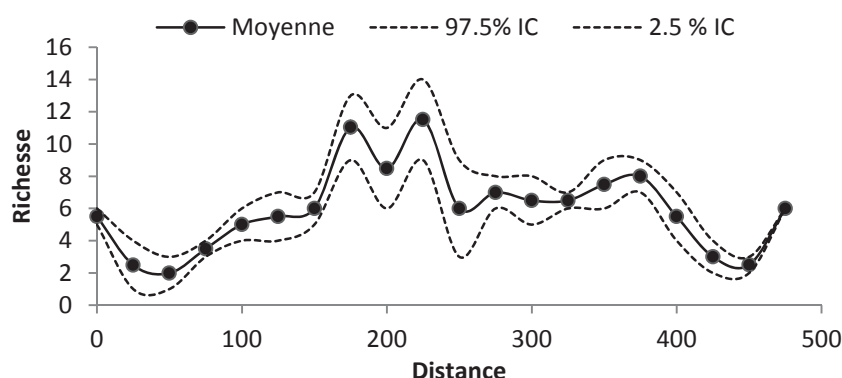


Fig. 200. Richesse moyenne en fonction de la distance par rapport à l'A57 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

Diversité spécifique

Globalement, la diversité suit la même tendance que l'abondance et la richesse, elle diminue avec la distance à l'infrastructure (de 0 à 500 m moyenne [min-max] : D96 1,494 [1,438-1,550] à 1,088 [0,937-1,241], LGV 2,012 [1,763-2,258] à 0,347 [0-0,693], A51 1,480 [1,168-1,798] à 1,518 [1,359-1,679] sauf pour la voie ferrée et l'A57. La voie ferrée a une abondance qui diminue avec la distance à l'infrastructure. L'A57 a un pic d'abondance à 225 m (2,045 [1,858-2,237]) et une stabilité de l'abondance autour de cette distance (Fig. 201 à Fig. 205).

Il n'existe aucune corrélation entre l'augmentation de la distance et les différents indices pour le site de l'autoroute A57. Pour l'A51, une corrélation négative existe entre la distance et N ($\rho = -0.718$, $p = 0.001$), S ($\rho = -0.488$, $p = 0.031$) et la diversité H' ($\rho = -0.507$, $p = 0.024$). Pour la LGV, N ($\rho = -0.890$, $p < 0.0001$), S ($\rho = -0.806$, $p < 0.0001$) et H' ($\rho = -0.779$, $p < 0.0001$) ont une corrélation négative par rapport à la distance. Le test montre une corrélation positive pour la VF entre la distance et l'abondance ($\rho = 0.601$, $p = 0.006$). Enfin, une corrélation négative est observée entre la distance et l'abondance ($\rho = -0.617$, $p = 0.005$), la richesse spécifique ($\rho = -0.673$, $p = 0.002$) et la diversité de Shannon-Weaver ($\rho = -0.644$, $p = 0.003$) pour le site de la D96.

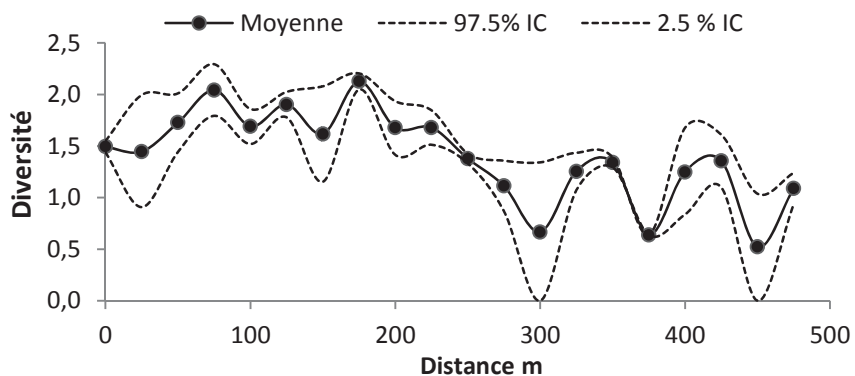


Fig. 201. Diversité moyenne en fonction de la distance par rapport à la D96 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

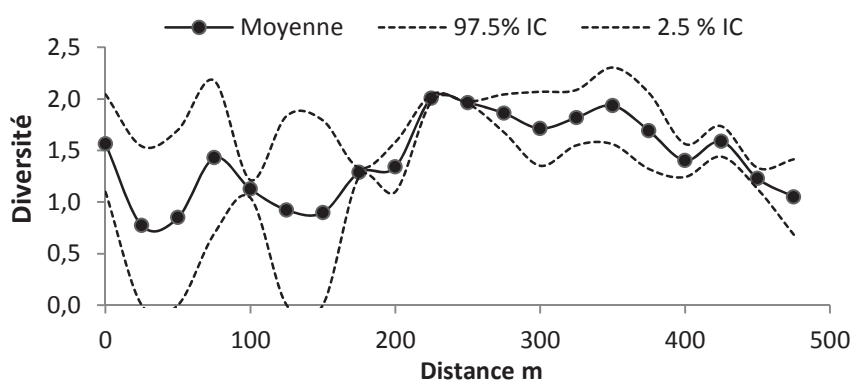


Fig. 202. Diversité moyenne en fonction de la distance par rapport à la VF et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

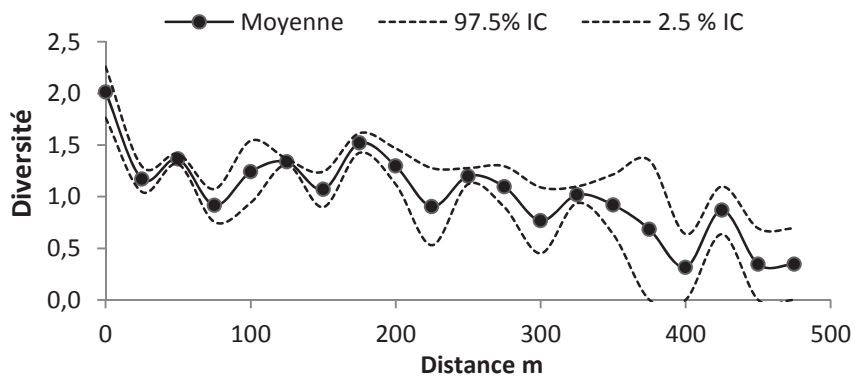


Fig. 203. Diversité moyenne en fonction de la distance par rapport à la LGV et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

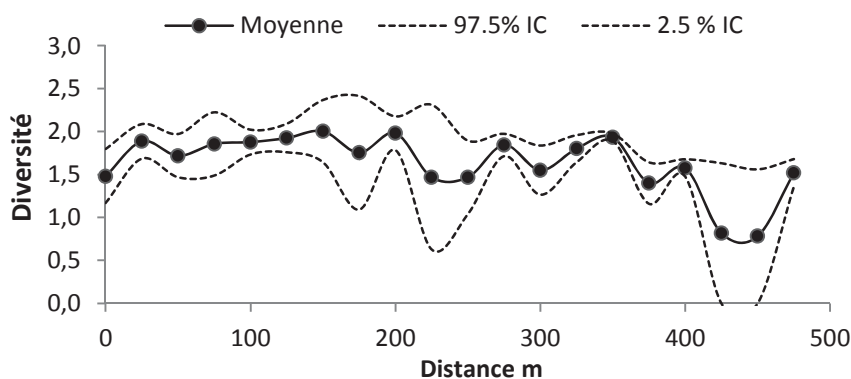


Fig. 204. Diversité moyenne en fonction de la distance par rapport à l'A51 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

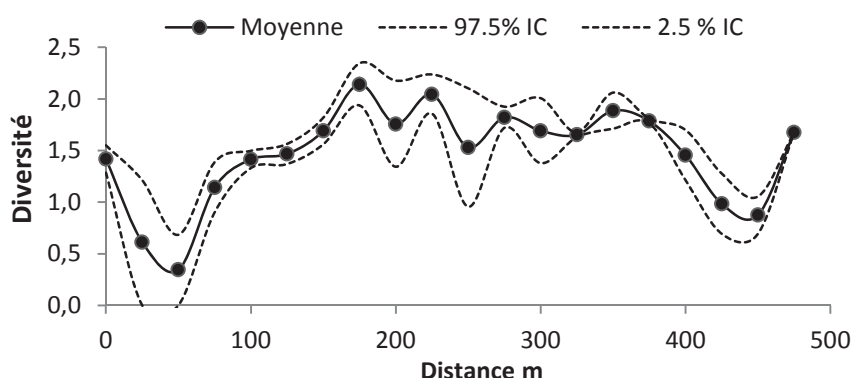


Fig. 205. Diversité moyenne en fonction de la distance par rapport à l'A57 et points de mesures et dispersion par rééchantillonnage (Pointillés).

4.3.4. Effet du type d'infrastructure

Indices de biodiversité

Une différence significative existe entre l'abondance, la richesse et les diversités des cinq sites (test de Kruskal-Wallis : Transects parallèles pour N $K=25,605$, $p < 0,0001$, pour S $K=23,296$, $p < 0,0001$, pour H' $K=25,591$, $p < 0,0001$; Transects perpendiculaires pour N $K=22,882$, $p < 0,0001$, pour S $K=56,976$, $p < 0,0001$, pour H' $K=58,427$, $p < 0,0001$).

Le nombre d'individus est significativement différent entre les autoroutes A51 et A57 (Test de Mann-Whitney $U=0$, $p=0,0004$), entre l'A51 et la LGV ($U=58$, $p=0,006$), entre l'A51 et la D96 ($U=64$, $p=0,0002$), la LGV et la VF ($U=6,5$, $p=0,006$) et enfin entre la VF et la D96 ($U=64$, $p=0,0002$). Il y a une différence significative des richesses entre les sites A51-A57 ($U=59$, $p=0,001$), LGV-LF ($U=1$, $p=0,0004$) et LF-D96 ($U=59,5$, $p=0,001$). Les sites A51-LGV et A51-D96, ont un nombre d'espèces similaire à la proximité de ces infrastructures. L'indice de Shannon diffère significativement entre les sites (A51-A57 $U=60$, $p=0,001$, A51-D96 $U=4$, $p=0,002$, LGV-LF $U=1$, $p=0,001$, LF-D96 $U=57$, $p=0,009$) excepté pour la comparaison des échantillons l'A51 et la LGV.

Pour les transects perpendiculaires, l'abondance et la richesse spécifique des Rhopalocères ne varient pas pour l'A51 et A57. De même, au niveau de la LGV et de la LF, aucune différence significative n'est observée sauf pour l'abondance ($U=115$, $p=0,020$). La richesse spécifique est significativement différente pour les comparaisons de l'A51 et la LGV ($U=335$, $p<0,0001$), l'A51 et la D96 ($U=285$, $p=0,018$) et la LGV et la VF ($U=69,5$, $p=0,0002$). L'abondance est significativement différente entre A51-LGV ($U=312$, $p=0,003$), A51-D96 ($U=271,5$, $p=0,050$). La diversité de Shannon est significativement différente entre A51-LGV ($U=362$, $p<0,0001$), LGV-LF ($U=47$, $p<0,0001$).

Assemblage des espèces en fonction des ITT

La même composition des populations de Rhopalocères est observée pour les sites D96, la LGV et l'A57. L'A51 est associée aux espèces telles que *Brintesia circe*, *Polyommatus hispanus*, *Melanargia galathea*, *Maniola jurtina*, *Pieris brassicae*. La voie ferrée est reliée aux espèces telles que *Gonepteryx rhami*, *Macroglossum stellatarum*, *Mellicta athalia*, *Limenitis reducta*... (Fig. 206, Annexe 5).

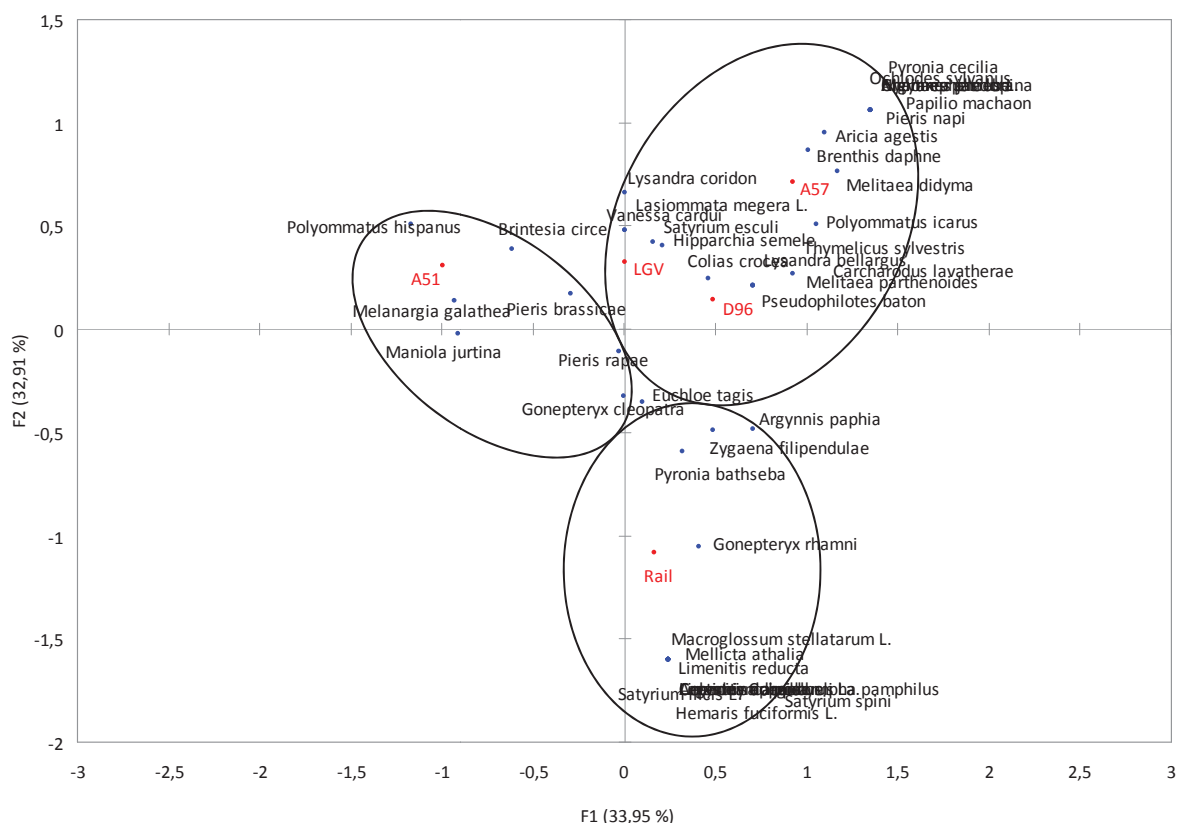


Fig. 206. AFC regroupant les Rhopalocères et les sites pour les transects parallèles

Pour les transects perpendiculaires, la composition en rhopalocères est semblable entre la LGV, de la VF et de la D96. Les autoroutes A51 et A57 n'ont pas le même assemblage d'espèces (Fig. 207, Annexe 5).

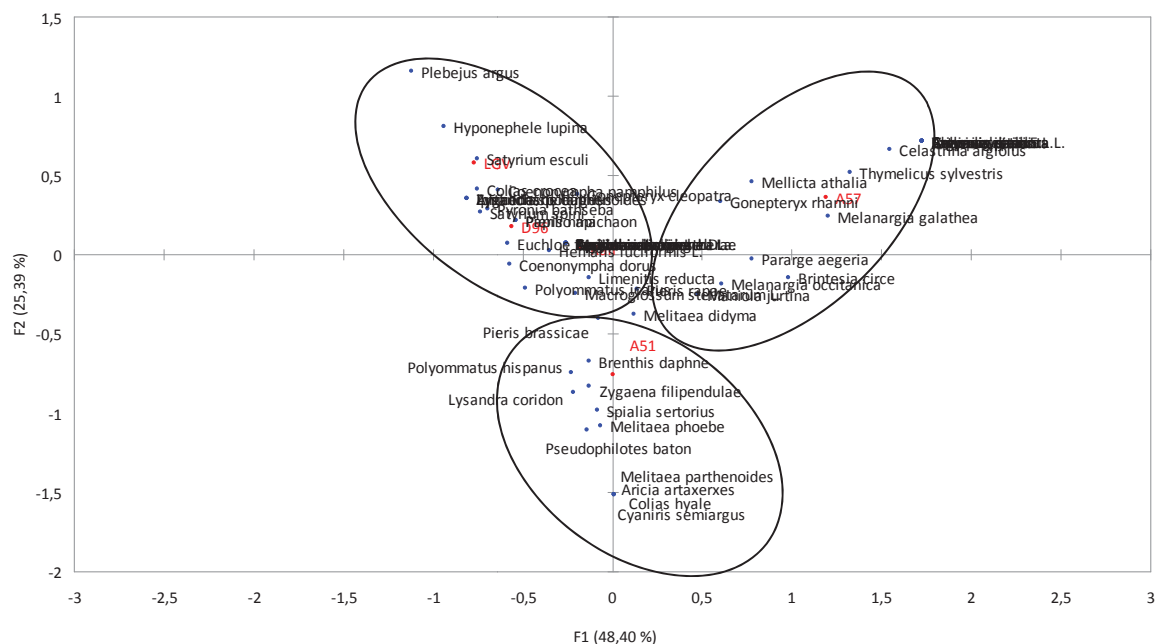


Fig. 207. AFC regroupant les Rhopalocères et les sites pour les transects perpendiculaires.

4.4. Discussion

4.4.1. Effet de la distance par rapport à l'infrastructure sur les populations de rhopalocères

Les indices de biodiversité suivent des variations en fonction de la distance par rapport à l'infrastructure. Ces variations peuvent être liées aux altitudes, aux températures et horaires influant sur l'abondance de certaines espèces. En cas de forte température, peu de papillons étaient observés et lors de vent important, des espèces plus grandes (*Iphiclidides podalirius*, *Papilio machao*) ou communes (*Pieris rapae*) étaient présentes en plus grande majorité. La distance est également un paramètre important et des tendances en fonction de la distance par rapport aux infrastructures sont déterminées.

Les indices d'abondance, de richesse et de diversité diminuent en fonction de la distance aux infrastructures sauf pour la voie ferrée. Les indices de la voie ferrée ne sont pas pertinents car la moyenne réalisée entre les deux échantillonnages était significativement différente. Les analyses de la voie ferrée peuvent avoir un biais lié aux conditions environnementales des différentes périodes. Une plus forte abondance et richesse spécifique apparaissent le 17 juin par rapport au 11 juin. Le transect était situé dans un petit vallon. La végétation était différente selon l'exposition et lorsqu'un plateau était présent, une forte abondance d'espèces floristiques pouvait être notée. Ce résultat pour cette infrastructure ne peut donc être exploité.

L'autoroute et la ligne à grande vitesse ont une abondance et une diversité spécifique les plus fortes. Le bord de ces deux infrastructures est attractif sur le nombre moyen d'espèces et d'individus de rhopalocères. Les milieux les moins modifiés par l'infrastructure possèdent le nombre d'individus

le plus faible. L'effet lisière de ces infrastructures serait de l'ordre de 400 m lié à des effectifs quasi-nuls. En créant une importante ITT, les caractéristiques de l'habitat changent et une modification de la composition et de la structure des espèces présentes apparaît. En effet, les accotements plus larges sont plus favorables à une richesse, une abondance et une diversité de papillons plus élevées (Saarinen *et al*, 2005). Les accotements de routes larges sont susceptibles de fournir une plus grande variété des habitats de reproduction pour les papillons (Munguira et Thomas, 1992). Le milieu étant ouvert sur une plus grande distance, une majorité d'espèces de papillons peuvent y trouver un milieu propice. La richesse spécifique suit la même tendance mais la différence des valeurs entre les infrastructures est moins confirmée. En comparant les indices de diversité et richesse spécifique, pour tous les différents types d'infrastructure, l'effet lisière semble s'atténuer linéairement sur 500 m.

Un gradient peut être établi sur les cent premiers mètres avec une forte proportion d'espèces de prairies à proximité de l'autoroute telles que *Satyrion sp* et *Polyommatus icarus*, observées sur des plantes telles que *Dorycnium pentaphyllum*, puis une apparition d'espèces forestières telles que *Pararge aegeria*, *Pyronia bathseba* en fin de transect correspondant à un milieu fermé et ombragé. Les indices de biodiversité en forêt de feuillus fermée près de l'autoroute stagnent à de faibles valeurs. L'effet lisière semble être réduit en forêt de feuillus fermée. Les forêts fermées ne satisfont guère les exigences des papillons aux habitats ensoleillés (Saarinen *et al*, 2005). Le pic d'abondance à 225 m correspond à une trouée prairiale. Une grande abondance de nectar est le facteur le plus important dans l'augmentation du nombre de papillons le long des accotements (Saarinen *et al*, 2005). La richesse spécifique des Rhopalocères est expliquée par l'abondance d'arbres et de buissons (González-Estébanez *et al*, 2011). La stabilité du milieu forestier joue un rôle crucial pour contrer l'effet lisière des grandes infrastructures. L'effet lisière est plus important au niveau de l'autoroute A51 traversant un habitat forestier plus fragmenté, où la connexion entre les patches de forêts est plus difficile (Sawchik *et al*, 2002).

4.4.2. Effet du type d'infrastructure sur les populations de rhopalocères

Les bords des infrastructures ont une composition de rhopalocères semblable entre la ligne à grande vitesse, la voie ferrée et la route départementale. Cette composition semblable est liée à l'homogénéité de la flore entre ces différents types d'infrastructure. Dans une autre étude, les groupes étaient assez similaires malgré les différentes densités de trafic et les largeurs de bord de route (Saarinen *et al*, 2005).

L'abondance et la richesse sont semblables sur les 500 premiers mètres des bords des autoroutes. Les deux autoroutes traversant deux types de forêt, l'assemblage des espèces était différent. *Charaxes jasius* est présente uniquement près de l'autoroute traversant une forêt de feuillus de sol siliceux. En effet, le sol siliceux permet la croissance de sa plante-hôte, l'*Arbutus unedo* et le milieu était fermé.

Le type d'infrastructure n'influe pas sur la composition en espèces contrairement au type de forêt fermée.

4.4.3. Les Rhopalocères, indicateurs de l'effet lisière

L'effet lisière entraîne le déclin des espèces forestières notamment lorsque le milieu forestier n'est pas suffisamment connecté à d'autres patches (Guiney *et al*, 2010). Cette étude montre que les rhopalocères pourraient être utilisés comme des indicateurs biotiques de l'effet lisière des ITT dans les études d'impact. Les papillons étant des espèces principalement retrouvées en milieu ouvert. La présence de ces espèces de prairies (Perrein, 2012) est une indication de quantification de l'effet lisière. Leur réponse est différente selon le type d'infrastructure de transport terrestre. Les réponses les plus fortes sont observées près des autoroutes, puis de la ligne à grande vitesse, la route départementale et enfin la voie ferrée. D'autres études doivent être menées pour valider ces observations avec un suivi sur plusieurs années, sur différentes saisons, un nombre plus important de sites d'étude et d'échantillons.

Selon l'Agence Européenne de l'Environnement, la moitié des espèces de prairies ont disparu en 20 ans (European Environment Agency, 2013). Les Rhopalocères sont fortement menacés par l'urbanisation (Fattorini, 2010) et par le changement climatique, l'agriculture intensive et la disparition des prairies. De plus, leur place au sein de la chaîne trophique en tant que pollinisateurs, fait des Rhopalocères un des maillons les plus importants (Bonebrake *et al*, 2010), et des insectes « clef-de-voûte » pour les écosystèmes. Les bords de routes constituent des habitats potentiels pour plusieurs espèces de papillons adaptées à la gestion régulière de fauche (Saarinen *et al*, 2005), ce sont des lieux de source de nourriture (Free *et al*, 1975), de refuge pour la reproduction pour certaines espèces de papillons, un lieu de reproduction (Parr *et al*, 1988). Ils peuvent également permettre aux espèces de migrer et coloniser des parcelles d'habitat isolés (Eversham *et al*, 1994; Ries *et al*, 2001).

Les dépendances vertes des infrastructures linéaires de transport sont ainsi des éléments du paysage incontournables pour la protection des espèces de rhopalocères. Des méthodes de gestion pourraient être appliquées en bordure des infrastructures, pour conserver la forte abondance qui y est présente (Saarinen *et al*, 2005).

4.5. Conclusion

L'effet lisière des infrastructures de transport terrestre (route, autoroute, voie ferrée et ligne à grande vitesse) sur la biodiversité en forêt méditerranéenne a été étudié, à l'aide d'un groupe taxonomique (les rhopalocères) facilement observable et qui possède une importance particulière pour la persistance des écosystèmes. Les effets sur les populations de rhopalocères varient selon l'ITT prise en compte. Les autoroutes ont un effet lisière plus fort sur le milieu que les autres types d'ITT, en créant de nouveaux habitats en bord de route et en repoussant la lisière forestière. Les lignes

ferroviaires à grande vitesse et les routes départementales ont un effet lisière plus faible. L'infrastructure fragmente ainsi le milieu naturel et modifie sa composition et sa structure ; l'impact sera d'autant plus important si l'habitat a déjà subi une fragmentation où se situe dans de petits patchs de forêts peu connectés entre eux. Cette étude complète les rares études traitant de la fragmentation des habitats naturels des routes sur les milieux naturels méditerranéens. Les Rhopalocères pourraient être utilisés en tant qu'indicateurs biotiques de l'effet lisière lors des études d'impact et de faisabilité des projets d'infrastructures de transport terrestre en milieu forestier méditerranéen.

5. Effet de la lumière artificielle du trafic routier sur les populations de chiroptères en forêts tempérées de feuillus

5.1. Introduction

Les routes affectent la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Les routes ont des effets directs comme la destruction des habitats et des réseaux écologiques, la mortalité accrue de la faune en raison des collisions, mais aussi indirects comme la fragmentation des écosystèmes (Forman *et al*, 2003). La fragmentation des habitats naturels correspond à la réduction des écosystèmes et l'isolement des habitats des espèces animales (Coffin, 2007). La fragmentation est une cause majeure du déclin de la biodiversité, avant celle de la pollution (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ce processus est défini d'une part par la réduction de la surface de l'habitat, et, d'autre part par l'isolement de cet habitat. Les divers freins, obstacles, barrières des routes limitent ou interdisent le déplacement normal et nécessaire de la faune, cela nuit au mélange des gènes au sein des espèces et de leurs habitats (Rozier, 1999).

Les effets barrières résultent d'une combinaison de perturbations liées à un habitat inadapté, perturbé (bruit, pollution, trafic...), aux obstacles physiques (surface de l'infrastructure, fossés, végétation clairsemée...). La plupart des obstacles ne bloque pas complètement les mouvements de la faune, mais ils réduisent considérablement le nombre de passages (Mader, 1984; Merriam *et al*, 1989). La mortalité routière par collisions de la faune avec les véhicules contribue à l'effet barrière, et peut entraîner une réduction du flux de gènes et une fragmentation des populations (Jackson et Fahrig, 2011). En France, le réseau français atteint un million de kilomètres avec 10000 à 100000 véhicules/jour sur les axes chargés, ce flux s'étendant sur une partie de la nuit (Arthur et Lemaire, 2009).

En condition nocturne, la lumière artificielle, induite par les phares de véhicules du trafic automobile, affecte les interactions écologiques. Cette perturbation induit notamment des troubles du comportement chez la faune nocturne (Laurance *et al*, 2009). Quelques rares études scientifiques antérieures ont montré que certaines espèces de chauves-souris (Chiroptères) se sont adaptées à la recherche de nourriture près des zones d'attraction des insectes par les lampes à vapeur de mercure

tandis que d'autres peuvent réduire leur activité près des sources lumineuses et vont modifier leurs itinéraires de vol (Stone *et al*, 2009).

Les chauves-souris sont des petits mammifères essentiellement nocturnes, ayant de faibles taux de reproduction, une durée de vie élevée, une grande mobilité. Ces populations sont généralement vulnérables à la fragmentation de l'habitat et à la mortalité routière (Stone *et al*, 2009), ce qui en fait de bons sujets pour tester les effets de la pollution lumineuse routière.

La forêt est un écosystème essentiel à la conservation de la biodiversité. Cependant, les forêts sont traversées et dégradées par les réseaux routiers. Elle est un conservatoire de la biodiversité à l'échelle du territoire national (Piveteau *et al*, 1999). Le milieu forestier est un milieu propice à la chasse (grand réservoir d'insectes) et accueille de nombreuses espèces de chiroptères, qui colonisent les cavités, fissures d'arbres (grande richesse en gîtes) (Entwistle *et al*, 2001). En France, elle couvre 16,3 millions d'hectares, soit un tiers de la surface totale du territoire. Les peuplements de feuillus représentent 67% de la surface forestière (IGN, 2013).

L'effet de la lumière artificielle du trafic routier sur l'activité des populations de chiroptères est mesuré par l'enregistrement des ultra-sons. L'activité est étudiée au bord des routes départementales dans deux forêts de feuillus normandes par simulation du trafic routier et en phare allumé en position fixe. L'activité des chiroptères près de la source lumineuse est comparée à l'activité au cœur de l'écosystème de la forêt. L'hypothèse testée est que la lumière artificielle du trafic routier pourrait être d'une part une zone répulsive pour certaines espèces lucifuges et d'autre part une zone attractive pour d'autres espèces de chiroptères qui seraient attirées par les zones de regroupement des insectes près de ces sources lumineuses.

5.2. Matériel et Méthodes

5.2.1. Description des deux zones d'études

La forêt de Perseigne est située dans le département de la Sarthe (72) (Coordonnées géographiques : 48° 24' 20'' N – 0° 15' 00'' E). Le massif domanial de Perseigne s'étend sur une surface de 5100 ha et couvre plusieurs communes. La forêt d'Écouves se trouve dans le département de l'Orne (61), au nord d'Alençon, entre les communes de Carrouges à l'ouest et de Sées à l'est (Coordonnées géographiques : 48° 32' 42'' N – 0° 03' 53'' E). Elle s'étend sur une surface de 8200 ha. Les forêts ont été choisies pour leur végétation à dominante feuillue (essences principales : chêne sessile (*Quercus petraea*) et hêtre (*Fagus sylvatica*) et pour leur statut de protection. Mesure de l'activité chiroptérologique par enregistrements d'ultrasons.

Localisation des points d'enregistrement

Deux points d'enregistrement sont identifiés : 1) au bord de la route RD311 pour la forêt de Perseigne et de la RD26 pour la forêt d'Écouves ; 2) au cœur de la forêt (au milieu de la tache d'habitat), à 2 km du 1^{er} point d'écoute.

Méthode d'enregistrement

La méthode d'enregistrement s'appuie sur le protocole élaboré par Vigie Nature. Elle consiste en une transformation des ultrasons en sons audibles par l'oreille humaine. L'enregistreur utilisé est un enregistreur numérique à carte mémoire de la marque Zoom H2. Les enregistrements sont réalisés en format WAV sans compression. Le détecteur utilisé est le Tranquility Transect de la marque Courtpan/David Bale.

Conditions météorologiques requises

Les soirées à conditions météorologiques défavorables (vent > 30 km/h, précipitations et température < 12°C) ainsi que les semaines de pleine lune sont évitées pour les espèces lucifuges (Muséum d'Histoire Naturelle de Bourges, 2013).

Catégorie des tests

Quatre types de tests sont mis en place lors des 16 soirées d'enregistrement. Les relevés sont effectués après le coucher du soleil vers 22h30 jusqu'à 1h30 du matin, correspondant au pic d'activité des chiroptères.

- Le 1^{er} test est lié à un lieu de référence, appelé « Forêt ». Il est réalisé au cœur de la forêt, près d'un chemin forestier, sans lumière afin de mesurer l'activité des chauves-souris dans un lieu naturel non perturbé par la circulation,
- Le 2^{ème} test étudie l'effet lisière de la route, appelé « Lisière », il est mis en place au bord des routes étudiées, sans lumière,
- Le 3^{ème} test de perturbation lumineuse, appelé « Lisière Immobile_n » consiste à simuler une source lumineuse seule, fixe, qui vient perturber le test 2. Pour cela, la voiture est placée en bord de route, moteur éteint, feux allumés. Le test est nommé «Immobile»_n avec n correspondant à la moyenne du temps en minutes du passage d'un véhicule, par exemple n=30 correspondant à un véhicule toutes les minutes sur la durée de 30 min,
- Enfin, le 4^{ème} test, appelé « Lisière Mobile_n» permet de déterminer la perturbation des activités des chiroptères par le bruit et la lumière du trafic moyen. Les différents tests sont indicés par la valeur du trafic moyen et sont nommés « Mobile_n » avec n correspondant à la moyenne du temps en minutes du passage d'un véhicule.

Pour les tests « Lisière », « Immobile » et « Mobile », le dispositif est placé en bord de route, sur une perche à 1 mètre de hauteur. La voiture est placée de l'autre côté de la route, soit à environ 10 mètres de l'enregistreur pour les tests « Lisière » et « Immobile » (Fig. 208). Pour le test « Forêt », le matériel est positionné en bordure d'un chemin forestier. La voiture est stationnée plus loin. Chaque enregistrement dure 30 minutes. Entre chaque enregistrement, un laps de temps de 20 minutes est réalisé afin que les perturbations entraînées par la simulation d'éclairage artificiel s'atténuent.

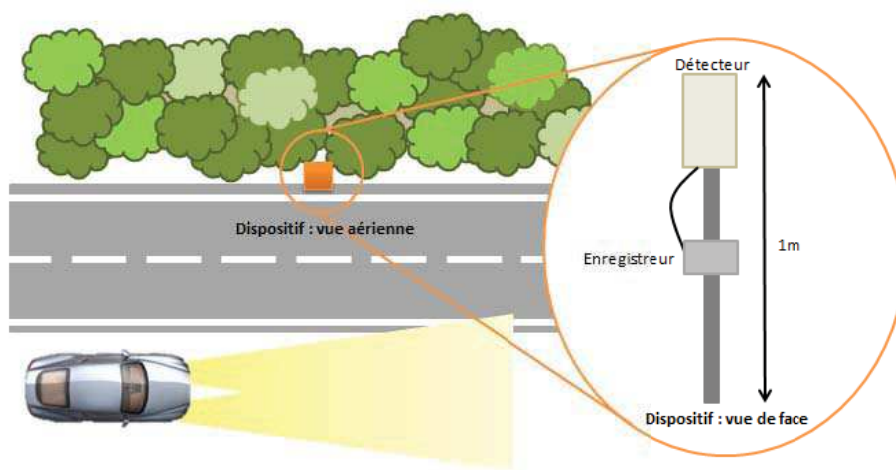


Fig. 208. Schéma du dispositif pour le test « Immobile ».

Nombre de campagnes

Les campagnes d'enregistrement se déroulent pendant les semaines 28 et 29 en forêt de Perseigne et 30 et 33 pour la forêt d'Écouves, en 2012. Quatre enregistrements sont réalisés par semaine, 1 session par jour. Chaque jour, les tests sont permutés afin de ne jamais avoir les mêmes combinaisons (Tab. XXIV).

Tab. XXIV. Combinaison des tests pour chaque session d'enregistrement.

Jours de la semaine	1 ^{er} test	2 ^{ème} test	3 ^{ème} test	4 ^{ème} test
Lundi	Forêt	Mobile	Lisière	Immobile
Mardi	Lisière	Forêt	Immobile	Mobile
Mercredi	Immobile	Lisière	Mobile	Forêt
Jeudi	Mobile	Immobile	Forêt	Lisière

5.2.2. Analyses et statistiques

Les sonagrammes d'enregistrements sont visualisés à partir du logiciel d'analyse de sons Syrinx (John Burt, www.syrinxpc.com). L'identification des espèces de chiroptères est effectuée selon l'analyse de la fréquence des signaux acoustiques décrite dans la référence : Arthur Laurent et Lemaire Michel, 2009. Les Chauves-Souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Biotope/ Publications scientifiques du Muséum, Collection : Parthénope, 544 p. et selon l'écoute des signaux en comparant aux enregistrements de références du programme Vigie Nature (<http://vigienature.mnhn.fr/page/les-fiches-especes>).

Les résultats obtenus sont analysés à l'aide du logiciel R (version 2.14.1) et XLStats© (Version 2012.5.01). Dans le texte suivant détaillant les tests statistiques, les sites d'études sont nommés « P » pour la forêt de Perseigne et « E » pour la forêt d'Écouves. Le nombre d'échantillons d'enregistrements correspond au nombre de soirées d'enregistrement : 8 pour chacune des deux forêts. Cette analyse s'effectue sur le nombre de contacts de l'activité des chauves-souris correspondant pour les deux sites à une valeur >500 . Les données ne répondant pas aux critères d'égalité des variances et de distribution normale les tests utilisés sont de type non paramétrique. L'hypothèse posée étant que les données par tests sont non appariées.

La biodiversité est mesurée à partir de ces contacts suivant la moyenne des indices d'abondance, de richesse spécifique et de diversité de Shannon, et l'indice de similarité de Sorensen. La moyenne de l'indice d'abondance est définie par la moyenne du nombre de spécimens par espèces entre les réplicats. La richesse spécifique et la diversité de Shannon-Weaver moyennes sont calculées à partir du nombre d'espèces de l'abondance moyenne.

Les résultats de la diversité de Shannon sont comparés selon les indices d'équitabilité et de dominance de Simpson.

Les fréquences et les moyennes des graphiques sont complétées de l'erreur standard (e.s.). Les moyennes dans le corps du texte sont accompagnées de l'erreur standard. Les intervalles de confiance des fréquences sont calculés selon la méthode de Wald avec correction de continuité et pour les moyennes par la racine carrée de la variance sur le nombre de contacts.

Les corrélations entre la variable nombre de contacts et les variables explicatives, température en °C, pourcentage de visibilité de la lune, et période horaire d'enregistrements, sont effectuées selon le modèle linéaire généralisé de la régression log-linéaire de Poisson. Les corrélations deux à deux entre le nombre de contacts vs la température et vs la visibilité lunaire sont déterminées avec le test de Spermann ($\alpha=0,05$).

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis permet de comparer un nombre important d'échantillons non appariés. La méthode de Monte Carlo a été choisie pour lancer l'analyse, avec un nombre de simulations de 10 000 et une valeur seuil de $\alpha=0,05$. Le test de Kruskal-Wallis et Mann Whitney ($\alpha=0,005$) est appliqué sur la comparaison des moyennes des indices de biodiversité des différents tests.

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) et la classification ascendante hiérarchique (CAH) de méthode de Ward analysent les associations du nombre de contacts des espèces entre les composantes des variables horaires, tests (mobile, immobile, forêt).

5.3. Résultats

5.3.1. Influence des variables environnementales sur les populations de chiroptères

Composition et structure chiroptérologique des deux sites d'étude

Pour la forêt de Perseigne 780 contacts, 7 espèces, ont été enregistrées mi-juillet et pour la forêt d'Écouves 355 contacts, 6 espèces fin juillet et mi-août.

Les deux sites ont une similarité et une diversité des espèces de chiroptères différentes (Indice de Jaccard : 0,636) (Fig. 209). Pour la forêt de Perseigne l'espèce majoritaire est *Eptesicus serotinus* 58,4% [54,9-61,9], puis *Nyctalus noctula* 30,9% [27,6-34,2] et *Pipistrellus pipistrellus* 8,0% [6,0-9,9]. Pour le site d'Écouves c'est *Eptesicus serotinus* 34,6% [29,6-39,7], *Pipistrellus pipistrellus* 34,1% [29,2-39,0] et *Pipistrellus kuhli* 23,9% [19,5-28,4]. La forêt de Perseigne présente deux espèces en plus par rapport au site Écouves : *Rhinolophus ferrumequinum* et *Barbastellus barbastellus* (Annexe 6).

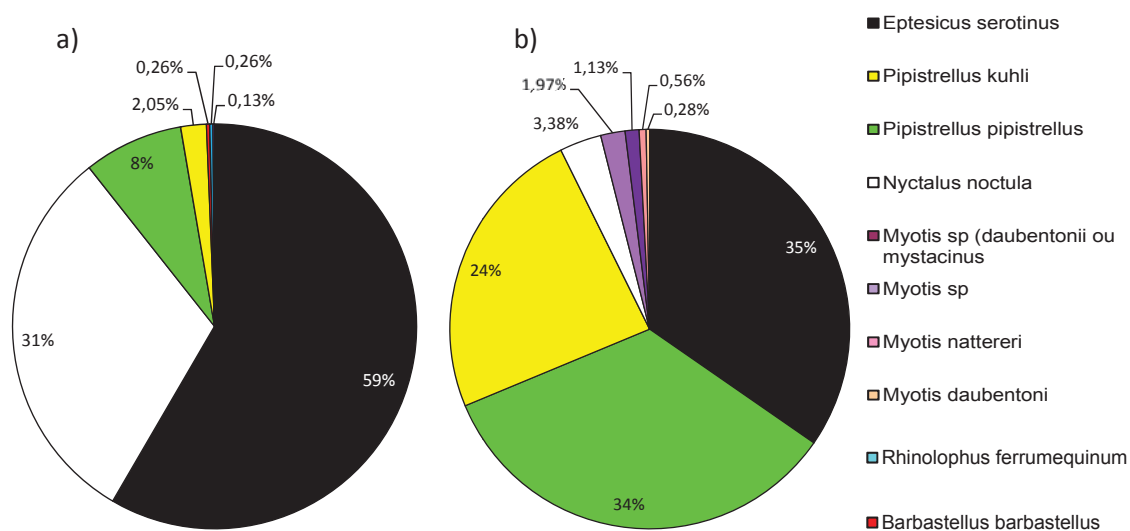


Fig. 209. Répartition des espèces en fonction des sites d'étude, forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b).

L'indice de diversité de Shannon est de 0,43 pour la forêt de Perseigne et de 0,59 pour la forêt d'Écouves. L'indice d'équitabilité est de 0,06 pour la forêt de Perseigne et de 0,1 pour la forêt d'Écouves, la dominance de Simpson de 0,8 pour Perseigne et 0,65 pour Écouves. L'indice de similarité de Sorensen est de 0,92.

Température et visibilité lunaire

Le nombre de contacts est corrélé à 41% à la visibilité lunaire (Test de Spearman 0,168, $p < 0,0001$). Les valeurs maximales du nombre de contacts se retrouvent lors d'une visibilité lunaire proche du stade nouvelle lune (Fig. 210).

Le nombre de contacts est corrélé à 22,6% à la température (Test de Spearman 0,051, $p < 0,0001$). Les soirées de pluie 11 et 12 juillet en forêt de Perseigne sont supprimées de l'analyse (Fig. 210). Entre 14 à 19°C le nombre de contacts atteint l'optimum. En dessous et au-dessus de ces températures, il diminue.

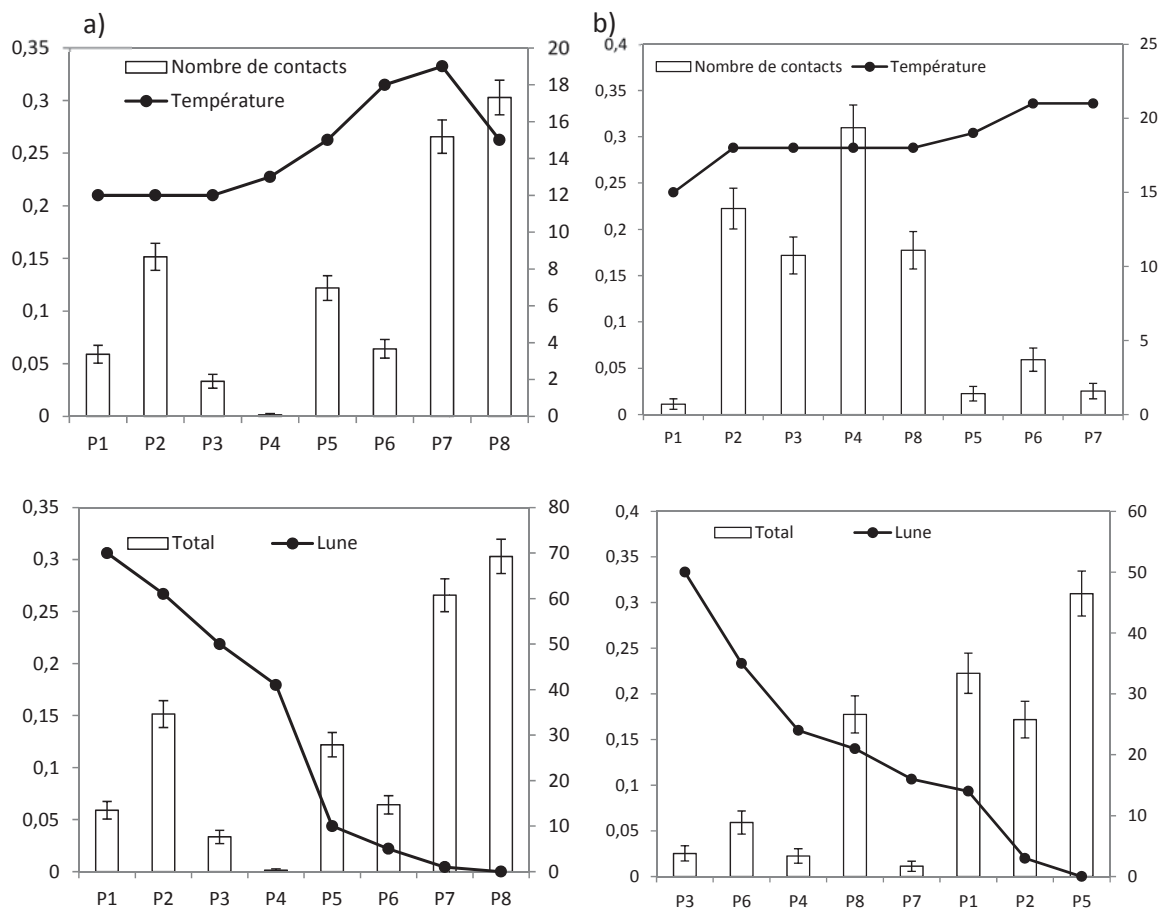


Fig. 210. Histogramme de la fréquence relative du nombre de contacts en fonction des échantillons associée aux courbes de température et visibilité lunaire en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b).

Horaire d'écholocation

Le pic d'activité est plus important entre 23h20-00h40 (P : 37,4% [32,8-41,9], 28,4% [24,1-32,6], E : 31,0% [25,4-36,6], 28,2% [22,7-33,6]), puis 1h-1h30 (P : 25,5% [19,5%-31,6%], E : 18,3% [21,4-29,7]), 22h30-23h00 (P : 8,7% [6,0-11,4%], E : 22,5% [17,3-27,8]) pour les deux sites (Fig. 211).

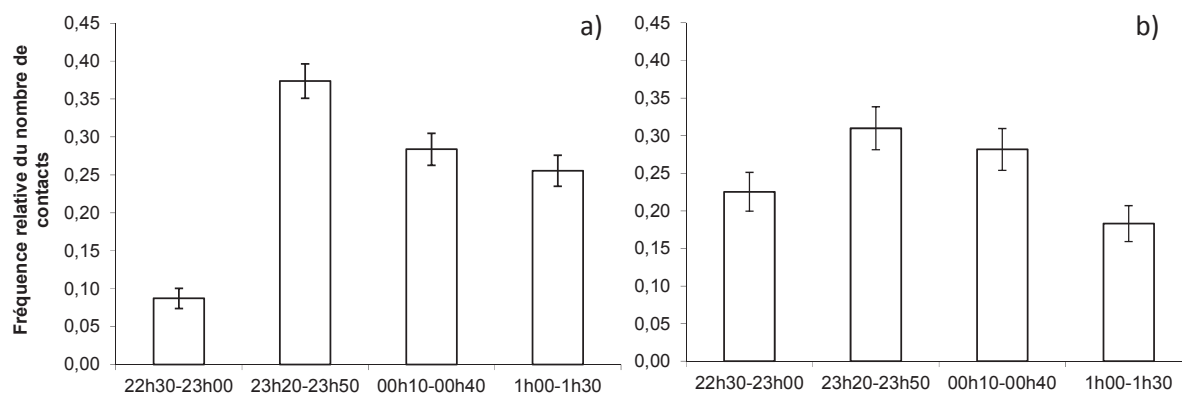


Fig. 211. Fréquence relative du nombre de contacts en fonction de la période horaire d'enregistrement en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b).

En fonction de l'heure d'enregistrement, la répartition des activités des espèces diffère d'un site à l'autre (Fig. 212 à Fig. 216). Les espèces les plus représentées dans les deux sites *Eptesicus serotinus*, *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus pipistrellus* et *P. kuhli* sont actives globalement dans toutes les tranches horaires. Le pic d'activité de *Eptesicus serotinus* se trouve entre 00h10 et 00h40 à Perseigne ($71,4\% \pm 2,1$), alors qu'à Écouves, il se situe entre 22h30 et 23h00 ($75,0\% \pm 2,0$). *Nyctalus noctula* est active en début de soirée, de 22h30 à 23h00, en forêt de Perseigne ($66,2\% \pm 2,2$). En forêt d'Écouves, *Pipistrellus pipistrellus* est plus abondante entre 23h20 et 23h50 ($46,4\% \pm 2,3$); *P. kuhli* de 1h00 à 1h30 ($44,6\% \pm 2,3$).

Pour Perseigne, l'activité de *Barbastellus barbastellus* a été enregistrée uniquement de 22h30 à 23h00 ($1,5\% \pm 0,6$) et de 1h00 à 1h30 ($0,5\% \pm 0,3$), pour *Rhinolophus ferrumequinum* de 23h00 à 23h50 ($1,5\% \pm 0,6$ et $0,3\% \pm 0,3$) et *Myotis mystacinus* de 22h30 à 23h50 ($0,5\% \pm 0,3$). À Écouves, l'activité des *Myotis* est plus importante entre 1h00 et 1h30 ($13,8\% \pm 1,6$).

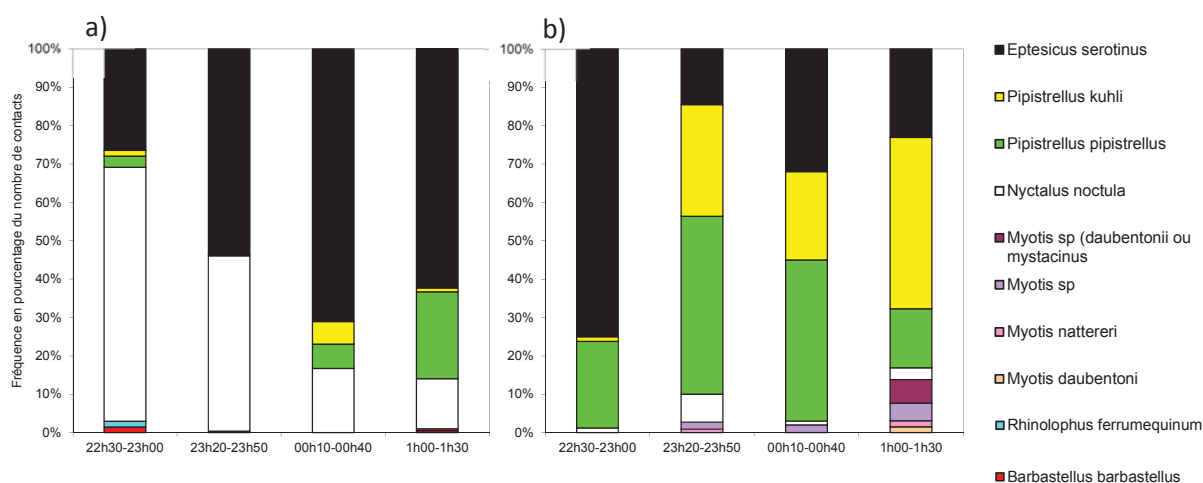


Fig. 212. Fréquence en pourcentage du nombre de contacts des espèces de chiroptères en fonction de la période horaire d'enregistrement en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b).

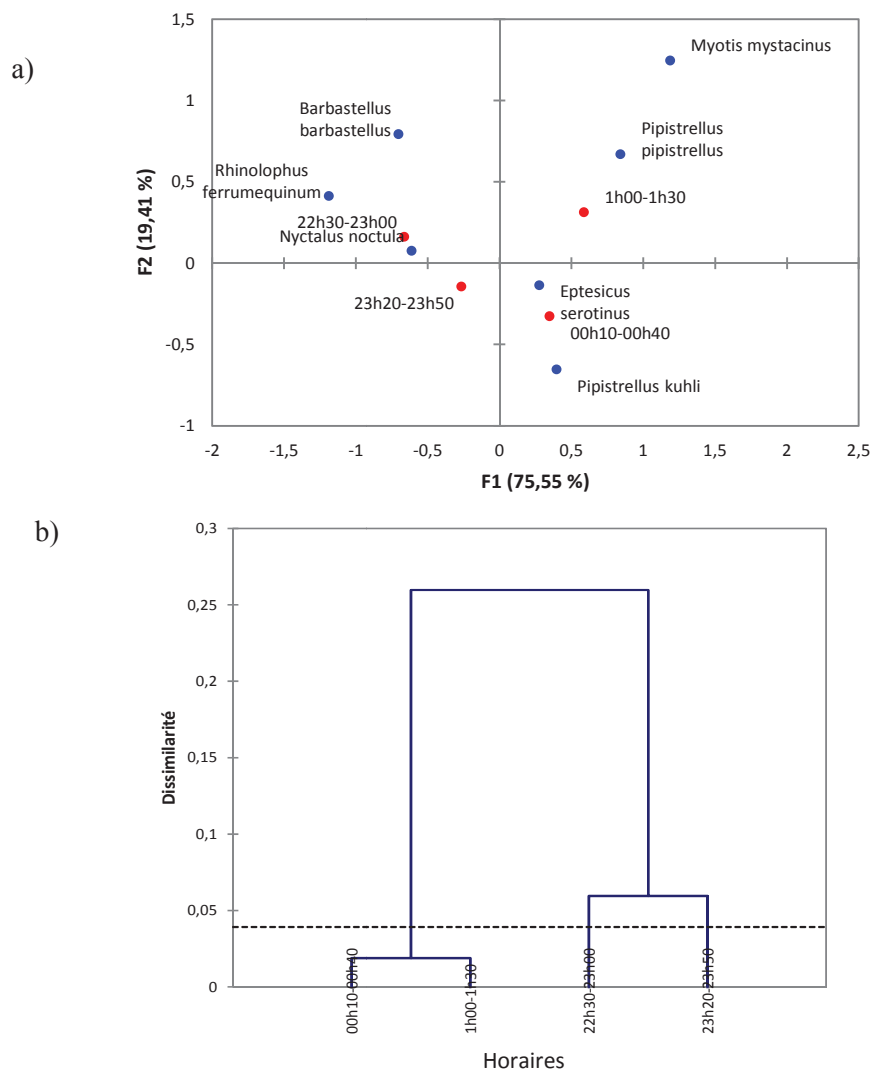


Fig. 213. Projection des variables des différents horaires associés au trafic sur le cercle de corrélation de l'AFC en axes F1 et F2 (a), CAH (b) en forêt de Perseigne.

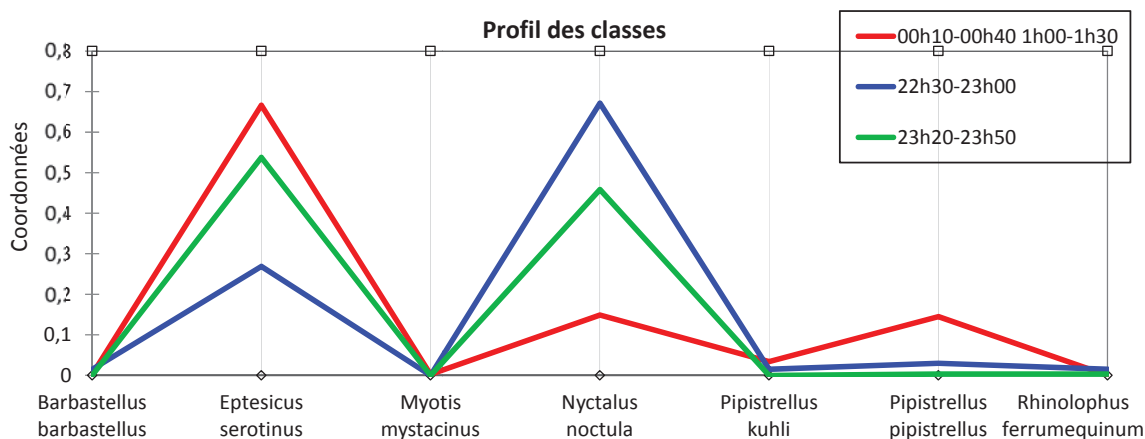


Fig. 214. Projection des variables des différents horaires associés au trafic sur les profils de classe en forêt de Perseigne.

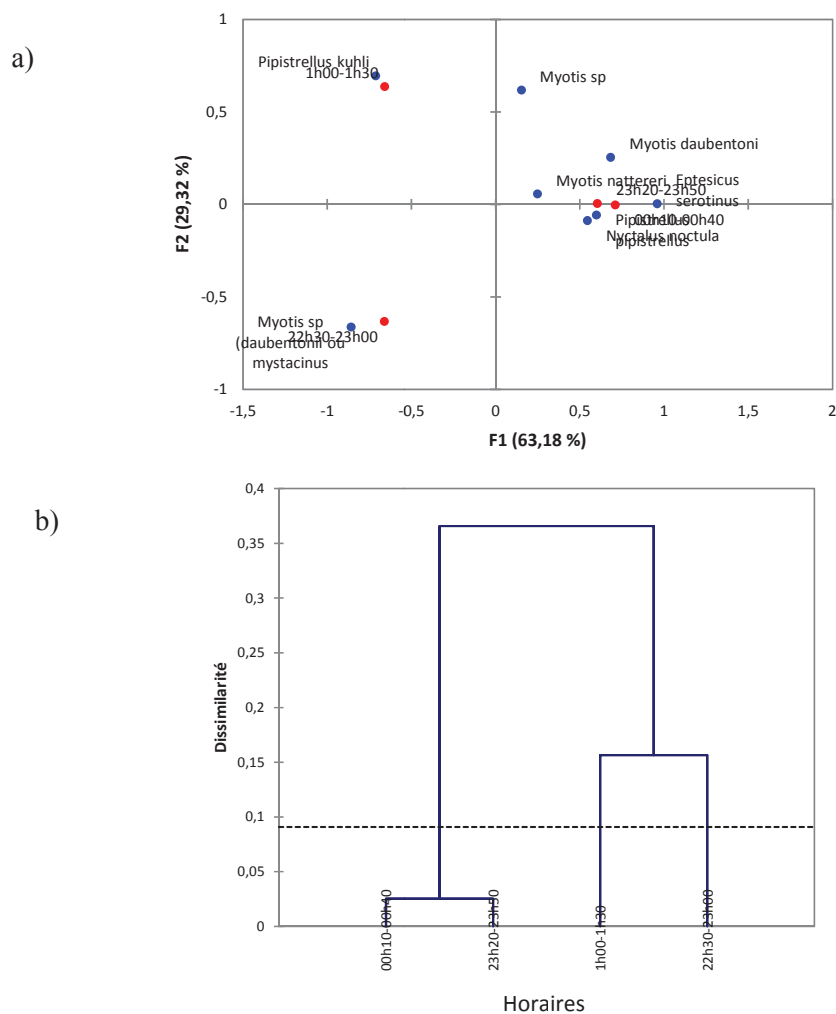


Fig. 215. Projection des variables des différents horaires associés au trafic sur le cercle de corrélation de l'AFC en axes F1 et F2 (a), CAH (b) en forêt d'Ecouvès.

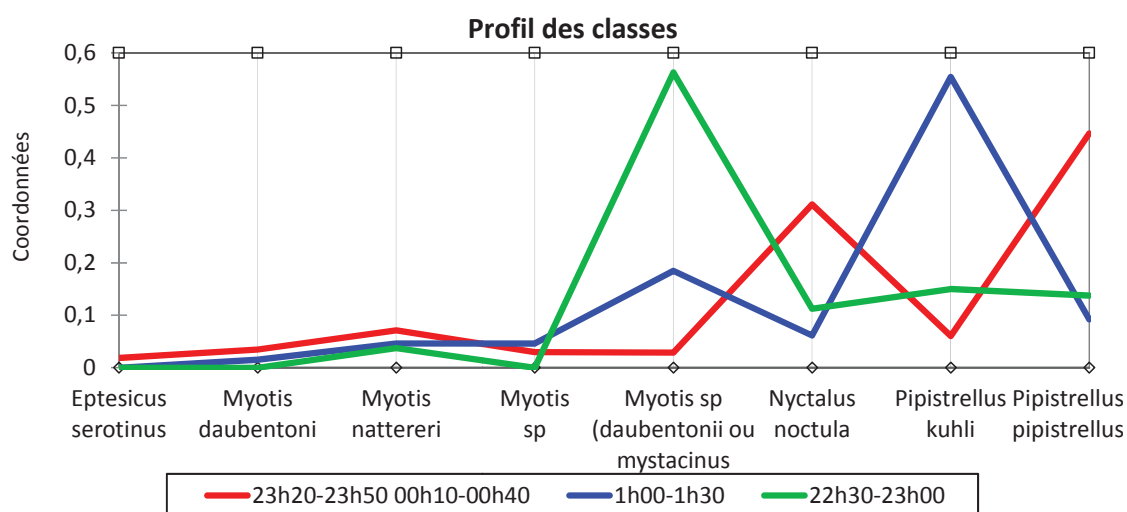


Fig. 216. Projection des variables des différents horaires associés au trafic sur les profils de classe en forêt d'Ecouvès.

L'indice de diversité de Shannon par périodes horaires n'est pas significativement différent entre les deux sites (Test de Kruskal-Wallis) : 22h30-23h00 : $0,34 \pm 0,04$, 23h20-23h50 : $0,44 \pm 0,03$, 00h10-00h40 : $0,45 \pm 0,03$, 1h00-1h30 : $0,55 \pm 0,4$.

Modèle linéaire généralisé de Poisson

Le modèle linéaire généralisé de Poisson indique que les variables : horaire, date, site, température, lune et trafic moyen influent sur l'activité des chauves-souris (Tab. XXV-Tab. XXVI). Par la suite, il a été choisi d'étudier le regroupement par tests de la totalité des échantillons et d'analyser en détail les données en séparant chaque soirée d'enregistrement.

Tab. XXV. Régression Poisson analyse de type III χ^2 (LR) Pr > LR des espèces vs. Horaire/Date/Site.

Espèces	Horaire		Date		Site	
barbar	1,04E+03	< 0,0001	1,37E+145	< 0,0001	-9,82E-07	
eptser	6,63E+00	0,0100	6,06E+01	< 0,0001	2,42E+02	< 0,0001
myodau	1,93E+02	< 0,0001	1,91E+06	< 0,0001	6,04E-07	0,9994
myomys	-4,61E-07		-4,57E-07		-4,63E-07	
myonat	2,10E+02	< 0,0001	6,70E+112	< 0,0001	-2,78E-07	
myosp	9,94E+02	< 0,0001	6,38E+02	< 0,0001	2,01E-02	0,8872
myodauoumys	-5,25E-07		-5,25E-07		-5,25E-07	
nycnoc	8,87E+00	0,0029	5,63E-02	0,8125	2,17E+01	< 0,0001
pipkuh	1,40E+01	0,0002	1,33E+04	< 0,0001	3,74E+01	< 0,0001
pippip	1,86E+01	< 0,0001	6,94E+01	< 0,0001	6,81E+00	0,0091
rhifer	2,43E+02	< 0,0001	2,26E+227	< 0,0001	-8,51E-07	
Total	1,46E+01	0,0001	1,58E+02	< 0,0001	4,03E+02	< 0,0001

Tab. XXVI. Régression Poisson analyse de type III χ^2 (LR) Pr > LR des espèces vs. Température/Lune/Trafic moyen/Test.

Espèces	Température		Lune		Trafic moyen		Test	
barbar	6,55E+28	< 0,0001	1,82E+03	< 0,0001	2,49E+01	< 0,0001	2,69E+09	< 0,0001
eptser	3,97E+00	0,0463	6,30E+00	0,0120	3,41E+01	< 0,0001	1,29E+01	0,0003
myodau	-4,66E-07		-4,78E-07		3,74E-08	0,9998	2,04E-07	0,9996
myomys	-4,69E-07		-4,68E-07		1,45E+01	0,0001	-4,68E-07	
myonat	4,12E+02	< 0,0001	-4,45E-07		-9,30E-07		4,20E+00	0,0403
myosp	4,03E-02	0,8408	3,39E-01	0,5604	9,76E-02	0,7547	1,45E+01	0,0001
Myodauoumys	-5,25E-07		-5,25E-07		-5,25E-07		8,43E+01	< 0,0001
nycnoc	1,10E+00	0,2936	2,14E+00	0,1431	2,79E+00	0,0950	3,60E+01	< 0,0001
pipkuh	1,23E+01	0,0004	1,18E+00	0,2772	4,17E+00	0,0411	1,42E+02	< 0,0001
pippip	9,07E+00	0,0026	5,23E+00	0,0222	4,82E+00	0,0282	7,22E+01	< 0,0001

Espèces	Température		Lune		Trafic moyen		Test	
rhifer	5,91E-04	0,9806	-4,12E-07		5,73E-01	0,4492	-8,44E-07	
Total	2,13E-01	0,6444	4,26E+00	0,0389	9,77E+00	0,0018	8,11E+01	< 0,0001

5.3.2. Influence du trafic moyen

Le nombre de contacts est corrélé au trafic moyen (Test de Spearman : P : 0,106, $p=0,024$, E : 0,152, $p=0,014$). Pour les deux forêts, une intensité du trafic très faible et très forte semble faire diminuer le nombre de contacts. Le trafic d'un véhicule toutes les minutes correspond à de très faibles valeurs du nombre de contacts (Fig. 217).

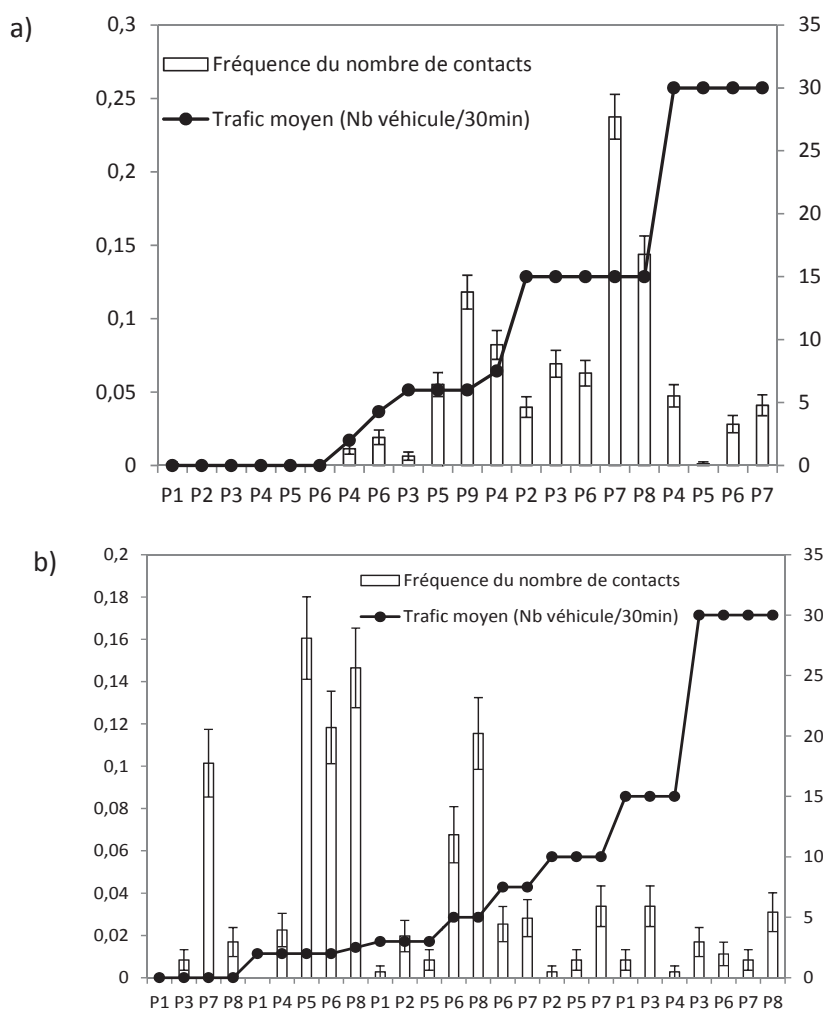


Fig. 217. Histogramme du nombre de contacts en fonction des échantillons associé à la courbe du trafic moyen en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b)

Pour les deux forêts, les tests dits « Mobile » et « Immobile » montrent des populations assez semblables quel que soit le trafic et les populations du test, « Forêt » diffère des autres tests. L'intensité du trafic et le bruit de moteur ne provoquent pas de différence (Fig. 218).

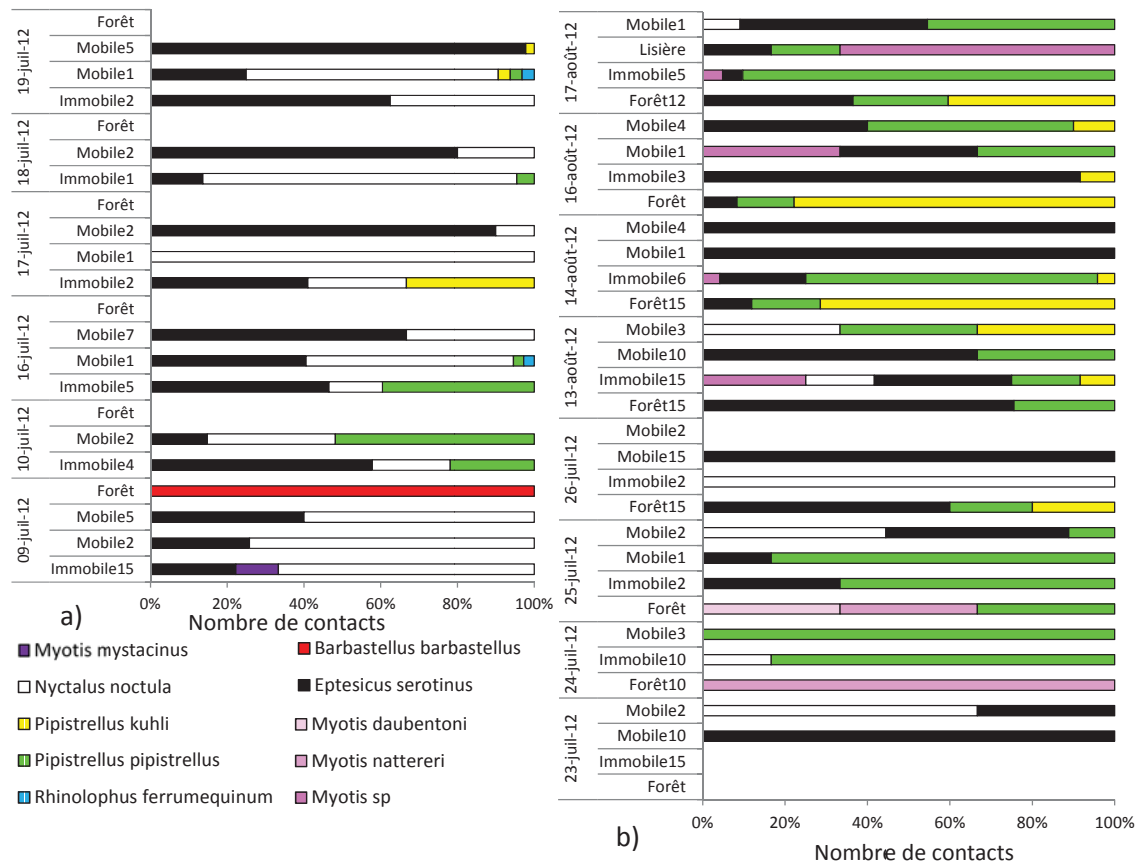


Fig. 218. Fréquence du nombre de contacts par espèces en fonction des tests en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b).

5.3.3. Activité des chiroptères suivant les tests « forêt », « mobile », « immobile »

Abondance

En forêt de Perseigne, les tests « mobile », « immobile » et « forêt » sont significativement différents (Test de Kruskal-Wallis : $K=14,398$; $ddl=2$; $p=0,001$). En forêt de Perseigne la « forêt » possède le moins d'activité de chiroptères que pour les tests « Mobile » (Test de Mann-Whitney : $U=5,500$, $p=0,0003$) et « Immobile » ($U=59,500$, $p=0,002$).

En forêt d'Écouves, les différences ne sont pas significatives (Test de Kruskal-Wallis : $p>0,05$) (Fig. 219).

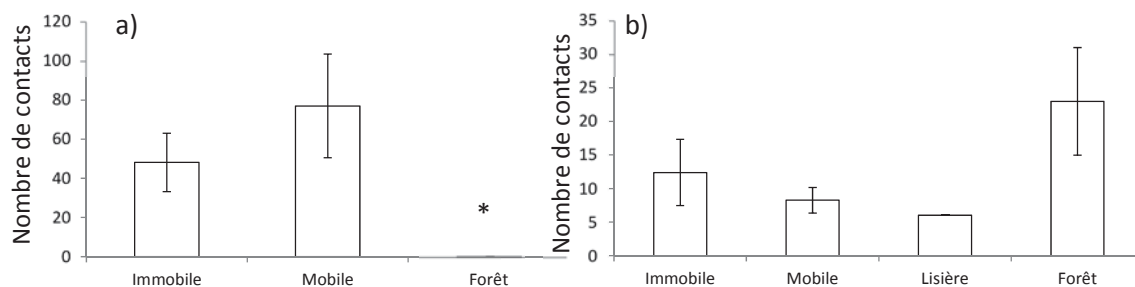


Fig. 219. Nombre de contacts en fonction des tests en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b) (* Test de Mann-Whitney $p > 0,05$).

En forêt de Perseigne, sur 2 échantillons le nombre de contacts du test « Mobile » est supérieur au test « Immobile » et seulement sur un échantillon le nombre est supérieur pour le test « Immobile ». Pour chacun des échantillons, le nombre de contacts en « forêt » est quasi-nul et inférieur aux tests (Fig. 220).

En forêt d'Écouves, deux échantillons montrent que le nombre de contacts est supérieur pour le test « Mobile » comparé à « Immobile » et inversement pour deux autres échantillons. En juillet, la « forêt » a un très faible taux de contacts comparé aux autres tests. Au mois d'août la tendance s'inverse, avec une très forte activité en « forêt » et moins pour les autres tests (Fig. 220).

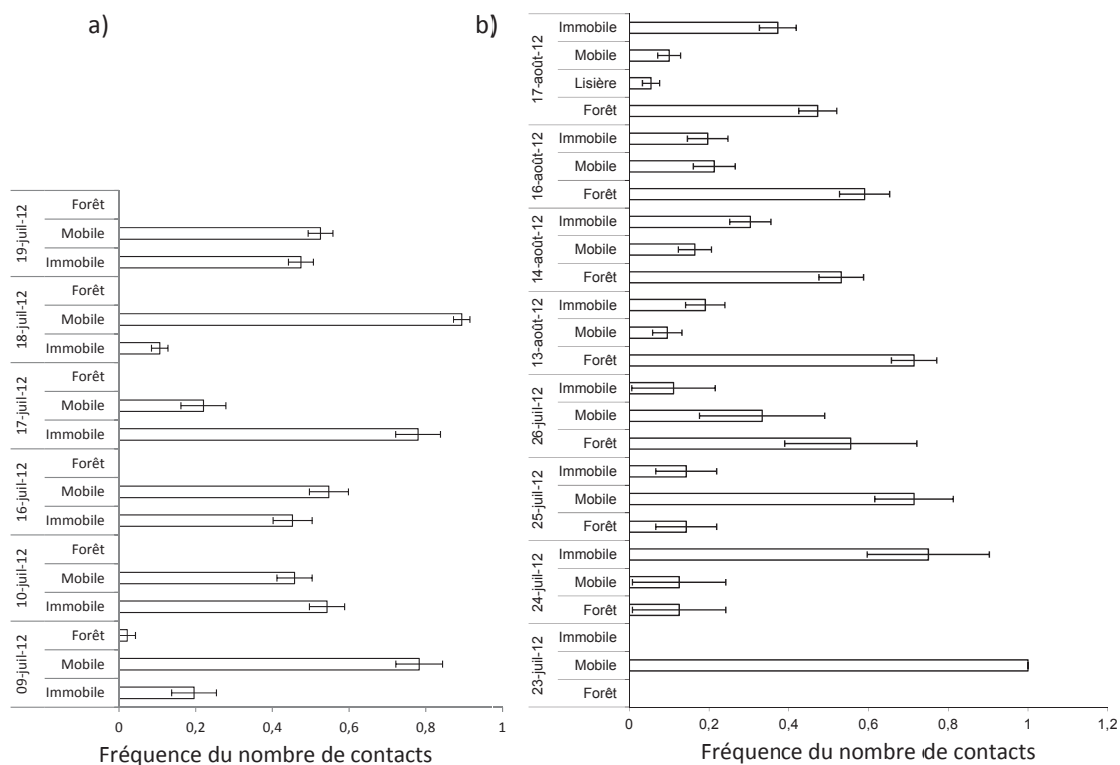


Fig. 220. Fréquence relative du nombre de contacts par échantillon en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b).

Richesse spécifique

En forêt de Perseigne, les tests « mobile », « immobile » et « forêt » sont significativement différents (Test de Kruskal-Wallis : $K=12,198$; $ddl=2$; $p<0,0001$). La moyenne de la richesse spécifique est supérieure pour les autres tests comparés à la « forêt » (test de Mann-Whitney : vs Mobile $U=36$, $ddl=6$, $p=0,003$), vs « Immobile » $U=36$, $ddl=6$, $p<0,003$) (Fig. 221).

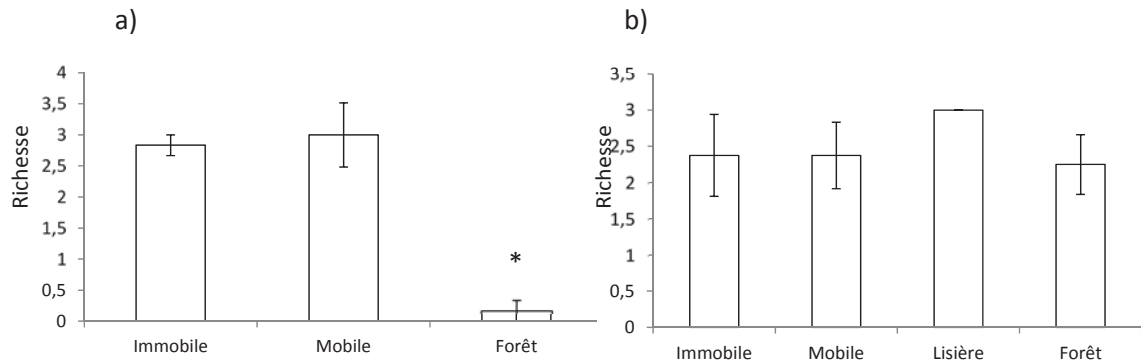


Fig. 221. Moyenne de la richesse spécifique en fonction des tests en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b) (*Test Kruskal-Wallis et Mann-Whitney $p>0,05$).

En forêt de Perseigne, les espèces présentes pour les deux tests « Immobile » et « Mobile » sont *Eptesicus serotinus*, *Nyctalus noctula* et *Pipistrellus pipistrellus*. Les espèces présentes uniquement lors du test « Immobile » sont *Myotis mystacinus* et *Pipistrellus kuhli*, celle du test « Mobile » *Rhinolophus ferrumequinum*. *Barbastellus barbastellus* ne se retrouve qu'en forêt et est la seule espèce détectée en forêt (Fig. 222).

En forêt d'Écouves les tests « Mobile » et « Immobile » ont les mêmes espèces recensées : *Myotis sp*, *Nyctalus noctula*, *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus pipistrellus* et *Pipistrellus kuhli*. Au cœur de la forêt les *Myotis* sont bien représentées (*Myotis daubentonii*, *M. nattereri*) et *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhli* sont présentes. En lisière, les espèces recensées sont les mêmes qu'en « forêt » exceptée *P. kuhli* qui n'a pas été détectée (Fig. 222).

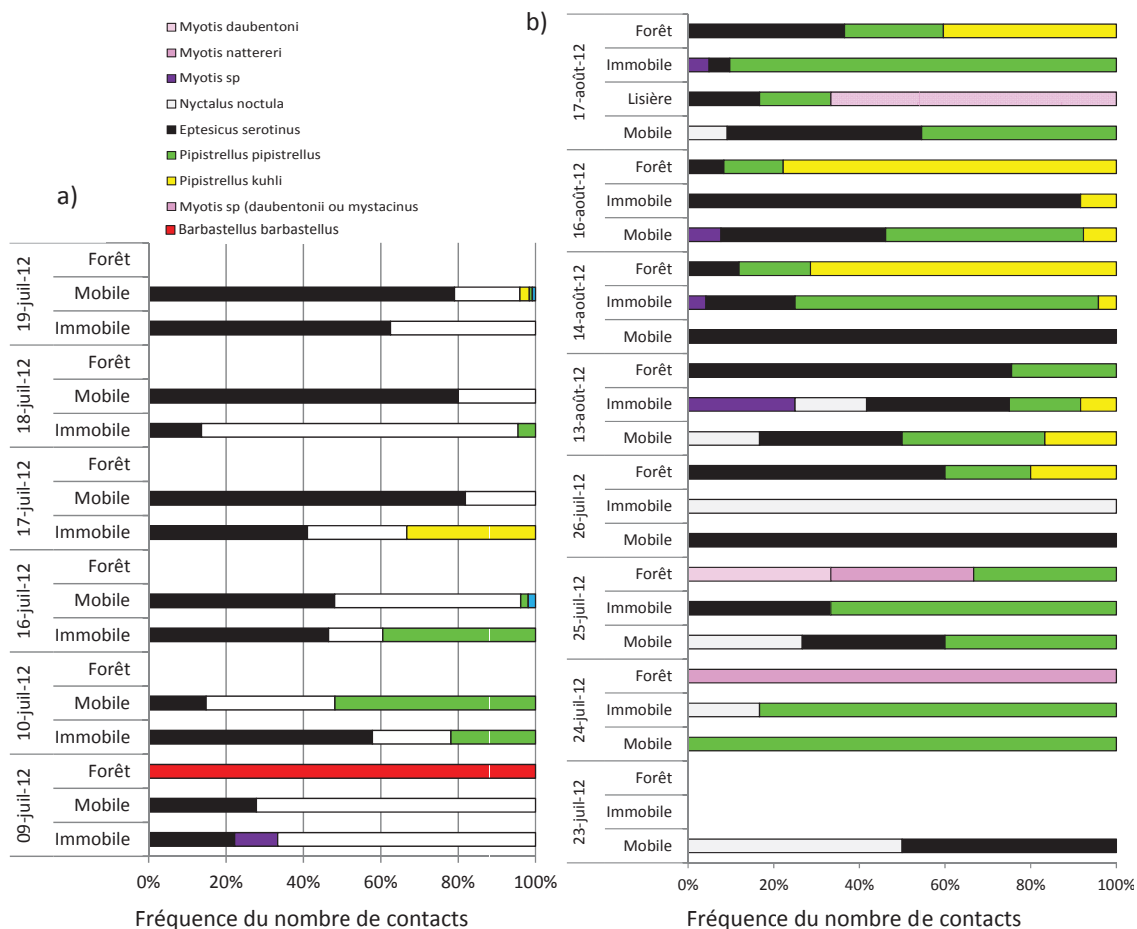


Fig. 222. Fréquence relative du nombre de contacts des espèces par tests en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b).

Diversité de Shannon

En forêt de Perseigne, les tests « mobile », « immobile » et « forêt » sont significativement différents (Test de Kruskal-Wallis : $K=9,292$; $ddl=2$; $p=0,007$). La diversité n'est supérieure pour les tests qu'en « forêt » (test Mann-Whitney : vs. « Mobile » $U=3,5$, $ddl=5$, $p=0,004$, vs « Immobile » $U=7$, $ddl=6$, $p=0,011$). En forêt d'Écouves, les différences ne sont pas significatives ($p>0,05$) (Fig. 223).

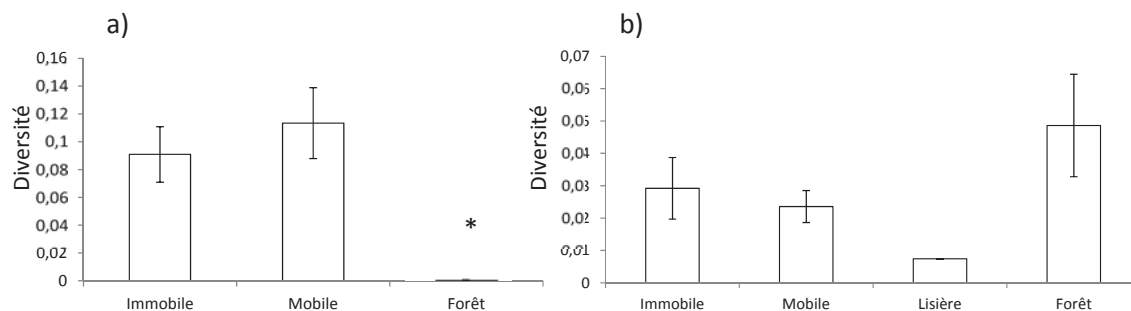


Fig. 223. Diversité de Shannon du nombre de contacts en forêt de Perseigne (a) et d'Écouves (b) (*Test Kruskal-Wallis et Mann-Whitney significatif $p>0,05$).

Les variables « Immobile » et « Mobile » forment un groupe d'association entre leur composition d'espèces (Fig. 224-Fig. 225). En forêt de Perseigne, les espèces *Euptesicus serotinus* et *Nyctalus noctula* sont représentatives de ce groupe. En forêt d'Ecouves, *Euptesicus serotinus* et *Pipistrellus pipistrellus* sont représentatives de ce groupe. *P. kuhlii* est une espèce représentative de « Forêt » (Fig. 226-Fig. 227). *Barbastellus barbastellus* est l'espèce représentative en « Forêt » à Perseigne (Fig. 224-Fig. 225).

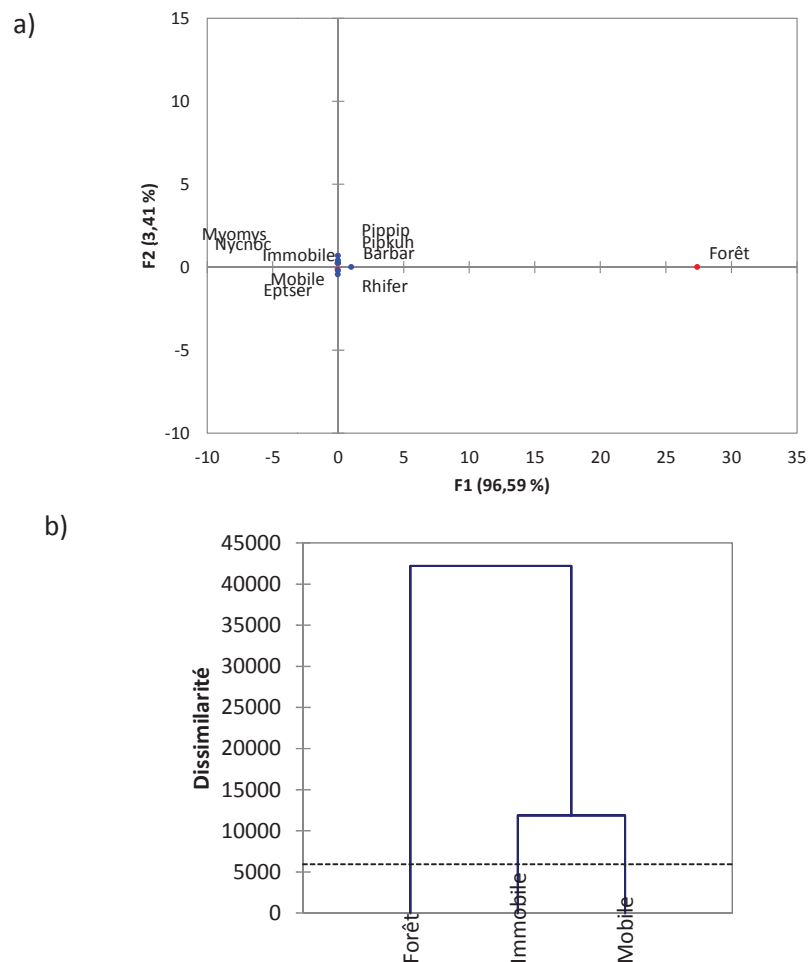


Fig. 224. Projection des variables des différents tests associés au trafic sur le cercle de corrélation de l'AFC (a) et des observations des espèces (b) en axes F1 et F2, en forêt de Perseigne.

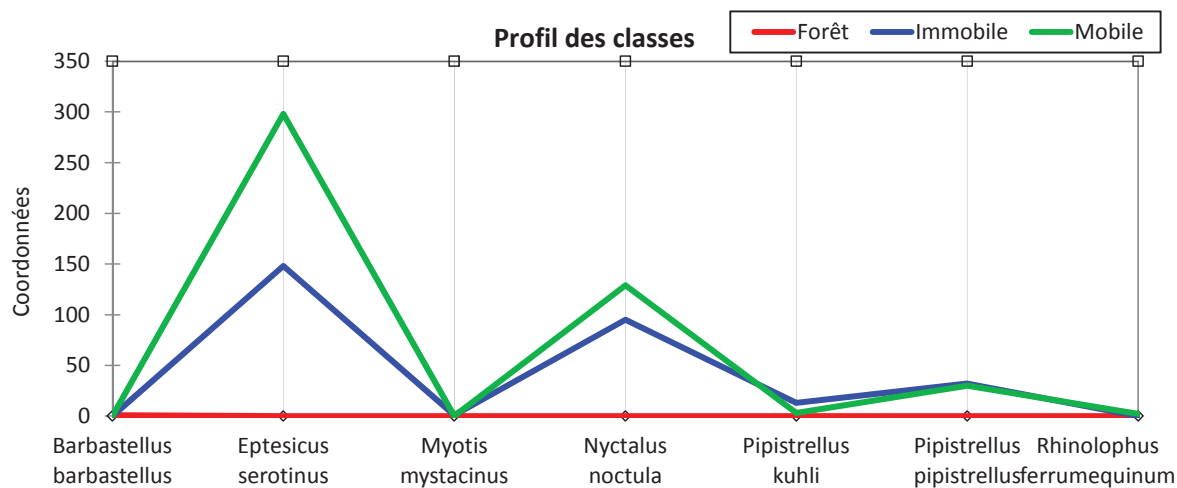


Fig. 225. Projection des variables des différents tests associés au trafic sur le profil des classes en forêt de Perseigne.

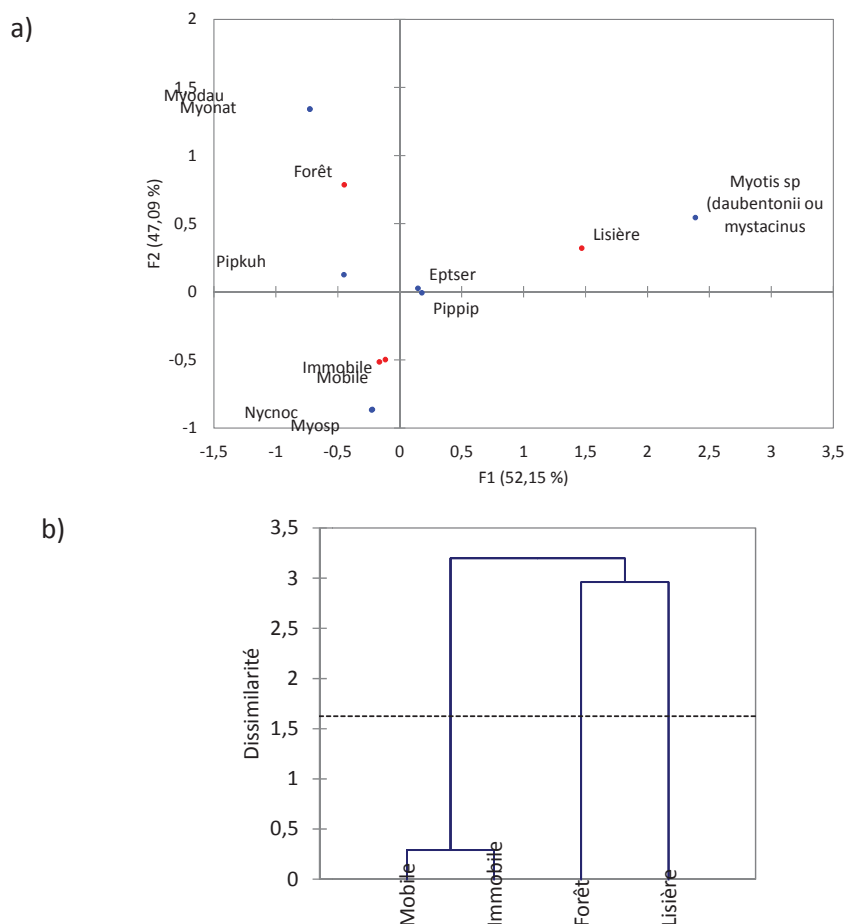


Fig. 226. Projection des variables des différents tests associés au trafic sur le cercle de corrélation de l'AFC (a) et des observations des espèces (b) en axes F1 et F2, en forêt d'Écouves.

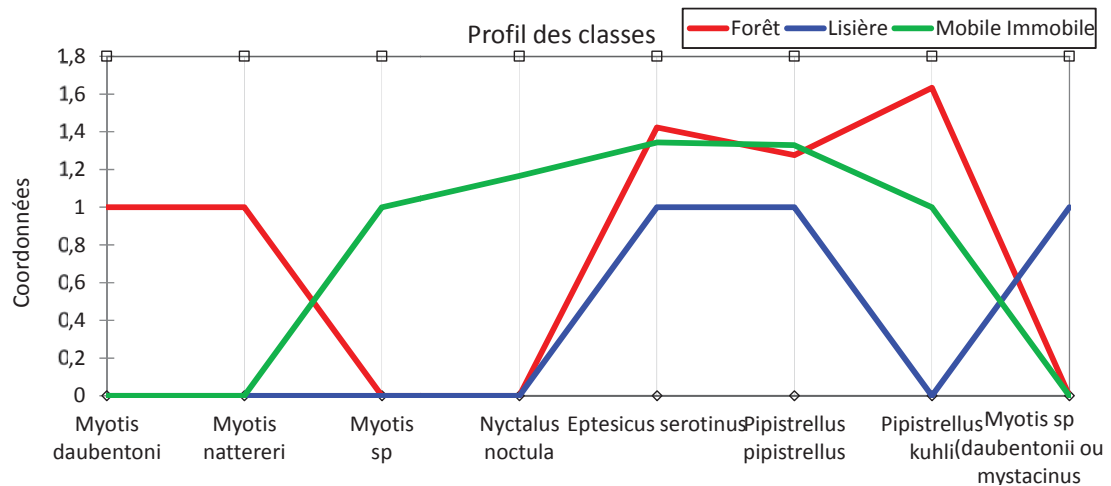


Fig. 227. Projection des variables des différents tests associés au trafic sur le profil des classes en forêt d'Écouves.

5.4. Discussion

Dans cette étude, il a été choisi d'analyser les résultats par soirée d'enregistrement car les variables température, visibilité lunaire et heure d'enregistrement influent sur l'activité des chiroptères. L'activité des chauves-souris est dépendante des variations de température journalière. La température optimale des activités est de 18°C. Les périodes de pluie lors des deux soirées sont nettement caractérisées par l'absence d'activité des chauves-souris. En période de pleine lune ou en lune fortement lumineuse, leur activité est perturbée. Les Myotis et Rhinolophes sont dissuadés de franchissement à découvert. La Barbastelle d'Europe chasse à la nuit presque noire (Arthur et Lemaire, 2009). D'autres espèces sont indifférentes comme les Pipistrelles communes ou de Kuhl (Muséum d'Histoire Naturelle de Bourges, 2013). L'horaire est aussi un paramètre qui influe sur l'activité de certaines espèces. Par exemple, le Rhinolophe est actif les deux premières heures de la nuit (Arthur et Lemaire, 2009).

Les deux forêts étudiées ont des populations de chiroptères différentes. Pour les deux forêts, la diversité est différente entre le bord de route et la forêt. D'après les résultats, leur activité et leur richesse près de la lumière routière est plus forte qu'au cœur de la forêt. En forêt de Perseigne, ce constat est très marqué. En forêt d'Écouves, la tendance s'inverse en août où l'activité devient plus forte en cœur de forêt que près du bord de la route. Le mois de juillet est la période d'allaitement des jeunes. Chez la plupart des espèces, les mâles sont absents des nurseries. Le mois d'août est caractérisé par la période d'apprentissage et d'émancipation des jeunes. Les jeunes deviennent peu à peu indépendants et commencent à chasser à proximité immédiate de la colonie (Dietz *et al*, 2009). Les gîtes étant en forêt, une forte activité durant cette période à leur proximité pourrait y provoquer une activité plus importante que celle rencontrée près de la route. Ces résultats déterminent que la période de l'effet de lumière artificielle est la plus forte au mois de juillet.

La Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*) ou les pipistrelles (*Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhlii*) s'adaptent et sont attirées par la lumière artificielle. En effet, leurs proies se concentrent autour des sources lumineuses comme les lampadaires en ville et sur route. Le bitume chauffé par le soleil agit également à la tombée de la nuit en attirant les proies par rayonnement (Arthur et Lemaire, 2009). Les chauves-souris européennes se nourrissent presque exclusivement d'insectes et d'autres invertébrés tels que les lépidoptères (noctuidés) attirés par les lumières artificielles (Dietz *et al*, 2009). Les chauves-souris modifient donc leur comportement de chasse pour pouvoir se nourrir à proximité d'une lumière artificielle et en s'exposant au danger inhérent de la route. Il semblerait que le type d'éclairage influe également sur le comportement de chasse : elles sont plus attirées par les lampes à Mercure que par les lampes à Sodium ou les lampes mixtes (Bickmore, 2003).

Ces études appuient les résultats obtenus lors de notre suivi par ultrason en forêts d'Écouves et de Perseigne. Le nombre de contacts est plus important en présence d'une source lumineuse. Le test d'une lumière artificielle en position fixe et en mouvement ne diffère pas en indices de biodiversité. Certaines espèces sont fortement attirées par la source lumineuse fixe et mobile. Les espèces les plus représentées sont *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhlii*) et *Nyctalus noctula*.

La lumière attire les individus qui s'adaptent et se déplacent à proximité de la route, ce qui augmente leurs risques de collisions. Les populations de chauves-souris sont potentiellement vulnérables à la mortalité routière (Abbott *et al*, 2012). Les études de mortalité par collision réalisées présentent des résultats assez variables avec des taux de mortalité allant de 1% à 30% (Nowicki *et al*, 2009). Certaines espèces sont plus impactées que d'autres. Les Pipistrelles et les Rhinolophidés sont les chiroptères les plus touchés par la mortalité par collision routière. Les Rhinolophidés ont une hauteur de vol faible, souvent proche du sol à la hauteur des véhicules, et une faible vitesse de déplacement (Biotope *et al*, 2008). Les Pipistrelles peuvent cependant adapter leur hauteur de vol en augmentant leur altitude à l'apparition de phares (Arthur et Lemaire, 2009). Cette analyse doit être complétée par un travail sur la traversée de la route par les populations de chiroptères pour confirmer l'hypothèse d'augmentation de la mortalité due à l'attraction par la lumière artificielle.

En plus du risque de collision, les chauves-souris s'exposent davantage aux prédateurs. A cause de lampadaires au bord des autoroutes, des observations ont montré que la crécerelle (*Falco tinnunculus*) chasse pendant la nuit les chauves-souris attirées par la lumière artificielle (Bat Conservation Trust, 2008).

La lumière artificielle de la route peut aussi amener les individus à ne plus pouvoir quitter leur gîte, voire à l'abandonner (Bat Conservation Trust, 2008). Les populations de chauves-souris sont ainsi potentiellement vulnérables aux effets de barrière des routes (Abbott *et al*, 2012). Les espèces lucifuges, sont les plus touchées. La lumière artificielle représente pour ces espèces des barrières visuelles et donc physiques (Nowicki *et al*, 2008). De plus, ces colonies ne chassent que dans

l'obscurité et voient le nombre de leurs proies considérablement diminuer puisqu'elles sont canalisées et redirigées par la lumière (Rolland, 2009), ce qui perturbe l'efficacité de leur démarche de chasse et la rend moins efficace. Dans cette étude, les espèces qui ne se retrouvent pas près de la source lumineuse et qui pourraient être potentiellement qualifiées de lucifuges sont : *Barbastella barbastellus* et les espèces de *Myotis*.

Ces résultats doivent être confirmés par d'autres études. En effet, ces espèces auraient pu être éventuellement gênées par d'autres perturbations comme le bruit de la circulation (Arthur et Lemaire, 2009; Siemers et Schaub, 2010). Le son issu du trafic perturbe les espèces de *Myotis* (Arthur et Lemaire, 2009) et pourrait être la perturbation qui éloigne ces espèces et non pas seulement la lumière. Nos résultats indiquent en effet une baisse de l'activité des chiroptères avec l'augmentation du trafic routier. Dans cette étude, *Rhinolophus ferrumequinum* n'a été trouvé que près de la source lumineuse alors que cette espèce est définie comme lucifuge dans la littérature (Nowicki *et al*, 2008). Les enregistrements ultrasonores étant effectués à 1 m de hauteur du sol, cette étude doit s'étendre à des hauteurs de canopée pour pouvoir analyser l'effet sur les espèces de vol en hauteur tel que *Barbastella barbastellus* (Dietz *et al*, 2009).

Cette étude complète les rares études qui mettent en évidence les différents impacts de la lumière artificielle sur le comportement et les activités des chauves-souris. Comprendre l'implication de cette perturbation sur les espèces de chiroptères est cruciale pour les biologistes de la conservation et les acteurs des projets routiers pour atténuer les effets négatifs des lisières que sont les routes. A notre connaissance, aucune étude ne traite des effets de la pollution lumineuse du trafic routier.

5.5. Conclusion

Les chauves-souris constituent un sujet peu abordé en écologie de la route. Cette étude y contribue et permet d'acquérir de premières informations de l'effet de la lumière artificielle routière sur l'activité des chauves-souris. Suivant les espèces, la lumière peut devenir une barrière physique, renforçant la fragmentation des habitats. D'autres espèces, qui s'adaptent à la perturbation lumineuse, profitent d'une concentration de proies attirées par la lumière artificielle, et par conséquent, elles se déplacent près des routes en augmentant la probabilité de collisions avec les voitures. La mortalité routière est une conséquence importante sur ces mammifères qui ne se reproduisent pas beaucoup et ont une longue vie. Une étude complémentaire, plus longue, plus instrumentée en capteurs ultra-sons, sur plusieurs sites, pourrait permettre l'accès à la variable « traversée de la route ». Il s'agit de confirmer l'hypothèse de la mortalité due à l'attraction des chiroptères par la lumière artificielle, d'en déterminer quantitativement l'importance et ensuite de situer cette valeur par rapport à une limite admissible, liée à la qualité de la biodiversité du milieu environnant, plus ou moins fragmenté et plus ou moins riche en corridors écologiques. Les modes de transport ferroviaire et aérien sont d'autres sources de lumière

artificielle et peuvent également avoir des impacts sur l'activité des chauves-souris. Il serait intéressant de compléter l'étude en comparant ces différents modes de transport.

6. Evaluation de la pertinence de l'échantillonnage

6.1. Principes

Sur le terrain, la richesse et l'abondance observées sont sensibles à la taille de l'échantillon. Malgré l'effort d'échantillonnage, il est difficile d'estimer le nombre d'espèces réellement présentes dans l'écosystème à partir de prélèvements qui n'en piègent qu'un nombre limité. Dans cette partie, il s'agit d'aborder la pertinence des échantillonnages, de pouvoir placer objectivement les points de mesures par rapport aux estimations sur un temps plus long et avoir l'incertitude associée.

Ce problème d'accès à l'abondance et la richesse spécifique réelles à partir d'un échantillon limité a été traité récemment en particulier par les auteurs Chao et Jost, 2012; Colwell *et al*, 2012 . La diversité spécifique y est abordée avec la notion d'indice dit « nombres de Hill » dont le paramétrage est simple, à savoir un seul paramètre « a » dit ordre de l'indice. La valeur $a=0$ est la richesse, puis avec $a>0$, en pratique $a<4$, l'indice permet un passage continu entre l'abondance et la diversité, passant entre autres par la diversité de Shannon ($a=1$) ou celle de Simpson ($a=2$). Ce paramètre « a » donne accès à la quantité et à la qualité. Les propriétés intrinsèques de cet indice sont fortes à savoir : si 2 assemblages distincts d'espèces avec la même diversité sont mélangés alors l'indice double et devient intuitif, et si 2 assemblages avec chacun le même nombre de Hill de diversité différente sont rassemblés, le nombre de Hill résultant double quel que soit l'ordre de a . En conséquence, les travaux en cours de Chao, *et al.* (2013) unifient la démarche et placent la richesse ou l'abondance mesurée sur un échantillon par rapport à la richesse ou l'abondance estimée, "vraie", au sens statistique c'est-à-dire avec un niveau de confiance, 95% par exemple (Chao *et al*, 2013). La méthode de Bootstrapping est utilisée en complément pour ré-échantillonner et encadrer les résultats dans une plage d'incertitude. Le logiciel iNEXT disponible en ligne a été utilisé (Hsieh *et al*, 2013). Le point d'échantillonnage est donc remplacé par rapport aux estimations des contenus « réels » du milieu. Les extrapolations ou interpolations sont effectuées avec 95% de confiance.

La figure de la richesse en espèces de l'échantillon (Richness $a=0$) en fonction du nombre d'individus, place le point observé... Par extrapolation la courbe de richesse en espèces est estimée avec un échantillon comportant un nombre d'individus plus important. La courbe de la richesse interpolée est tracée pour un nombre d'individus piégé inférieur... Cette courbe est entourée en gris de l'incertitude calculée avec 100 ré-échantillonnages, méthode Bootstrap.

En complément, la courbe du taux de couverture de l'échantillon ou sample coverage, en fonction du nombre d'individus, donne le point de la part du nombre d'individus observés dans les quelques espèces repérées par rapport au nombre d'individus total dans le cas où toutes les espèces auraient été récupérées.

La combinaison des 2 courbes positionne le point d'observation effectif en richesse par rapport au taux de couverture. Les point de diversité de Shannon « $a=1$ » ou Simpson « $a=2$ » sont moins sensibles au nombre d'individus récoltés.

Pour réaliser l'évaluation, les échantillons ont été choisis d'après les résultats obtenus dans les études précédentes qui indiquaient une attraction des populations animales c'est-à-dire pour les populations de chiroptères près de la lumière artificielle (en test immobile), pour les populations d'invertébrés au cœur de la forêt (à 2km du bord de la route) et pour les rhopalocères au bord des infrastructures (milieu ouvert). Cette évaluation à ces points déterminés permet ainsi d'analyser la pertinence des conclusions des études.

6.2. Pièges Barber des populations d'invertébrés en milieu de forêt

Sur un mois d'échantillonnage en juillet 2012, l'échantillonnage par pièges barber au milieu de la forêt (à 2km du bord de route), a été effectué sur 4 transects par forêt.

En forêt de Perseigne, 186 individus et 40 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 71,83. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 91,42% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 228).

En forêt d'Ecouves, 199 individus et 41 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 77,57. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 89,48% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 229).

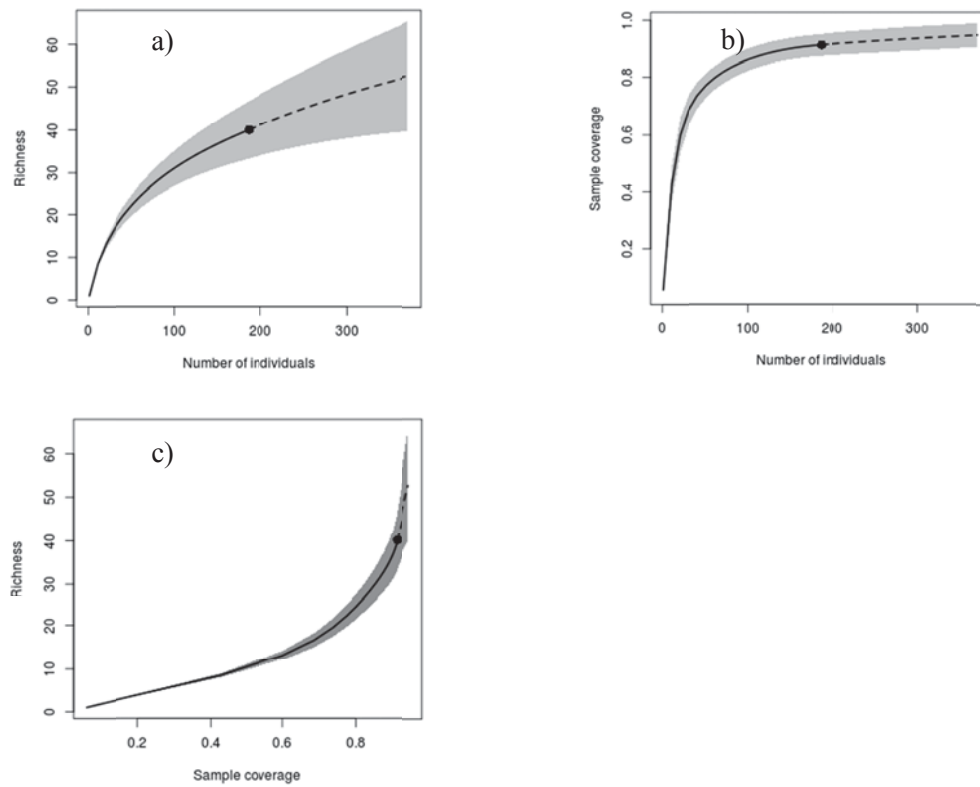


Fig. 228. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture es populations d'invertébrés des pièges barber en forêts de Perseigne à 2 km de la route.

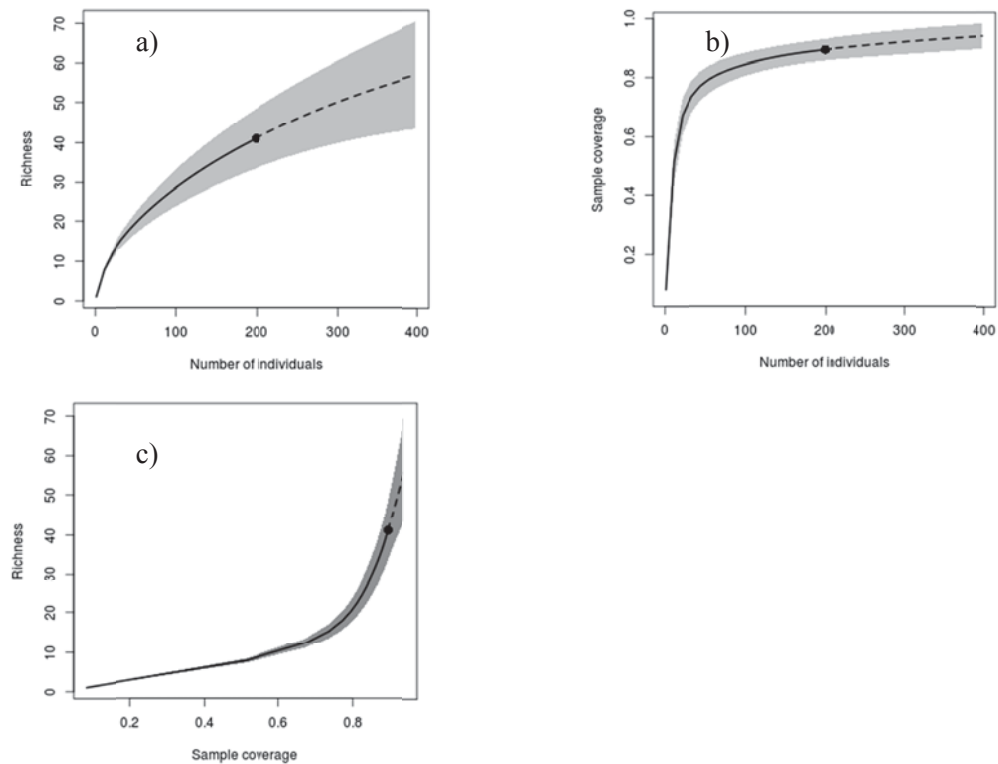


Fig. 229. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations d'invertébrés des pièges barber en forêts d'Ecoutes à 2 km de la route .

6.3. Pièges attractifs des populations d'invertébrés en milieu de forêt

Sur un mois d'échantillonnage en juillet 2012, l'échantillonnage par pièges attractifs à 4-6 m de hauteur dans les arbres au milieu de la forêt (à 2km du bord de route), a été effectué sur 2 transects par forêt.

En forêt de Perseigne, 7572 individus et 44 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 154,24. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 99,72% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 230).

En forêt d'Ecouvres, 1366 individus et 27 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 51,98. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 99,27% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 231).

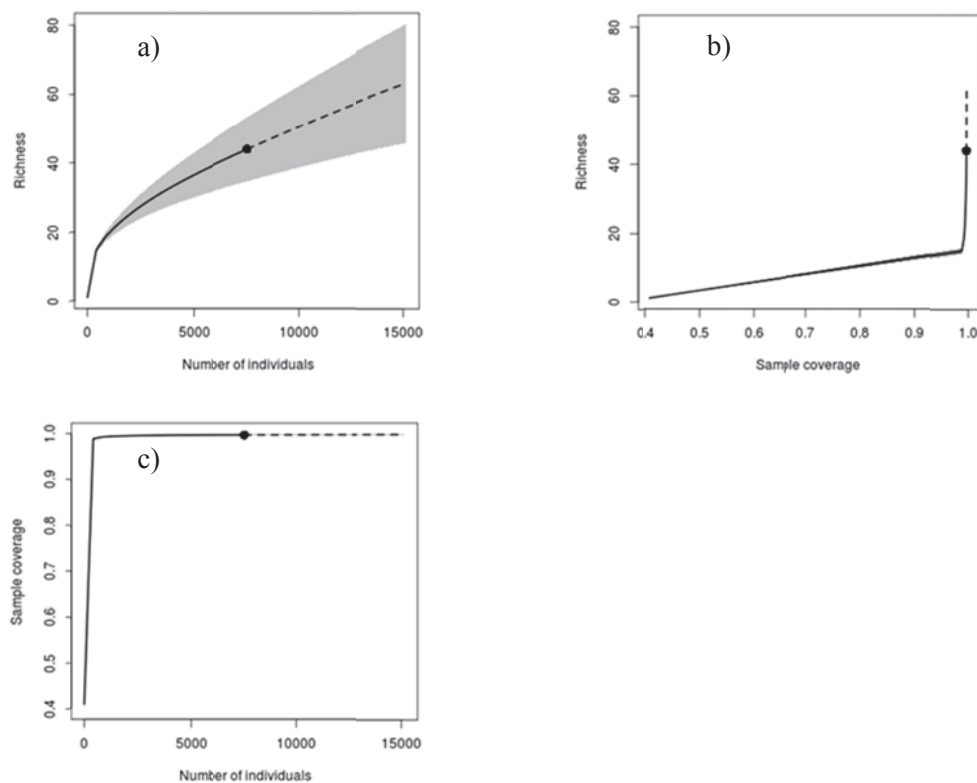


Fig. 230. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations d'invertébrés des pièges aériens en forêts de Perseigne à 2 km de la route.

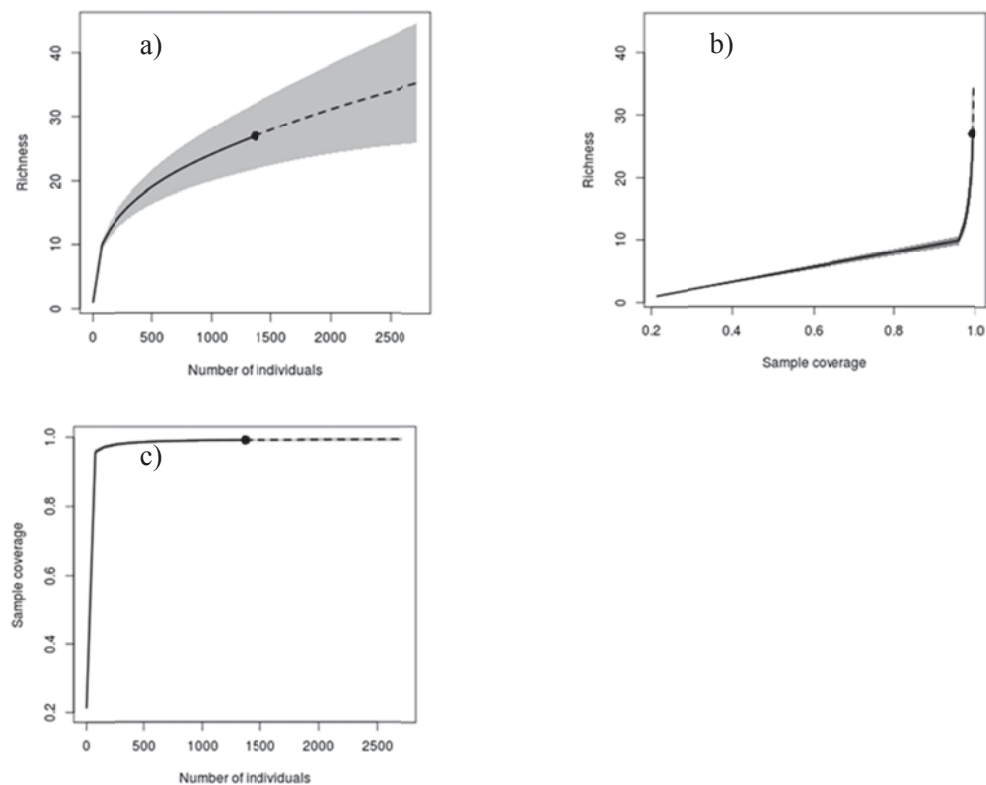


Fig. 231. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture, des populations d'invertébrés des pièges aériens en forêts d'Ecouves à 2 km de la route.

6.4. Observation des populations de rhopalocères aux bords des ITT

Sur un mois d'observation des rhopalocères, près du bord des 5 types d'ITT (Rail, LGV, D96, A51, A57), 2 points d'échantillonnage a été effectués pour chaque sites d'ITT.

Au bord de la voie ferrée (Rail), 17 individus et 12 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 31,06. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 48,49% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 232).

Au bord de la ligne à grande vitesse (LGV), 81 individus et 16 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 20,12. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 93,92% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 233).

Au bord de la route départementale 96 (D96), 21 individus et 8 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 11,81. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 81,86% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 234).

Au bord de l'autoroute 51 (A51), 39 individus et 8 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 9,95. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 95% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 235).

Au bord de l'autoroute 57 (A57), 20 individus et 9 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 26,1. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 70,52% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 236).

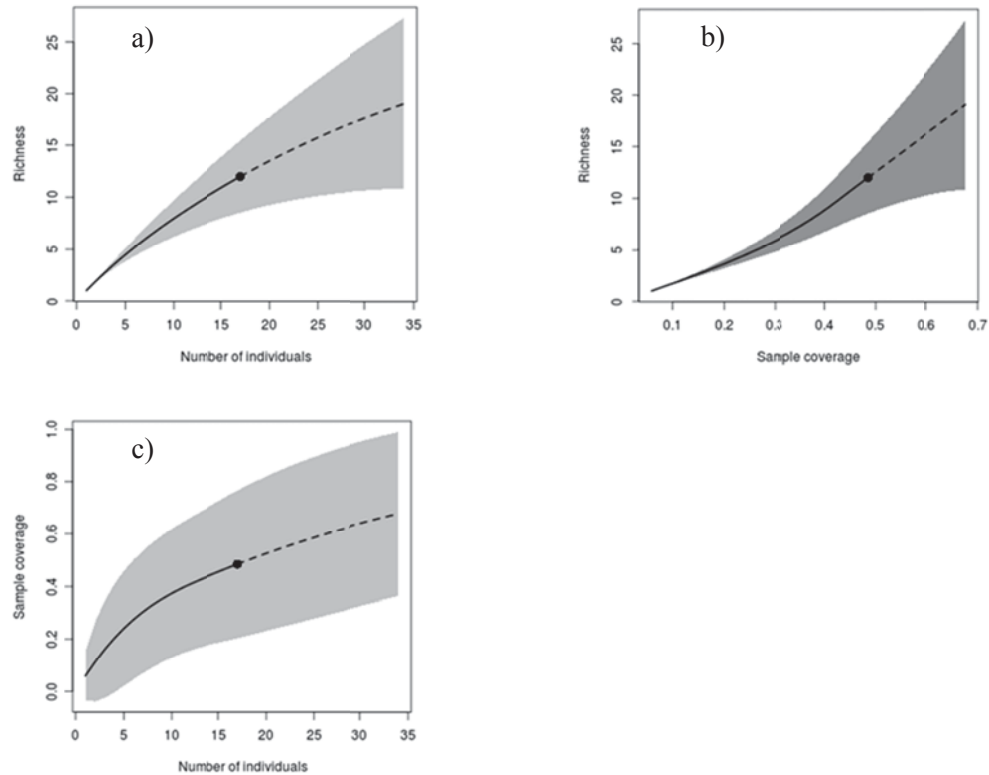


Fig. 232. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations de rhopalocères au bord de voie ferrée.

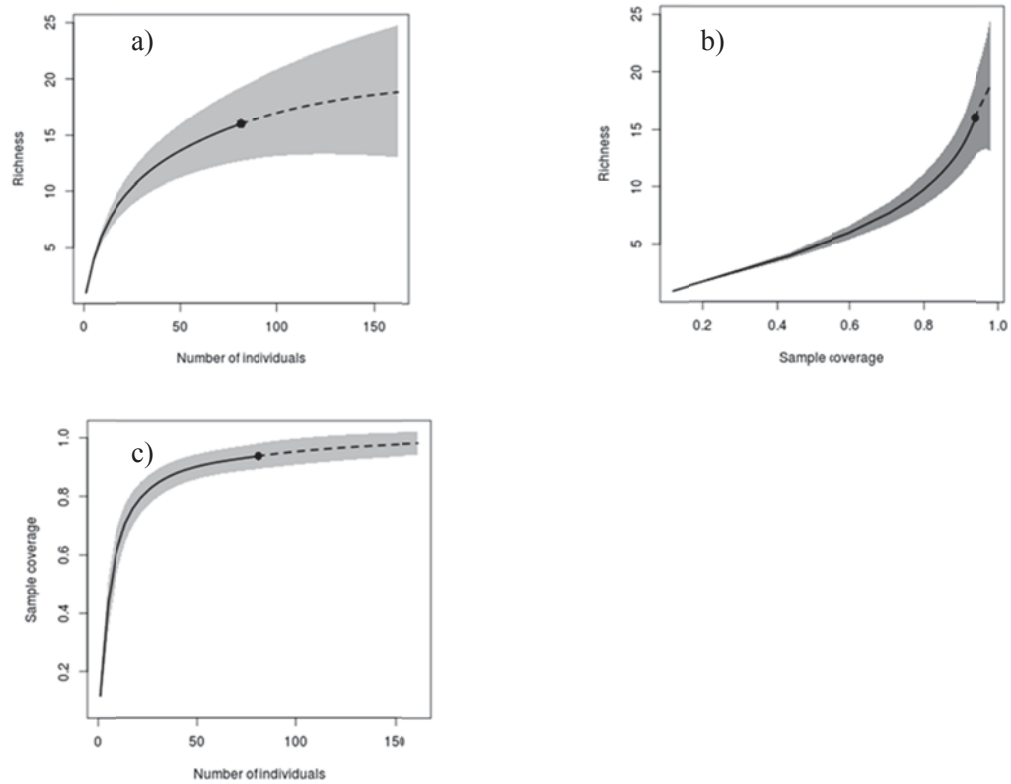


Fig. 233. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations de rhopalocères au bord de LGV.

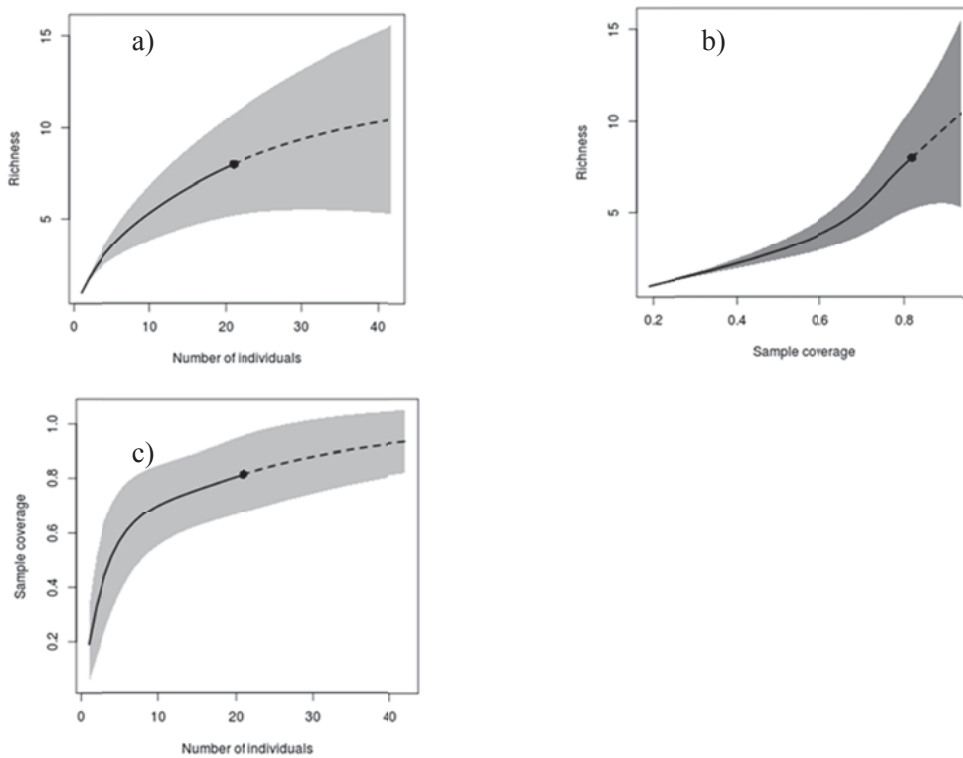


Fig. 234. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations de rhopalocères au bord de la route D96.

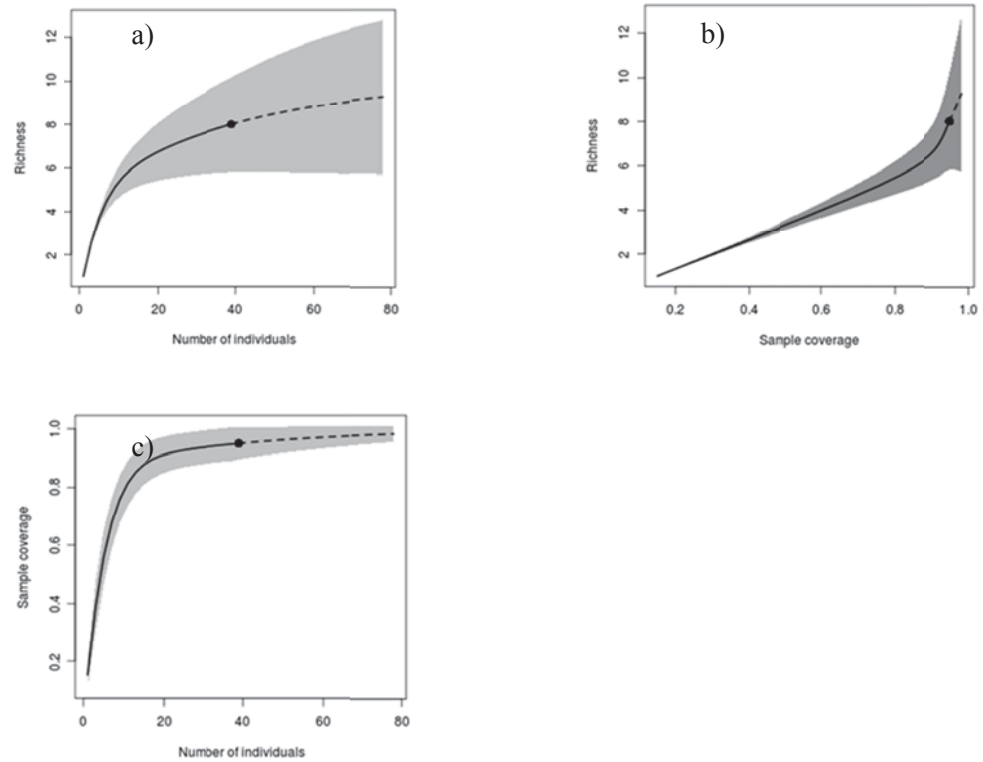


Fig. 235. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations de rhopalocères au bord de l'Autoroute A51.

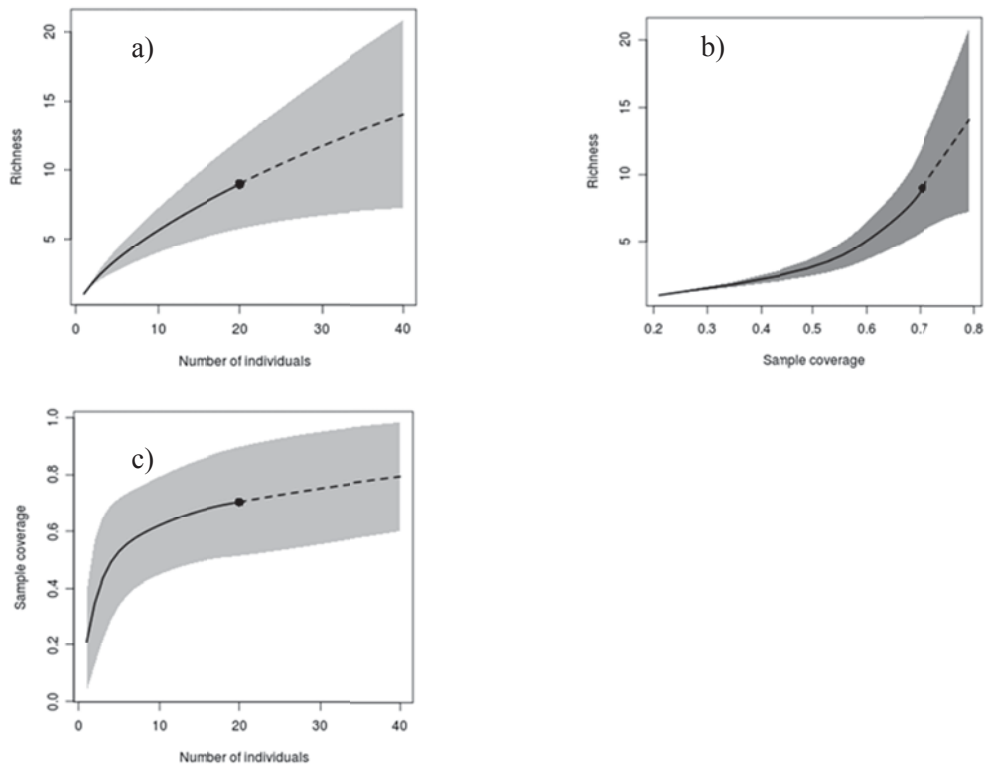


Fig. 236. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations de rhopalocères au bord de l'Autoroute A57.

6.5. Enregistrements d'ultrasons des chiroptères près de la lumière artificielle

Sur un mois d'enregistrement de juillet-août 2012, les activités de chiroptères ont été enregistrées sur 7 soirées lors du test « immobile » (lumière artificielle fixe près du bord de route) par forêt.

En forêt de Perseigne, 291 individus et 5 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 99,66. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 100% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 237).

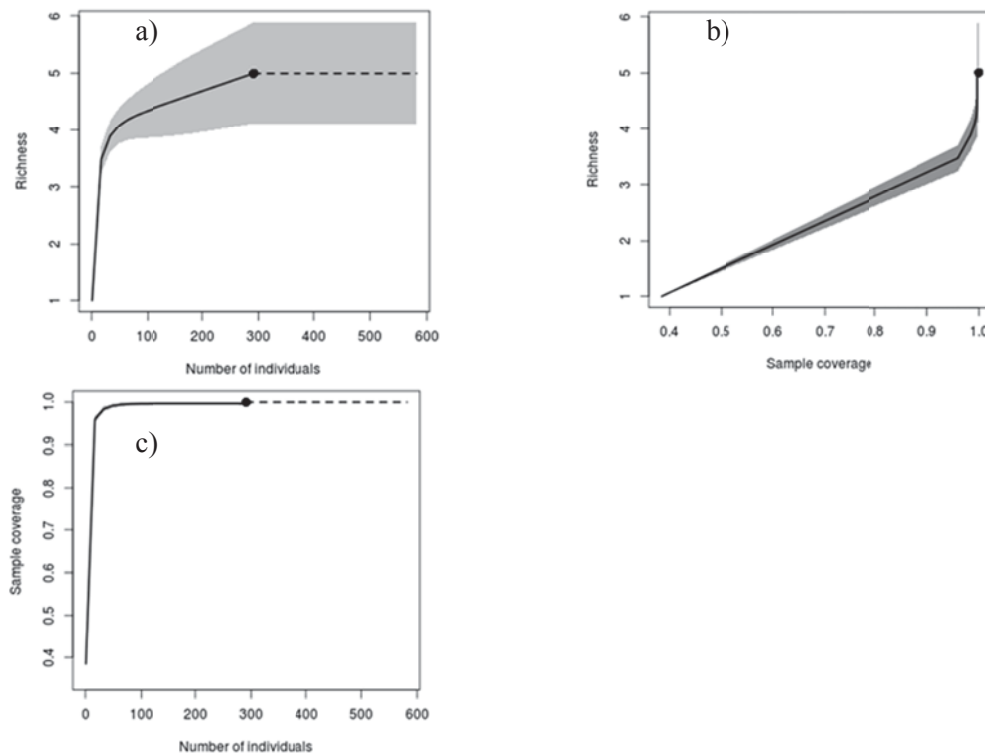


Fig. 237. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations de chiroptères du test « immobile » en forêts de Perseigne.

En forêt d'Ecouves, 291 individus et 5 espèces ont été observés. Le nombre d'espèces potentielles dans le milieu est de 100. Le nombre d'individus des espèces observées couvrent 99,66% du nombre d'individus total estimé du milieu (Fig. 238).

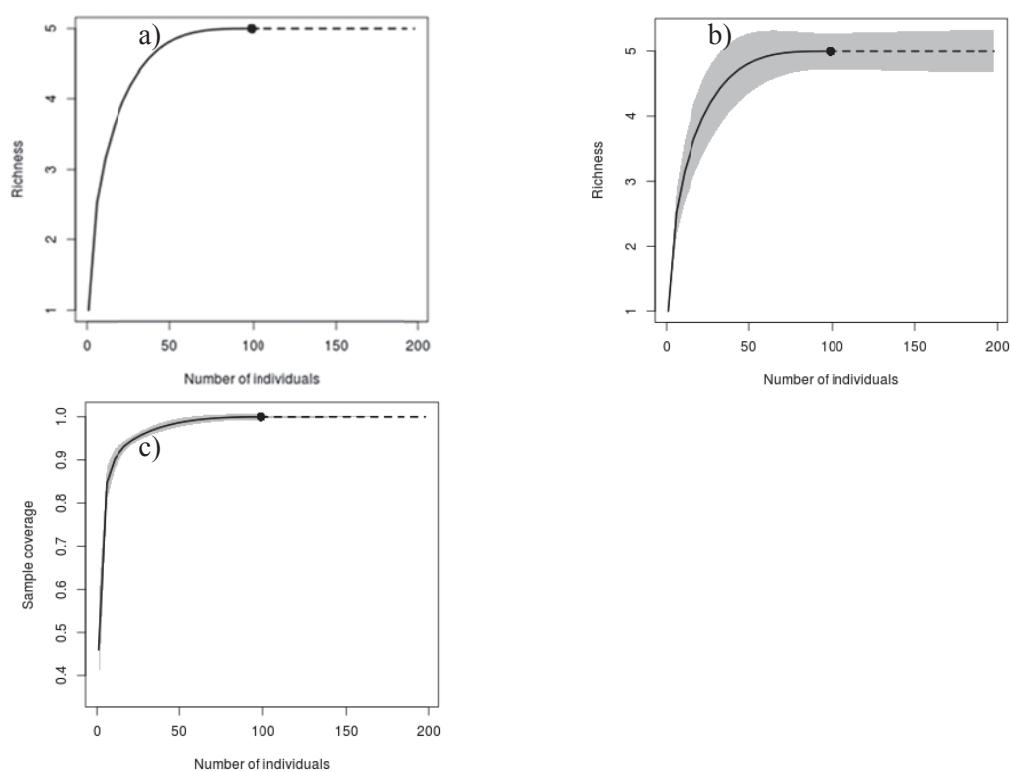


Fig. 238. a) Richesse en fonction du nombre d'individus, b) Taux de la couverture d'échantillonnage en fonction du nombre d'individus, (c) Richesse en fonction du taux de couverture des populations de chiroptères du test « immobile » en forêts d'Écouves.

7. Conclusion

Peu documentés dans la bibliographie scientifique internationale, des études de sensibilité sur sites ont été réalisées sur quatre indicateurs biotiques : indices de biodiversité des populations d'invertébrés volants, rampants, des rhopalocères et des chiroptères.

Les populations d'invertébrés volants et rampants sont sensibles à l'effet lisière des routes en forêt de feuillus. Les bords des routes offrent des habitats attractifs pour de nombreuses espèces. Leur mortalité par collision peut y être importante. Ceci est détecté par l'abondance de nécrophages en bord de route qui est une mesure indirecte. Les populations d'invertébrés diffusent facilement dans l'espace et se développent spécifiquement en fonction de l'état du milieu. Ils sont des candidats comme indicateurs biotiques de la fragmentation des habitats par les routes.

Les rhopalocères sont sensibles à l'effet lisière créé par les routes et les lignes ferroviaires en forêt méditerranéenne. Les effets sur leurs populations varient selon l'ITT prise en compte. Les autoroutes étudiées ont un effet lisière plus fort sur le milieu que les autres types d'ITT. Elles créent de nouveaux habitats en bord de route et repoussent la lisière forestière. Les lignes ferroviaires à grande vitesse et les routes départementales ont un effet lisière plus faible.

Les chauves-souris sont sensibles à la perturbation de la lumière artificielle routière en forêt de feuillus. Pour quelques espèces, la lumière peut devenir une barrière physique, renforçant la fragmentation des habitats. D'autres espèces, qui s'adaptent à la perturbation lumineuse, profitent d'une concentration de proies attirées par la lumière artificielle, et par conséquent, elles se déplacent près des routes en augmentant leurs probabilités de collisions avec les voitures.

D'après l'évaluation de la pertinence de l'échantillonnage réalisée, ces études de sensibilité doivent être complétées par d'autres études avec un nombre d'échantillonnages plus élevé concernant les papillons et sur plusieurs années.

Pour les populations d'invertébrés et de chiroptères, les études ont été réalisées sur une route départementale, ce qui a permis de déterminer la sensibilité pour une petite infrastructure. Ces études sont à compléter pour de plus grandes infrastructures (route nationale, autoroute).

Concernant les populations de rhopalocères, l'étude a été réalisée sur de petites et grandes infrastructures. Les données manquent sur des infrastructures moyennes. Les données sur tous les différents types d'infrastructures détermineraient la réponse de l'indicateur d'état selon la variation de la perturbation.

CHAPITRE V

M3 - ÉVALUATION QUANTITATIVE DES IMPACTS DES PROJETS SUR LES MILIEUX NATURELS

« Va toujours par le chemin le plus court, et le plus court est le chemin tracé par la nature. »

Marc Aurèle

Pensées pour moi-même, II^{ème} siècle après J.-C.

Sommaire

CHAPITRE V M3 - ÉVALUATION QUANTITATIVE DES IMPACTS DES PROJETS SUR LES MILIEUX NATURELS	325
1. INTRODUCTION.....	327
2. VULNÉRABILITÉ DU PAYSAGE	327
3. SENSIBILITÉ INTRINSÈQUE DES ÉCOSYSTÈMES	329
3.1. Définition de la sensibilité	329
3.2. Méthode du cumul des effets de même type	330
3.3. Indice de sensibilité intrinsèque des écosystèmes aux effets	342
4. ÉTAT PRÉVISIONNEL DES HABITATS NATURELS	351
4.1. Définition de l'état prévisionnel	351
4.2. Méthode de combinaison des indicateurs.....	352
5. ORGANISATION SPATIALE DE L'ÉCO-COMPLEXE.....	355
5.1. Principe de l'analyse spatiale	355
5.2. Définition des indicateurs spatiaux.....	356
6. ÉVALUATION DU COÛT ÉCOLOGIQUE DES PROJETS.....	364
6.1. Recherche du chemin à moindre coût écologique.....	364
6.2. Formule du coût écologique CE	365
6.3. Application de principe de la méthode.....	366
6.4. Application potentielle du coût écologique dans un outil SIG.....	373
7. DISCUSSION	375
7.1. Position de la méthode dans la recherche en écologie	375
7.2. Potentiel opérationnel de l'évaluation écologique des projets	376
8. CONCLUSION.....	381

1. Introduction

Les effets potentiels des projets d'ITT sur les différents types d'écosystème ont été définis en fonction des cibles écosytémiques qui sont sollicitées par les perturbations des activités des différentes phases des projets. Ils sont quantifiés par une fonction F les décrivant individuellement au cours du temps en propagation spatiale, en intensité et probabilité. L'ensemble constitue les pressions et les réponses des écosystèmes.

Les liens entre les cibles ont été analysés afin de retenir celles susceptibles d'être les plus impactées ou celles jouant un rôle important dans la chaîne causale. Des listes d'indicateurs sont associées. L'ensemble caractérise l'état de chaque écosystème.

Dans ce dernier chapitre, il s'agit de replacer les données acquises pour chaque écosystème dans un paysage renfermant des milieux variés en nature et dimensions, plus ou moins connectés afin de superposer une cartographie évaluant les effets des ITT à une description géographique. Le paysage est alors caractérisé par une couche de vulnérabilité. Les tracés des ITT vont apporter une dissection du paysage. Un compromis de développement économique et de protection des milieux devient l'enjeu... Ce chapitre aborde seulement le problème au niveau du paysage car ce dernier fait partie de problèmes plus vastes de tous les réseaux divers (route, rail, électricité, gaz, voies navigables...) qui maillent les paysages et interagissent.

2. Vulnérabilité du paysage

En termes généraux, la vulnérabilité d'un système (le paysage), est définie comme sa propension à subir des transformations significatives résultant de son interaction avec des processus externes (sources de perturbations des ITT) (CEPALC, s. d.).

La prise en compte de différentes échelles d'organisation (habitats naturels, écosystème, écosystème complexe) dans l'évaluation des projets d'ITT nécessite en pratique un mode de combinaison des effets pour définir la vulnérabilité de chacun des milieux naturels du paysage en termes de niveau de sollicitations auquel il est soumis.

La vulnérabilité est un terme utilisé dans les études sur le changement climatique pour déterminer les conséquences des impacts sur les écosystèmes. Sa définition pour les écosystèmes est inspirée de celle définie par le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC). C'est le degré auquel le système est susceptible, ou se révèle incapable, de faire face aux

effets néfastes des pressions des activités des projets. Cette définition renvoie à une notion de seuil. La vulnérabilité implique une approche systémique, indispensable mais complexe... Pour un milieu naturel donné, avant les travaux des ITT, chaque élément de surface est caractérisé par un indice de vulnérabilité potentielle, c'est-à-dire, s'il est sollicité par un tracé. Suivant la définition adaptée du rapport (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), les composantes de l'indice sont regroupées dans trois paramètres (Fig. 239):

- chaque type d'écosystème est plus ou moins sensible aux perturbations. Il a une capacité à anticiper et à gérer le stress induit par les perturbations des ITT. L'indicateur « Se » correspond aux effets des perturbations qui ont été définis par la méthode M1 (Chapitre II);

- l'état prévisionnel est lié à un état réel mesuré par les indicateurs d'état de la méthode M2 (Chapitre III) le caractérisant dans le paysage. La qualité intrinsèque des habitats naturels (notée I_e), décrit la réponse, la résistance potentielle des habitats naturels exposés, leur capacité à absorber les perturbations tout en continuant à fonctionner compte tenu de leur état. Meilleur est l'état initial et plus l'habitat a des capacités de réponses aux impacts ;

- chaque écosystème a une taille, une rareté, une diversité, une connectivité qui le caractérisent dans l'espace du paysage. Ces paramètres sont des composantes d'indicateurs spatiaux données par les systèmes d'information géographiques GIS. Ils sont regroupés dans un indicateur noté « Is ».

Ces trois composantes de vulnérabilité varient de 0 à 1 et sont combinées dans un indice global V_e dit de vulnérabilité qui varie également de 0 à 1. Il permet de caractériser chaque cellule ou élément de la surface de l'écosystème insérée dans un paysage. Tous ces indices sont des fonctions positives et croissantes. Plus la valeur de l'indice est importante, plus il a été vulnérable aux ITT.

Un tracé d'ITT concerne un ensemble d'éléments de surface. Le coût écologique (CE) d'un projet dans un paysage est lié aux indices (V_e) des cellules (c) traversées. Le coût écologique déduit permet ainsi de hiérarchiser différents scénarios de tracés et de réduire le nombre de propositions en faveur de celles qui sont les plus respectueuses de l'environnement.

Dans ce chapitre, la sensibilité des écosystèmes, l'état prévisionnel des habitats naturels, quelques paramètres principaux de l'organisation spatiale des écosystèmes, sont décrits. L'effet des ITT est une donnée quantifiée dans le Chapitre II par une fonction F et l'état initial de l'écosystème est un paramètre à cette fonction. L'application générale de la méthode peut être mise en place dans un logiciel généraliste de SIG. En illustration d'application, ce calcul du coût écologique est appliqué à un projet routier. Enfin, cette proposition de méthode d'évaluation écologique des projets d'ITT sur les paysages prolonge la thèse et elle est replacée dans un contexte d'application plus générale et dans une perspective opérationnelle.

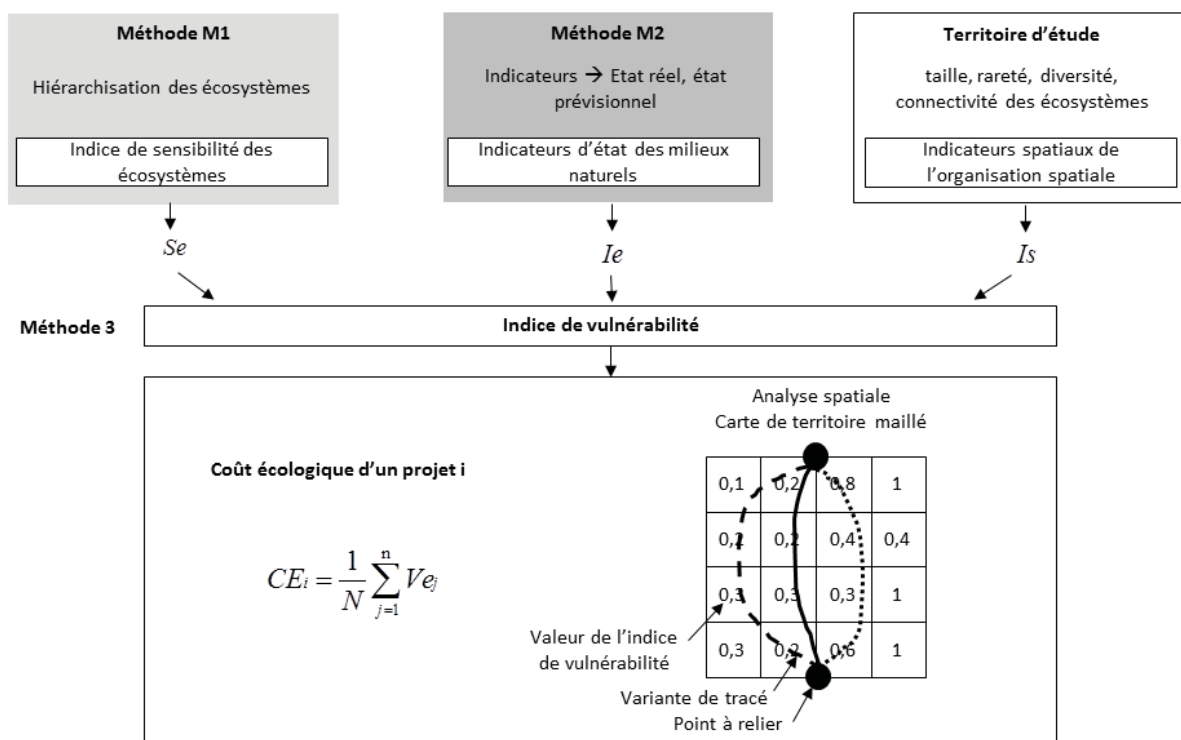


Fig. 239. Étapes déterminant un tracé à moindre coût écologique.

3. Sensibilité intrinsèque des écosystèmes

3.1. Définition de la sensibilité

Dans cette thèse, la sensibilité d'un écosystème est définie par son niveau de réponse (R) à un impact, à un facteur de stress, à maintenir son fonctionnement ainsi que sa structure et son organisation interne, sur une échelle temporelle et spatiale (Costanza *et al*, 1992). Le degré de sensibilité correspond au concept de fragilité de l'écosystème (Ratcliffe, 1977). La fragilité d'un système est caractérisée par sa limite en résistance ou sa capacité à tolérer les perturbations (Pimm, 1984). Plus ils sont fragiles, plus grande est la nécessité de leur protection pour éviter un processus irréversible (Geneletti, 2002).

Le chapitre II donne une analyse et une mesure par une fonction F de 36 classes d'effets qui dégradent au cours du temps les 8 milieux choisis. La sensibilité potentielle d'un écosystème est directement liée à l'ensemble des perturbations s'exerçant des centaines de fois lors des projets. Une méthode de cumul des effets est ainsi proposée pour les agréger et réduire le problème.

3.2. Méthode du cumul des effets de même type

Les effets du même type, dans une même classe, surviennent à maintes reprises et à différents niveaux. Les effets cumulatifs sont la combinaison des effets directs et indirects produits dans le temps et l'espace et conduisant à des effets dont il faut extraire les effets majeurs. Grâce à la modélisation de la méthode M1 résumant l'effet, le cumul quantitatif des effets est envisageable par milieu. Il détermine des effets résultants qui se mettent en place, s'imposent, disparaissent en laissant un reliquat de dégradation tout comme un effet individuel. (Conservation nature, 2013).

3.2.1. Effets et méta-système

En réflexion générale, le cumul des effets identiques pour en déterminer la combinaison est à relier à la théorie des systèmes. « La théorie des systèmes est d'étudier et d'expliquer le comportement des systèmes d'un point de vue analytique et synthétique » (Cancela da Fonseca, 1974). Le système est un ensemble de composants interconnectés, ici ce sont les conséquences du cumul des effets des ITT.

Les intensités, les liens entre les effets, sont un sous-système du fonctionnement global de tout le milieu naturel, où impact et réponse cohabitent et peuvent interagir. Ce système n'a pas de frontière dans l'absolu et des impacts autres peuvent s'inviter : interaction route-rail, voire des impacts dus à d'autres structures linéaires... Par hypothèse, ces effets sont mis à part et affectent un écosystème. L'ensemble est assimilé à un « un méta-système » pour lequel le système global d'effets extérieurs devient éventuellement une condition aux limites. Par exemple les ITT ont des phases, des activités, des perturbations qui induisent des « effets ». Les phases sont des données vis-à-vis de ce « métasystème d'effets » et les seules qui sont prises en compte. Le système des effets est même éventuellement « auto-catalytique », le résultat crée un effet qui se rajoute à l'effet de base... Sachant que « les systèmes naturels sont insaisissables dans leur totalité et interactivité, en principe seuls des méta-systèmes sont pris en compte » (Cancela da Fonseca, 1974). La combinaison des effets n'est abordée que dans le cadre des sources de modifications d'un type ITT sans interactions autres, et sur un écosystème.

Le système des effets est défini dans la méthode M2. Si la démarche est simplificatrice, les résultats sont comparables en tout cas entre des variantes d'une seule ITT. Le processus synthétique d'agrégation des effets dans chaque classe fera appel à un mode de cumul dit de produit des défaillances.

3.2.2. Combinaison des effets

Ce paragraphe se replace dans une classe d'effet où le phénomène de réponse (R) de l'écosystème est appelé F. Il peut survenir une première fois, une deuxième... une énième fois... en tout n fois, à différents niveaux. Le taux de dégradation F varie de 0 à une valeur $F_{max} \leq 1$. La

valeur $1-F$ est la part de l'écosystème « non sensible », qui reste dans un état non dégradé au temps t . La fonction F choisie a une forme dite de Weibull, mais toute autre forme conduirait au même raisonnement de cumul.

Un effet F_1 se met en place, un deuxième phénomène F_2 du même type que le premier survient et affecte l'écosystème. Au plus, il peut modifier la part non déjà détruite et « ajoute » une destruction supplémentaire à celle acquise (Fig. 240).

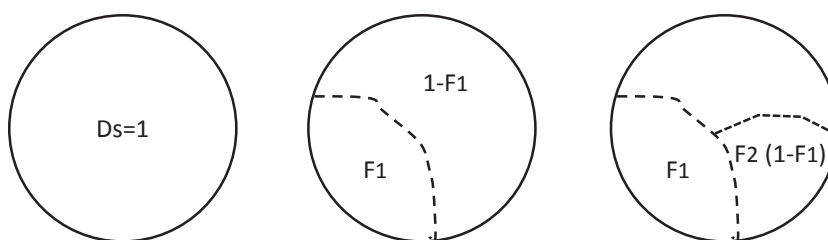


Fig. 240. Schéma du cumul des effets dans un écosystème de surface $Ds=1$.

Pour simplifier, l'effet détruit physiquement une « surface », en fait l'effet peut détruire non pas réellement une « surface » physique, mais une partie des espèces du milieu et une partie des individus répartie sur toute la surface (Fig. 240). Un effet F_1 s'applique sur un élément de surface 1, il en détruit la partie $F_1 \times 1$, l'effet total est $F=F_1$ ou autre écriture « $F=1-(1-F_1)$ ». Quand l'effet F_2 intervient, il ne peut que détruire au maximum ce qui reste soit la partie complémentaire à savoir $1-F_1$. La destruction ajoutée à F_1 est $F_2 \times (1-F_1)$... soit un effet total $F= F_1+(F_2(1-F_1))$. Autre écriture $F=1-1+ F_1+(F_2(1-F_1))$, soit : « $F=1-(1-F_1)(1-F_2)$ ». Un effet 3 s'applique ensuite sur « $1-(F_1+F_2(1-F_1))$ » et après calculs l'effet résultant est « $F=1-(1-F_1)(1-F_2)(1-F_3)$ »...

En raisonnant par récurrence, le modèle généralisé de combinaison des n effets de même classe, chacun noté F_i , s'écrit:

$$F = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i) = 1 - (1-F_1) (1-F_2) \dots (1-F_i) \dots (1-F_n) \quad [34]$$

La norme NF EN 61649 relative à des méthodes pour analyser les données, cite le cumul de modes de défaillances $F_1, F_2 \dots$. Dans notre cas, les modes de défaillances potentielles des écosystèmes sont les effets provoqués par les perturbations lors des phases construction, exploitation et entretien des projets d'ITT. La norme indique le raisonnement pour 2 risques concurrents: « Le risque concurrent [c.-à-d. pour notre cas l'effet résultant] survient lorsqu'une population possède deux modes de défaillance [c.-à-d. d'effets individuels F_1 et F_2] ou plus, et la population entière [l'écosystème] court un risque par rapport à l'un ou l'autre mode de défaillance [effet] ... Si on définit un mélange [effet résultant F] comme un mélange de modes de défaillance [d'effets élémentaires de même classe F_i], alors le modèle sera lui-même un mélange » donné par la fonction précédente ».

Les limites du modèle de combinaison sont : le séquençement des effets n'intervient pas ; les effets s'appliquent sur la partie non détruite, c'est une borne haute d'interactions entre les effets. Des améliorations sont possibles à la linéarité de la relation en insérant un exposant, exemple $\text{destruction} = 1 - (1 - F_1)^x$ avec x de l'ordre de 0.2 à 0.4 (cf Species Area Relationships, Rosenzweig, 2004), c'est-à-dire que l'effet de destruction s'amplifie d'autant plus que le niveau de destruction atteint est important. Dans ce cas l'ordre est pris en compte, un effet qui s'ajoute à un effet est amplifié en conséquence si le milieu est déjà pré-détruit. Le cumul des effets est une fonction croissante. Il ne s'agit que de comparer des cumuls entre eux. La propension du milieu à être détruit lors de toutes les phases des ITT, la vulnérabilité potentielle pour le milieu naturel sont ainsi agrégées. L'ensemble est toujours regroupé dans les 36 classes d'effets sans compliquer les analyses.

3.2.3. Application de la fonction du cumul d'effets de même nature

Pour illustrer l'application de la fonction de cumul, le cas de 3 effets 1, 2, 3 (en traits pointillés petits, moyens et larges) est choisi (Fig. 241, Fig. 242). Dans l'exemple, les effets surviennent sur le même milieu de façon décalée dans le temps. Pour simplifier, les paramètres caractéristiques des 3 phénomènes sont : le temps de mise en place, la durée totale, le taux de résilience qui mesure la régénération naturelle, le taux de recouvrement du milieu par intervention humaine, tous les autres paramètres sont identiques.

Quels que soient les 3 effets, en reprenant les définitions des variables de la fonction du chapitre II, le jeu de paramètres pris pour exemple est:

- La valeur de dégradation au temps t_0 est nulle $u_0=0$. Le milieu est initialement dans un état non dégradé. Les temps de réponse du milieu sont : $te_1 = 0.2 te_2$, $tr_1 = 0.2 tr_2$, $tc_1 = 0.2 tc_2$, $te_2 = tr_2 = tc_2 = 2$ ans, c'est-à-dire le phénomène de dégradation se développe ainsi à 90% en 2 ans,
- la durée totale des effets est de $uDuree=4$ ans, soit un temps plus long que le temps de réponse du milieu au phénomène de 2 ans. L'écosystème est détruit quasiment à son maximum en 2 ans et la dégradation appliquée pendant 4 ans ne peut plus provoquer de destruction significative supplémentaire,
- $taur$ est la valeur de résilience qui peut être atteinte naturellement après la phase de dégradation. « $taur = 0.2$ » signifie que 20% du phénomène de dégradation due aux ITT sont annulés par l'adaptation naturelle de l'écosystème,
- tc_0 , est le temps de mise en place d'une action volontaire de recouvrement de la dégradation. C'est une intervention humaine de désinfection, de replantage par exemple... Elle est

appliquée à $tc_0 = 4$ années après $uDuree$. 4 années après la fin de la dégradation le milieu a d'ailleurs pu se régénérer par lui-même au maximum. « $tauc=90\%$ par exemple » est l'intensité de l'action d'intervention directe volontaire sur le milieu pour diminuer de 90% l'état de dégradation,

- D est un facteur de dégradation ultime du milieu possible pour chacun des effets. Il est respectivement de 0.8, 0.6, 0.4 pour ces 3 effets,
- t : est le temps en années depuis le début du projet.

Dans le cas où la valeur t_0 , soit le temps où commence le phénomène de dégradation des 3 effets, est de 0, 12 ans, ou 24 ans, alors les 3 effets sont quasiment dissociés dans le temps. Avec ces paramètres, les courbes suivantes tracent ces 3 effets en fonction du temps. La courbe continue les cumule avec la formule :

$$F = 1 - (1 - F_1)(1 - F_2)(1 - F_3) \quad [35]$$

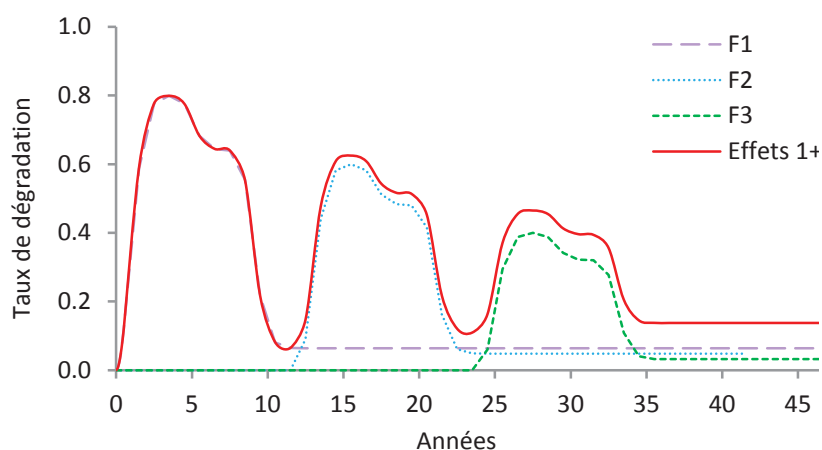


Fig. 241. $t_0 = 0$ (en pointillés longs), $t_0 = 12$ (petits pointillés), et $t_0 = 24$ (pointillés), cumul d'effets dissociés (courbe continue).

Les effets fonction du temps ou « taux de dégradation » atteignent un niveau de 0.8 pour F_1 , 0.6 pour F_2 , 0.4 pour F_3 . Leur cumul F est proche des effets eux-mêmes hormis la valeur résiduelle de dégradation de chacun d'eux. L'effet final ne dépasse pas la dégradation du plus grand à savoir F_1 .

Dans le cas maintenant où la valeur t_0 , temps où commence le phénomène de dégradation des 3 effets est de 8, 12 ans, et 16 ans, ils se retrouvent superposés dans le temps, ici leur maximum n'est pas atteint au même instant. Avec ces nouveaux paramètres, les courbes suivantes montrent les 3 effets et leur cumul au cours du temps (Fig. 242).

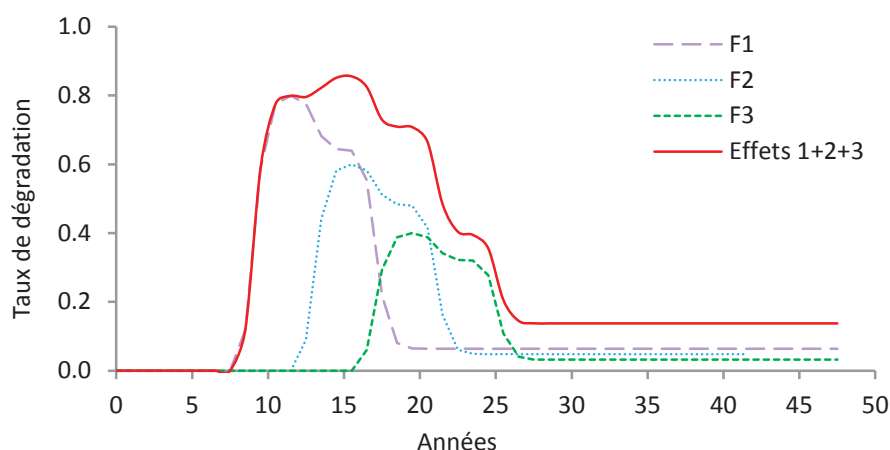


Fig. 242. $t_0 = 8$ (en pointillés longs), $t_0 = 12$ (petits pointillés), et $t_0 = 16$ (pointillés), cumul d'effets qui se recouvrent en partie (courbe continue).

Les effets fonction du temps atteignent toujours les niveaux de 0.8 pour F_1 , 0.6 pour F_2 , 0.4 pour F_3 . L'effet final au temps 15 dépasse la dégradation du plus grand à savoir $F_1=0.8$. Si les effets avaient eu leur valeur maximale de 0.8, 0.6, 0.4 au même temps t , l'effet cumulé aurait atteint : $F=1-(1-0.8)(1-0.6)(1-0.4)=0.95$.

3.2.4. Échelle pour le choix des effets importants

Le cumul précédent s'effectue sur des centaines d'effets. Les valeurs qui contribuent au cumul couvrent une plage importante de niveau. Au cours du temps, un effet peut devenir important puis quasiment disparaître. Dans le cumul, il s'agit donc de répertorier ceux qui sont significatifs et de les insérer dans un classement relatif objectif à un instant t pour une analyse. L'indice An défini ci-dessous est un complément, c'est d'abord un artifice numérique pour montrer graphiquement l'ensemble des effets différents sur une échelle semblable entre 0 et 1 et ensuite pour en choisir les plus significatifs. $F_{\min}$ est une valeur très faible non nulle de l'effet le plus faible. $F_{\max}$ est l'effet maximal < 1 . L'échelle F des « Amplitudes » des « n » effets, An , est liée à F , $F_{\min}$ et $F_{\max}$ par les différentes formes suivantes:

L'indice An d'un effet est posé tel que:

$$An = (\log(F) - \log(F_{\min})) / (\log(F_{\max}) - \log(F_{\min})) = \log(F/F_{\min}) / \log(F_{\max}/F_{\min}) \quad [36]$$

La « Non destruction » est :

$$1 - An = 1 - \log(F/F_{\min}) / \log(F_{\max}/F_{\min}) \quad [37]$$

Qui s'écrit sous une autre forme:

$$1 - An = (\log(F_{\max}/F_{\min}) - \log(F/F_{\min})) / (\log(F_{\max}/F_{\min})) \quad [38]$$

Soit finalement:

$$1-An = -\text{Log}(F/F_{\max}) / \text{Log}(F_{\max}/F_{\min}) = \text{Log}(F/F_{\max}) / \text{Log}(F_{\min}/F_{\max}) \quad [39]$$

Ces expressions successives ont pour but de se rapprocher de :

$$1-An = -k \text{Log}(p) \text{ avec } p = F/F_{\max} < 1, k = 1/\text{Log}(F_{\max}/F_{\min}) > 0, \quad [40]$$

notant aussi que p est tel que $0 < p < 1$.

An est une échelle de variation des effets des ITT, une valeur de sensibilité de l'écosystème comprise entre 0 à 1 et d'intérêt pratique de lisibilité de tracés, voir le tableau suivant en application numérique. Plus An est grand, plus l'effet de dégradation est important mais de façon logarithmique parce que la plage des effets se retrouve sur plusieurs décades (Tab. XXVII).

Tab. XXVII. Échelle de variation des An.

	$F_{\min}$	F1	F2	$F_{\max}$	k
F	0.000001	0.1	0.7	1	0.072
An	0.00	0.86	1.00	1.00	
1-An	1.00	0.14	0.00	0.00	
1-F	1.00	0.90	0.30	0.00	Indice Destruction
-Log F	13.82	2.30	0.36	0.00	Indice de sauvegarde
F (1-F)	0.000001	0.09	0.21	0.00	Indétermination 2
F (-Log(F))	0.000014	0.23	0.25	0.00	Indétermination 2

Les paragraphes suivants utilisent ce passage en logarithme pour les effets F et pour tenter un lien vers des traitements qui se retrouvent de plus en plus en écologie (Ulanowicz, 2011). Il faut mentionner que ce passage au logarithme masque les très faibles effets, fait ressortir les effets faibles et tasse les effets importants. C'est donc un premier traitement et le paragraphe suivant le replace dans une démarche plus générale.

3.2.5. Cumul d'effets de nature différente

Les effets F sont connus dans le temps dans 36 classes. S'ils sont de même nature, ils sont cumulés et seules 36 classes restent à analyser. Il est immédiat qu'il faut éviter les grandes destructions. La transposition dans l'échelle des An permet de les repérer plus facilement... Le complément à la destruction « F », soit « 1-F », est la mesure de la conservation du milieu... En recherchant les conséquences de toutes les classes d'effets des ITT sur les milieux, le problème est de connaître la « propension » à la destruction, la vulnérabilité de l'écosystème. Retenir les plus importants dans un premier temps est une première analyse, savoir si une multitude d'effets « moyens » n'est pas plus défavorable, ou du moins n'est pas un problème auquel il faut ajouter une précaution est une deuxième donnée. L'illustration est celle d'une pollution chimique importante unique et de destructions mécaniques faibles mais nombreuses. Cette dite « propension à la destruction » n'est pas une propriété absolue mais relative liée à un système comprenant des changements certains et des risques spécifiques potentiels.

Une présence d'une destruction F et de façon complémentaire son absence de destruction $1-F$ sont les données initiales. Le produit de F par $(1-F)$ donne une quantité qui est liée à une indétermination de conséquences sur l'environnement. Si F est grand, à la limite $F=1$, le produit est $F(1-F)=0$, il est certain que la destruction sera grande, aucune indétermination n'est associée. Si F est très faible $F=0$ et le produit est $F(1-F)=0$. Il est certain que si la destruction est négligeable, aucune indétermination de conséquences ne lui est associée. Par contre si F a une valeur intermédiaire, les conséquences de destruction deviennent plus imprévisibles, il faut prendre des précautions. L'indice $I=F(1-F)$ est une première mesure de l'indétermination quand $F=1$, $I=0$, quand $F=0$, $I=0$, quand $F=0.5$, I est maximum et égale à 0.25.

En résumé, plus l'indétermination mesurée par $F(1-F)$ est grande, moins les conséquences sont prévisibles, moins la propension à la destruction est connue. Il s'agit de proposer une notion de « principe de précaution », une attitude conservatrice en plus de la notion de niveau de destruction. La vulnérabilité potentielle immédiate du milieu naturel aux effets des ITT est celle associée à une menace importante, certaine de conséquences, plutôt connue. Mais la vulnérabilité est aussi celle possible, potentielle, de combinaisons d'effets « moyens », incertains en conséquence et dont il faut par précaution préserver le milieu. L'écologie cherche à prendre en compte le fait que des conséquences sont déductibles mais aussi inductibles.

La forme générale « $-k \text{Log}(p)$ » vue précédemment pour A_n est une forme mathématique bien particulière et fait partie de formes plus générales liées à la mesure de la biodiversité. « $-\text{Log}(F)$ » est aussi une « non dégradation » replacée sur une échelle Log. Ulanowicz écrit : « $-k \text{Log}(p)$ » est « la surprise de voir arriver un événement qui s'applique avec une propriété p » puis il ajoute « $-k \text{Log}(p)$ » quantifie ce qui est absent » selon la théorie de l'information (Ulanowicz, 2011). Dans cette théorie, « p » est « le poids de la présence de quelque chose », « $-k \text{Log}(p)$ » est « le poids de son absence ». $-\text{Log}(p)$ varie comme $1-p$. Quand p est grand, $-\text{log}(p)$ est faible, si deux effets p_1 et p_2 , de type différent, indépendants surviennent : $\text{Log}(p_1 p_2)=\text{Log}(p_1)+\text{Log}(p_2)$. Ces « non effets » se cumulent de façon additive avec la fonction Log (Fig. 243). La figure suivante compare la fonction $F(1-F)$ et la fonction $F(-\text{Log}(F))$ en fonction de F . La différence se situe dans le fait que $F(-\text{Log}(F))$ amplifie l'importance des faibles valeurs. Elle crée une propension d'importance pour ces valeurs. La première formule $F(1-F)$ est intuitive mais moins générale que la seconde $F(-\text{Log}(F))$ qui est conservée et dont nous verrons qu'elle fait partie d'une famille de courbes plus intéressante dans le paragraphe suivant.

La somme des $F_i(-\text{Log}(F_i))$ de tous les effets différents est une mesure de la propension à la destruction des écosystèmes à relier aux raisonnements sur l'entropie de Chakrabarti et Chakrabarty, 2007. Le paragraphe suivant indiquera que la fonction $\exp(\text{somme des } F_i(-\text{Log}(F_i)))$ est une quantité plus intéressante (Fig. 243). La courbe suivante compare le produit $F(1-F)$ au produit $-F(\text{log}(F))$ en fonction de F , l'indétermination de F en fonction du niveau de F .

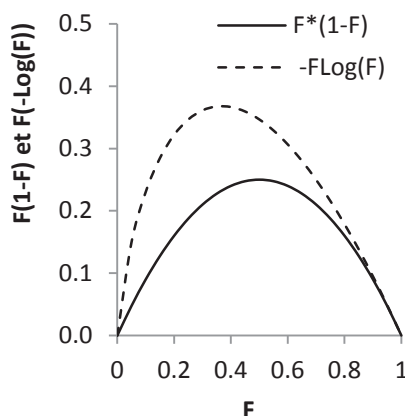


Fig. 243. Comparaison de 2 mesures de l'indétermination d'un effet

Dans le cas de n effets i différents, la somme des produits de « $s = -k \ln(p_i)$ », et de p_i le niveau de l'effet, est une mesure de l'indétermination résultante, soit $I_i = -p_i \log(p_i)$ ou bien la relation précédente $I = p_i(1-p_i)$. Si un seul des p_i est grand devant les autres, à la limite une valeur très proche de 1, alors l'indétermination des conséquences de cet effet est faible, puisque pratiquement un seul effet est important, connu et sans concurrence, donc $I=0$. Si p_i est très faible, ses conséquences sont négligeables, donc l'indétermination résultante associée est nulle, $I=0$. En conséquence, les situations intermédiaires d'un mélange d'effets « i » de niveaux moyens conduisent à une indétermination des conséquences. En résumé, de multiples effets identiques avec un effet de destruction similaire conduisent à des conséquences difficiles à prévoir et à traiter pour la conservation du milieu. La sommation des indéterminations est un mode de cumul d'effets différents en nature.

3.2.6. Agrégation des effets et indétermination - relation espace-espèces

Le paragraphe précédent fait appel à des formes mathématiques en suggérant que la fonction « $-\log(F)$ » a des applications spécifiques en écologie. Ce paragraphe ajoute un lien avec les traitements de résultats de mesure de biodiversité sur le terrain. Les espèces rares doivent être protégées dans une démarche écologique, la richesse en espèces n'est pas une mesure suffisante pour caractériser la biodiversité. Par analogie, les effets importants des ITT peuvent cacher des effets moyens insidieux, voire faibles dont la combinatoire pourrait induire des conséquences graves ou plutôt indéterminées sur un temps long... En se rapprochant des travaux de mesures de diversité et d'équitabilité, ces effets peuvent être aussi résumés par un indice du type de la forme des « nombres de Hill » pour la biodiversité. Ces « nombres de Hill » décomptent les espèces les plus rares jusqu'aux plus communes avec un seul paramètre « a ».

En conséquence, des ITT qui induisent un nombre important d'effets différents provoquent des indéterminations de conséquences sur le milieu naturel. Une mesure de l'indétermination de leurs

conséquences est une donnée complétant l'analyse avec les valeurs d'intensité les plus grandes. Un effet destructeur important, répertorié est éventuellement maîtrisable par une action volontaire de correction. Un ensemble d'effets différents de niveau moyen est un « désordre » difficile à gérer, coûteux à corriger par le nombre et par la dispersion... Pour les 36 effets F cumulés individuellement, un Marqueur des effets F, indice moyen d'indétermination appelé MF_1 , est défini par:

$$MF_1 = \text{Somme } i=1 \text{ à } m, \text{ sur les } m=36 \text{ effets, de } (-F_i \text{ Log}(F_i)) \quad [41]$$

Pour trouver un lien entre l'expression mathématique ci-dessus et l'aspect biologique, il faut se tourner vers la forme des relations entre le nombre d'espèces et la surface de leur écosystème. Un effet F correspond à la destruction d'une surface ou d'une fraction de surface. Le nombre d'espèces N, une des mesures de la biodiversité, est de façon générale lié à la surface A par $N=A^z$. Cette dernière formulation est largement utilisée avec une valeur de z comprise entre 0.2 et 0.4 (MacArthur et Wilson, 1967). Une étude a montré aussi un type de relations entre la transformation de l'écosystème et les impacts humains (transformation et présence humaine associée). Elle conduit aussi à des corrélations satisfaisantes de type $N=A^z$ avec toujours une valeur de z comprise entre 0.2 et 0.4 (Lepczyk *et al*, 2008).

Hurlbert, 2004, donne une corrélation entre le nombre d'espèces « N » et le nombre d'individus « n » (en forêt ($\log(N)=0.18\log(n)$, soit $N=n^{0.18}$; $\log(N)=0.33\log(n)$ en prairie, soit $N=n^{0.33}$). Une corrélation du même type que $N=A^z$ est obtenue, soit $N=n^y$. Le nombre d'individus est ainsi directement lié à la surface $n=A^{y/z}$, comme dans le cas des espèces.

La perte de biodiversité (en nombre d'espèces et/ou en nombre d'individus), appelée MF est liée à la perte de surface « A ». La part de surface « A » détruite peut-être déduit de l'effet « F ». Les 2 relations tirées des études « Species Area Relationships » sont : N en nombre d'espèces $=F^z$; n en nombre d'individus $=F^{z/y}$. Ces deux relations se regroupent sous une forme générale $MF=F^x$, avec une valeur de x comprise entre 0.2 à 0.4 pour les espèces et x compris entre 0.5 et 2 pour le nombre d'individus. Les ITT détruisent des individus puis des espèces. La valeur de x comprise pour les effets F sera comprise entre 0.2 et 2 dans le cas de destructions indépendantes espèces et individus. Cette expression de MF devient un indice d'un effet des ITT sur l'écosystème. Les valeurs de 0.2 et 2 sont des ordres de grandeur à retenir, la valeur 1 est une valeur intermédiaire.

Dans le cas où des effets différents s'appliquent sur une surface, les effets se superposent et détruisent l'écosystème indépendamment les uns des autres. Dans le cas des effets de même classe, les destructions sont identiques et se cumulent. La somme des effets différents $\sum F_i^x$ est la somme des pertes maximales de biodiversité. Chaque destruction F_i^x est pondérée par l'intensité de l'effet F_i et la somme des F_i est supposée normalisée et égale à 1. Finalement la forme de relation initiale de combinaison des effets appelée MF_i est la suivante :

$$MF_i = \text{somme de } i=1 \text{ à } m \text{ effets} \quad [42]$$

des $F_i F_i^x \dots$ et avec une valeur de x qui est comprise entre 0.2 et 2

MF_i devient un indice d'agrégation des $n=36$ effets des ITT sur l'écosystème. Une écriture plus pratique pour FM_i est proposée pour se rapprocher des indices de biodiversité :

$$FM_i = \text{somme de } i=1 \text{ à } m \text{ des } F_i^a, \quad [43]$$

avec $a=x+1$, et une valeur de a qui est alors comprise entre $a=1.2$ et $a=3$

A ce stade d'analogie avec les raisonnements sur les espèces, la synthèse sur les indices de biodiversité est possible et elle est tirée des travaux de (Hill, 1973). L'indice suivant MF est dérivé des MF_i et en le posant comme la racine « (1-a)ième » des MF_i . La formulation finale devient alors identique en forme à celle dite des « nombres de Hill » pour les mesures des diversités:

$$MF = (\text{somme de } i=1 \text{ à } m \text{ des } F_i^a)^{1/(1-a)} \quad [44]$$

Il faut noter que MF est aussi un indice d'indétermination agréant les effets des ITT. C'est une mesure de la capacité de nuisance des ITT sur l'écosystème par indétermination des conséquences, une propension à la destruction. La forme de MF permet de donner un nombre d'effets équivalents, une valeur qui peut être communiquée facilement, par exemple dire que l'ITT₁ entraîne 18.2 effets et l'ITT₂ 9.6 effets suggère un raisonnement simple d'addition, de rapport de chiffres simples. Dans l'expression de MF, la valeur « $a=1$ » est un cas particulier qui pose des problèmes de calcul de MF à cause d'une division par zéro. C'est une valeur clé et elle correspond mathématiquement à la fonction $\exp(-\text{Somme}(F_i(-\text{Log}(F_i))))$ ou nombre de Shannon. C'est la forme signalée dans le paragraphe précédent de calcul des An. Une cohérence de traitement effets (pression (P))-mesures d'état de biodiversité (E) peut être posée pour l'analyse.

Cette formulation MF hérite des propriétés particulières utilisées en biodiversité grâce au seul paramètre a , $0 < a < \infty$. Il donne un nombre d'effets équivalents, compris entre m , le nombre d'effets effectifs réels, et le nombre d'effets réellement importants. Pour « $a=0$ », $FM_0=m$, c'est le nombre d'effets, leur abondance. Plus le nombre d'effets est grand, plus l'indice FM est important. Pour une valeur de « a » faible, par exemple, « $a=0.2$ », $MF_{0.2}$ est le nombre « d'effets effectifs » d'un premier tri, d'intensité non nulle ou négligeable. Pour $m=1$, MF_1 donne le « nombre de Shannon », la somme des effets faibles, moyens et importants, (la formule MF pour $m=1$ devient en pratique $MF = \text{Exp}(\text{somme des } (-F_i \text{ Log}(F_i)))$). Pour $m=2$, soit FM_2 , le « nombre dit de Simpson » indique le nombre d'effets importants. « $m=4$ » est une valeur donnant le nombre d'effets dominants. Pour $m=\infty$, c'est l'indice de « dominance de Berger-Parker » = $1/F_{\max}$, correspondant à la proportion du plus grand effet... Cette forme de critère MF est intuitive. Il est additif, de façon « faible » : si le nombre d'effets est double, le critère devient double. Surtout il

l'est inversement, de façon « forte » si le nombre de Hill double, le nombre d'effets double aussi (Chiu *et al*, 2013). Il est lisible et se traduit en un nombre, une valeur facile à comprendre et à communiquer. Ces nombres sont extrapolables et interpolables pour estimer un nombre d'effets limites possibles et d'effets mineurs négligés (Chao *et al*, 2013).

Le rapport appelé MF^* entre le critère MF_a pour une valeur de « a » et m (m correspond à « a=0 ») ou bien MF^* le rapport entre MF_a et $MF_{0.2}$ « a=0.2 », pour être indépendant du nombre d'espèces, est une valeur comprise entre 0 et 1. MF^* compare différents milieux et aussi différents types d'ITT en équitabilité des niveaux d'indétermination des effets des ITT... Un indice unifié d'équitabilité a été proposé récemment par Mendes *et al*. à partir de l'entropie de Tsallis (Mendes *et al*, 2008). D'application très récente en biodiversité, cet indice peut se substituer aux nombres de Hill dont il est déductible. Il a l'avantage d'être un nombre compris entre 0 et 1, indépendant de la richesse spécifique et amplifiant les contrastes entre différents résultats. Pour les effets, il sera calculé pour information, en parallèle du nombre de Hill, dans les figures du paragraphe suivant. Sa valeur minimum est un point singulier résumant le positionnement des effets faibles par rapport à l'ensemble des effets.

En résumé, au départ, m effets sont regroupés en classes. Ce sont des effets cumulés qui s'appliquent sur le milieu. S'y retrouvent des effets majeurs, importants, mineurs, négligeables. L'ensemble des 36 classes d'effets co-existent. Le calcul de MF reprend ces 36 valeurs et selon la valeur du paramètre « a » donne une moyenne, il fait correspondre un nombre n d'effets dits équivalents, effets qui s'ils avaient la même intensité, auraient la même propension à détruire le milieu.

Pour visualiser, dans le cas de la forêt de feuillus et du projet routier, au temps t=5 années, les valeurs des niveaux des effets en fonction des types d'effets sont données par la figure Fig. 244.

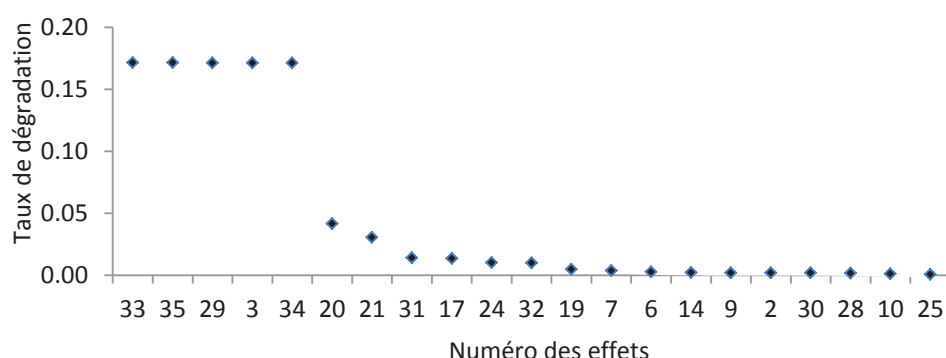


Fig. 244. Forêt de feuillus, t=5 années, niveaux des effets

Dans le cas lisible ci-dessus de la forêt de feuillus, 36 effets au maximum peuvent survenir au temps t=5 années. Les points mentionnés sont les niveaux des 20 premiers. 5 effets majeurs s'en dégagent immédiatement dans ce cas. Le calcul de nombres de Hill paramétré par « a » résume ces

effets. En fonction de « a », le nombre d'effets équivalents s'en déduit : « a= 4 » correspond à D=6.1 effets majeurs équivalents; « a=2 » C=6.7 effets majeurs et importants ; « a=1 » B=8.2 effets majeurs-importants-secondaires. Pour « a=0.2 » A=18.1 est le nombre d'effets omettant ceux qui sont vraiment négligeables sur les 36 possibles. Au temps t=60 années de la figure suivante, respectivement le calcul donne D=10.9 effets majeurs, C=12.4 effets importants., B= 15.2 sur 25.2 effets. Le graphique correspondant est Fig. 245.

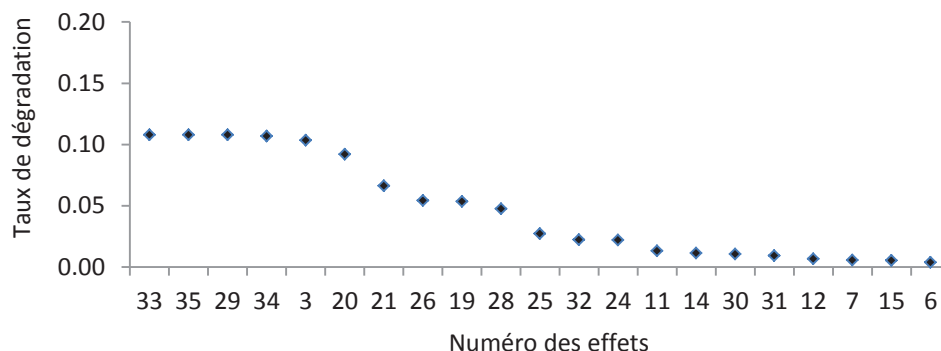


Fig. 245. Forêt de feuillus, t=60 années, niveaux des effets

Les tracés suivants sont un résumé des niveaux des 36 effets aux temps t=5 années, t=10 années, t=60 années (Fig. 246). Les courbes nommées D, avec l'échelle des ordonnées à gauche donnent le nombre d'effets équivalents N_{Hill} en fonction du paramètre « a ». Des points particuliers sont : « a=0.2 point A » ; « a=1 point B » ; « a=2 point C » ; « a=4 point D ». Les courbes nommées E sont ensuite tracées pour information, pour une nouvelle voie d'analyse, ce sont les équitabilités des effets qui détachent mieux les courbes D précédentes (Keylock, 2005; Mendes et al, 2008; Evangelista et al, 2009). Ces courbes E se déduisent en fait directement des courbes D par la relation $E = (1 - N_{Hill}^{1-a}) / (1 - n^{1-a}) = (N_{Hill}^{1-a} - 1) / (n^{1-a} - 1)$, n nombre d'effets=36. Sur ces courbes, le point minimum « a* » « agrège » tous les effets. C'est un point qui pourrait résumer l'ensemble des niveaux des effets majeurs, importants, mineurs pour comparaison. C'est l'écart maximal avec l'équitabilité parfaite entre les différents niveaux d'effets. La comparaison des courbes D en traits continus 5 ans, traits longs pointillés 10 ans, traits petits pointillés 60 ans est un moyen d'analyse. Il indique que les effets majeurs sont importants au bout de 5 ans puis s'estompent relativement au profit des effets de niveaux moyens (Fig. 246). Le point a* passe de 0.5 à 0.7 et en est une mesure. Un travail d'analyse identique entre la mesure de la biodiversité en nombre de Hill, et l'équitabilité qui s'en déduit, pourrait être mis en relation avec une analyse des effets des ITT effectuée avec la même méthode en nombre d'effets équivalents et l'équitabilité entre les niveaux des effets dans le temps.

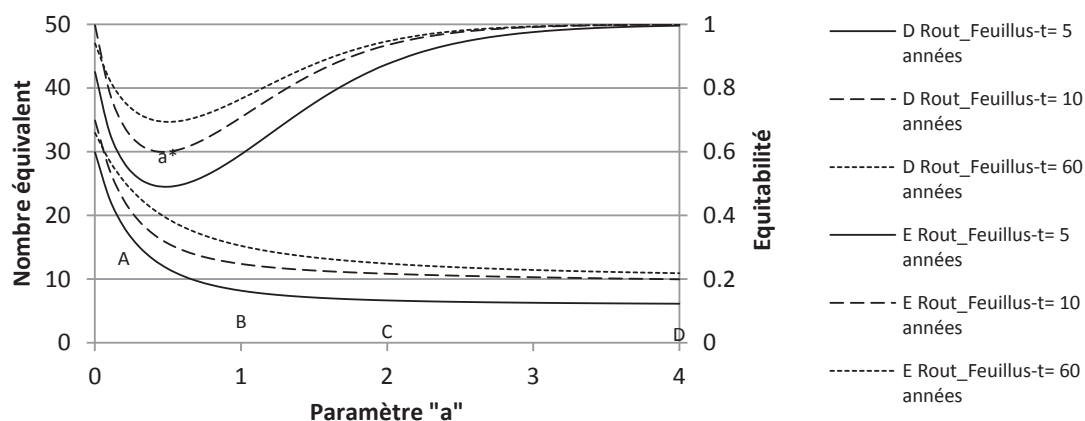


Fig. 246. Forêt de feuillus, nombres d'effets à t=5, 10 et 60 années

Dans la légende « D xx...années » sont le nombre de Hill lié à l'ordonnée de gauche et E l'indice d'équitabilité, mis pour information, avec son échelle sur l'ordonnée de droite.

Remarque sur l'intérêt de l'analyse en nombre dit de Hill par rapport à une « moyenne » arithmétique, un effet important peut être décomposé artificiellement en n sous-effets d'intensité moindre pour le « cacher ». L'indice en nombre de Hill le fait quand même ressortir car un nombre d'effets plus grand sera à prendre en compte, sans « oublier » l'effet de base décomposé. Par exemple avec 3 effets de valeurs $\frac{1}{2}$, $\frac{1}{4}$ et $\frac{1}{4}$, de moyenne 0.33, les valeurs au-dessus de la moyenne indiqueraient qu'il faut prendre 1 effet majeur et l'indice, calculé avec $a=1.1$, indique 2.8 effets majeurs. Si l'effet de valeur $\frac{1}{2}$ est décomposé en 4 sous-effets $\frac{1}{8}$, soit en tout 6 effets, la moyenne est 0.17. Elle indiquerait 2 effets majeurs. L'indice en nombre de Hill passe au double à 5.6 effets donnant le même niveau d'indétermination que le cas précédent. Pour un nombre d'effets donnés, le nombre d'effets équivalents à prendre en compte est maximal si les effets sont au même niveau, l'indétermination des effets est maximale car il n'y a pas de données pertinentes pour savoir lesquels choisir.

Dans le cas des effets d'une même classe, le calcul et le choix des effets majeurs est suffisant. Dans le cas de l'ensemble des effets de nature différente (chimique, mécanique...), l'analyse en indétermination est une donnée complémentaire indiquée par le calcul de MF... Cet indice en nombre d'effets équivalents parmi les 36 est une agrégation lisible.

3.3. Indice de sensibilité intrinsèque des écosystèmes aux effets

La sensibilité des écosystèmes aux ITT est directement liée aux intensités de chacun des différents effets en première approche. Le calcul de la propension par un nombre de Hill équivalent ajoute un complément d'analyse de niveau 2. L'intensité des effets différents est bien prise en compte en « richesse » et en « dominance ». Face aux effets importants, destructeurs et répertoriés, l'indétermination du cumul des effets moins importants, qui se combinent, est une indétermination

dont il faut prendre connaissance. C'est ce que permet l'analyse suivante, résumée, des effets sur les écosystèmes en « nombre de Hill équivalent ». Les figures suivantes en sont le résultat.

Les courbes sont continues. L'ensemble des points particuliers suivants simplifie l'analyse, en fonction de la seule valeur du paramètre a (Fig. 247-Fig. 262):

- $a=0$, donne le nombre maximal d'effets, y compris ceux avec des intensités négligeables,
- a faible, exemple $a=0.2$, donne un nombre maximal d'effets significatifs à analyser,
- $a=1$, ou nombre de « Shannon-Weaver », donne un compromis en le nombre d'effets significatifs et le nombre d'effets majeurs, cette valeur est particulière et couramment admise dans le cas de la mesure de la biodiversité par exemple,
- $a=2$, ou nombre de « Simpson », donne le nombre d'effets importants,
- puis au-delà de 3 la valeur de l'indice ne change pas beaucoup le nombre d'effets, et donne le nombre d'effets majeurs.

Le comptage des individus, et des espèces sur le terrain, qui mesurent un état de référence, ou un état des effets destructeurs des ITT, utilise un indice de forme identique. Ce type de mesure sur le terrain devient cohérent avec la mesure des effets. « $a=1$ » correspond au « nombre de Shannon » ($\exp(\text{Indice de Shannon})$). C'est la limite posée entre une zone de richesse et de dominance des espèces et pour les effets, il délimite les effets importants $a>1$ et pour $a<1$ les effets faibles. Les courbes des Fig. 248-Fig. 262 montrent ainsi que les effets moyens, majeurs et mineurs (Shannon, $a=1$) et les effets majeurs ($a=2$) ont une augmentation de 5 ans à 60 ans en moyenne de 1,2 à 1,4 et de 1,0 à 1,3 respectivement

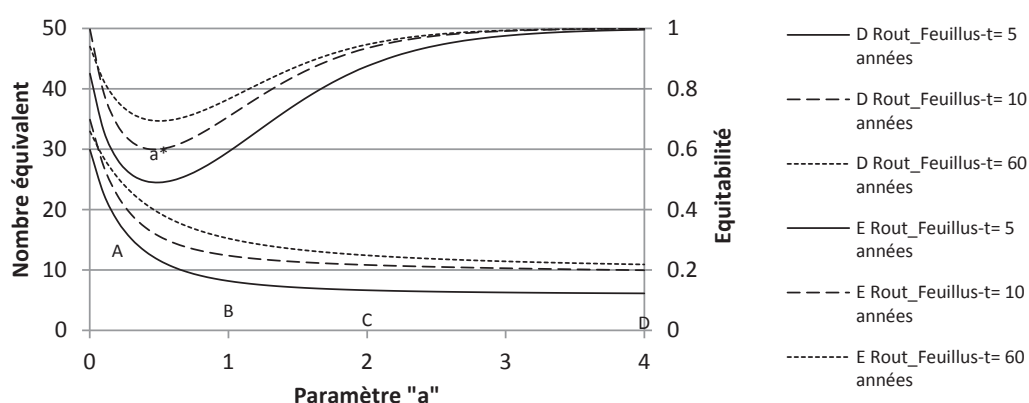


Fig. 247. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème forêts de feuillus.

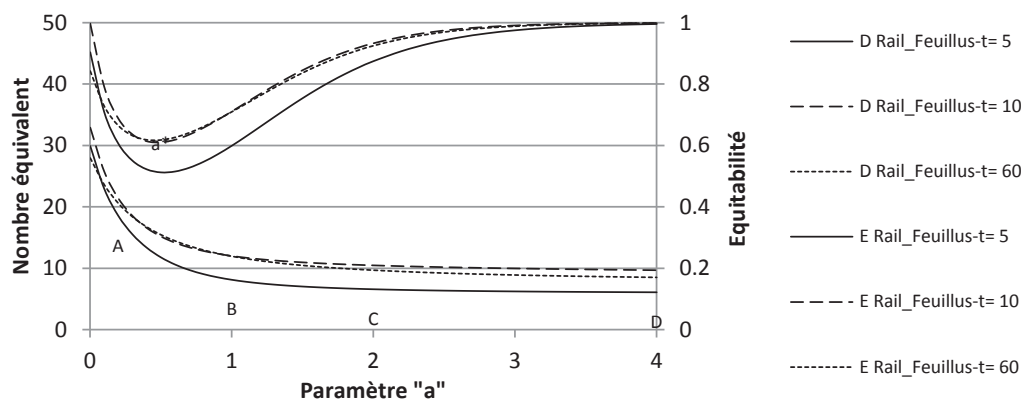


Fig. 248. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème forêts de feuillus.

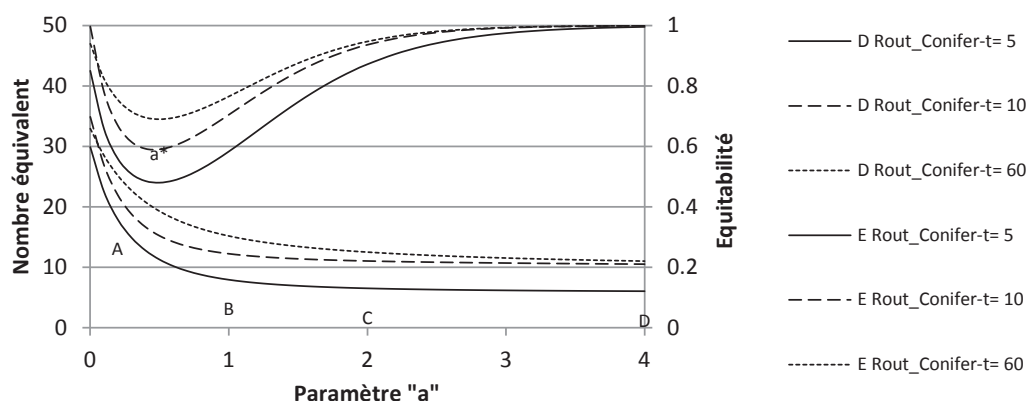


Fig. 249. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème forêts de conifères.

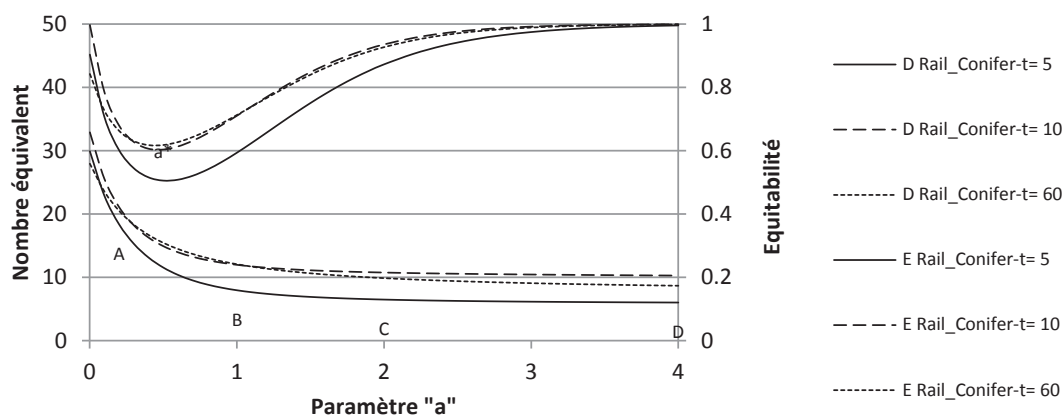


Fig. 250. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème forêts de conifères.

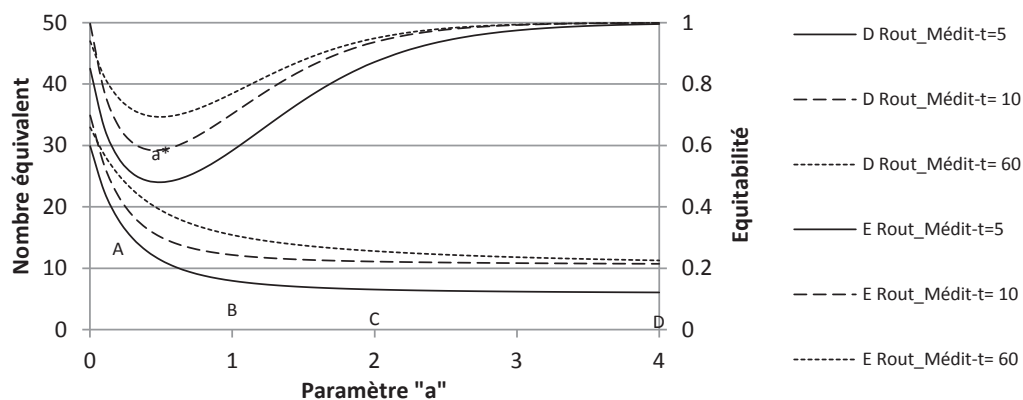


Fig. 251. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème forêts, maquis, garrigues méditerranéens.

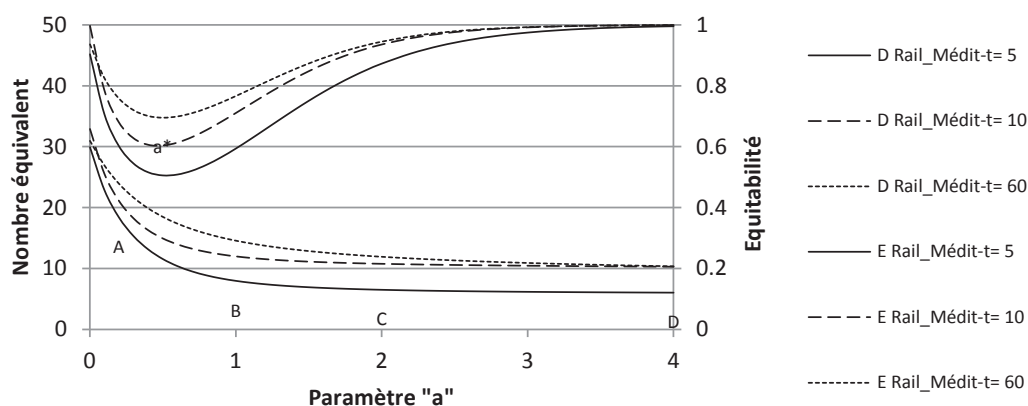


Fig. 252. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème forêts, maquis, garrigues méditerranéens.

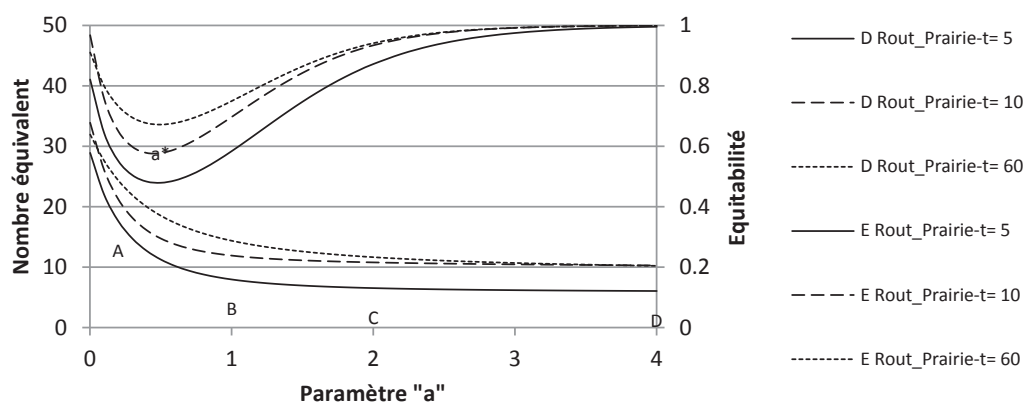


Fig. 253. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème prairies et landes sèches.

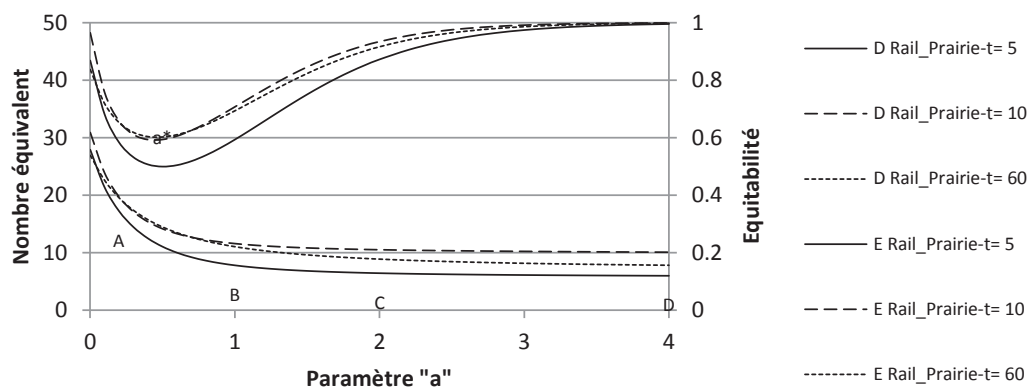


Fig. 254. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème prairies et landes sèches.

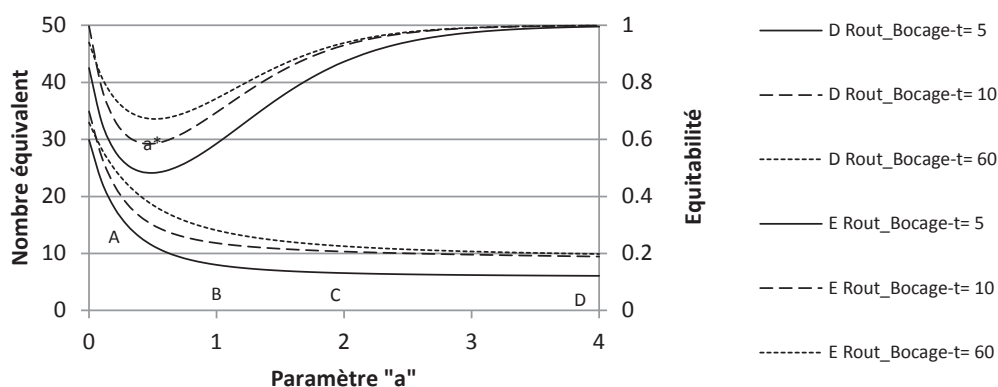


Fig. 255. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème cultures, champs et haies bocagère.

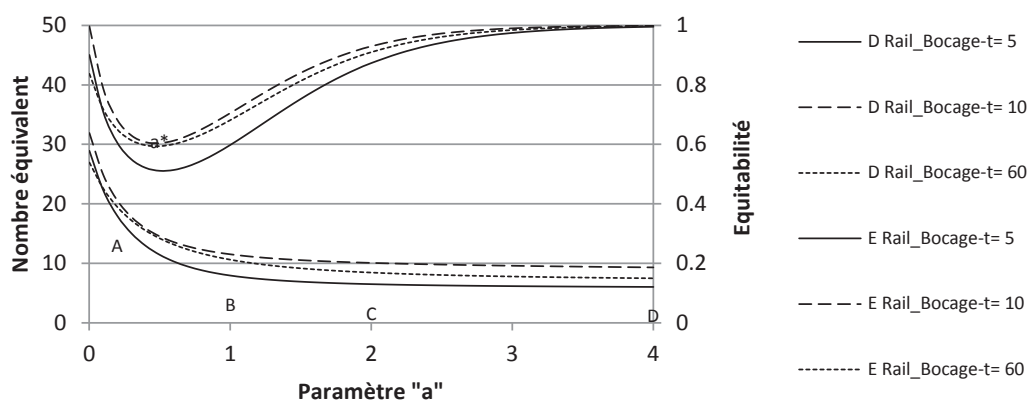


Fig. 256. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème cultures, champs et haies bocagère.

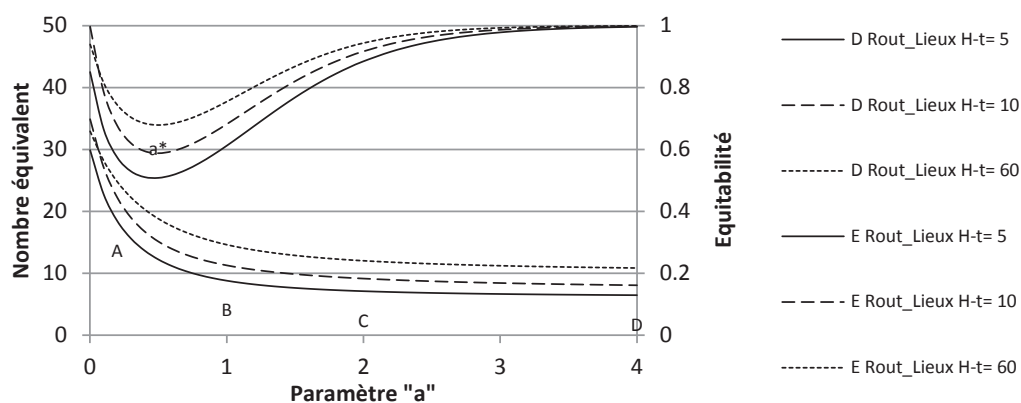


Fig. 257. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème marécages, tourbières et prairies humides.

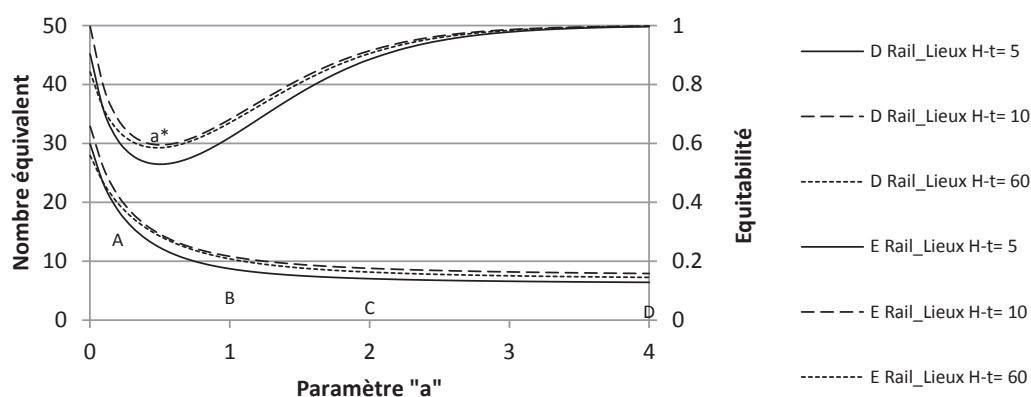


Fig. 258. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème marécages, tourbières et prairies humides.

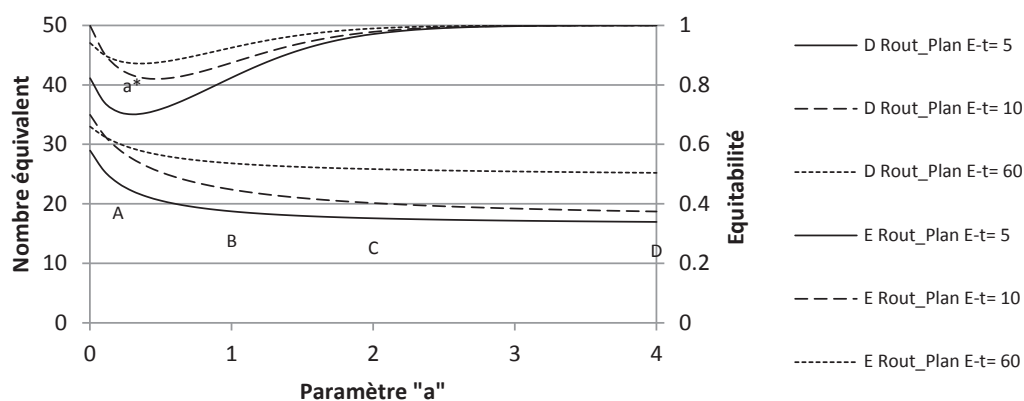


Fig. 259. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème plans d'eau.

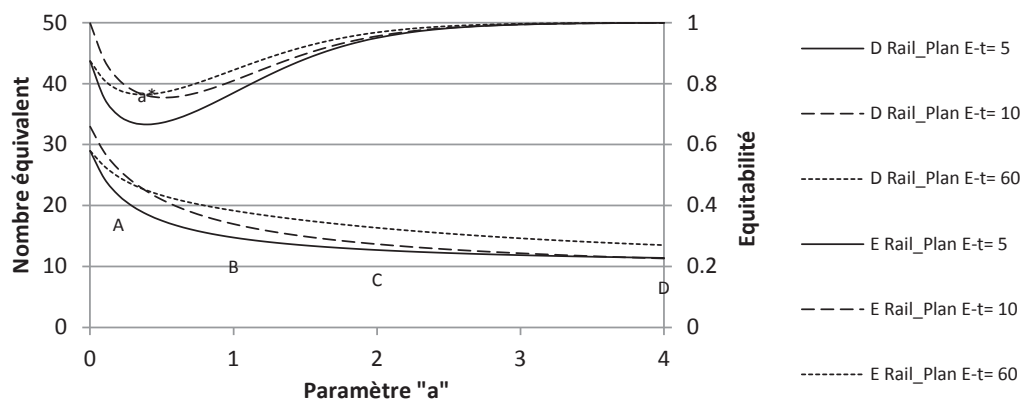


Fig. 260. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème plans d'eau.

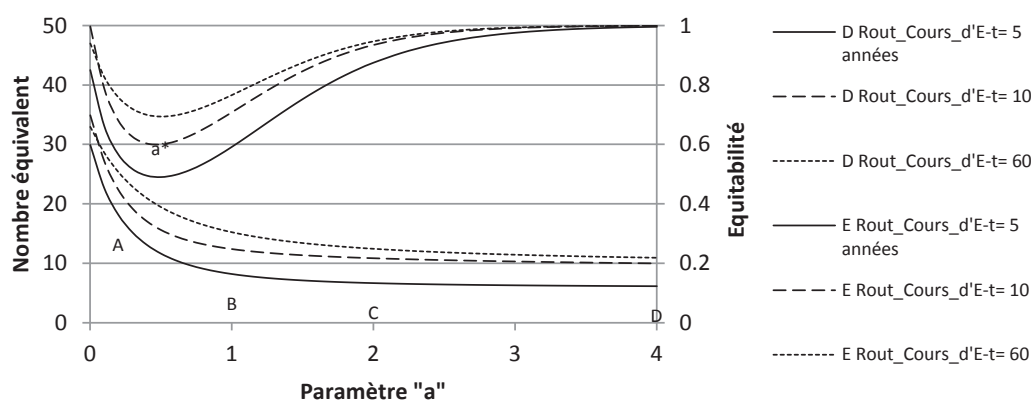


Fig. 261. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet routier sur l'écosystème cours d'eau.

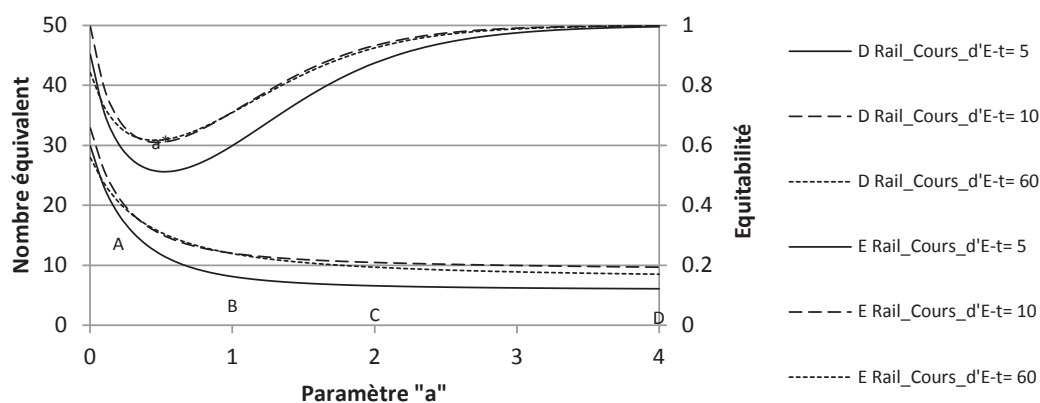


Fig. 262. Nombre de Hill et indice d'équitabilité en fonction du paramètre a pour les effets cumulés du projet ferroviaire sur l'écosystème cours d'eau.

Pour l'ensemble des effets cumulés liés au projet routier, la propension aux destructions par les effets faibles impliquent une forte indétermination pour les plans d'eau (PE), et une faible indétermination pour les prairies et landes (PL) soumises à des effets importants principalement (Fig. 263-Fig. 264).

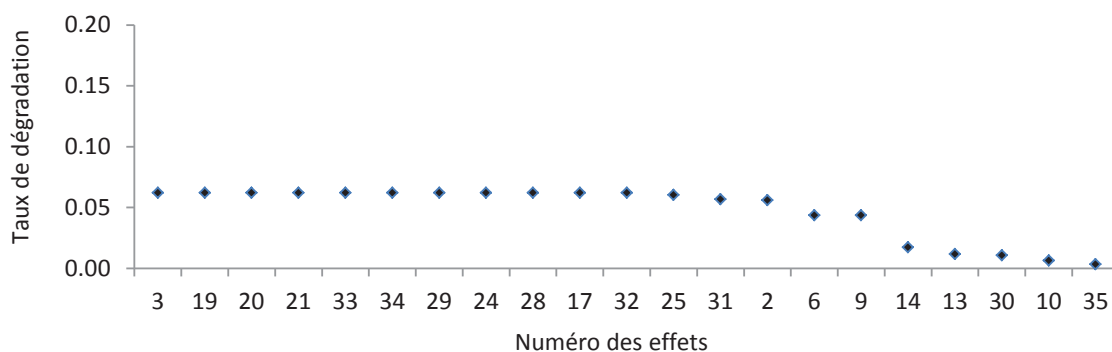


Fig. 263. Les plans d'eau sont soumis à 19 effets (a=1) pour les projets routiers.

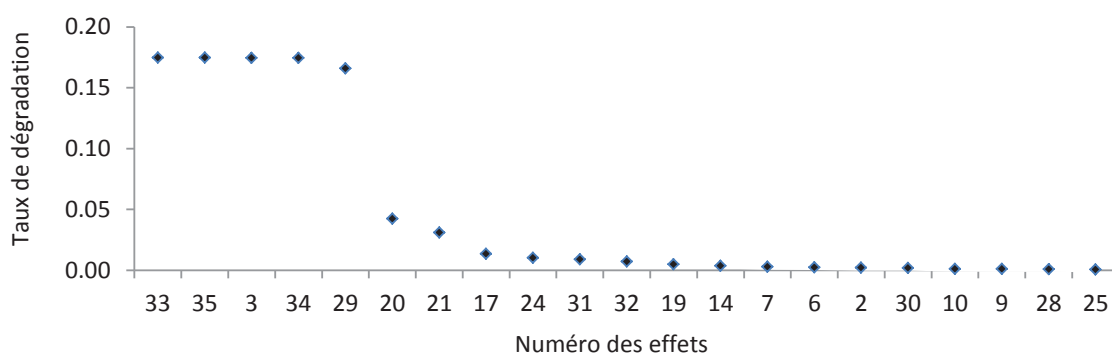


Fig. 264. Les prairies sont soumises à 8 effets (a=1) pour les projets routiers.

Au temps 60 ans, pour les projets routiers, l'indice d'équitabilité et de Hill permet de classer les milieux naturels du plus sensible au moins sensible selon l'ordre : PE(plans d'eau), > CE(cours d'eau), FF(forêts de feuillus), > FM(forêts méditerranéennes), >FC (forêts de conifères), >MT (marécages), >BO (haies bocagères), > PL(prairies et landes) (Fig. 265).

Pour les effets cumulés des projets ferroviaires, les indices d'équitabilité et de Hill indiquent également que les plans d'eau sont les milieux naturels les plus sensibles. Les milieux FM, FC, BO, CE, FF et MT se classent de manière quelque peu différente au cours du temps. La sensibilité FM augmente au cours du temps et à l'inverse la sensibilité de MT diminue. FC, CE, BO et FF ont une sensibilité quasiment constante au cours du temps. Au temps 60 ans, l'indice d'équitabilité et de Hill permet de classer les milieux naturels du plus sensible au moins sensible selon l'ordre suivant : PE(plans d'eau), >FM(forêts méditerranéennes), >FC(forêts de conifères), >CE(cours d'eau), >FF(forêts de feuillus), >MT(marécages), >BO (haies bocagères), >PL (prairies et landes) (Fig. 266).

Peu de différences sont observées entre les sensibilités des milieux naturels à t=5ans des projets routiers et des lignes ferroviaires. La sensibilité des milieux naturels est plus importante pour les projets routiers que ferroviaires à partir de t=10ans. La sensibilité est maximale à 60 ans pour les projets routiers et à partir de 10 ans pour les projets ferroviaires (Fig. 265-Fig. 266).

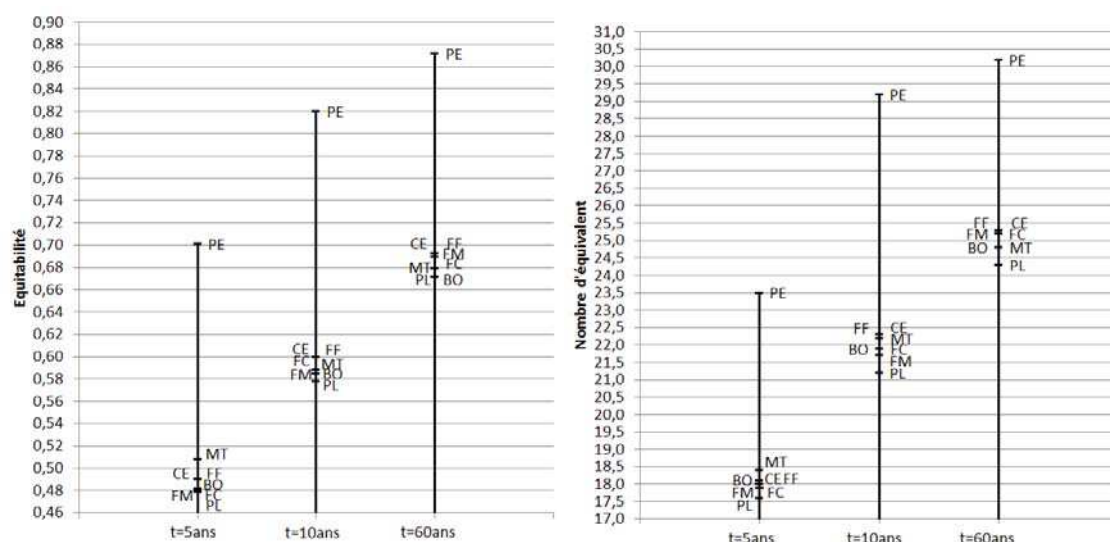


Fig. 265. Indices d'équitabilité (E*) et de Hill (a=0,5) des effets cumulés des projets routiers sur les milieux naturels en fonction du temps.

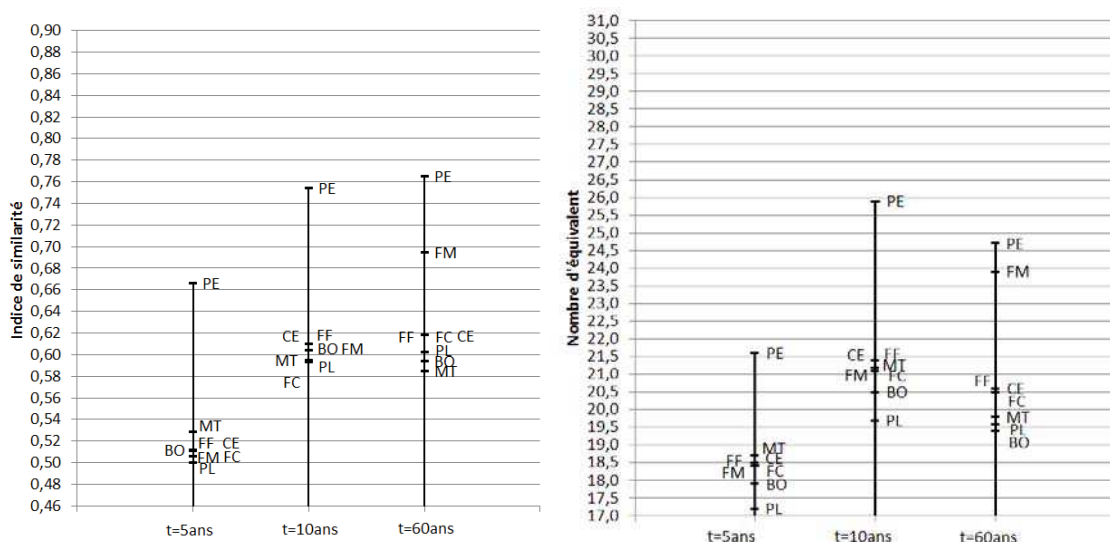


Fig. 266. Indices d'équitabilité (E*) et de Hill (a=0,5) des effets cumulés des projets ferroviaires sur les milieux naturels en fonction du temps.

Cette méthode classe les milieux naturels selon une « indétermination » liée à la propension à leur destruction. Leur sensibilité aux effets potentiels induits par les projets routiers et ferroviaires est indiquée non pas uniquement avec les intensités maximales des effets, mais avec un cumul, indéterminé en conséquence, d'effets secondaires en plus grande quantité. En pratique en prenant la valeur « $a=0.5$ » du paramètre par exemple. Les plans d'eau sont les milieux naturels les plus sensibles et les prairies et landes les moins sensibles quel que soit le type de projet. Les forêts, garrigues et maquis sont plus sensibles pour les projets ferroviaires que pour les projets routiers. La classification de la sensibilité des milieux champs, cultures et haies bocagères, marécages, tourbières et prairies humides, forêts de conifères, cours d'eau est peu différente entre les deux

projets. La sensibilité des milieux naturels est plus importante pour les projets routiers que pour les projets ferroviaires.

La méthode M1 décrit et quantifie les effets au cours du temps pour chaque milieu (Chapitre II). Le cumul dans chaque classe dans un projet conserve les 36 catégories d'effet. Elle permet de déterminer des classes de valeurs de sensibilité en intensité. La réponse des milieux naturels aux perturbations des projets routiers (route) et des lignes ferroviaires (rail) (Fig. 267) est hiérarchisée entre 0 et 1. Cette échelle est une pondération relative qui est intégrée dans le calcul de la vulnérabilité relative des écosystèmes. Les forêts de feuillus (FF) sont plus sensibles aux effets des projets routiers que des projets ferroviaires. Les prairies (PL) et les forêts méditerranéennes (FM) sont plus sensibles pour les projets ferroviaires. Les plans d'eau (PE), cours d'eau (CE) et milieux humides (MT) sont de même sensibilité entre les deux types de projet (Fig. 267).

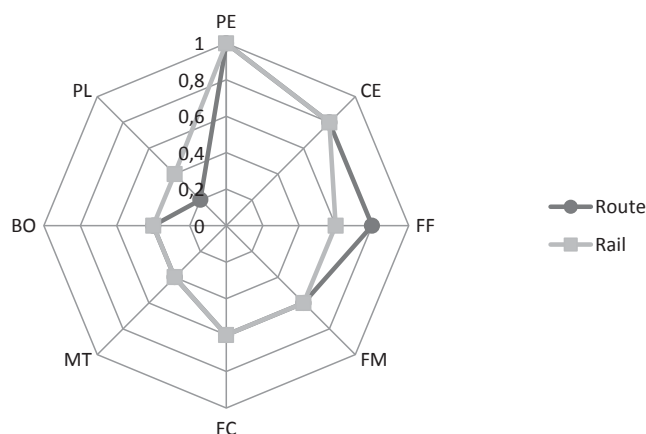


Fig. 267. Sensibilité des milieux naturels aux projets routiers et les lignes ferroviaires (ordres des milieux naturels pour t=60 ans).

4. État prévisionnel des habitats naturels

4.1. Définition de l'état prévisionnel

Les effets s'appliquent sur un habitat dont l'état initial peut être différent selon le territoire. L'état écologique est une notion utilisée par l'Agence européenne pour l'environnement (Weber *et al*, 2008). Un habitat proche d'un bon état d'équilibre écologique est plus à même de résister aux pressions des projets qu'un système déjà fragilisé par d'autres activités anthropiques que celles des projets d'ITT dont les perturbations vont contribuer à le dégrader encore plus.

Un habitat proche de son équilibre optimal est à rapprocher de la notion de naturalité ou de sa qualité intrinsèque en organisation, complexité et spontanéité. La naturalité est un terme qui indique qu'un habitat a subi le moins de perturbations biophysiques à cause des activités humaines

(Lesslie *et al*, 1988). Le plus naturel est le moins perturbé dans le sens où les composantes de référence y sont respectées. L'état optimal de conservation des conditions dites naturelles d'un site influe sur les chances de survie de la flore et la faune indigènes (Geneletti, 2002). La naturalité d'un habitat est un état relatif comparant son état réel à un état de référence. L'état de référence reste relatif comme un état acceptable ou bien il décrit en absolu un habitat sous dynamique naturelle ou sans influence humaine ayant des écopotentialités ou fonctionnalités écologiques intactes (Noss, 1999; Quigley *et al*, 2001).

L'état réel initial est la comparaison des indicateurs de l'état de référence avec les indicateurs de l'état observé. L'état réel et l'état observé des habitats naturels sont définis par les indicateurs déterminés en Chapitre III qui sont :

- Teneur en hydrocarbures totaux dans l'eau ou le sol,
- Teneur des métaux lourds dans l'eau ou le sol,
- Concentration des chlorures dans l'eau ou dans le sol,
- Intensité de l'hydromorphie du sol,
- pH mesure l'acidité ou l'alcalinité du sol,
- Teneur des polluants dans les tissus végétaux des dépendances vertes,
- Teneur des polluants dans des macrophytes,
- Pourcentage de recouvrement de l'habitat par les espèces végétales invasives,
- Indices de biodiversité :
 - des invertébrés terricoles, des invertébrés rampants, des invertébrés volants,
 - des odonates, des rhopalocères, de l'avifaune, de la famille des Strigidés et Tytonidés,
 - des grands rapaces diurnes, des Rodentia, des Cervidae, des Chiroptères, des anoues et urodèles,
- indice poissons rivière.

L'état de naturalité initial est établi à partir d'un état réel initial donnant en pratique une valeur de dégradation initiale.

4.2. Méthode de combinaison des indicateurs

4.2.1. État réel et état de référence

Le diagnostic de l'état écologique des habitats naturels (état réel) est estimé par l'écart entre les observations sur les entités étudiées ou état observé et une référence fictive posée comme « état de référence » (Bouzillé, 2007). La connaissance sur les habitats non perturbés sont nécessaires pour définir une référence, pour évaluer les changements qui affectent les habitats perturbés (Geneletti,

2002). L'état de référence permet plutôt de comparer l'état mesuré par les indicateurs déterminés en Chapitre II avec une référence attendue ou admise.

L'état de référence est défini par les attributs vitaux optimaux de l'habitat naturel permettant d'atteindre un bon état écologique. Les critères de composition et de fonctionnement des habitats constituent leurs attributs vitaux. La composition de l'habitat est déterminée par les attributs liés à l'état physique initial d'un habitat, par exemple la densité, la richesse et la biomasse des populations. Les fonctions écologiques décrivent la manière dont les différentes composantes des habitats, évoluent au fil du temps par exemple l'énergie, les matières et les types d'espèces. Les fonctions écologiques regroupent l'ensemble des processus, notamment les flux génétiques, l'impact des perturbations et les cycles des éléments nutritifs. Les attributs vitaux permettent de comparer entre eux les différents stades d'une succession et ainsi d'évaluer l'état de dégradation des habitats. Les attributs corrélés entre eux peuvent servir d'indicateurs de la structure et du fonctionnement d'un habitat (Odum, 1969).

La détermination de l'état de référence fait appel à la discipline de la gestion des habitats et de la restauration écologique. La définition d'états et ou de systèmes de références et ou d'objectifs correspond à identifier des entités d'intérêt sur le plan de la gestion (Bouzillé, 2007). Dans cette thèse, les attributs sélectionnés correspondent aux indicateurs développés dans le Chapitre II pour chaque habitat. Ces attributs correspondent à des caractéristiques ou des propriétés concernant les populations (indice de biodiversité) ou les facteurs abiotiques (qualité de l'eau et du sol).

Dans le contexte des pays développés tels que la France, les habitats dits naturels ne le sont pas au sens strict. Tous ces habitats ont subi des modifications liées aux activités anthropiques. L'état de référence ne peut s'établir sur un habitat considéré comme indigène et historique. Compte tenu des difficultés pouvant être rencontrées pour définir véritablement et précisément un système de références, cette expression est souvent remplacée par un « système souhaité ». La démarche consiste alors à définir des objectifs correspondant à des états de conservation à privilégier. La définition de systèmes de références correspond à de véritables modèles structuraux et fonctionnels (Bouzillé, 2007).

4.2.2. État prévisionnel

L'état prévisionnel est mis en évidence par l'analyse des modifications du fonctionnement des habitats sous l'effet des perturbations des projets d'ITT. Une perturbation est définie par sa nature qui dépend de ses caractéristiques spatiotemporelles. Une perturbation est une cause (changement dans les conditions) mesurée par son effet (changement dans le fonctionnement normal d'un système) (Verneaux, 1973). Les réponses du système aux perturbations ont été modélisées par la méthode M1 (Chapitre II) et constituent un référentiel permettant d'établir un diagnostic de la

dégradation prévisionnel de l'habitat dans l'éventualité où le projet d'ITT traverse celui-ci. Ce diagnostic écologique a pour objectif d'imaginer des scénarios alternatifs de tracé de projet d'ITT.

La dégradation due à un effet commence au temps t_0 et se met en place au cours du temps jusqu'à une valeur maximale D , $0 < D < 1$. Les effets identiques en nature se répètent des dizaines de fois à des temps et à des niveaux différents D lors des phases de construction, d'exploitation et d'entretien.

Sur la Fig. 268, un effet F1 commence à l'instant $t=0$, un effet F2 commence au temps $t=15$, un effet F3 commence au temps $t=20$ avec une dégradation initiale de $D=0$. Ces 3 effets sur les habitats, effets identiques en nature, se cumulent et donnent la courbe « Effets 1+2+3 ». Ceci a permis dans la méthode M2 de rechercher des indicateurs pour aller de façon plus pertinente mesurer l'état des habitats qui vont subir le plus de dommages.

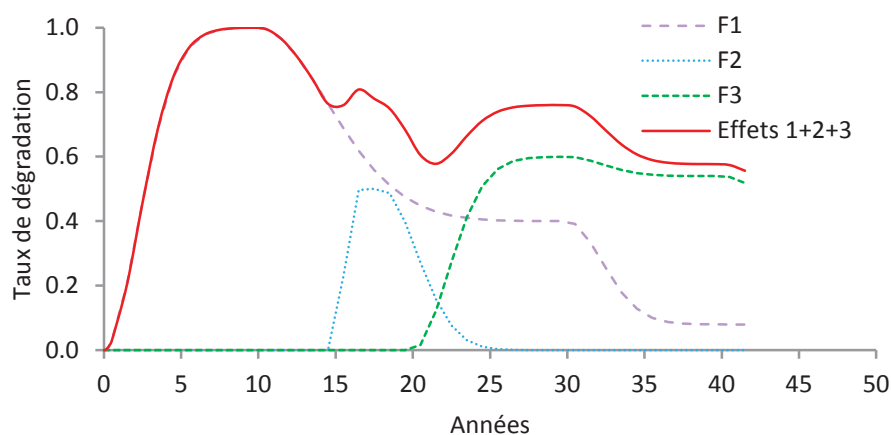


Fig. 268. 3 effets identiques en nature cumulés dans le temps sur un habitat sans dégradation initiale

Ces habitats sont dans un état réel initial estimé ou mesuré qui n'est pas forcément un bon état écologique. Il s'agit d'introduire cet état initial dit de naturalité ou de capacité à répondre aux impacts. Cet état réel est une valeur de dégradation de départ à t_0 . Par exemple l'effet F1 s'applique maintenant sur un habitat déjà dégradé, état estimé à 30 % de la valeur maximale $D=1$, l'effet F2 à 25% de sa valeur max, l'effet F3 à 5%. Les courbes suivantes présentent ces valeurs initiales de dégradation (Fig. 269). La valeur initiale est appelée u_0 une proportion de l'état ultime de naturalité de l'habitat. En pratique dans l'équation, cette valeur initiale y est intégrée par un temps équivalent t_i qui est tel que ::

$$F_1 = F_{t < t_0 + u Duree} = \left(1 - e^{-\left(\frac{t - t_0 + t_i}{t_{me}} \right)^{ve}} \right) D \quad [45]$$

$$\text{avec } t_i = \left(-\text{Log}(1 - u_0 D) \right)^{\frac{1}{ve}} t_m$$

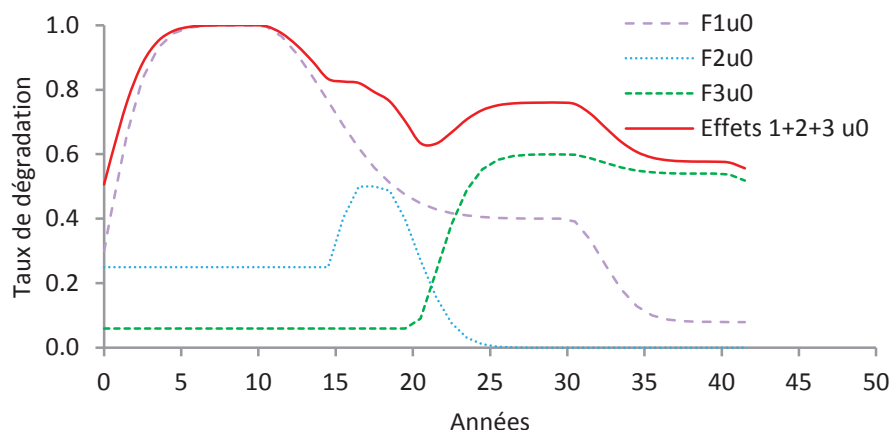


Fig. 269. 3 effets identiques en nature habitat cumulés dans le temps avec dégradation initiale u_0D .

Dans le cas de l'intégration de F dans le temps pour déterminer l'ampleur de l'effet, l'intégration n'est faite qu'à partir de t_0 . L'effet des ITT se met en place à partir de t_0 , les ITT ne sont pas responsables des dégradations initiales et prennent l'habitat en son état. Par intervention, il est envisageable alors que les ITT recouvrent une partie de la dégradation initiale. L'indice de l'état prévisionnel de l'habitat est calculable ensuite suivant la même démarche qu'en Chapitre II sur la mesure de l'ampleur de l'effet. L'indice d'ampleur d'état prévisionnel de dégradation est représenté par l'intégrale du temps 0 à un temps t du cumul de chacun des effets.

5. Organisation spatiale de l'éco-complexe

5.1. Principe de l'analyse spatiale

Les projets d'ITT concernent un paysage qui inclut plusieurs écosystèmes. Ce paysage est maillé en cellules dans un logiciel SIG à une échelle donnée. La sensibilité des écosystèmes aux impacts est définie. L'état de référence des habitats naturels du paysage est connu. Il s'agit de replacer ces écosystèmes, avec leur taux de dégradation dans leur paysage. Dans ce cadre, ils s'y retrouvent dispersés, chacun avec une aire, une forme de surface, des connexions... L'évaluation écologique résultante au sein du paysage nécessite la compréhension de leurs organisations et de leurs relations. Les paramètres de caractérisation spatiale de l'écosystème jouent un rôle important pour la conservation de la nature. C'est l'un des principaux thèmes que l'écologie du paysage aborde (Geneletti, 2002). Le paysage est un niveau d'organisation supérieur à l'écosystème, c'est un écosystème. Pour comprendre le fonctionnement d'un système dynamique comme le paysage, il faut le replacer dans l'espace en étudiant les échanges entre les systèmes voisins (Burel et Baudry, 1999).

Les études écologiques ont établi la relation principale quantitative suivante : plus les écosystèmes sont grands, (Rosenzweig, 2004; Rosenzweig, 1995; Thompson *et al*, 2003; Tjørve, 2003; Vreugdenhil *et al*, 2003), rapprochés (Saura et Rubio, 2010), plus ils peuvent maintenir leur biodiversité (Geneletti, 2002). En résumé, les métriques paysagères principales retenues sont : l'aire, la forme de la surface, la connexion. Ces variables sont complétées par la rareté du milieu et par la recherche d'une diversité de milieu pour une plus faible vulnérabilité.

Parmi les logiciels développés dans le domaine de l'écologie du paysage, il faut citer : Conefor (Saura et Torné, 2009) qui inclut des extensions vers les logiciels SIG (ArcGIS) ; exemples de logiciel gratuit de SIG : ILWIS Integrated Land and Water Information System de Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences Netherland, Quantum GIS (QGIS) ; FRAGSTATS© (McGarigal *et al*, 2012); PASSaGE: Pattern Analysis, Spatial Statistics, and Geographic Exegesis, (Rosenberg et Anderson, 2011) ; des logiciels liés aux forêts FORESTMOD ; macro-écologie spatiale : SAM... Les métriques peuvent y être calculées à différentes échelles, de l'élément élémentaire de surface, appelé tache, à une même classe de taches, et à l'échelle du paysage. Les métriques paysagères de caractérisation de formes, de connectivités définies dans cette partie sont disponibles dans ce type de logiciel. Il s'agit d'affecter des facteurs liés à la dégradation de la biodiversité par les effets des ITT.

Le taux de dégradation en biodiversité de l'écosystème est la fonction F des effets des ITT. Plus la surface d'un écosystème dans un paysage est petite et plus son contenu en biodiversité est faible, mais ce contenu en biodiversité diminue d'autant plus et d'autant plus vite que la surface est petite. Pour des raisons de fiabilité de conservation de la biodiversité, il est aussi nécessaire de conserver dans le paysage une diversité de milieux connectés avec plusieurs surfaces. La présence d'espèces rares dans un milieu lui confère également une vulnérabilité plus importante. Un compromis doit s'établir dans le paysage. Les indicateurs suivants n'indiquent que des relations possibles simples entre les variables citées et la perte de biodiversité.

5.2. Définition des indicateurs spatiaux

5.2.1. Taille de la tache d'habitat

Sur les cartes SIG, les taches des écosystèmes naturels ont une étendue qui est la première variable pertinente parce que, toutes choses étant égales par ailleurs, les sites avec une aire importante ont tendance à accueillir plus d'espèces et en plus forte abondance que les petits sites (Geneletti, 2002). La sensibilité potentielle donnée par la fonction F des effets est implicitement liée à une surface de forme « ramassée » (circulaire, carrée) dont le contenu en biodiversité a une valeur maximale inférieure ou égale à 1. Par défaut, cela peut être le patch ou la tache la plus vaste

dans un projet dont des indicateurs mesurés ont montré que la biodiversité y est satisfaisante Sa surface est S_0 ...

Les raisonnements par défaut pour les patches autres que le patch de référence peuvent s'effectuer par les 2 modes suivants :

- après une dégradation par les ITT, le patch i a une surface S_i , plus petite que la surface « S_0 ». Son contenu en biodiversité après dégradation est ainsi lié à sa surface après dégradation « S_i » et à la surface de référence S_0 .
- Ou bien le patch i de surface S_{i0} avant dégradation, passe à une S_i après dégradation, et la dégradation par les ITT est alors rapportée à son état de référence S_{i0} et non à celui du patch de référence S_0

La variable de taille d'un patch retenue est soit $S=S_i/S_0$ ou $S=S_i/S_{i0}$.

Facteur de vulnérabilité et taille

Les espèces sont liées les unes aux autres et, une surface minimale, une valeur de seuil, sont nécessaires pour qu'elles cohabitent. Si la surface après dégradation est importante, plus grande qu'une valeur seuil, la biodiversité est grande. Si la surface après dégradation passe à une valeur faible inférieure à une valeur seuil, la biodiversité devient nulle. La vulnérabilité d'un écosystème est liée au nombre d'espèces détruites. Si la probabilité de survie des espèces P dans ce milieu par modification de la surface qui passe en dessous d'un seuil est nulle, la vulnérabilité en dessous du seuil est maximale et égale à 1. Si la probabilité de survie au-dessus d'un seuil est maximale, la vulnérabilité n'est pas amplifiée par l'effet de taille. Si P est la probabilité de survie, la vulnérabilité liée à la taille est $T_m=1-P$, ou bien $T_m=1-S$. S est la surface relative du patch = S_i/S_0 ou bien S_i/S_{i0} . (Fig. 270).

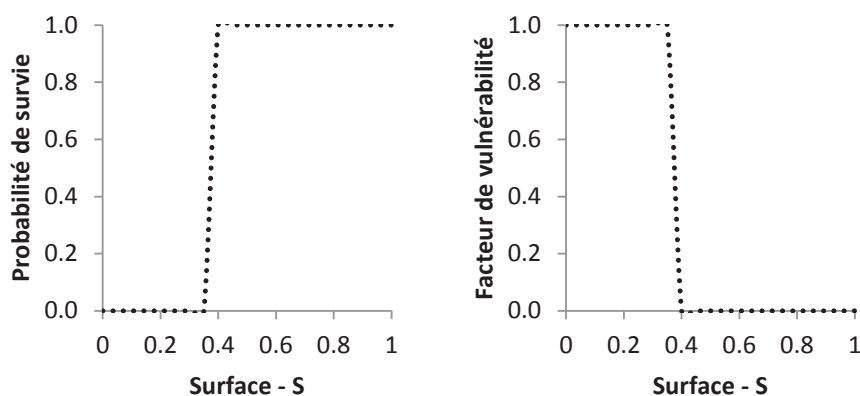


Fig. 270. Probabilité de survie, facteur de dégradation et surface avec seuil.

L'effet des perturbations des ITT F décrit la dégradation. L'effet de vulnérabilité due à la taille T_m vient se combiner. La combinaison proposée est $F_{\text{finale}} = 1 - (1 - F)(1 - T_m)$.

Après ce modèle avec seuil, le modèle plus simple d'un indicateur de vulnérabilité continu d'une surface S est : probabilité de survie $= S$, $T_m = 1 - S$ (Fig. 271).

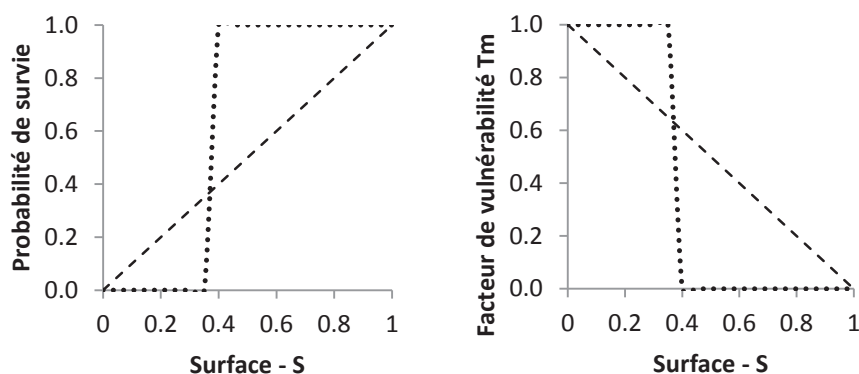


Fig. 271. Probabilité de survie, facteur de dégradation et surface avec seuil et loi linéaire.

Des relations empiriques sont mentionnées dans la littérature sur le thème « Species Area Relationships ». La forme $T_m = S^x$ avec x coefficient variant de 0.2 à 0.4 voire 1 pour les très grandes surfaces, permet d'amplifier le fait que la richesse spécifique décroît d'autant plus que la surface tend vers zéro. L'effet de seuil réapparaît dans ce modèle.

Cette relation empirique S^x a une application très générale sachant que les effets de la fragmentation varient selon les espèces. Dans un écosystème, la probabilité de persistance des espèces varie, diminue rapidement quand l'écosystème est détruit à plus de 60%. Une courbe continue en forme de S est une forme qui rappelle la fonction de Weibull. La forme S^x , plus simple, est largement utilisée (Rutledge, 2003) (Fig. 272).

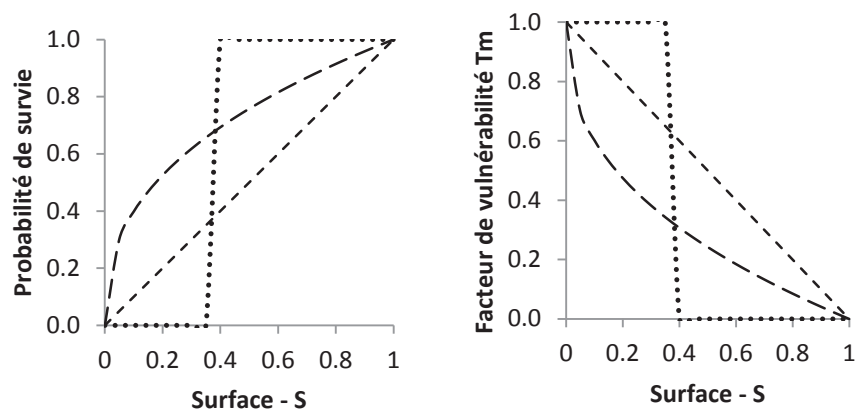


Fig. 272. Probabilité de survie, facteur de dégradation et surface avec seuil et loi linéaire, S^x

Quelle que soit la forme de la relation « espèces-surface » retenue (Rutledge, 2003), les raisonnements suivants restent identiques. La forme S^x sera utilisée ensuite, mais elle peut être remplacée par une forme $f(x)$ où f est par exemple une des 20 fonctions candidates listées par Even Tjørve (Tjørve, 2009). L'explication de la variation asymptotique du nombre d'espèces en fonction de la taille de l'écosystème est expliqué par les auteurs Andrew P. Allen et Ethan P. White (Allen et White, 2003). Aux figures précédentes Fig. 272 est rajoutée la fonction de Weibull (Fig. 273).

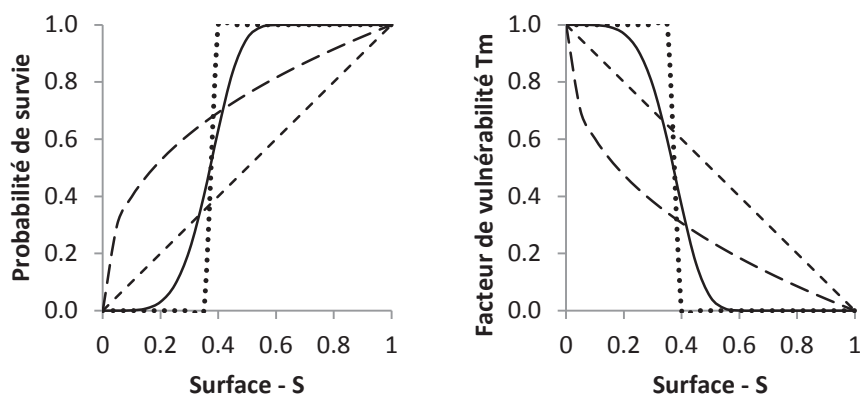


Fig. 273. Probabilité de survie, facteur de dégradation et surface et 4 modèles.

Les modèle avec seuil(pointillé), linéaire(petits tirets), S^x (tirets), Weibull(plein) sont représentés sur la figure ci-contre :, pour S^x ; $x=0.4$; pour Weibull $P=1-\exp(-S/S_m)^x$, $x=5$ et $S_m=0.4$.. (Fig. 274).

L'effet des perturbations des ITT F décrit la dégradation. L'effet de vulnérabilité due à la taille T_m vient se combiner à F . La combinaison proposée est $F_{\text{finale}} = 1-(1-F)(1-T_m)$.

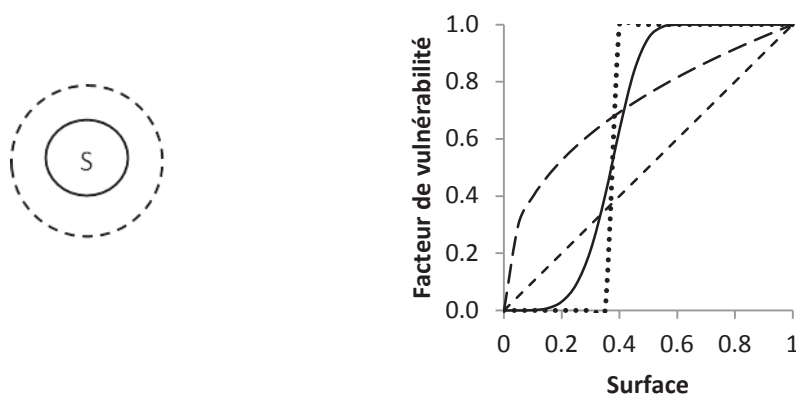


Fig. 274. Vulnérabilité et taille.

Facteur de vulnérabilité taille et dissection

Les types de fragmentation d'une surface sont répertoriés de façon générale en perforations (surfaces détruites à l'intérieur d'une surface), incision (surface créant une frontière à l'intérieur d'une surface), dissection (frontière séparant la surface en deux parties), dissipation (surface supprimée qui se dissipe en créant des îlots, ces îlots peuvent se réduire ensuite et disparaître). La route ou le rail vont traverser un écosystème, il est découpé en deux parties. La barrière « route ou rail » est supposée étanche. Le cas des routes ou rail est de type dissection.

La route de surface petite devant la surface S qu'elle traverse divise cette dernière en deux parties $S\alpha$ et $S(1-\alpha)$ avec $0 < \alpha < 1$. La conséquence de la division et de la variation de surface est une biodiversité donnée par la somme de celle des deux surfaces qui passent respectivement de la valeur S aux surfaces « $S\alpha$ » et « $S(1-\alpha)$ » soit : $((S\alpha)^x + (S(1-\alpha))^x)/2$. La dissection par la route « ajoute » une composante de dégradation en biodiversité. Avant division la résultante des effets F au temps t s'applique sur la surface S , c'est une dégradation d'origine mécanique, chimique, biologique.... Après division des écosystèmes, lors de la phase de construction, se « rajoute » une dégradation constante donnée par la dissection, $F_1 = 1 - ((S\alpha)^x + (S(1-\alpha))^x)/2$. La dégradation totale combine F à la dégradation appliquée à la surface avec dissection F_1 . Le modèle de combinaison des dégradations retenu est :

$$F_{\text{total}} = 1 - (1-F)(1-F_1) \quad [46]$$

$$F_{\text{total}} = 1 - (1-F)(1 - ((S\alpha)^x + (S(1-\alpha))^x)/2) \quad [47]$$

$$F_{\text{total}} = 1 - (1-F)((S\alpha)^x + (S(1-\alpha))^x)/2 \quad [48]$$

Le tracé suivant est le cas le plus défavorable du partage en deux surfaces égales. (Fig. 275).

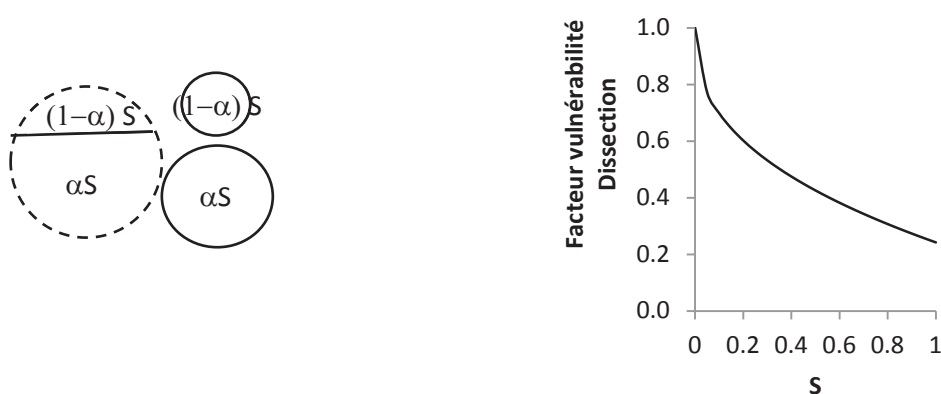


Fig. 275. Vulnérabilité - dissection.

Ce facteur de vulnérabilité de dissection F_1 peut intervenir sur un patch dont la surface est modifiée, la combinaison des 2 effets est alors $F = 1 - (1-T_m)(1-F_1)$.

Vulnérabilité, dissection, surface de route

La route de surface non négligeable devant celle du patch qu'elle traverse le divise en trois parties. La route est une zone de biodiversité nulle et va amplifier le bilan de dégradation. Si β est la part d'emprise de la route, alors $S(\alpha - \beta/2)$ et $S(1 - \alpha - \beta/2)$ en sont les parties restantes. Par analogie avec les cas précédents, la vulnérabilité est donnée par $F_2 = 1 - ((S\alpha - \beta/2)^x + (S(1 - \alpha - \beta/2))^x)/3$. Par la combinaison avec un effet s'écrit $F_{\text{total}} = 1 - (1 - F)(1 - F_1)$

Pour un partage en deux parties égales d'un patch, la figure trace le facteur de vulnérabilité pour une route d'emprise nulle en pointillé, et le facteur pour une emprise de 20% en trait plein, (Fig. 276).

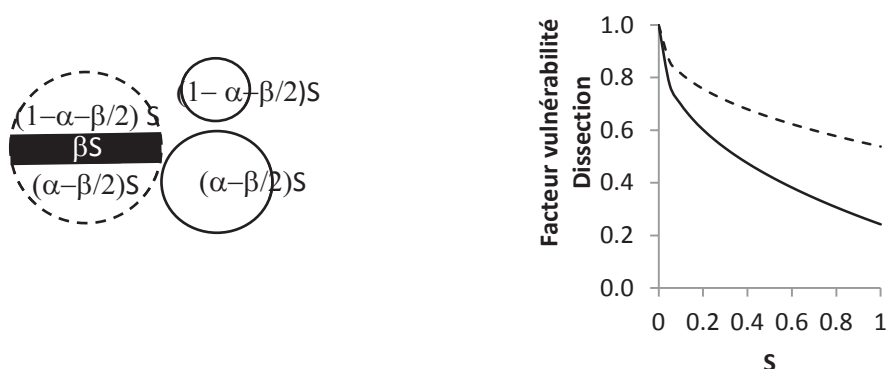


Fig. 276. Vulnérabilité - dissection et route.

Ce facteur de vulnérabilité peut intervenir sur un patch dont la surface est elle-même réduite. La combinaison des 2 effets est alors $F = 1 - (1 - T_m)(1 - F_2)$. Les tracés suivants reprennent les cas précédents avec F_2 , à savoir route de surface négligeable trait plein et route d'emprise 20% en pointillé, puis les 2 cas traités avec F_2 sont combinés à T_m la diminution de surface, tracés en traits tiret-point. A surface égale, le facteur de vulnérabilité est amplifié (Fig. 277).

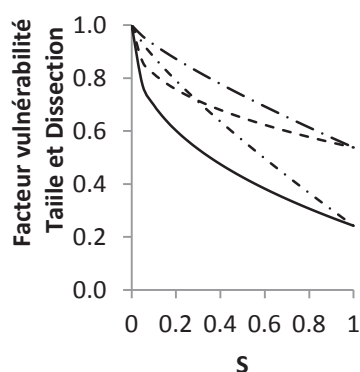


Fig. 277. Vulnérabilité - dissection et route.

Vulnérabilité, surface et forme

Dans le cas d'une forme de surface S , de longueur a , et de largeur b ($a > b$), d'élancement $\eta = a/b$, la forme S peut être décomposée en n surfaces compactes. Ces formes ont aussi des fonctions de corridors « rapprochant » des surfaces. Plus leurs formes ont un élancement important, plus leur vulnérabilité est grande à la disparition des espèces et à leur potentiel de corridor.

En fonction du nombre de surfaces qui décompose la forme, le cumul des biodiversités de chacune des composantes conduit dans le cas particulier d'une décomposition en n surfaces identiques à (Fig. 278):

$$T_m = (1/n^x) \quad [49]$$

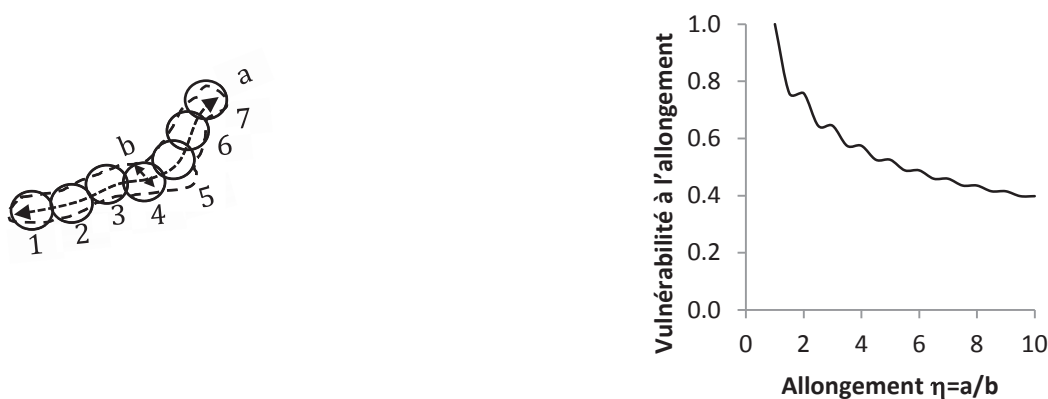


Fig. 278. Vulnérabilité et élancement.

Plus l'élancement est grand et plus la fonction F s'applique sur des surfaces ayant une biodiversité faible. La surface allongée devient une fonction de corridor, sans réserve d'espèces.

Combinaison des indices de taille, de dissection, de forme

Le paysage est constitué de « taches » d'écosystèmes naturels. L'ensemble est décomposé en cellules en général des carrés ou des hexagones. Chaque cellule fait partie en premier d'un écosystème. La fonction F prédit le niveau de dégradation au cours du temps de la surface de référence du patch. Les métriques surfaces, dissection, élongation de chaque tache interviennent pour rapporter la fonction F à une dégradation totale de l'écosystème. Chaque cellule d'un patch est affectée d'une intensité de dégradation de la composante de l'écosystème dont elle fait partie, et de facteurs de forme selon les tracés (surface de l'ITT, partie 1, partie 2 de la dissection de l'écosystème).

Les tracés rechercheront les chemins tels que la dégradation par les cellules soit ayant une dégradation potentielle minimale.

5.2.2. Rareté

La Rareté est une mesure de la fréquence de la présence d'espèces rare animales et/ou végétales dans l'écosystème naturel. La rareté peut être décrite seulement en se référant à une échelle d'analyse (locale, régionale, nationale) (Geneletti, 2002). Les espèces les plus rares sont plus sujettes à l'extinction, et donc leur conservation devient une priorité (Geneletti, 2003).

L'équitabilité ou répartition entre espèces communes et rares est une mesure d'équitabilité des espèces. Le nombre de Hill des espèces paramétré par « a » nous donne une méthode de lecture de la rareté. Par exemple : pour $a=0.2$, le nombre d'espèces est celui des très rares, rares et communes ; pour $a=1$, le nombre d'espèces rares et communes ; pour $a=2$ le nombre d'espèces communes. Le rapport $Rar=(N_{0.2}-N_1)/(N_{0.2}-N_2)$ est un indice de vulnérabilité proposé. Plus le nombre d'espèces rares ou très rares est important, plus la valeur de Rar est grande. L'indice varie de 0 à 1.

Dans le cas du paysage, le patch le plus petit renferme le moins de diversité et d'abondance. Par exemple si la route détruit 50% d'une biodiversité, mesurée par $N_0=50$ espèces, pour un patch 1 et si un patch 2 contient aussi 50 espèces, alors le patch 2 comptera autant que le patch 1 en raisonnant avec la donnée N_0 . Par contre, le patch 2 peut de son côté renfermer autant d'espèces mais avec une abondance plus grande par espèce, il a une qualité supérieure. Il doit compter de façon plus importante au niveau du paysage. Au lieu de prendre N_0 , le nombre d'espèces, l'indice Rar défini ci-dessus est une donnée supplémentaire pouvant entrer dans le bilan de l'écosystème naturel au sein du paysage.

5.2.3. Diversité d'écosystèmes

Dans un territoire, cette diversité des écosystèmes ou niches est corrélée à un contenu en diversité spécifique plus importante. La diversité des écosystèmes eux-mêmes est une notion qu'il faut relier à la représentativité d'un site qui reflète tous les écosystèmes qui devraient exister dans une région géographique donnée (Jones *et al*, 2000). Protéger la qualité des sites les plus représentatifs d'une zone est susceptible de préserver l'ensemble des espèces (Geneletti, 2002). Un facteur devrait être associé à cette notion. Le bilan global des patches sur tout le paysage est abordable en « nombre de Hill » pour un même écosystème. Le rapport entre les patches de grandes, de moyennes et petites surfaces ressort en faisant varier le paramètre « a » mentionné dans le cas du traitement des effets ou de l'état de l'écosystème.

5.2.4. Connectivité

L'extinction des espèces est compensée en partie par la colonisation, la possibilité de mouvement, si la connectivité des écosystèmes le permet. La connectivité mesure la distribution spatiale des espaces naturels et prend en charge les interactions entre eux. Ces interactions (flux de nutriments, la dispersion des animaux,...) permettent de maintenir un plus grand nombre d'espèces

et des densités de population plus élevées. Par conséquent, plus la connectivité est forte plus les populations sont protégées (Geneletti, 2002). La connectivité entre les écosystèmes permet les échanges génétiques entre les populations animales et donc leur stabilité sur le long terme (Brown et Kodric-Brown, 1977).

Plusieurs métriques existent pour quantifier cette connectivité : NL (nombre de liens entre les taches d'habitat dans le paysage), NC(nombre de composants interconnectés), CCP(probabilité de coïncidence de classe), GD(diamètre de graphe) Flux(F) (Lucía Pascual-Hortal, 2007). Ces métriques suivantes sont dépendantes des échelles. Les métriques AWF(surface pondérée par un flux), PC(probabilité de connectivité), IIC, LCP and MSC(taille moyenne des composants) présentent par contre une robustesse de caractérisation (Lucía Pascual-Hortal, 2007).

L'indice de distance dépend de l'espèce étudiée, d'autres indices émaillent les logiciels : l'indice de proximité ou somme des surfaces de toutes les taches dans une surface donnée est lié aussi à l'espèce, les distances moyennes aux voisins les plus proches, les probabilités d'une marche au hasard entre les surfaces. La connectivité est basée sur un modèle de graphe dont il faut chercher le nombre de chemins entre les nœuds et leur distance et qui travaille aussi directement sur les textures.

Un graphe peut être construit. Chaque nœud est la tache d'une surface et le lien entre les nœuds existe ou non et peut être pondéré par une valeur liée à la distance (fonction exponentielle de colonisation à distance possible). En conséquences si une surface de forme allongée ne compte pas au niveau de la biodiversité, elle ne doit pas disparaître mais va entrer en tant que corridor et jouer un rôle éventuellement plus important que celui lié à son contenu de biodiversité. La connectivité remonte l'influence des surfaces très allongées. Les berges, les accotements des ITT sont des sources de connection à relever.

6. Évaluation du coût écologique des projets

6.1. Recherche du chemin à moindre coût écologique

La première étape est de créer une carte avec les données de l'ensemble des facteurs de coût avec la démarche suggérée précédemment. Puis, un algorithme de calcul, par exemple celui de Dijkstra qui est le plus connu, calcule le plus court chemin, le chemin au moindre coût allant d'un point A à un point B. L'algorithme est prévu pour le cas de nœuds connectés entre eux par des liens pondérés. Dans le cas d'une grille SIG, à maille carrée, dont chaque cellule est affectée par une vulnérabilité, il est nécessaire de construire le graphe correspondant. Le centre de chaque cellule est

un nœud et les connections avec les 4 cellules les plus proches créent par exemple le réseau le plus simple. Il est possible d'ajouter des liens supplémentaires avec des nœuds plus ou moins distants par exemple les 8 nœuds des diagonales... Chaque arc reliant les nœuds reçoit un poids lié à la vulnérabilité et cela permet d'envisager l'utilisation de l'algorithme de Dijkstra largement répandu.

6.2. Formule du coût écologique CE

Le Coût écologique (noté CE) est lié à la valeur de la vulnérabilité des différents types de milieux naturels traversés par un tracé. Plus le potentiel d'espèces rares, plus l'ensemble est vulnérable, soit sur un plan quantitatif, plus la combinaison entre les effets potentiels des ITT sur les milieux F, les caractéristiques des taches Tm, F₁, F₂... est grand et plus le coût écologique est important.

Le coût écologique (CE) d'un projet donné i combine les différentes vulnérabilités (fonction F de dégradations de l'écosystème, caractéristiques des écosystèmes dans le paysage (taille, rareté, diversité, connexion). La somme correspond à des d'espèces et individus qui disparaissent car la dégradation est le complément de la biodiversité. CE_i est ainsi la moyenne de la somme des indices de vulnérabilités Ve_j de chaque cellule des n milieux naturels j traversés :

$$CE_i = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^n Ve_j \quad [50]$$

La vulnérabilité Ve du milieu i est liée aux 3 indices. Le plus simple est de prendre la moyenne des indices de sensibilité Se, d'indicateurs d'état Ie et d'indicateurs spatiaux Is :

$$Ve_i = \frac{Se_i + Ie_i + Is_i}{3} \quad [51]$$

Avec :

- Ve la vulnérabilité du milieu naturel i,
- Se la sensibilité du milieu i (chapitre II),
- Ie l'état du milieu naturel i par combinaisons des indicateurs (chapitre III),
- Is Interaction du milieu i avec les autres écosystèmes par combinaison des indicateurs Rareté, longueur, surface, connexion.

Une vulnérabilité forte est définie par un degré de sensibilité fort, un bon état écologique et un milieu rare, de petite surface, de forme simple, peu connecté avec d'autres milieux.

6.3. Application de principe de la méthode

6.3.1. Adaptation au maillage du territoire

L'échelle d'une carte est associée à deux paramètres : 1) l'espace représenté, l'étendue; 2) la résolution, c'est-à-dire le niveau de détail ou grain de l'information. En faisant varier les échelles, ou la résolution, le phénomène observé varie, c'est un phénomène d'échelle (Burel et Baudry, 1999).

Dans un territoire, pour tout projet d'ITT, différents types de milieux naturels sont traversés. La délimitation de la zone d'étude dépend de la nature et de l'importance du projet, des milieux naturels concernés, de la topographie, de l'hydrologie,... La zone d'étude retenue s'étend jusqu'aux limites de détectabilité des perturbations prévisibles sur l'environnement. En effet, les milieux naturels éloignés du projet sont susceptibles d'être modifiés suite à des effets secondaires (Kovacs, 1987).

Dans le chapitre II, la méthode M1 propose un modèle de quantification de la dégradation des écosystèmes par une fonction spatio-temporelle F pour chaque effet lié à une perturbation. Cette fonction a été appliquée par défaut à des milieux naturels de surface de 10 km de côté (résolution) à une échelle d'étude de 200 km de côté (étendue) correspondant à l'échelle régionale. Dans le cas d'une analyse sur d'autres échelles, le paramètre Ds de surface maximale du modèle correspond à la surface des cellules de milieux naturels qui détermine la résolution (Fig. 279). Les paramètres du modèle seront donc fonction de l'échelle d'étude.

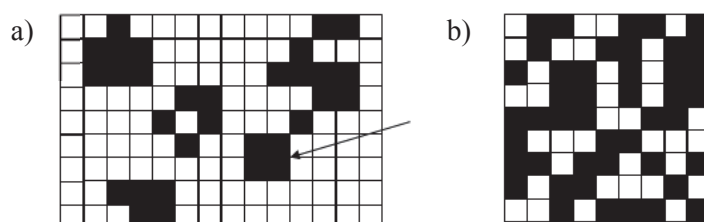


Fig. 279. Variation de l'étendue et de la résolution d'une grande (a) à une plus petite échelle (b).

L'étendue de l'aire d'étude, du territoire, est divisée en mailles élémentaires (résolution) afin d'évaluer de façon quantitative les effets d'un projet donné. A chaque maille est associée un type de milieux naturels (Fig. 280).

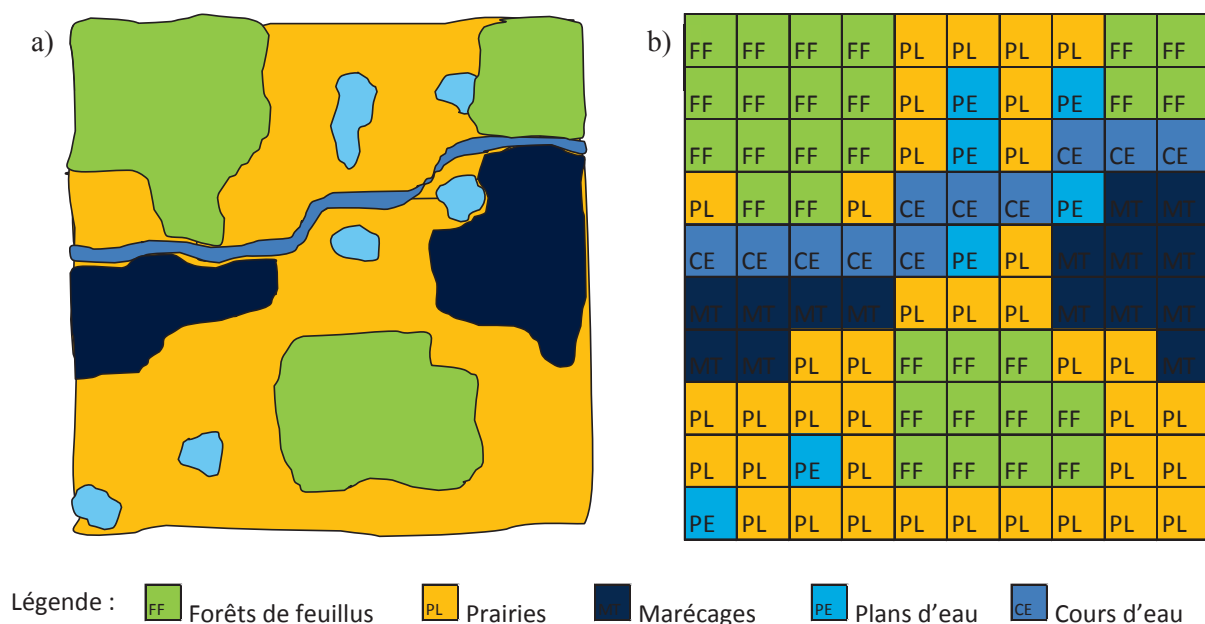


Fig. 280. Milieux naturels dans un territoire (a) et maillage du territoire (b).

6.3.2. Carte de sensibilité des écosystèmes au projet d'ITT

Chaque cellule x est ensuite associée à un indice de sensibilités, déterminé en paragraphe 2.3, lié au type de milieu naturel et au type de projet routier ou ferroviaire. Les cartes de sensibilités entre un projet routier et un projet ferroviaire montrent une sensibilité égale pour les plans d'eau entre les deux projets, une sensibilité égale entre les prairies et marécages en projet ferroviaire, une sensibilité des cours d'eau et forêts plus forte en projet routier (Fig. 281).

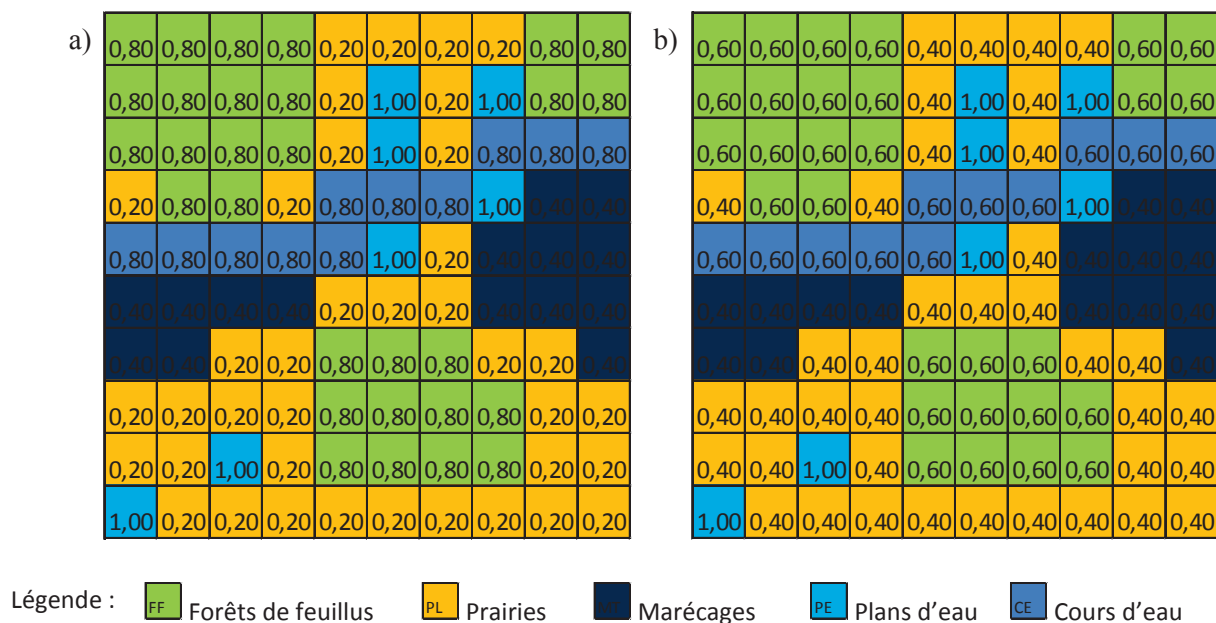
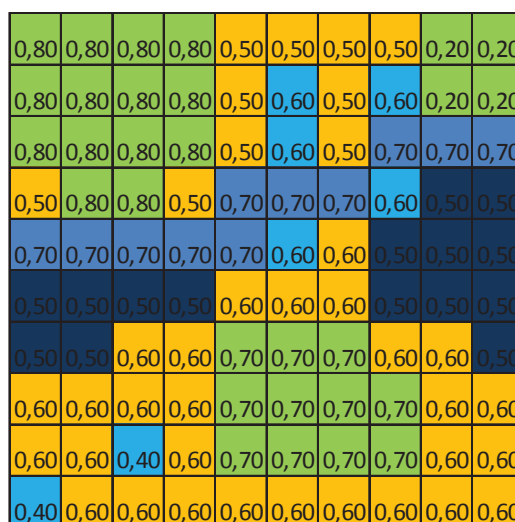


Fig. 281. Indices de sensibilité traversés par les variantes de tracé en projet routier (a) et projet ferroviaire (b).

6.3.3. Carte d'état prévisionnel des écosystèmes

Chaque cellule x est associée à un indice d'état prédictif par milieu naturel traversé par exemple dans notre cas par un projet routier. Les valeurs utilisées ici ont été déterminées toujours sur un plan de principe pour illustrer la possibilité d'avoir plusieurs milieux de même type mais de niveau d'état différent, par exemple pour les forêts les indices d'état fluctuent d'un plus ou moins bon état au bon état de 0,20 à 0,80 (Fig. 282).



Légende : ■ FF Forêts de feuillus ■ PL Prairies ■ MT Marécages ■ PE Plans d'eau ■ CE Cours d'eau

Fig. 282. Indices fictifs d'état prévisionnels des milieux naturels pour un projet routier.

6.3.4. Carte d'organisation spatiale des écosystèmes

Le calcul de l'indicateur du nombre d'espèces présentes dans le patch i de surface S_i , qui prend en compte l'effet de taille T, utilise un écosystème naturel dit « de référence » « m » de surface S_0 et la surface S_i , x est une valeur tirée des études SAR « Species Areas Relationship ».

SAR(S) est une mesure d'état, il donne le nombre d'espèces présentes dans une surface S, il suffit qu'un individu soit présent dans la surface S pour que l'espèce y soit comptée. La relation est une donnée mesurable à partir d'échantillonnages à différentes tailles sur une surface de référence puis extrapolables à une taille supérieure. Par exemple 20% de la surface échantillonnée suffisent pour déduire le nombre d'espèces pour une taille de 1, 5 fois plus grande.

EAR(S) est le nombre d'espèces endémiques dans la surface S, donc dont tous les individus se trouvent dans cette surface S. Si la surface S est détruite, EAR(S) espèces disparaissent. EAR(S) est bien la relation importante pour déterminer les effets des ITT.

Si la surface S est comprise entre 0 et 1, et son état de référence en nombre d'espèces N est connu, soit $N = SAR(S)$, alors $EAR(S) = 1 - SAR(1 - S)$. Le problème revient à déterminer de façon sûre SAR(1-S) ou SAR(S) entre 0 et 1, SAR(1-S) n'est pas égal à $1 - SAR(S)$ car des espèces sont

communes à S et 1-S. $EAR(S)$ dépend de S et de l'extrapolation à $S=1$. Une mesure de $SAR(S)$ sur 5% n'est pas extrapolable sur une surface 20 fois plus grande... Finalement, si la relation $SAR(S)$ est connue par exemple du type $SAR=S^x$, alors EAR est de la forme S^z avec $z < x$ avec $x=z$ par défaut..

$$Nombre\_d'espece = \left(\frac{Si}{So} \right)^x \quad [52]$$

Appliqué à un territoire maillé, l'indicateur de taille T est donné par le nombre de cellules C de la tache i par rapport à la tache de référence 0, l'ensemble mis à la puissance x avec une valeur par défaut de 0.4. Cela correspondant à des écosystèmes de taille de quelques km^2 (Fig. 283).

$$Nbi = \left(\frac{Ci}{Co} \right)^{0,4} \quad [53]$$

Pour une des zones humides, la tache a une forme allongée. Une correction de contenu en diversité s'applique. En décomposant la tache, en deux parties égales son contenu en biodiversité est estimé par:

$$Tm = \left(\frac{\left(\frac{Ci}{Co} \right)^{0,4}}{2} \right)^{0,4} \quad [54]$$

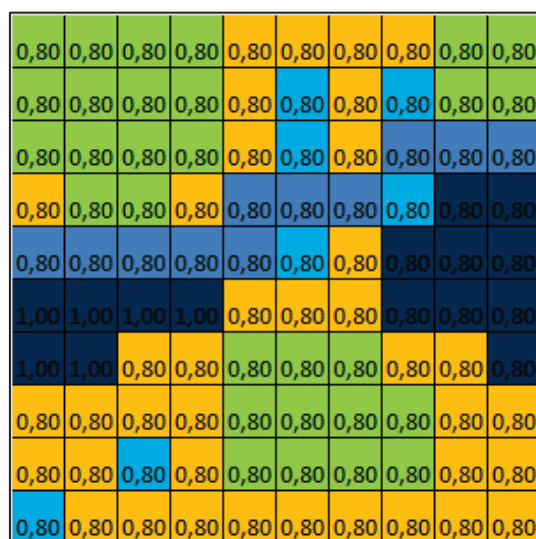
1,00	1,00	1,00	1,00	0,64	0,64	0,64	0,64	0,61	0,61
1,00	1,00	1,00	1,00	0,64	1,00	0,64	0,76	0,61	0,61
1,00	1,00	1,00	1,00	0,64	1,00	0,64	1,00	1,00	1,00
0,28	1,00	1,00	0,28	1,00	1,00	1,00	0,76	1,00	1,00
1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,76	0,49	1,00	1,00	1,00
0,64	0,64	0,64	0,64	0,49	0,49	0,49	1,00	1,00	1,00
0,64	0,64	1,00	1,00	0,91	0,91	0,91	1,00	1,00	1,00
1,00	1,00	1,00	1,00	0,91	0,91	0,91	0,91	1,00	1,00
1,00	1,00	0,76	1,00	0,91	0,91	0,91	0,91	1,00	1,00
0,76	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Légende : FF Forêts de feuillus PL Prairies Marécages PE Plans d'eau CE Cours d'eau

Fig. 283. Représentation schématique de la taille de taches d'habitat.

La rareté (Rar) du type de l'écosystème naturel m représente le rapport entre les espèces rares et les espèces communes. Dans cet exemple, la zone humide renferme plus d'espèces rares que les autres écosystèmes (Fig. 284). La rareté est tirée de mesures sur le terrain avec une étude de la

diversité réalisée avec le paramètre α du nombre de Hill. L'observation et des considérations ponctuelles s'y ajoutent.



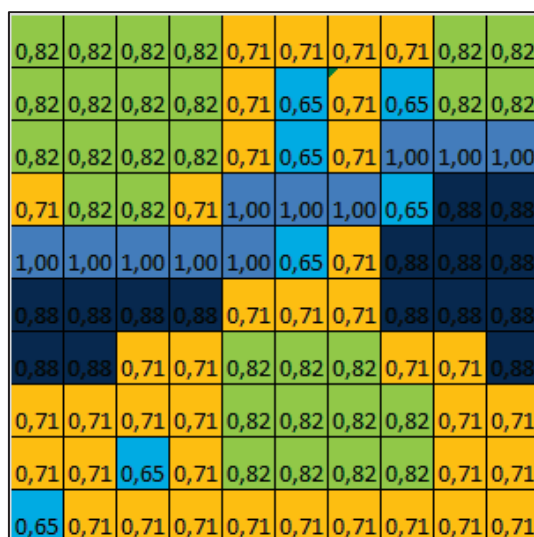
Légende : ■ FF Forêts de feuillus ■ PL Prairies ■ MT Marécages ■ PE Plans d'eau ■ CE Cours d'eau

Fig. 284. Représentation schématique de la rareté.

Un paramètre de diversité (Div) du type de l'écosystème naturel peut être liée à un nombre d'écosystème et à leurs qualités intrinsèques dans le temps.

$$Div_t = 1 - \sum_{i=1}^n t_i \quad [55]$$

La diversité (Div) du type de milieu naturel t représente le nombre i de t (Fig. 285).



Légende : ■ FF Forêts de feuillus ■ PL Prairies ■ MT Marécages ■ PE Plans d'eau ■ CE Cours d'eau

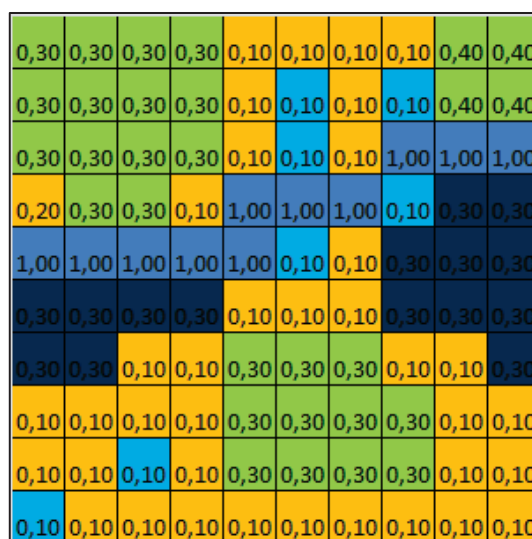
Fig. 285. Représentation schématique de la faible diversité d'habitats.

La connectivité (Conex) entre deux écosystèmes i et j est donnée par exemple par la distance du chemin le plus court entre i et j pondérée par la qualité des écosystèmes. L'ensemble de ces données écosystème donne :

$$Conex_m = \frac{Pv_m}{Pv_{\max}} \quad [56]$$

Adaptée au maillage du territoire, la connectivité (Conex) d'un milieu m représente le nombre de cellule i de la distance du plus proche voisin de même type de milieu naturel m (Fig. 286).

$$Conex_m = \frac{\sum_{i=1}^n Pm_i}{\sum_{i=1}^n P \max_i} \quad [57]$$



Légende : FF Forêts de feuillus PL Prairies Marécages PE Plans d'eau CE Cours d'eau

Fig. 286. Représentation schématique de la connectivité entre milieux linéaires.

Chaque cellule x est associée à un indice de mesures métriques par milieu naturel correspondant à la combinaison des indicateurs spatiaux de l'organisation spatiale des milieux naturels dans le territoire. En fonction de leur taille, rareté, diversité et connexion avec les autres milieux de même type, chaque tache d'habitat a une valeur propre. Ainsi, par exemple pour les taches d'habitat plans d'eau, le plan d'eau le plus grand (2 cellules) a une valeur d'indice plus faible que les autres plans d'eau (1 cellule) (Fig. 287).

0,73	0,73	0,73	0,73	0,56	0,56	0,56	0,56	0,66	0,66
0,73	0,73	0,73	0,73	0,56	0,64	0,56	0,58	0,66	0,66
0,73	0,73	0,73	0,73	0,56	0,64	0,56	0,95	0,95	0,95
0,50	0,73	0,73	0,47	0,95	0,95	0,95	0,58	0,75	0,75
0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,58	0,52	0,75	0,75	0,75
0,71	0,71	0,71	0,71	0,52	0,52	0,52	0,75	0,75	0,75
0,71	0,71	0,65	0,65	0,71	0,71	0,71	0,65	0,65	0,75
0,65	0,65	0,65	0,65	0,71	0,71	0,71	0,71	0,65	0,65
0,65	0,65	0,58	0,65	0,71	0,71	0,71	0,71	0,65	0,65
0,58	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65

Légende : ■ FF Forêts de feuillus ■ PL Prairies ■ Marécages ■ PE Plans d'eau ■ CE Cours d'eau

Fig. 287. Indices de combinaison des métriques paysagères.

6.3.5. Carte de vulnérabilité et calcul du CE de variantes de tracé

Chaque cellule x a été associée à un indice de sensibilité, d'état et de métrique paysagère. Ces trois indices sont combinés et permettent de calculer l'indice de vulnérabilité de chaque maille (Fig. 288). Pour tout projet d'ITT reliant un point A à un point B, des milieux naturels avec des vulnérabilités différentes sont susceptibles d'être traversés. Les tracés avec les vulnérabilités les plus faibles sont privilégiés (<0,30 correspondant aux zones de prairies) pour éviter de détruire les zones à fortes vulnérabilités (cours d'eau, forêts, plans d'eau, marécages) (Fig. 289).

0,78	0,78	0,78	0,78	0,42	0,42	0,42	0,42	0,55	0,55
0,78	0,78	0,78	0,78	0,42	0,75	0,42	0,73	0,55	0,55
0,78	0,78	0,78	0,78	0,42	0,75	0,42	0,82	0,82	0,82
0,40	0,78	0,78	0,39	0,82	0,82	0,82	0,73	0,55	0,55
0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,73	0,44	0,55	0,55	0,55
0,54	0,54	0,54	0,54	0,44	0,44	0,44	0,55	0,55	0,55
0,54	0,54	0,48	0,48	0,74	0,74	0,74	0,48	0,48	0,55
0,48	0,48	0,48	0,48	0,74	0,74	0,74	0,74	0,48	0,48
0,48	0,48	0,66	0,48	0,74	0,74	0,74	0,74	0,48	0,48
0,66	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48

Fig. 288. Représentation schématique des vulnérabilités dans un territoire.

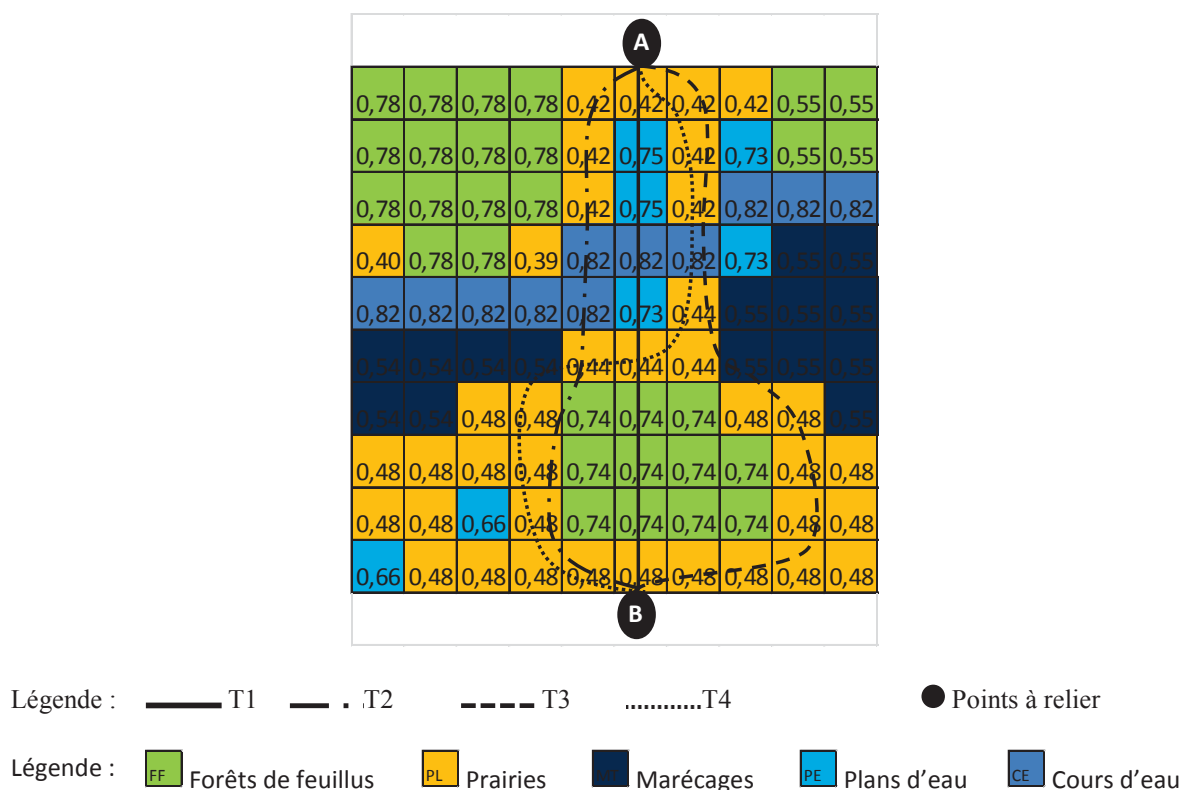


Fig. 289. Représentation schématique de choix de variantes de tracés d'ITT reliant A à B.

Ainsi, la discrétisation du territoire en x mailles i de valeurs Ve_i permet de calculer le coût écologique (CE) pour chaque variante T_y reliant un point A à un point B. Le coût écologique d'un projet donné T_y est donné selon la formule transformée :

$$CE_{T_y} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n Ve_i \quad [58]$$

Les CE des variantes de tracé sont plus ou moins respectueux des milieux les plus vulnérables et ils peuvent être comparés. Dans l'exemple Fig. 289, la variante T1 est le plus court chemin mais le plus destructeur (CE=0,66). La variante T2 est également destructrice (CE=0,53). Les variantes T4 et T3 traversent moins de cellules à très forte vulnérabilité mais représentent un très long tracé détruisant plus de surface de milieu naturel (CE=0,48, CE=0,49).

Une valeur seuil de vulnérabilité peut être définie par les acteurs afin d'éviter des zones de valeurs de vulnérabilités au-dessus de ce seuil.

6.4. Application potentielle du coût écologique dans un outil SIG

Les paragraphes précédents décrivent succinctement la démarche générale pour replacer les effets des ITT sur les milieux naturels dans le cas d'un paysage avec l'aide d'outils SIG. Pour tout projet de liaison routière ou ferroviaire entre deux points, cette méthode du coût écologique peut dans le principe être utilisée dans des logiciels de Système d'Information Géographique (SIG). Le

logiciel ArcGIS est choisi comme exemple pour ses fonctionnalités et pour son utilisation fréquente par de nombreux acteurs publics et privés. Dans ArcGIS Spatial Analyst, l'outil « Distance de coût » permet de calculer le chemin de plus faible coût depuis la source (A) jusqu'à la destination (B) (ArcGis, 2013).

La dernière étape du choix entre les variantes proposées doit permettre au décideur de comprendre les étapes de calcul du coût écologique pour l'aider à faire le meilleur choix. En effet, le fait d'additionner les critères de nature différente permet de réduire le nombre de possibilités de choix de tracé mais n'est pas suffisant pour choisir entre des tracés de valeurs proches. Un outil de visualisation de type SIG permet au décideur d'avoir la possibilité de voir, de comprendre intuitivement, de valider les différentes couches de sensibilité, des indicateurs d'état et des indicateurs spatiaux pour l'aider dans ses choix et ses décisions (Fig. 290). Les points de vue adoptés sur l'information par les acteurs-décideurs sont particulièrement sensibles au degré d'information fournie. Le système d'information tel que le SIG est un outil pertinent qui permet d'éclairer et orienter un processus de réflexion (Tonneau, 2003) tel que celui de détermination d'un tracé routier ou ferroviaire.

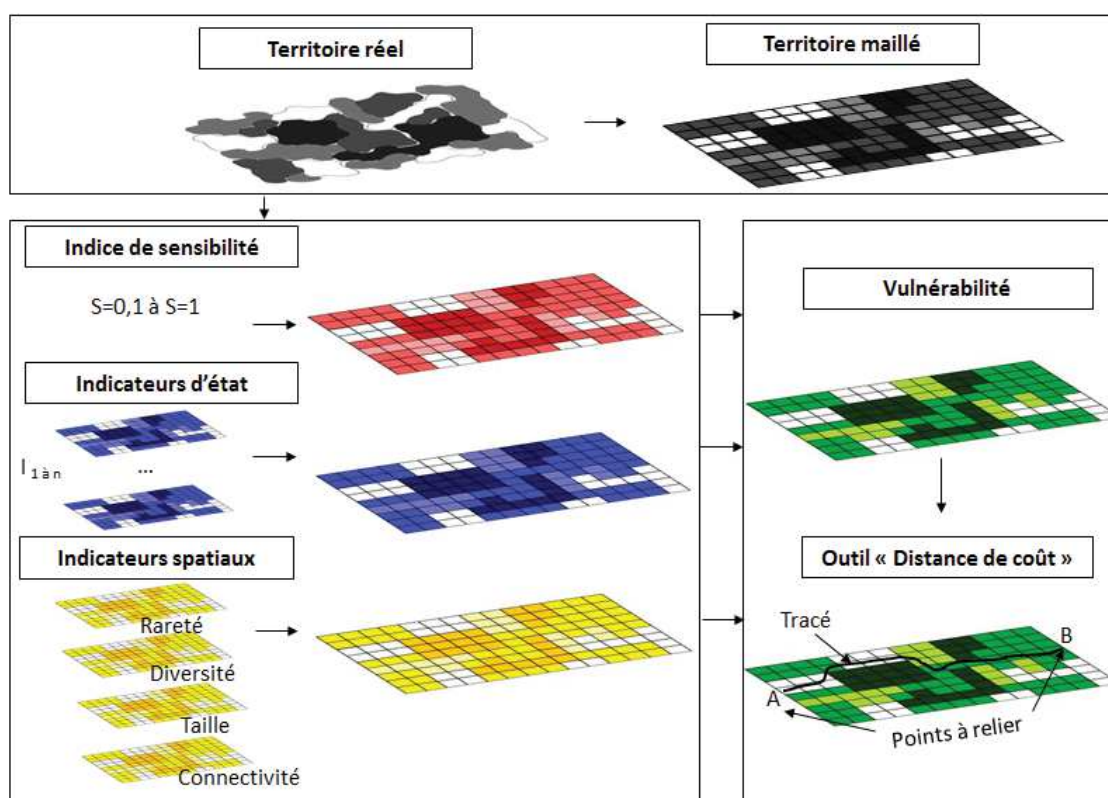


Fig. 290. Application de la vulnérabilité dans un logiciel SIG.

7. Discussion

7.1. Position de la méthode dans la recherche en écologie

En abordant le passage du milieu naturel au paysage, ce chapitre suggère de généraliser l'approche aux ITT. Cela englobe au départ l'écologie de la route, du ferroviaire qui sont des structures linéaires maillant le territoire dans une démarche d'écologie des Infrastructures de Transport Terrestre ou l'écologie des ITT. De plus cette démarche a un intérêt technique dans le sens où d'autres réseaux tels que des réseaux de gaz, électricité... sont des objets d'étude complémentaires. Par exemple une ligne électrique traverse une forêt, elle intervient principalement sur les végétaux de grande hauteur, les arbres, sans impacter directement le sol. Une ligne enterrée ajoute une perturbation au sol. Une route modifie plus profondément et plus largement les écosystèmes. Ces différentes structures linéaires sont autant de sources de données complémentaires qui enrichissent les études.

L'évaluation spatio-temporelle des effets des projets d'ITT pour déterminer l'état prévisionnel des écosystèmes soumis aux perturbations des ITT fait appel à trois méthodes M1, M2, M3 qui s'adressent à 3 niveaux différents: celui du biotope (population), celui de l'écosystème (communauté) et celui de l'éco-complexe (peuplement) (Fig. 291).

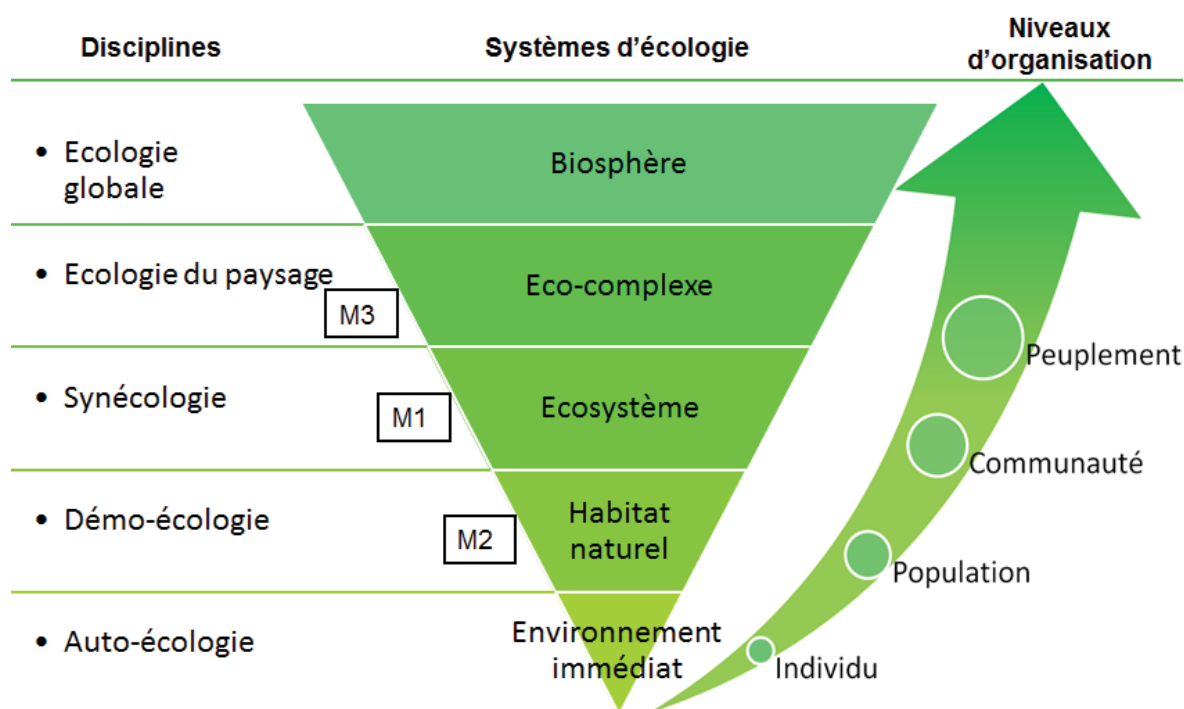


Fig. 291. Situation des méthodes M1, M2 et M3 dans la hiérarchie des sciences de l'écologie.

L'écologie des ITT fait appel à plusieurs sciences biologiques inter-dépendantes, allant de la description des systèmes (botanique, zoologie, biologie des populations, démo-écologie, synécologie) jusqu'à l'étude des perturbations anthropiques (écotoxicologie, écologie du paysage, écologie urbaine, restauration écologique) (Fig. 292). Cela nécessite des efforts de cohérence pour mettre en place des méthodes, des référentiels partagés pour aborder ou poursuivre les recherches existantes avec les outils des sciences physiques, des mathématiques, de l'informatique et un lien vers le Droit.

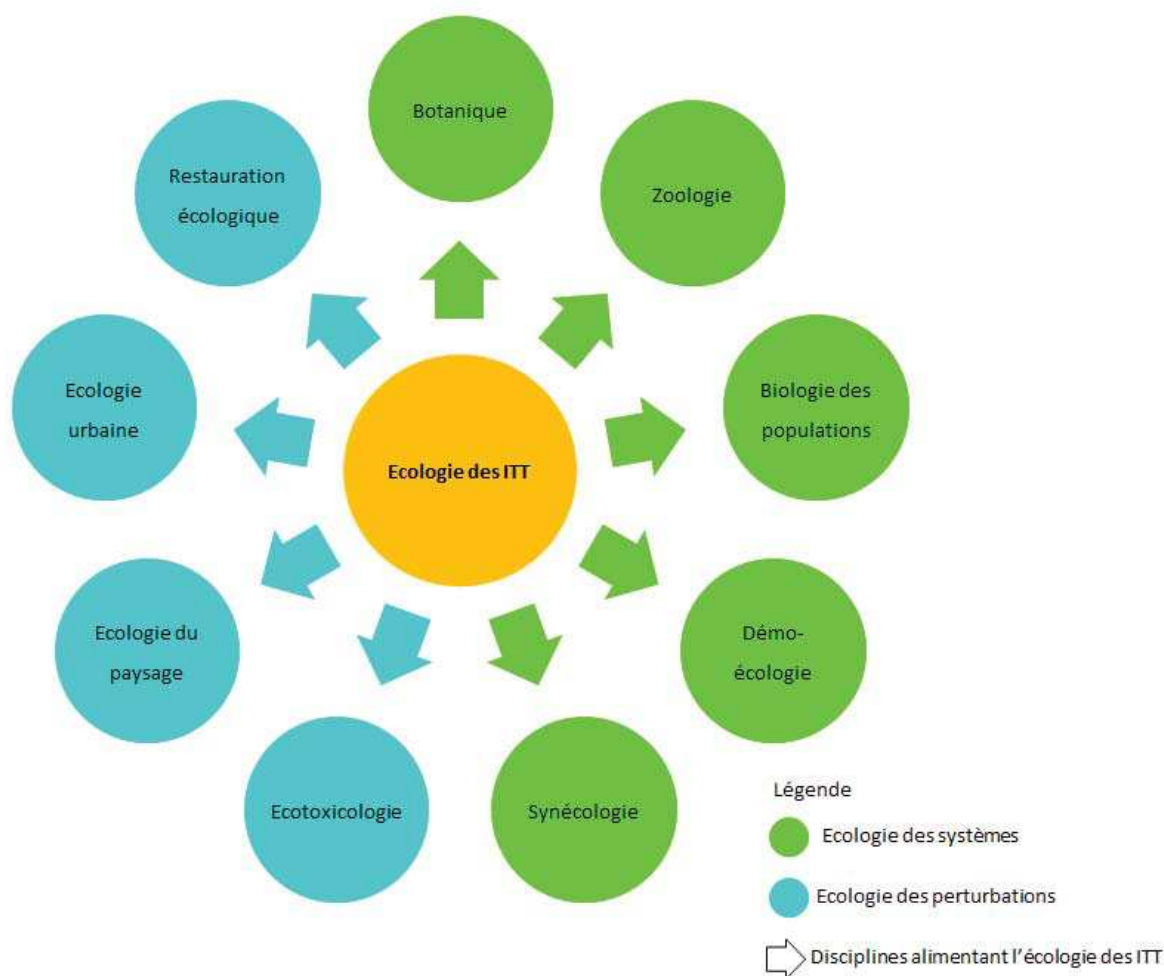


Fig. 292. L'écologie des ITT parmi les sciences de l'écologie.

7.2. Potentiel opérationnel de l'évaluation écologique des projets

7.2.1. Une réponse à un besoin exprimé

Le droit de l'environnement est un droit technique qui nécessite des méthodes, des outils pour l'analyse et la bonne application des évaluations environnementales. Dans le cadre des évaluations environnementales, la prise en compte des effets sur la nature reste limitée (van Wee *et al*, 2003). Il existe très peu de recommandations en direction des praticiens (Noble, 2004). Les aménageurs sont demandeurs d'une homogénéisation et d'une standardisation des méthodes d'évaluation de la

biodiversité, voire d'une certification de l'expertise en la matière, afin de réduire les incertitudes, de connaître les indéterminations entourant les résultats et conclusions des études d'impact (Vandeveld *et al*, 2012). En réponse à l'expression de ce besoin formulée en introduction générale, la méthode décrite dans ce document conduit au calcul du coût écologique et propose une évaluation de l'ensemble des effets des projets d'ITT sur les différents processus écologiques, prenant en compte leurs échelles spatiales et temporelles. Cette méthode contribue au choix d'un tracé évitant les zones naturelles vulnérables. Il convient de réfléchir sur la procédure à suivre pour intégrer la méthode dans la mise en œuvre réglementaire des évaluations environnementales. Notamment, il s'agit d'envisager une évaluation environnementale aussi élaborée que l'étude d'impact en amont du processus des décisions au moment des études d'opportunité.

La loi Grenelle est une avancée novatrice dans le droit de l'environnement français qui prend en compte un concept fondamental de protection, le maillage entre les espaces naturels au travers des concepts de « trame verte et bleue ». En accord avec les fondements de la loi Grenelle II, la méthode pourrait aussi permettre l'application de cette loi dans les faits.

Cette méthode permettrait d'apporter une réponse opérationnelle aux défaillances pratiques de l'approche essentiellement descriptive et qualitative des évaluations environnementales d'ITT actuelles vis-à-vis de la bonne prise en compte des milieux naturels. Elle est une réponse au besoin d'une prévision quantitative des effets (Dale et Beyeler, 2001). Les indices et indicateurs quantitatifs de l'évaluation écologique des projets visent à représenter les informations essentielles de la structure, du fonctionnement et de la composition des écosystèmes. En réponse au manque de cohésion observé entre les indicateurs préexistants (Lundberg *et al*, 2009; Joumard et Nicolas, 2010), ceux qui sont mentionnés visent à constituer un ensemble cohérent pour le diagnostic de l'état prévisionnel des milieux naturels, de la sensibilité des écosystèmes, de l'état prévisionnel de l'organisation spatiale des écosystèmes soumis aux effets des ITT.

En pratique, la prise en compte de la méthode d'évaluation écologique, en amont des étapes des projets d'ITT en France en étape 1 (Annexe 1), résout la prise en compte actuelle tardive des milieux naturels dans les décisions. L'objectif est d'éviter, de connaître les impacts, leurs indéterminations et en conséquence les réduire, prévoir des mesures compensatoires... D'un point de vue écologique, la préservation des écosystèmes vulnérables est une mesure durable par rapport à leur reconstruction ou l'atténuation des impacts. En effet, l'efficacité de ces mesures est controversée (Chapitre I). Cette méthode s'insère dans les étapes suivantes : études préliminaires ; avant-projet sommaire ; suivi environnemental.

Enfin, cette méthode quantitative tente de donner une plus grande homogénéité dans la manière d'évaluer les effets sur les écosystèmes. La méthode d'évaluation écologique permettrait d'aider le juge à exercer son contrôle contentieux. Il apparaît difficile pour le juge d'exercer un jugement sans

référentiel scientifique et technique. Actuellement, il ne sanctionne pas toutes les irrégularités des évaluations, dès lors que certaines omissions n'apparaissent pas déterminantes (Inserguet-Brisset, 2005). Elle permettrait également de réduire l'influence des acteurs dans le processus de décision. Dans celui-ci, les effets écologiques reçoivent beaucoup moins d'attention que ceux liés aux retombées économiques. La vision généralement anthropocentrée dans les évaluations environnementales prédomine : impacts sur la qualité de l'air et la santé, nuisances sonores, vibrations et paysage (Kurze, 1996; Hamed et Effat, 2007; Arenas, 2008; Lundberg *et al*, 2009; Hamed et Effat, 2007). La méthode réduit la subjectivité dans l'appréciation des impacts par des experts. La qualité des études sur les atteintes à la biodiversité est largement dépendante des compétences des prestataires du maître d'ouvrage (Lavoux et Féménias, 2011). Cette méthode répond à la demande des acteurs de la décision d'une réduction des incertitudes entourant les résultats des évaluations environnementales (Vandeveld *et al*, 2012).

7.2.2. Vers une utilisation sur le réseau existant

Dans les études d'impact, les mesures en faveur de l'environnement comprennent les aménagements paysagers, la sauvegarde du patrimoine historique, les protections phoniques et des mesures pour la préservation des milieux naturels : passages à faune, transferts de stations botaniques, protection de la qualité et du régime des eaux, protection des batraciens...

Les mesures d'atténuation des impacts des projets (éviter, réduire, compenser) sont généralement ciblées sur une espèce particulière ou une population. Actuellement, le positionnement des sites de compensation ou réduction d'impacts repose essentiellement sur les connaissances des associations locales (protection de la nature, pêche, chasse, sociétés savantes...). Le bon positionnement des passages à faunes peut être le facteur le plus important de leur efficacité pour réduire les effets de la fragmentation des habitats et maintenir des couloirs de migration (Yanes *et al*, 1995; Clevenger et Waltho, 2000). Pourtant, à cause d'une vision trop locale (manque d'échange entre des interlocuteurs de régions voisines, insuffisance de retour d'expérience), ces ouvrages ne sont pas toujours placés en prenant en compte l'ensemble des voies de migratoires.

Pour les effets qui ne peuvent pas être évités ou réduits, l'évaluation environnementale conduit à la proposition de mesures compensatoires des impacts dont l'efficacité est aujourd'hui controversée (van Bohemen, 1998; Little *et al*, 2002; Forman *et al*, 2003; Mata *et al*, 2005; Mata *et al*, 2008; Glista *et al*, 2009). Parmi celles-ci, la reconstitution de milieux consiste à recréer ailleurs le milieu naturel détruit par le projet. Or, la recolonisation par les espèces d'un milieu recréé n'est pas systématiquement garantie de succès, et le bilan de l'opération peut finalement être négatif malgré les moyens mis en œuvre.

La fonctionnalité des mesures d'atténuation des effets peut être affectée par les interférences de facteurs socio-économiques. Ceci peut concerner le choix de l'emplacement des sites de

compensation et la réduction des impacts (Glista *et al*, 2009), l'anthropisation programmée (ex. passages à faune dits « mixtes ») ou spontanée des sites (passages à faune transformés en accès pour l'exploitation forestière ou agricole, postes de chasse). Par exemple, sur l'autoroute A84, des nichoirs à chauves-souris disposés dans un passage à faune inférieur n'ont jamais été utilisés à cause d'une fréquentation humaine non prévue (DDE - Ile et Vilaine et ONF Agence Régionale de Bretagne, 2006).

Le coût des mesures d'atténuation des impacts peut être extrêmement variable selon la technique adoptée, la disponibilité des matériaux, et l'ampleur du projet. Parmi les méthodes structurelles (c.-à-d., les aménagements), les passages souterrains à cause de leur difficulté de construction, les viaducs par leur grande taille et leur envergure de construction, sont coûteux. Les ponceaux (ex. batracoducs) font partie des structures de passage à faune les moins coûteuses. Les méthodes non structurelles, utilisées pour éloigner les animaux des routes ou augmenter la visibilité des animaux, sont moins chères : répulsifs olfactifs pulvérisés sur la végétation et le long de la route ; ultra-sons ; éclairage routier, contrôle des populations (par la chasse ou les battues notamment) ; modification de l'habitat. Les aspects financiers orientent les décisions vers les approches non structurelles pour réduire les collisions. Toutefois les méthodes structurelles sont probablement plus efficaces (Glista *et al*, 2009).

L'analyse de la vulnérabilité par la méthode M3 est un point de départ pour trouver des moyens efficaces de promouvoir des mesures correctives susceptibles de limiter les impacts, en s'appuyant sur des stratégies d'atténuation et en facilitant l'adaptation (Kelly et Adger, 2000). La vulnérabilité des écosystèmes peut être corrigée pour conduire à des choix opérationnels par la mise en place de mesures d'atténuation des effets et de compensations.

7.2.3. Vers une utilisation pour de nouveaux projets

L'objectif est d'obtenir une méthode générique, applicable pour d'autres types de milieux naturels.

Les réseaux des ITT étant quasi-saturés dans les pays développés, ce sont dans les pays en voie de développement où cette méthode d'évaluation quantitative est un véritable enjeu écologique sachant que ces pays sont situés dans des zones importantes, des « hotspots » (Conservation International, 2013): Brésil, Turquie, Mexique, Inde, Chine, Afrique du sud, Asie du sud-est....

Dans le domaine des infrastructures routières, des logiciels d'évaluation technico-économique sont disponibles au niveau international pour juger de l'opportunité (tracé, dimensionnement) des projets (ex. Highway Development and Management de la Banque Mondiale) (Kerali, 2000). Au même stade, il n'existe pas d'outil comparable concernant l'ensemble des enjeux environnementaux. Seuls des éco-comparateurs basés sur l'analyse du cycle de vie, tels le logiciel

Eco-COMparateur Routes Construction Entretien (ECORCE), sont développés mais sans intégrer les impacts sur les milieux naturels. Il est ainsi essentiel d'insérer un outil d'évaluation des impacts des projets d'ITT sur les écosystèmes pour chercher un tracé de moindre coût écologique.

La démarche développée dans cette thèse au niveau des écosystèmes est une étape pour le développement de ce type d'outil au niveau du paysage.

7.2.4. Vers une utilisation pour d'autres activités

Même si les méthodes M1, M2 et M3 ont été développées pour les infrastructures linéaires routières et ferroviaires, elles semblent appropriées pour l'étude des effets liés à d'autres systèmes de transport (transport fluvial,...), ainsi que les infrastructures linéaires en général (lignes électriques...). La démarche étant générique, elle peut s'adapter à ces autres infrastructures qui sont caractérisées par des impacts écologiques communs, en raison des interactions avec les milieux naturels qu'elles traversent. Une infrastructure linéaire représente un nouvel élément artificiel qui interfère avec le fonctionnement des écosystèmes. Ce sont des obstacles au déplacement naturel des populations animales et végétales qui isolent et modifient par leurs activités polluantes et bruyantes les milieux naturels. Évidemment, chaque type d'infrastructure a ses particularités ce qui demandent aux données d'entrée des méthodes d'être adaptées (Geneletti, 2002). La démarche peut être envisagée pour d'autres milieux naturels dont les enjeux écologiques sont majeurs (milieux de zones hotspots : les savanes, les forêts humides caducifoliées, les forêts sèches caducifoliées et les mangroves).

8. Conclusion

Cette thèse exploratoire permet d'aborder l'évaluation écologique des projets d'ITT jusqu'au niveau du paysage. En principe, une carte de vulnérabilité des milieux naturels dans le paysage détermine le coût écologique des tracés des projets routiers ou ferroviaires. Il représente l'agrégation des indices et il devient un indicateur pour chaque variante de tracé de projet d'ITT dans le territoire. Il combine des indices de sensibilité, des états prévisionnels et des indicateurs spatiaux. Pour les projets routiers et ferroviaires, l'indice de sensibilité est défini par écosystème avec la démarche quantitative de la méthode M1. Les états prévisionnels sont liés à la combinaison des indicateurs établis en méthode M2 par habitats naturels. Les indicateurs spatiaux dans le paysage sont déterminés par la littérature scientifique et inclus dans des logiciels SIG : taille/forme, rareté, diversité et connectivité. Les cartes de sensibilité, d'états prévisionnels et d'organisation spatiale ne doivent pas être utilisées indépendamment les unes des autres ou seules. En effet, dans un premier cas, les mêmes types de milieux naturels seraient toujours traversés. Dans un deuxième cas les milieux naturels les plus dégradés seraient toujours détruits. Dans un troisième cas ces milieux naturels détruits pourraient être des milieux indispensables dans le paysage pour la connexion des milieux naturels sauvegardés. Cela renforce la nécessité d'utiliser la combinaison des trois couches en un indice de vulnérabilité pour obtenir une évaluation pertinente des tracés.

La carte de sensibilité déterminée par des indices doit être validée avec des spécialistes écologues. L'état de référence reste une notion difficile à obtenir pour évaluer l'état réel des sites d'étude et en déduire la destruction potentielle. Les indicateurs spatiaux ont été déterminés par la littérature scientifique. La télédétection pourrait être une autre piste à utiliser pour l'accès à l'organisation spatiale des milieux naturels. La formule du coût écologique est déterminée par défaut par la moyenne des indices des trois échelles écologiques : habitats naturels, écosystèmes et écosystème. Ces échelles ont ainsi un poids équivalent. Il est concevable de mettre en place un critère plus évolué. Les données d'évaluation écologique sont intégrables dans des outils généraux de gestion d'informations géographiques. Pour établir la carte de vulnérabilité, des données spatialisées des types de milieux naturels doivent être recensées comme Corine Land Cover en France. Dans des territoires ne disposant pas de cartographies des milieux naturels, la télédétection est la voie privilégiée. Le maillage du territoire implique des paramètres d'étendue et une résolution. Le calcul du coût écologique en dépend. Intrinsèquement, la méthode d'évaluation écologique proposée reste soumise aux diverses limites déjà listées. Le coût écologique étant basé sur les méthodes M1 et M2, il intègre les limites des connaissances acquises en écologie des ITT.

Le coût écologique ne prend pas en compte la surface totale de milieux naturels détruits. Traverser un grand nombre de surfaces avec peu de biodiversité n'est pas forcément moins grave qu'une faible surface à forte biodiversité. Il est nécessaire d'incorporer ce paramètre dans le calcul du coût qui pondérerait ainsi les trajets par leur longueur.

En France, la prise en compte en amont des étapes des projets d'ITT de la méthode d'évaluation écologique répond aux déficiences de la démarche actuelle qui intervient trop tardivement dans les décisions. Cette méthode quantitative vise une plus grande homogénéité dans la manière d'évaluer les effets sur les écosystèmes. La démarche permet de rééquilibrer l'influence des acteurs dans le processus de décision, de réduire la subjectivité dans l'appréciation des impacts par des experts. C'est une proposition pour répondre à la demande des acteurs d'une réduction des incertitudes entourant les résultats des évaluations environnementales et de la connaissance des indéterminations. De plus, elle répond à la réglementation en vigueur sur l'analyse des « effets directs, indirects, temporaires et permanents » (article R 122-5 du code de l'environnement).

L'application pratique de cette méthode doit être mise en place dans un outil général SIG (Système d'Information Géographique). Le coût écologique pourrait notamment être utilisé pour repenser les mesures d'atténuation et de compensation à mettre en place sur des tracés déjà existants. Cette solution exploratoire proposée pour une meilleure prise en compte de la biodiversité est limitée par l'application opérationnelle et les décisions sur les variantes des tracés qui sont de leur côté fortement dépendantes d'autres secteurs tels que l'économie et le social.

Enfin, la démarche d'évaluation écologique des effets des ITT sur les milieux naturels propose une nouvelle branche de l'écologie qui englobe l'écologie de la route, ferroviaire : l'écologie des Infrastructures de Transport Terrestre ou l'écologie des ITT compte tenu tout simplement de leurs interactions dans un même paysage.

CONCLUSION GÉNÉRALE

“[...] How might further research on road ecology be inspired, and how might resources be generated to create necessary tools and methods for planners and engineers? [...]”

Richard T.T. Forman *et al.*,

Extrait de *Road ecology*, 2003.

Par leur construction, leur utilisation, leur gestion, leur maillage, leurs interactions et leur grande étendue sur le territoire, le réseau des ITT est une des principales menaces du déclin de la biodiversité. Les évaluations environnementales ont apporté de réels progrès dans la prise en compte des milieux naturels dans les projets des ITT. Cependant, elles présentent des limites, dans leur manque de possibilité de choix de variantes en pré-projets, dans la phase de conception d'un projet, et pour le suivi et les méthodes de compensation en post-projet. Le constat est qu'il n'existe pas de méthode d'évaluation quantitative écologique permettant de prendre en compte les différents types d'effets directs, indirects, temporaires et permanents, cumulés, de l'ensemble des perturbations lors des étapes des projets d'ITT avec leurs échelles spatiales et temporelles.

Le diagnostic sur l'ampleur de ces projets et les volontés fortes de prendre en compte la biodiversité obligent à mentionner une efficience objective. Mais le manque d'outils d'évaluation écologique soulève le besoin d'une méthode référentielle pour prendre en considération les milieux naturels dans la conduite du processus d'élaboration, de construction et de suivi des projets d'ITT. Cela a conduit à la problématique de la thèse « Comment évaluer de manière quantitative la dégradation prévisionnelle des milieux naturels par les projets d'ITT ? ». La méthode proposée d'évaluation des effets des projets d'ITT explore au mieux l'ensemble et s'attache à caractériser la dégradation potentielle des écosystèmes à partir de la quantification synthétique des effets spatio-temporels des perturbations à toutes les étapes des projets d'ITT, sur différents types de milieux naturels. L'objectif est d'obtenir une fonction de coût à minimiser. Le développement de la démarche s'est déroulé en quatre étapes : une analyse bibliographique des effets des projets sur les milieux naturels, une méthode M1 de caractérisation des effets majeurs des projets sur les écosystèmes, une méthode M2 d'élaboration des indicateurs d'état des habitats naturels et une méthode de principe M3 d'évaluation écologique par la notion de coût écologique.

Cette recherche globale est exploratoire et est une première réflexion générale sur le développement d'une méthode d'évaluation quantitative. Elle s'appuie sur une démarche analytique, hypothético-déductive. Des points restent à développer, à approfondir, à stabiliser.

Analyse bibliographique des effets des projets sur les milieux naturels

L'analyse bibliographique des impacts des projets d'ITT sur les milieux naturels inventorie les effets mentionnés par la communauté scientifique. Les études présentent principalement les impacts des projets routiers par les véhicules en phase d'exploitation. Quelques travaux révèlent déjà l'importance de la phase de construction dans l'altération des milieux naturels. À contrario du cas des routes, peu d'articles scientifiques étudient les effets des infrastructures de transport ferroviaire sur les écosystèmes. La prévision des impacts n'est donc pas encore disponible dans la littérature selon leur intensité, leur degré de gravité, en fonction du temps et de l'espace.

Compte tenu de la bibliographie et par simple analogie, une route et une ligne ferroviaire sont deux infrastructures linéaires avec des installations connexes permettant la circulation de véhicules. Cette thèse a regroupé les deux infrastructures et propose une nouvelle branche de l'écologie qui réunit l'écologie de la route et l'écologie ferroviaire: l'écologie des Infrastructures de Transport Terrestre ou l'écologie des ITT. Elle rejoint ainsi foncièrement les appels à proposition¹².

L'efficacité des mesures d'atténuation telles que la mise en place de passages à faune et des mesures compensatoires est controversée et influencée par de nombreux facteurs, notamment l'économie, les comportements humains, et la biologie de la faune. Ces mesures ne peuvent pas être dissociées de la conception.

Méthode M1 de détermination des effets majeurs des projets sur les écosystèmes

Basée sur cette connaissance bibliographique, la première méthode a été développée pour la modélisation spatio-temporelle de dégradation des écosystèmes de l'ensemble des perturbations des projets d'ITT. Cette méthode ou démarche met en évidence la complexité et la multiplicité des effets directs et indirects des projets d'ITT suivant les phases construction, exploitation et entretien. Elle a permis également d'aborder l'évaluation écologique selon une approche hypothético-déductive nouvelle de l'écologie des ITT.

Pour créer le modèle et analyser les effets, deux références d'ITT, route et rail et 8 écosystèmes ont été choisis. Malgré le grand nombre de données mises en place, le modèle est limité à ces références. Une fonction de description de la dégradation des écosystèmes par les ITT quantifie les effets. Elle ne donne pas l'évolution intrinsèque des processus dans l'écosystème lui-même mais en estime les conséquences. Ces effets répertoriés, paramétrés, sont liés à l'état de connaissances en écologie des ITT mais également à des données, des valeurs des dimensions spatio-temporelles estimées. Le calcul d'incertitude a été mentionné et réalisé en complément sur un exemple. L'incertitude sur la valeur de l'effet s'amplifie dans le temps.

Par l'intermédiaire de ce taux de dégradation des écosystèmes par les perturbations des ITT, il est possible d'insérer dans le modèle de véritables valeurs de projet avec leurs aléas pour trouver la meilleure solution de minimisation des impacts.

¹² Le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE), le Club des opérateurs d'Infrastructures Linéaires et Biodiversité (CILB auquel participent notamment RFF, VNF, RTE, GRTgaz, TIGF et ERDF) ainsi que la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) lancent un appel à projets de recherche conjoint sur le thème « Infrastructures linéaires de transport, biodiversités et paysages » dans le cadre du programme ITTECOP (Infrastructures de Transports Terrestres, Écosystèmes et Paysages).

Méthode M2 d'élaboration des indicateurs d'état des habitats naturels

La deuxième méthode a pour but d'associer un choix d'indicateurs basé sur les pistes d'effets majeurs de la première méthode. La chaîne de causalité des effets sur les éléments de l'écosystème, le graphe des relations est quantifiée par l'algorithme PageRank™. Il identifie la cible la plus pertinente pour la recherche d'indicateurs d'état des habitats naturels. Vingt-quatre indicateurs potentiels sont proposés.

Les « simples » liens de chaîne de causalité proposés dans cette thèse restent un compromis à valider par les spécialistes en écologie pour augmenter la fiabilité de ces propositions. En plus des études bibliographiques, chaque indicateur devra être validé par des études plus complètes de sensibilité sur le terrain.

En application et en pratique, des travaux de sensibilité sur sites d'étude ont été réalisés sur quatre de ces indicateurs peu documentés dans la bibliographie scientifique internationale. L'étude de l'effet de la lumière artificielle routière sur l'activité des chauves-souris a permis d'acquérir les premières informations montrant l'effet répulsif et attractif sur certaines espèces. L'étude de l'effet lisière des habitats naturels par la route sur les populations d'invertébrés a fait ressortir l'aspect fragmentation des habitats naturels de ces populations par les routes. Par exemple, l'effet lisière de différents types d'infrastructures de transport terrestre sur les populations de rhopalocères en forêt méditerranéenne compare l'autoroute aux autres ITT : route départementale, ligne ferroviaire ; ligne à grande vitesse. Elle crée de nouveaux habitats en bord de route en repoussant la lisière forestière. Ces études de sensibilité sont partielles et doivent être complétées par un échantillonnage plus élevé concernant les papillons, sur plusieurs années, et sur un nombre de sites plus important. Les données de ces études sont à compléter par l'analyse des indices de biodiversité pour les différents types d'infrastructures pour déterminer la réponse de l'indicateur à un gradient de pression liée à la perturbation. Ces études de sensibilité sont un début de validation de propositions d'indicateurs et exposent aussi des pistes de telles validations.

La proposition du jeu d'indicateurs est limitée au contexte économique et pratique d'application des mesures. Il est indispensable d'aborder la potentialité opérationnelle de chaque indicateur auprès des acteurs de terrain tels que les bureaux d'études d'écologie. A un instant t, certains indicateurs ne sont pas opérationnels, mais ce contexte évolue avec l'accessibilité à de nouvelles technologies telles que celles disponibles pour la détermination des espèces animales et végétales (ex. techniques de séquençage d'ADN).

Méthode M3 d'évaluation écologique par le coût écologique

Disposant d'un taux de dégradation potentielle des milieux naturels, d'indicateurs d'état pour le terrain, les ITT sont replacés dans un paysage. La méthode globale d'évaluation écologique des tracés des ITT a été basée sur le coût écologique relatif à ce paysage. Sur le plan du principe, il a

été relié à des indices de sensibilité déterminés pour chaque type d'écosystème, à une méthode de combinaison des indicateurs pour chaque milieu naturel, et à des indicateurs d'organisation spatiale des écosystèmes (rareté, diversité, taille et connexion) provenant de cartographie.

Les indices de sensibilité ne doivent pas être utilisés seuls, à part pour ne pas faire courir le risque de tracés des variantes toujours dans les mêmes types d'écosystème. L'état de référence reste une notion difficile à définir pour évaluer l'état réel des sites d'étude à partir des indicateurs. Les indicateurs spatiaux ont été extraits de la littérature scientifique. Le coût écologique représente la combinaison de ces indices et indicateurs pour chaque variantes de tracé de projet d'ITT dans le territoire. La formule du coût écologique est déterminée sur la moyenne des trois échelles habitats naturels, écosystèmes et écosystème. Ces trois échelles ont par défaut un poids équivalent. Les données d'évaluation écologique peuvent être projetées dans des outils généraux de gestion d'informations géographiques. Intrinsèquement, la méthode d'évaluation suggérée reste soumise à critique. Elle est toutefois paramétrée, l'incertitude est une notion intrinsèquement jointe de même que la notion d'indétermination. Le coût écologique est basé sur les méthodes M1 et M2, il renferme des limites liées au manque de connaissances en écologie des ITT dû à l'émergence tardive de l'écologie de la route.

Cette méthode pourrait être utilisée pour évaluer les effets potentiels d'autres moyens de transport tels que les transports fluviaux, les transports aériens mais aussi d'autres activités tels que les chantiers de réseaux de canalisations, de lignes électriques,... Cette analyse est ciblée sur les types de milieux naturels de France. Il serait intéressant de l'appliquer à d'autres milieux naturels, les zones hotspots, dont les enjeux écologiques sont majeurs (les savanes, les forêts humides caducifoliées, les forêts sèches caducifoliées et les mangroves). Pour établir la carte de vulnérabilité, des données spatialisées de ces types de milieux naturels restent à recenser. Toutefois, le recours à la télédétection permet de réaliser des cartes des espaces naturels pour les territoires peu étudiés. Le maillage du territoire renferme les paramètres d'étendue et de résolution. Le calcul du coût écologique en est une fonction.

Possibilité opérationnelle de la méthode d'évaluation des projets en outil

Cette méthode d'évaluation écologique des effets des projets d'ITT est utilisable en amont des études d'impact. Elle fournit un coût écologique du projet et contribue au choix d'un tracé évitant les zones naturelles vulnérables. Cette méthode est une proposition opérationnelle de réponse aux défaillances pratiques des évaluations environnementales d'ITT : champs d'application juridique, influence des acteurs, vision anthropocentrée, qualification des chargés d'études.

La méthode tend vers un coût écologique final. Elle est une étape prenant en compte au mieux l'ensemble du problème. La création d'outils d'aide à la décision, leur appropriation par les acteurs des projets routiers et des lignes ferroviaires est le développement espéré. L'objectif est d'arriver à

une meilleure gestion du territoire, à la protection des espaces naturels, à une meilleure organisation des informations et des négociations entre les acteurs lors des projets routiers sur des bases techniques et scientifiques. L'analyse de la vulnérabilité comparative, quantitative des écosystèmes aux ITT par le coût écologique est une réponse à la réglementation sur le moyen de prendre en compte à fois les effets directs, indirects, cumulés, temporaires, permanents et la faune, la flore, les habitats naturels et les équilibres biologiques (article R 122-5 du Code de l'environnement).

Par les conséquences potentielles des impacts des ITT sur les milieux naturels, ces méthodes développées et insérées par la suite dans des outils généraux de type SIG, contribuent à apporter un éclairage sur les décisions prises par les acteurs du projet, répertorie les décisions, depuis la construction de l'infrastructure routière jusqu'à son utilisation. Il est urgent de fournir des estimations raisonnables des impacts dont les implications écologiques ne peuvent être ignorées lors de la phase de conception des infrastructures de transport. Ce travail tente d'en être un élément pour une « écologie de réconciliation ». Cet outil peut aussi être utilisé pour le suivi des évaluations des effets sur un ouvrage existant et par conséquent pour évaluer, modifier des mesures compensatoires.

L'aménagement du territoire étant lié à la recherche pluridisciplinaire, la méthode d'évaluation écologique proposée s'insère dans les domaines de la sociologie, de l'économie, du Droit, de la politique. Cette démarche pourrait s'intégrer dans le programme ITTECOP¹³ (Infrastructures de Transports Terrestres, écosystèmes et paysages).

Vers l'écologie des réseaux des infrastructures linéaires

Dans cette thèse le développement de l'évaluation écologique a été réalisé sur la notion de projet d'ITT. Cependant, l'ensemble des projets et non pas un seul projet forment des réseaux routiers, ferroviaires, fluviaux... dans le territoire. Les réseaux interagissent et sont liés à la modification complète de l'occupation des sols dans le paysage par exemple le développement industriel ou les changements dans l'établissement humain et les modes d'utilisation des terres. Ces modifications interagissent et entraînent des effets induits. Les conséquences de ces multiples fragmentations sur les écosystèmes restent encore difficiles à identifier par le fait de la difficulté à prévoir les modifications de l'occupation des sols sur un temps long qui sont liées au contexte

¹³ ITTECOP est un programme incitatif de recherche conduit par le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE), en coordination avec l'ADEME. Son objectif principal est de confronter les enjeux techniques des infrastructures (routières, ferroviaires, fluviales ou d'énergie) et leurs interfaces aux territoires (gares, ports, aéroports) avec les dimensions paysagères des territoires concernés. Cette confrontation prend en compte les échelles spatiales et temporelles, les modalités de gouvernance territoriale et l'ensemble des enjeux écologiques.

économique et social du territoire. La recherche sur les effets croisés entre infrastructures conduit à une recherche pluridisciplinaire combinant l'écologie du paysage, l'écologie des ITT, la sociologie, l'économie, la politique dans l'aménagement du territoire.

Les principaux gestionnaires français d'infrastructures linéaires se regroupent en 2011 et s'engagent pour la biodiversité : ERDF (Électricité Réseau Distribution France)¹⁴ 1 274 600 km de lignes électriques, GRTgaz (Gaz Réseau Distribution France) 32 200 km de canalisations de gaz naturel¹⁵, RFF (Réseau Ferré de France)¹⁶ 30 000 km de lignes ferroviaires, RTE (Réseau de Transport d'Électricité)¹⁷ 100 000 km de lignes électriques. TIGF (Transport et Infrastructures Gaz France)¹⁸ 5.000 km de canalisations de gaz, VINCI¹⁹ 4 390 km d'Autoroutes, VNF (Voies Navigables de France)²⁰ 6 100 km de canaux. Ainsi, s'il est nécessaire de poursuivre les recherches dans le domaine de l'écologie des routes et des lignes ferroviaires, il l'est également dans le domaine des effets croisés de l'ensemble des réseaux linéaires. Le développement de la recherche sur les effets directs, indirects, induits des ITT, de leur réseau et de l'ensemble des réseaux linéaires est ainsi un enjeu majeur.

¹⁴http://www.erdf.fr/medias/Institutionnel/ERDF_Rapport_Activite.pdf

¹⁵<http://www.grtgaz.com/fileadmin/medias/communiques/2014/fr/strategie-nationale-biodiversite-plan-dengagement.pdf>

¹⁶<http://www.rff.fr/fr/developpement-durable/nos-projets/preserver-la-biodiversite>

¹⁷<http://www.rte-france.com/fr/developpement-durable/les-engagements-1>

¹⁸<http://www.tigf.fr/qui-sommes-nous/nos-engagements/developpement-durable/preserver-la-biodiversite.html>

¹⁹http://www.vinci.com/vinci.nsf/fr/developpement-durable/pages/proteger_la_biodiversite.htm

²⁰http://www.vnf.fr/vnf/content.vnf?action=content&occ_id=31623

ANNEXES

Sommaire

ANNEXES	391
ANNEXE 1. INVENTAIRE DES SOURCES DE PERTURBATION – MATRICE PABS	395
1. Phase Construction	395
2. Phase Exploitation	400
3. Phase Entretien.....	401
ANNEXE 2. STRUCTURE, COMPOSITION ET FONCTIONNEMENT DES ÉCOSYSTÈMES.....	403
1. Forêts de feuillus.....	403
2. Forêts de conifères	407
3. Forêts, maquis et garrigues méditerranéens.....	410
4. Prairies et landes sèches.....	416
5. Cultures, champs et haies bocagères	418
6. Marécages, tourbières et prairies humides	420
7. Plans d'eau	425
8. Cours d'eau.....	429
ANNEXE 3. CALCULS D'INCERTITUDE DE LA FONCTION DE DESCRIPTION DE LA DÉGRADATION DES ÉCOSYSTÈMES.....	432
1. Densité de répartition rectangulaire	434
2. Densité de répartition triangulaire isocèle	434
3. Densité de répartition en trapèze dissymétrique	434
4. Fonction de répartition loi normale.....	435
5. Intérêt d'avoir des fonctions de répartitions dont l'inverse est explicite.....	436
ANNEXE 4. DONNÉES BIOLOGIQUES DE L'ÉTUDE DE SENSIBILITÉ DES INDICATEURS D'INVERTÉBRÉS RAMPANTS ET VOLANTS	437
1. Données des populations d'invertébrés échantillonnés par pièges barber	437
2. Données des populations d'invertébrés échantillonnés par pièges aériens attractifs.....	440
3. Liste des espèces floristiques	442

ANNEXE 5. DONNÉES BIOLOGIQUES DE L'ÉTUDE DE SENSIBILITÉ DES INDICATEURS RHOPALOCÈRES	443
1. <i>Données des populations des rhopalocères pour le transect parallèle</i>	<i>443</i>
2. <i>Données des populations des rhopalocères pour le transect perpendiculaire</i>	<i>444</i>
3. <i>Liste des espèces floristiques.....</i>	<i>446</i>
ANNEXE 6. DONNÉES BIOLOGIQUES DE L'ÉTUDE DE SENSIBILITÉ DES INDICATEURS CHIROPTÈRES	447

Annexe 1. Inventaire des sources de perturbation – Matrice PABS

Les phases ITT (P) créent des activités (A) qui ne dépendent que des phases, les activités (A) déclenchent des actions (B) qui sont des sources de perturbations (S), appliquées à des cibles (C), entraînant des effets (E) sur les écosystèmes. Certaines actions et sources sont spécifiques aux projets routiers (indiqués par la lettre « r ») ou aux projets ferroviaires (codées par la lettre « f »). D'autres sont spécifiques à certains types d'écosystème particulier ; cours d'eau (notés par « e ») et milieux humides (notés par « h »).

1. Phase Construction

La phase de construction (P1) enchaîne 9 activités (A1 à A9) générant 27 actions (B1 à B27). Ceci est à l'origine d'une série de 220 perturbations potentielles (Tab. I).

Tab. I. Sources de perturbation en phase construction.

Activités	Actions	Sources de perturbation
A_001_;	B_001_;	S_001_ ; Bruit et vibrations par les engins de forage S_002_ ; Poussières par les engins de forage S_003_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de forage S_004_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de forage S_005_ ; Émissions de composés volatils par les engins de forage S_006_ ; Engins de forage mobiles à vitesse lente
	B_002_;	S_007_ ; Barrières de balisage de sécurité
A_002_;	B_003_;	S_008_ ; Destruction linéaire des arbres et arbustes S_009_ ; Destruction des arbres et des arbustes pour l'emplacement des bases de chantier S_010_ ; Copeaux de bois issus de la coupe S_011_ ; Destruction des arbres et des arbustes isolés S_012_ ; Bruit et vibrations par les engins de coupe S_013_ ; Poussières par les engins de coupe S_014_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de coupe S_015_ ; Émissions de composés volatils par les engins de coupe S_016_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de coupe S_017_ ; Engins de coupe mobiles à vitesse moyenne
	B_004_;	S_018_ ; Destruction de la végétation pour réaliser des tranchées S_019_ ; Création de tranchées avec pose de tuyaux dans le sol S_020_ ; Bruit et vibrations par les pelles mécaniques S_021_ ; Poussières par les pelles mécaniques S_022_ ; Fuites d'hydrocarbures par les pelles mécaniques S_023_ ; Émissions de composés volatils par les pelles mécaniques S_024_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les pelles mécaniques S_025_ ; Pelles mécaniques mobiles à vitesse moyenne
	B_007_;	S_041_ ; Mise à nu du sol (décapage des couches riche en matière organique,

Activités	Actions	Sources de perturbation
		horizons O et A) S_042_ ; Dépôts de terre temporaires S_043_ ; Bruit et vibrations par les engins de décapage S_044_ ; Poussières par les engins de décapage S_045_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de décapage S_046_ ; Émissions de composés volatils par les engins de décapage S_047_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de décapage S_048_ ; Engins de décapage mobiles à vitesse moyenne
	Be005_;	Se026_ ; Destruction du lit existant Se027_ ; Remaniement de sol et déplacement du tracé du lit Se028_ ; Bruit et vibrations par les pelles lors de la création des fossés et bassins Se029_ ; Poussières par les pelles mécaniques Se030_ ; Fuites d'hydrocarbures par les pelles Se031_ ; Émissions de composés volatils par les pelles Se032_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les pelles Se033_ ; Pelles mobiles à vitesse lente
	Be006_;	Se034_ ; Modification de l'écoulement du cours d'eau par des buses Se035_ ; Bruit et vibrations par les engins lors de la pose des buses Se036_ ; Poussières par les pelles Mécaniques Se037_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins Se038_ ; Émissions de composés volatils par les engins Se039_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins Se040_ ; Engins mobiles à vitesse lente
	Bh008_;	Sh049_ ; Emplacement des pompes, des grues et sonnettes de battage Sh050_ ; Rideau de palplanches étanche mis en place par une grue et une sonnette de battage Sh051_ ; Assèchement des sols par pompage des eaux souterraines Sh052_ ; Bruit et vibrations par les engins de forage, de pompage et de battage des palplanches Sh053_ ; Poussières par les pelles mécaniques Sh054_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de forage et de pompage Sh055_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de forage et de pompage Sh056_ ; Émissions de composés volatils par les engins de pompage et forage Sh057_ ; Engins de forage et de pompage mobiles à vitesse lente
	Bh009_;	Sh058_ ; Emplacement des tranchées et des drains Sh059_ ; Assèchement des sols par des drains Sh060_ ; Bruit et vibrations par les pelles lors de la création de tranchées Sh061_ ; Poussières par les pelles mécaniques Sh062_ ; Fuites d'hydrocarbures par les pelles Sh063_ ; Émissions de composés volatils par les pelles Sh064_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les pelles Sh065_ ; Pelles mobiles à vitesse lente
	Bh010_;	Sh066_ ; Création d'un réseau hydraulique de fossés d'évacuation des eaux Sh067_ ; Bruit et vibrations par les pelles lors de la création des bassins Sh068_ ; Poussières par les pelles mécaniques Sh069_ ; Fuites d'hydrocarbures par les pelles Sh070_ ; Émissions de composés volatils par les pelles Sh071_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les pelles

Activités	Actions	Sources de perturbation
		Sh072_ ; Pelles mobiles à vitesse lente Sh073_ ; Création du réseau hydraulique Sh074_ ; Bruit et vibrations par les pelles lors de la création des bassins Sh075_ ; Poussières par les pelles mécaniques Sh076_ ; Fuites d'hydrocarbures par les pelles Sh077_ ; Émissions de composés volatils par les pelles Sh078_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les pelles Sh079_ ; Pelles mobiles à vitesse lente
A_003_;	B_011_;	S_080_ ; Couverture artificielle de la couche superficielle du sol S_081_ ; Bruit et vibrations par les engins d'installation de la base de chantier S_082_ ; Poussières par les engins d'installation de la base de chantier S_083_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins d'installation de la base de chantier S_084_ ; Émissions de composés volatils par les engins d'installation de la base de chantier S_085_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins d'installation de la base de chantier S_086_ ; Engins d'installation de la base de chantier mobiles
	B_012_;	S_087_ ; Bruit de la base de vie S_088_ ; Poussières par les engins d'installation de la base de chantier S_089_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins d'installation de la base de chantier S_090_ ; Émissions de composés volatils par les engins d'installation de la base de chantier S_091_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins d'installation de la base de chantier S_092_ ; Engins d'installation de la base de chantier mobiles S_093_ ; Dispersion des eaux grises et eaux noires S_094_ ; Déchets solides en tas : emballages putrescibles (plastiques, cartons, métal, verre,...)
	B_013_;	S_095_ ; Mise à nu du sol S_096_ ; Tas de matériaux dans la zone de stockage S_097_ ; Risque de fuites de produits nocifs stockés : rejets d'hydrocarbures (huiles et essences), de solvants, de liants (béton et ciment),... S_098_ ; Dispersion des eaux usées du nettoyage des engins S_099_ ; Bruit et vibrations du regroupement des engins S_100_ ; Poussières par des engins S_101_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins entreposés sur la base S_102_ ; Émissions de composés volatils par les engins S_103_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins S_104_ ; Engins de chantier mobiles S_105_ ; Lumière artificielle des projecteurs et cycle jour/nuit modifié
	Sf013_;	Sf106_ ; Sol technique Sf107_ ; Ballast Sf108_ ; Voie sur dalle Sf109_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les voies ferrées Sf110_ ; Émissions de polluants (HAP, composés phénoliques, azotés et soufrés) dues aux traitements à la créosote des traverses en bois Sf111_ ; Champ magnétique Sf112_ ; Réseaux de lignes et pylônes électriques Sf113_ ; Bruit et vibrations

Activités	Actions	Sources de perturbation
		Sf114 ; Fuites d'hydrocarbures Sf115 ; Émissions de composés volatils par les véhicules Sf116 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds des véhicules Sf117 ; Véhicules mobiles
A_004 ;	B_014 ;	S_118 ; Mise à nu linéaire du sol S_119 ; Bruit et vibrations S_120 ; Poussières par des engins S_121 ; Fuites d'hydrocarbures par les engins entreposés sur la base S_122 ; Émissions de composés volatils par les engins S_123 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins S_124 ; Engins de chantier mobiles
A_005 ;	B_015 ;	S_125 ; Nivellement de la topographie : diminution des courbes de niveaux, extraction de matériaux en couches et frontale S_126 ; Nivellement de la topographie : diminution des courbes de niveaux, extraction de matériaux par défonçage S_127 ; Nivellement de la topographie : diminution des courbes de niveaux, extraction de matériaux à l'explosif S_128 ; Bruit et vibrations par les engins d'extraction des matériaux S_129 ; Poussières issues du fonctionnement par les engins d'extraction des matériaux S_130 ; Fuites d'hydrocarbures par les engins d'extraction des matériaux S_131 ; Émissions de composés volatils par les engins d'extraction des matériaux S_132 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins d'extraction des matériaux S_133 ; Bruit et vibrations de l'extraction à l'explosif S_134 ; Poussières issues de l'extraction à l'explosif S_135 ; Particules grossières de l'extraction à l'explosif Se136 ; Sous eau : Nivellement de la topographie : diminution des courbes de niveaux, extraction de matériaux en couches et frontale Se137 ; Sous eau : nivellement de la topographie : diminution des courbes de niveaux, extraction de matériaux par défonçage Se138 ; Sous eau : nivellement de la topographie : diminution des courbes de niveaux, extraction de matériaux à l'explosif Se139 ; Sous eau : Bruit et vibrations par les engins d'extraction des matériaux Se140 ; Sous eau : Poussières issues du fonctionnement par les engins d'extraction des matériaux Se141 ; Sous eau : Fuites d'hydrocarbures par les engins d'extraction des matériaux Se142 ; Sous eau : émissions de composés volatils par les engins d'extraction des matériaux Se143 ; Sous eau : émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins d'extraction des matériaux Se144 ; Sous eau : Bruit et vibrations de l'extraction à l'explosif Se145 ; Sous eau : Poussières issues de l'extraction à l'explosif Se146 ; Sous eau : Particules grossières de l'extraction à l'explosif
	B_016 ;	S_147 ; Nivellement de la topographie : augmentation des courbes de niveaux par apport de matériaux S_148 ; Bruit et vibrations par les engins de remblais S_149 ; Poussières issues du fonctionnement par les engins de remblais S_150 ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de remblais S_151 ; Émissions de composés volatils S_152 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les

Activités	Actions	Sources de perturbation
		engins de remblais
	B_017_;	S_153_ ; Apport de particules fines réactives de chaux (propriétés basiques, oxydants, liants) S_154_ ; Bruit et vibrations par les engins de traitement des sols S_155_ ; Poussières par les engins de traitement des sols S_156_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de traitement des sols S_157_ ; Émissions de composés volatils par les engins de traitement des sols S_158_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de traitement des sols S_159_ ; Engins de traitement des sols mobiles
	B_018_;	S_160_ ; Arrosage des pistes S_161_ ; Bruit et vibrations par les engins de transport S_162_ ; Poussières par les engins de transport S_163_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de transport S_164_ ; Émissions de composés volatils S_165_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de transport S_166_ ; Engins de transport mobiles
	B_019_;	S_167_ ; Bruit et vibrations par les engins de transport S_168_ ; Poussières par les engins de transport S_169_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de transport S_170_ ; Émissions de composés volatils S_171_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de transport S_172_ ; Engins de transport mobiles
A_006_;	B_020_;	S_173_ ; Aires de fabrication des emprunts S_174_ ; Bruit et vibrations par les engins et le concasseur S_175_ ; Poussières par les engins et le concasseur S_176_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins et le concasseur S_177_ ; Émissions de composés volatils S_178_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de transport S_179_ ; Engins de transport mobiles
	B_021_;	S_180_ ; Apport d'emprunts granulaires S_181_ ; Apport de sols traités aux liants hydrauliques S_182_ ; Bruit et vibrations par les engins S_183_ ; Poussières par les engins S_184_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins S_185_ ; Émissions de composés volatils par les engins S_186_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins S_187_ ; Engins mobiles à vitesse moyenne
	B_022_;	S_188_ ; Homogénéisation et humidification des sols S_189_ ; Apport de particules fines réactives de chaux ou de ciment (propriétés basiques, oxydants, liants) S_190_ ; Bruit et vibrations par les engins de traitements S_191_ ; Poussières par les engins de traitements S_192_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de traitements S_193_ ; Émissions de composés volatils par les engins S_194_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de traitements S_195_ ; Engins de traitements mobiles à vitesse moyenne
	B_023_;	S_196_ ; Collecte et transport des eaux pluviales, souterraines dans le plan des tissus synthétiques

Activités	Actions	Sources de perturbation
		S_197 ; Bruit et vibrations par les engins S_198 ; Poussières par les engins S_199 ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de traitements S_200 ; Émissions de composés volatils par les engins S_201 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins S_202 ; Engins mobiles à vitesse moyenne
A_007 ;	B_024 ;	S_210 ; Bruit et vibrations par les engins S_211 ; Fuites d'hydrocarbures par les engins S_212 ; Émissions de composés volatils par les engins S_213 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins Sf206 ; Ballast Sf207 ; Voie sur dalle Sf208 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par la mise en place du rail Sf209 ; Émissions de polluants (HAP, composés phénoliques, azotés et soufrés) dues aux traitements à la créosote des traverses en bois Sr203 ; Émissions liquides d'hydrocarbures par le bitume Sr204 ; Émissions d'adjuvant d'émulsion et béton bitumineux Sr205 ; Émissions de gaz légers (hydrocarbure, HAP,...)
A_008 ;	B_025 ;	S_214 ; Lumière artificielle des projecteurs et des engins S_215 ; Bruit et vibrations
A_009 ;	B_026 ;	S_216 ; Sol technique de la plate-forme S_217 ; Imperméabilité de la surface de la couche S_218 ; Absorption du rayonnement solaire thermique par la couche
	B_027 ;	S_221 ; Réseaux de lignes et pylônes électriques S_222 ; Buse dans le sol pour les canalisations et réseaux divers Sr219 ; Rejets de peinture du marquage au sol Sr220 ; Glissières de sécurité en béton

2. Phase Exploitation

La phase Exploitation (P2) se caractérise par 2 activités (A10 et A11), 7 actions (B28 et B34) et 43 sources de perturbation (Tab. II).

Tab. II. Sources de perturbation en phase exploitation.

Activités	Actions	Sources de perturbation
A_010 ;	B_028 ;	S_223 ; Véhicule mobile à vitesse rapide S_224 ; Véhicule mobile lumineux en phase nocturne S_225 ; Bruit et vibrations des véhicules et du roulement S_226 ; Fuites d'hydrocarbures et usures de pneus des véhicules S_227 ; Émissions de composés volatils par les véhicules S_228 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds des véhicules Sf229 ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par l'usure du rail Sf230 ; Champs électromagnétiques du réseau électrique Sr231 ; Déchets solides lancés au cours du trajet par les usagers
	B_029 ;	S_233 ; Déversement accidentel de produits dangereux transportés (Propriétés C. Env. Annexe I R) S_234 ; Déversement accidentel d'hydrocarbures du chargement des camions

Activités	Actions	Sources de perturbation
	Br028_;	S_235_ ; Incendie accidentel Sr232_ ; Réseaux de lampadaires lumineux le long de la route
A_011_;	B_030_;	S_236_ ; Réfection définitive des fossés S_237_ ; Création ou réfection de bassins de décantation
	B_031_;	S_238_ ; Introduction d'espèces exotiques S_239_ ; Bâche en plastique
	B_032_;	S_240_ ; Émissions électromagnétiques du réseau électrique
	B_033_;	S_241_ ; Oxydation des équipements métalliques
	Bf034B;	Sf253_ ; Sol technique Sf254_ ; Ballast Sf255_ ; Voie sur dalle Sf256_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les voies ferrées Sf257_ ; Émissions de polluants (HAP, composés phénoliques, azotés et soufrés) dues aux traitements à la créosote des traverses en bois Sf258_ ; Champ magnétique Sf259_ ; Réseaux de lignes et pylônes électriques Sf260_ ; Bruit et vibrations Sf261_ ; Fuites d'hydrocarbures Sf262_ ; Émissions de composés volatils par les véhicules Sf263_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds des véhicules Sf264_ ; Véhicules mobiles
	Bf034b;	Sf265_ ; Sol technique Sf266_ ; Champ magnétique Sf267_ ; Réseaux de lignes et pylônes électriques
	Br034B;	Sr242_ ; Sol technique Sr243_ ; Fuites d'hydrocarbures des cuves Sr244_ ; Bruit et vibrations de la station Sr245_ ; Fuites d'hydrocarbures des véhicules Sr246_ ; Émissions de composés volatils par les véhicules Sr247_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds des véhicules
	Br034b;	Sr248_ ; Sol technique Sr249_ ; Végétation horticole Sr250_ ; Déchets Sr251_ ; Eaux usées Sr252_ ; Bruit

3. Phase Entretien

La phase entretien (P3) se caractérise par quatre activités (A12 à A15), 6 actions (B35 à B40) et 25 sources de perturbation (Tab. III).

Tab. III. Sources de perturbation en phase entretien.

Activités	Actions	Source de perturbation
A_012_;	B_035_;	S_268_ ; Réduction de la taille des végétaux S_269_ ; Bruit par les engins de taille S_270_ ; Engins de taille mobiles à vitesse moyenne sur les talus
	B_036_;	S_271_ ; Apport de molécules chimiques d'herbicides S_272_ ; Apport de molécules chimiques d'inhibition de la croissance S_273_ ; Apport d'insecticides

Activités	Actions	Source de perturbation
		S_274_ ; Engins de traitements chimiques mobiles à vitesse lente sur les talus
	B_037_;	S_275_ ; Suppression des branches et feuilles mortes S_276_ ; Bruit par les engins S_277_ ; Engins mobiles à vitesse moyenne sur les talus
A_013_;	B_038_;	S_278_ ; Mise à nu des abords de fossés S_279_ ; Bruit et vibrations
A_014_;	B_039_;	S_282_ ; Déneigement S_283_ ; Bruit et vibrations des chasses neige S_284_ ; Fuites d'hydrocarbures des chasses neige S_285_ ; Émissions de composés volatils par les chasses neige S_286_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds des chasses neige S_287_ ; Chasses neige mobiles à moyenne vitesse Sr280_ ; Apport de sel (référence NaCl) Sr281_ ; Apport de sable
A_015_;	Bf040a;	Sf294_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par l'usure du rail Sf295_ ; Bruit et vibrations par les machines Sf296_ ; Fuites d'hydrocarbures par les machines Sf297_ ; Émissions de composés volatils par les machines Sf298_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les machines Sf299_ ; Ballast
	Bf040b;	Sf299_ ; Ballast Sf300_ ; Bruit et vibrations par les machines Sf301_ ; Fuites d'hydrocarbures par les machines Sf302_ ; Émissions de composés volatils par les machines Sf303_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les machines
	Br040_;	Sr288_ ; Émissions liquides d'hydrocarbures par l'enrobé neuf Sr289_ ; Émissions de gaz d'hydrocarbures légers par l'enrobé neuf Sr290_ ; Bruit et vibrations liés au fraisage Sr291_ ; Fuites d'hydrocarbures par les engins de fraisage Sr292_ ; Émissions de composés volatils par les engins de fraisage Sr293_ ; Émissions de particules fines principalement de métaux lourds par les engins de fraisage

Annexe 2. Structure, composition et fonctionnement des écosystèmes

Chaque type de milieu naturel de plaine est présenté suivant : le contexte de l'état de la conservation mondiale et française, l'intérêt et le rôle du milieu pour la biodiversité, la structure caractéristique, le fonctionnement écosystème et la composition faunistique et floristique. La composition de la référence du milieu naturel est choisie suivant les exemples des espèces les plus fréquentes, les plus représentatives, les plus caractéristiques, intéressantes en ce qui concerne leur biologie (fonctions biologiques précises dans le milieu naturel et non pas seulement de passage) et leur répartition dans les milieux.

1. Forêts de feuillus

La forêt est la plus complexe et la plus élaborée des formations naturelles terrestres. L'écosystème forestier est un véritable conservatoire de biodiversité. Il existe plus d'espèces végétales et animales dans la forêt que dans les milieux ouverts de prairies, de landes ou de pelouses. Les forêts représentent 32% des terres émergées. Les forêts de feuillus désignent les forêts à espèces caducifoliées (chêne caducifolié, hêtre) et sclerophylles (chêne liège, chêne vert, chêne kermès). Les forêts de feuillus interviennent pour deux tiers et les résineux seulement un tiers (Dajoz, 2007). Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), l'équivalent en surface de 86% de la forêt française disparaîtrait chaque année. Les causes majeures sont l'expansion de l'agriculture, de l'industrie et l'exploitation intensive du bois. L'une des conséquences directes de ces activités est la construction de nouvelles voies d'accès, notamment routières, qui détruit la forêt et contribue à l'expansion de ces activités dans des zones jusqu'alors inaccessibles.

La distribution des forêts varie selon les continents. Quatre pour cent seulement de la surface des forêts du monde se trouvent en Europe. Le taux de boisement en Europe varie selon les pays. La France avec 14 millions d'hectares a un taux de boisement de 25%. Les forêts européennes ont été dans leur quasi-totalité profondément modifiées par la sylviculture. Il ne reste que de rares vestiges de forêt naturelle ou primaire. Seulement 6,3% des forêts d'Europe bénéficient d'un statut de protection (parc national, réserve intégrale,...). Avec 1724 km² de forêt protégée, seulement 1,1% total de la surface forestière protège la biodiversité (Dajoz, 2007).

La forêt se caractérise par la prédominance des arbres qui modifient les conditions de vie qui règnent au sol et créent un microclimat particulier. Les milieux forestiers se distinguent des milieux ouverts à végétation herbacée par leur grande hétérogénéité structurale dans le plan vertical (Fig.

1). La forêt comprend également une importante strate d'arbustes et d'arbrisseaux, une strate de végétaux herbacés et des cryptogames (Dajoz, 2007).

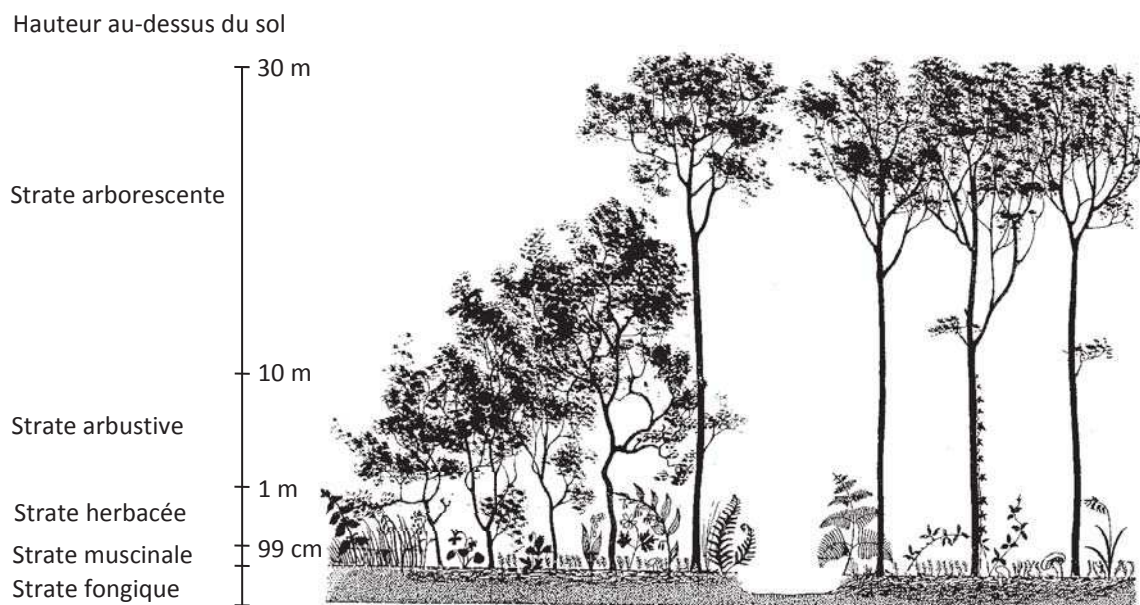


Fig. 1. Stratification forestière.

La forêt française est principalement de type feuillu. Les essences d'arbres de feuillus les plus représentées en France métropolitaine sont : le Chêne (*Quercus petraea*, *Quercus robur* et *Quercus pubescens*) : 34%, le Hêtre (*Fagus sylvatica*) : 15%, le Charme (*Carpinus betulus*) : 8%. L'étage arbustif comprend principalement : le houx (*Ilex aquifolium*), le noisetier (*Corylus avellana*), le châtaignier (*Castanea sativa*) (Fig. 2)...

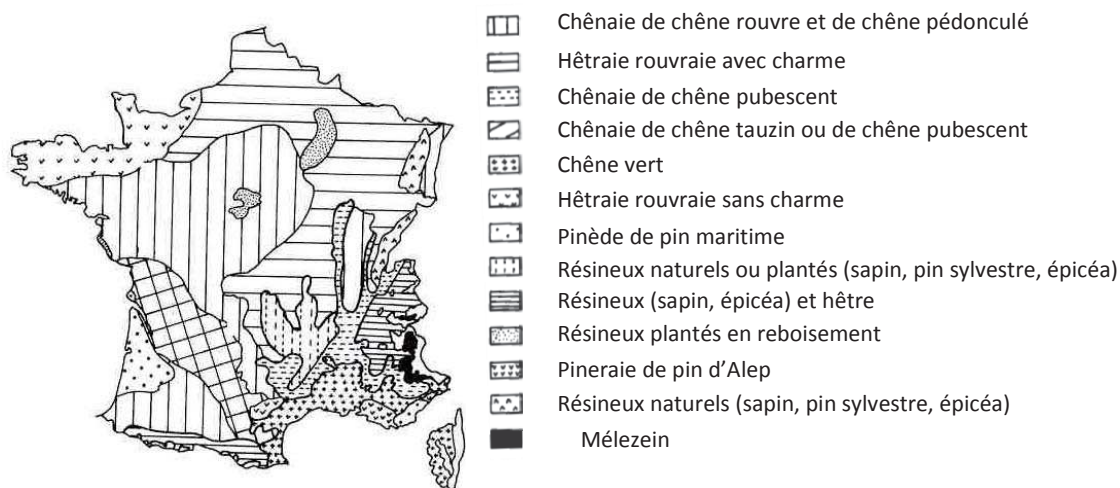


Fig. 2. Essences dominantes en France (Dajoz, 2007).

La strate herbacée est constituée de fougères (telles que *Pteridium aquilinum*), de plantes à fleurs (*Anemone nemorosa*, *Hyacinthoides non-scripta*, *Allium ursinum*, les espèces d'orchidées...), de graminées, de joncs, de pousses d'arbre, de lierre (*Hedera helix*), de ronces

(*Rubus fruticosus*),... La strate muscinale est composée de végétation épiphyte sur la base des troncs d'arbres, de mousses, de sphaignes et de lichens et la strate fongique de champignons et bactéries (Dajoz, 2007).

Cette stratification verticale permet de multiplier les niches écologiques (Dajoz, 2007). Sur une surface de 1 hectare en écosystème caducifolié de chênes, il a été décompté 170 arbres de 24 m de haut représentant 316 t de biomasse de producteurs, 7000 espèces animales représentant 11 kg de consommateurs dont 1,3 kg d'oiseaux, 2 kg de grands mammifères, 5kg de petits mammifères, 1,7 kg de reptiles, 1 kg d'insectes, et 2 t de décomposeurs dont 600 kg de lombrics. Les végétaux chlorophylliens fournissent une énorme quantité de matières végétales à divers consommateurs (15 tonnes de matière organique) (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

L'avifaune présente une assez forte biodiversité et se répartit de façon équilibrée entre les différentes strates (Ramade, 2009). L'avifaune forestière renferme diverses espèces (mésange charbonnière, mésange bleue, mésange nonette, pinson des arbres, grimpereau, troglodyte, rouge-gorge, fauvette, sitelle,...) dont certaines inféodées à cet écosystème. Dans une chênaie bourguignonne, plus de soixante espèces d'oiseaux et une douzaine d'autres espèces de passages ou se réfugiant en périodes d'hivernage ont été dénombrées (Gadant, 2002).

La faune mammalienne vit surtout au sol et est représentée par des rongeurs terricoles, des insectivores fouisseurs, plusieurs carnivores dont le renard et le blaireau. Certains mammifères sont arboricoles tels que les chats sauvages, les Mustélidés et les écureuils (*Sciurus vulgaris*) (Ramade, 2009). Les Cervidés constituent un groupe de grande faune inféodée aux forêts de feuillus tels que le cerf d'Europe (*Cervus elaphus*), chevreuil ainsi que les sangliers.

Les insectes fournissent près de 80 % des espèces consommatrices et sont des millions par hectare (Fig. 3). Leur nombre d'espèces et la multitude des individus de leurs populations en font un élément essentiel au fonctionnement de l'écosystème forestier (Gadant, 2002). Ce sont des phytophages, des décomposeurs, des pollinisateurs, des prédateurs, des parasites ou des vecteurs d'organismes pathogènes (Dajoz, 2007). Le peuplement d'insectes phyllophages (chenilles défoliatrices) et de Coléoptères xylophages (Cerambycidés, Buprestides, Scolytides) est très diversifié (Ramade, 2009). C'est en forêt qu'ils forment les communautés les plus complexes et les plus diverses de par leur taille, leur forme, leur organisation, leur mode de vie et leur rôle dans l'écosystème (Gadant, 2002).

La pédofaune montre une extraordinaire diversité avec des unicellulaires, de nombreux vers (représentant 1t/ha), des gastéropodes, des crustacés (cloportes), des arachnides et des insectes (Gadant, 2002). Cette pédofaune revêt une importance fondamentale dans la décomposition de la litière et dans la formation d'un humus abondant et bien réparti dans les couches superficielles du sol (Ramade, 2009).

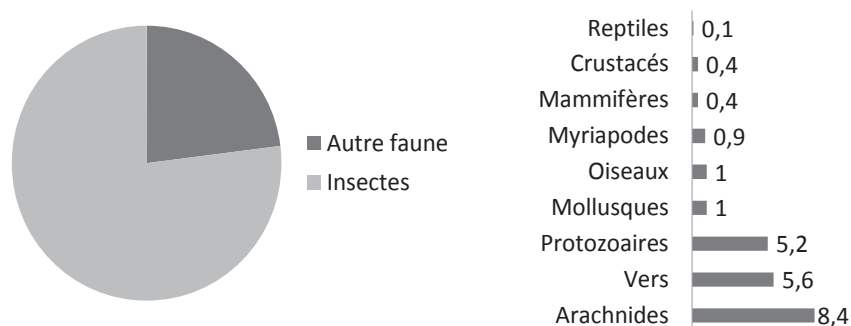


Fig. 3. Composition faunistique en forêt de feuillus.

L'écosystème est caractérisé par un réseau d'échange d'énergie et de matière dans la chaîne alimentaire impliquant des consommateurs de matière vivante et celui des consommateurs de matières mortes.

L'énergie solaire est utilisée par les producteurs primaires. La biomasse végétale est importante et les deux constituants principaux sont les feuilles et les troncs d'arbre. Cette grande biomasse de producteurs sert de nourriture à des consommateurs primaires représentés par les herbivores : les grands et petits mammifères (*Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, *Sus scrofa*, *Oryctolagus cuniculus*, Muridés, *Sciurus vulgaris*), les oiseaux frugivores et granivores (*Columba palumbus*, *Garrulus sp.*, *Phasianinae*), les insectes pollinivores et nectarivores (*Bombinae*, *Apinae*), les insectes parasites des végétaux (*Cynipidae*, *Tortrix viridana*, *Scolytinae*) (Fig. 4).

Ces herbivores sont consommés par un nombre réduit de carnivores de premier ordre : les carnivores (*Vulpes vulpes*, *Mustela nivalis*, *Martes martes*) et les insectivores (*Talpa europaea*, *Sorex sp.*, *Dendrocopos major* et *Sylviidae*). Les carnivores de premier ordre sont eux-mêmes dévorés par quelques carnivores de deuxième ordre comme les rapaces nocturnes (*Strigidae*) et diurnes (*Accipitridae*, *Accipiter sp.*) (Fig. 4).

Une chaîne alimentaire du sol débute par la matière organique morte des producteurs primaires et des consommateurs constituant la litière. La faune du sol forestier appartenant à différents groupes systématiques les plus divers fragmente ce substrat en le mélangeant par des actions physiques et chimiques : coléoptères (bousier, carabe, staphylin) et larves de coléoptères (scarabée), collembolles, protoures, japygides et campodéides, myriapodes, acariens, nématodes et lombricidés. Les produits organiques complexes sont à leur tour utilisés par les champignons et bactéries du sol qui par humification et minéralisation produisent des composés minéraux simples formant l'humus utilisé par les plantes pour la composition de leur matière vivante. L'humus en forêt de feuillus est de type mull qui se forme dans un sol riche en lombrics et en Enchytréidés. La décomposition des débris de végétaux est rapide (Dajoz, 2007).

Une communauté forestière trouve son équilibre par la stabilité de chacun des niveaux et des chaînes trophiques en contrôlant mutuellement par action et par rétroaction leurs effectifs. Les facteurs qui assurent cet équilibre dynamique, correspondent essentiellement à des rapports de nourritures, de populations, de fluctuations et de rythmes de facteurs écologiques. Un déséquilibre dans le niveau de consommation donne lieu à des pullulations de ravageurs (Dajoz, 2007).

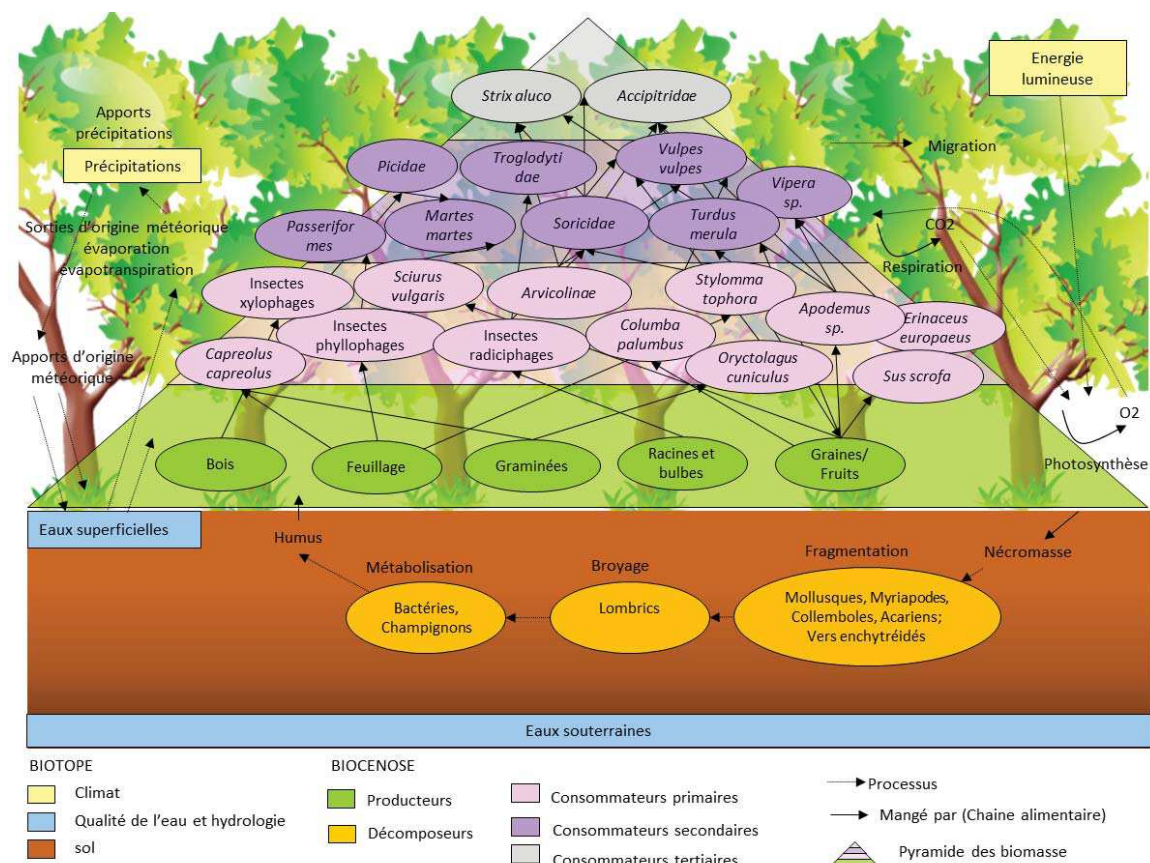


Fig. 4. Fonctionnement d'un écosystème forestier.

2. Forêts de conifères

La forêt française comprend 25% de résineux. Les essences d'arbres de conifères les plus représentées en France métropolitaine sont : le Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) 12%, Pin maritime (*Pinus pinaster*) 8%, Sapin pectiné (*Abies alba*) 7% et Epicéa commun (*Picea abies*) 3% (Dajoz, 2007).

Les forêts de résineux indigènes en France sont principalement montagnardes. En plaine une seule essence pionnière de résineux persiste : le pin sylvestre, indigène dans la région d'Haguenau en Alsace. Dans certaines régions, il côtoie d'autres pins : pin d'Alep (*Pinus halepensis*) dans le sud-est, pin maritime (*Pinus pinaster*) dans le sud-ouest et dans l'ouest. Leur distribution a été très modifiée par l'homme. Il a été introduit depuis près de deux cents ans dans les zones les plus dégradées de la chênaie acidiphile. L'homme a eu recours à la plantation dans le but de production.

Les forêts de résineux sont par ailleurs cantonnées dans les stations comme les landes pauvres et sèches ou tourbeuses (Riou-Nivert, 2005).

En forêt de résineux, sur un hectare de forêt tempérée, une à deux tonnes de décomposeurs sont comptées pour environ 300 tonnes de producteurs et seulement quelques kilogrammes de consommateurs (Riou-Nivert, 2005).

Les strates arbustives et herbacées sont très réduites, composées d'essences d'ombre et rustiques. Peu de végétation peut se développer au sol (Fig. 5). Les plantes supérieures sont en général autotrophes et très rarement des parasites. Quelques plantes saprophytes non chlorophylliennes subsistent également grâce à des mycorhizes (Riou-Nivert, 2005).

Les essences d'arbre associées au pin sylvestre et présentes ponctuellement sont : les bouleaux, les trembles, les saules, les chênes et les hêtres. Les arbustes sont le châtaignier, le néflier, l'alisier torminal ou le genévrier commun. Le sous-bois en terrain acide est très souvent tapissé d'une végétation dense d'éricacées, de callune (*Calluna vulgaris*), de bruyère cendrée (*Erica cinerea*), des genêts (*Cytisus scoparius*, *Genista tincloria*, *G. anglica*) et des ajoncs (*Ulex europaeus*). Les plantes à fleurs sont : le mélampyre des prés (*Mélampyrum pratense*), le millepertuis élégant (*Hypericum pulchrum*), diverses épervières (*Hieracium sp.*) ou la germandrée (*Teucrium scorodonia*). Les fougères sont la fougère aigle (*Pteridium aquilinum*), fougère mâle (*Dryopteris filix-mas*), femelle (*Athrium filix-femina*) ou spinuleuse (*Dropteris carthusiana*). Les mousses sont *Leucobryum glaucum*, *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi* et les lichens *Cladonia*, *Cladina*, *Cetraria*, (Riou-Nivert, 2005)...

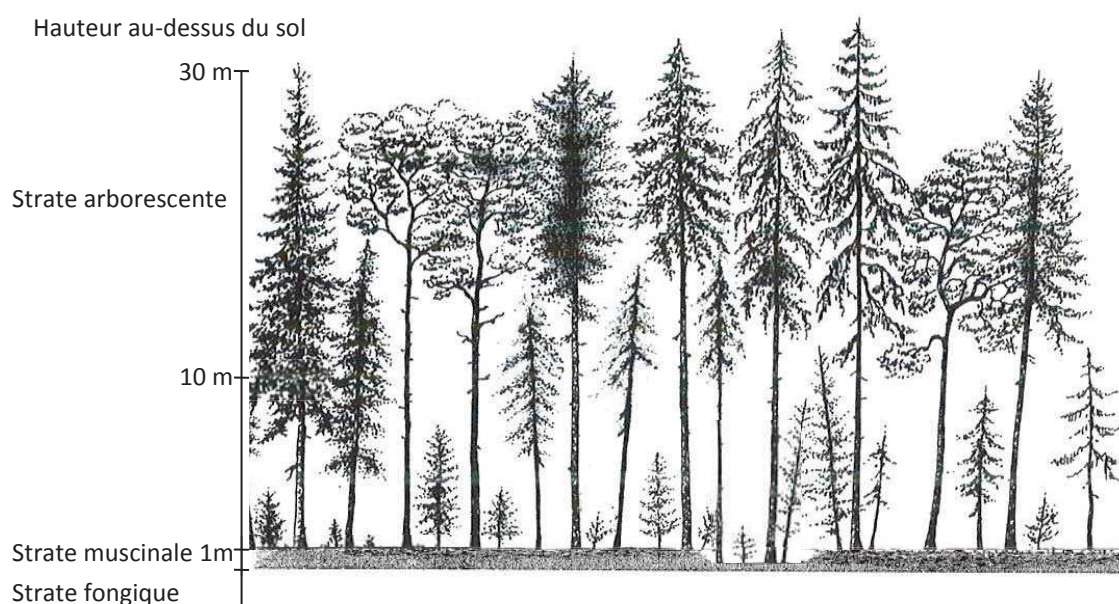


Fig. 5. Structure d'une forêt résineuse (Riou-Nivert, 2005).

Dans la strate muscinale, mousses hépatiques et lichens sont très abondants et occupent une place laissée vacante par les herbacées plus exigeantes. Les champignons rencontrés sont les fomes (*Heterobasidion annosum*), les amillaires (*Armillaria ostoyae*), les rouilles de pins,... (Riou-Nivert, 2005).

Comparé à une chênaie-charmaie de 40 à 50 espèces de mammifères et d'oiseaux en moyenne, le nombre chute de moitié dans les peuplements de résineux. Les sapinières comptent 15 espèces d'oiseaux et 20 mammifères. Les consommateurs sont composés d'une faune réduite mais souvent spécialisée (Riou-Nivert, 2005).

Les herbivores sont peu nombreux et non spécifiques des résineux : cerf, chevreuil, sanglier. Les petits rongeurs mangeurs de graines de cône sont très abondants : écureuils, mulots, campagnols. Les lapins (*Oryctolagus cuniculus*) se retrouvent surtout dans les terrains secs et sablonneux. Les graines constituent la base de l'alimentation de nombreux oiseaux granivores : perdrix grise (*Pedrix pedrix*) ou rouge (*Alectoris rufa*) (Riou-Nivert, 2005).

Les insectes spécifiques ou non des résineux sont très nombreux. Toutes les parties de l'arbre peuvent être attaquées : aiguilles, cônes, cambium, liber et bois. Les grands ravageurs des arbres sont les coléoptères et des chenilles de lépidoptères. De nombreuses espèces de lépidoptères ont des chenilles dévoreuses d'aiguilles, la chenille processionnaire (*Thaumetopoea pityocampa*), la tordeuse des pousses (*Rhyaciona buoliana*), pyrale (*Dioyctria sylvestrella*). Les scolytes sous-corticaux des pins sont : sténographe (*Ips sexdentatus*), l'acuminé (*Ips acuminatus*) l'hylésine (*Tomicus piniperda*). Les hyménoptères dont les larves se nourrissant en autre des aiguilles sont : les sirex (Sirex juvencus, S. noctilio) lophyre (*Diprion pini*), lophyre roux (*Neodiprion sertifer*). Les charançons pissode (*Pissodes notatus*), l'hylobe (*Hylobius ahietis*) s'attaquent plutôt aux jeunes plants. Les insectes se nourrissant de sève de pins sont : cigales (*Cicada plebeja*) et criquet migrateur (*Schistocerca gregaria*) (Riou-Nivert, 2005).

Seulement 5% de la matière végétale produite est consommée par les herbivores. L'humus est de type mor car les vers de terre sont rares. La décomposition de la litière est lente et provoque l'accumulation d'épaisses couches de feuilles mortes (Dajoz, 2007). Les limaces abondantes se nourrissent de champignons (Riou-Nivert, 2005).

Les prédateurs contrôlent les populations des espèces précédentes. Le renard, le chat sauvage, la genette (*Genetta genetta*) et de nombreux mustélidés, s'attaquent aux rongeurs, ainsi que les oiseaux diurnes et nocturnes (chouettes et hiboux) bien adaptés aux futaies de résineux. Le grand rapace circaète Jean-le-blanc (*Circaetus gallicus*) consomme des serpents. Les insectes nourrissent de nombreuses espèces d'oiseaux : mésanges, coucou-geai (*Clamator glandarius*), fauvettes (*Sylvia sp.*) pigeon ramier ou palombe (*Columba palumbus*) ; et de petits mammifères (musaraigne). Beaucoup d'insectivores sont également granivores selon les saisons. Les lézards et serpents ont

une prédilection pour les pinèdes où la chaleur, le couvert léger et l'abondance d'insectes leur conviennent : lézard ocelé (*Lacerta lepida*) et couleuvre de Montpellier (*Malpolon monspessulanus*) (Riou-Nivert, 2005). Le faisan (*Phasianus colchicus*) est omnivore et se nourrit d'insectes, de lézards, de baies, fruits et graines. Les insectes prédateurs limitent l'invasion d'insectes ravageurs. Les chenilles sont parasitées par divers ichneumons comme le pimpla noir (*Pimpla investigator*). Les fourmis tiennent la première place de nettoyeuse par exemple elles protègent certaines essences d'arbres des parasites (Riou-Nivert, 2005).

3. Forêts, maquis et garrigues méditerranéens

La région méditerranéenne au sens strict correspond à l'ensemble des terres situées autour de la mer Méditerranéenne entre le détroit de Gibraltar à l'ouest et les côtes de Syrie, d'Israël à l'est (Fig. 6) (Sterry, 2001). Les écosystèmes méditerranéens couvrent une surface de 2,34 millions de km² essentiellement constituée par les zones continentales riveraines de la Méditerranée (Ramade, 2009). En France, la surface sous climat méditerranéen représente 9% de la surface totale du territoire soit 5 000 000 km² (Quézel et Médail, 2004). En dehors de la région méditerranéenne au sens strict, des régions à climat analogue existent en Californie, au Chili, en Afrique du sud et en Australie (Dajoz, 2006). Le bassin méditerranéen est considéré comme l'un des 25 hotspots ou « points chauds » de biodiversité à l'échelle du globe (Quézel et Médail, 2004).

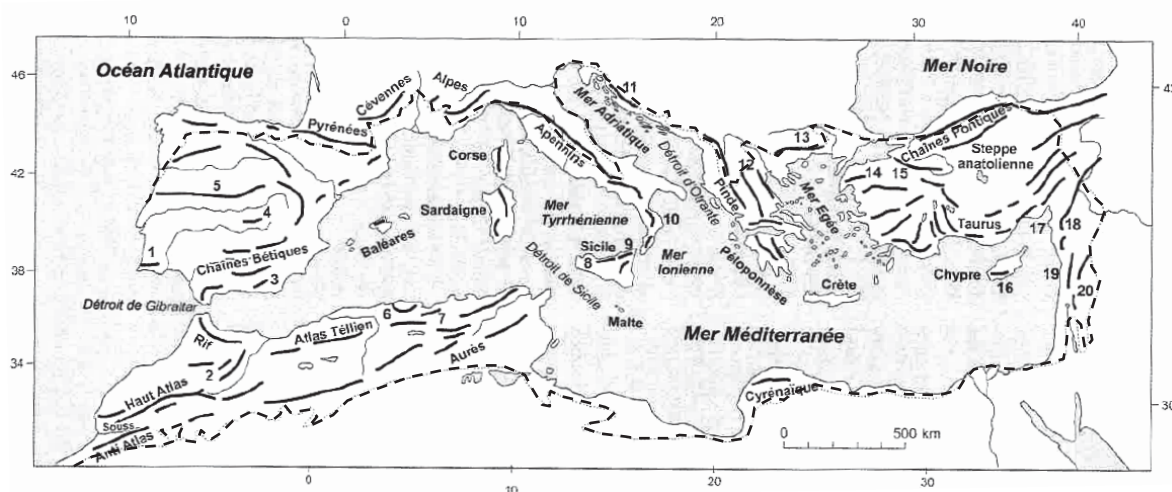


Fig. 6. Limites de la région méditerranéenne stricto sensu en pointillé (Quézel et Médail, 2004).

1 : Sierra de Monchique, 2 : Moyen-Atlas, 3 : Sierra Nevada, 4 : monts de Tolède, 5 : Sierra de Guadarrama, 6 : Djurdjura, 7 : Badors, 8 : Madonie, 9 : mont Nébrodes, 10 : Sila, 11 : Velebit, 12 : chaîne pélagoniennes, 13 : Rhodopes, 14 : Kaz Dag, 15 : Ulu dag, 16 : Troodos, 17 : golfe d'Alexandrette, 18 : Amanus, 19 : Liban, 20 : Anti-Liban.

Le climat méditerranéen constitue un climat de transition entre les climats tempérés et tropicaux secs (Quézel et Médail, 2004). Les écosystèmes méditerranéens correspondent aux zones

tempérées chaudes marquées par une période plus ou moins longue de sécheresse estivale (Ramade, 2009). Les étés très chauds de 23 à 26°C entraînent l'arrêt de la croissance de la végétation. Les hivers sont doux (de 11 à 16°C) et humides (500-900 mm de précipitations), exempts de gel (Dajoz, 2006; Haupt et Haupt, 1993). Les précipitations brutales atteignent le maximum au printemps et surtout en automne (Ramade, 2009).

La Méditerranée est l'écorégion française qui a subi les plus anciennes (depuis l'Antiquité), les plus vastes et les plus importantes transformations : exploitation forestière (déboisement et introduction d'eucalyptus, quelques accacias et de nombreux résineux), incendie, installation d'espèces exotiques (agave, figuier de Barbarie), pâturage, culture, chasse, pollutions liées au développement industriel, pression de l'urbanisme et de la population. Depuis des siècles, les forêts méditerranéennes sont en constante régression. Ces dernières années, cette régression s'est précipitée en relation principalement avec le développement de l'urbanisation, du touristique et le développement d'axes de transport (Bayer, 1990).

Les forêts anciennes ou mûres sont rares, isolées et souvent localisées, cantonnées aux zones peu accessibles dans les arrière-pays et correspondent aux zones de reboisement, et particulièrement de « Restauration des Terrains de Montagne » (opération de stabilisation et de restauration des sols de pentes). Cependant, les forêts nouvelles plantées à la fin du XIX^{ème} siècle sont en cours de vieillissement et de restructuration rapide suite à l'abandon de certaines pratiques agricoles et forestières passées. Les forêts de Méditerranée sont ainsi constituées majoritairement de peuplements jeunes ou pionniers, dont des taillis simples à l'étage méso et supraméditerranéen ou des futaies jeunes aux étages montagnard et subalpin (Vallauri *et al*, 2009).

Conséquence de cette histoire, certaines espèces de l'écorégion ont régressé ou disparu. D'autres ont été introduites ou réintroduites depuis des périodes anciennes telles que l'Antiquité. Certaines de ces espèces se sont acclimatées en s'intégrant à l'écosystème ou ont provoqué des invasions problématiques (Vallauri *et al*, 2009), par exemple le Sénéçon du Cap porterait préjudice à la Centaurée de la Clape, plante endémique rare et protégée du Languedoc-Roussillon (Conservatoire Botanique National de Corse, 2013). Les surfaces de forêts d'essences indigènes strictes sont considérablement réduites. L'ensemble des peuplements environnants est plus ou moins affecté par ces essences allochtones (Vallauri *et al*, 2009).

Malgré cette pression anthropique ancestrale et actuelle, les forêts méditerranéennes sont plus variées et complexes en composantes biologiques et floristiques que les forêts tempérées ou froides (Quézel et Médail, 2004).

L'Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture définit la forêt méditerranéenne comme les peuplements dont le recouvrement arboré dépasse 10% d'une

superficie supérieure à 0,5 ha et dont les arbres sont potentiellement capables d'atteindre une hauteur minimale de 5 m (Fig. 7) (Quézel et Médail, 2004).

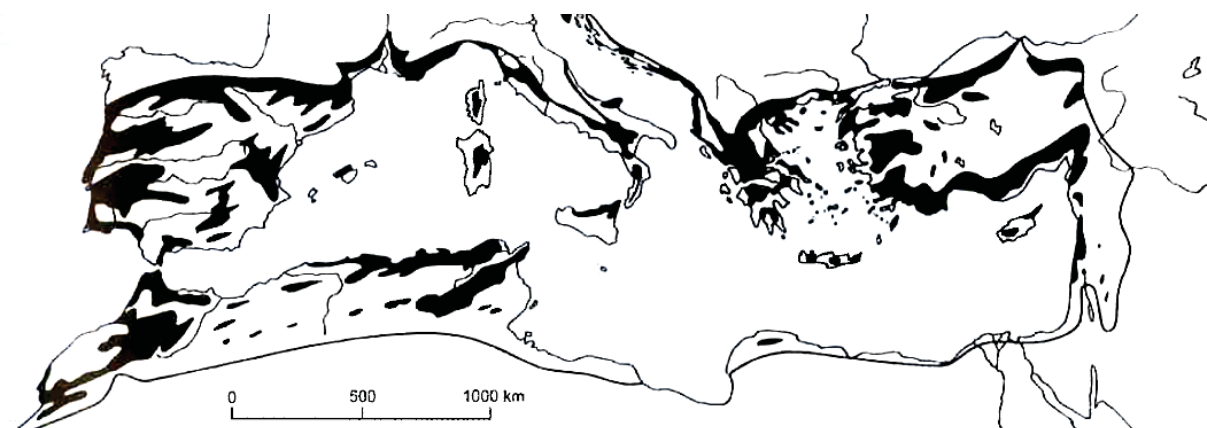


Fig. 7. Principaux ensembles forestiers en région méditerranéenne en noir (Quézel et Médail, 2004).

Les écosystèmes forestiers climaciques sont de trois types : les forêts sempervirentes à chênes sclérophylles, les forêts de conifères et les forêts caducifoliées à chênes caducifoliés et hêtres (Quézel et Médail, 2004). La biomasse sur pied des forêts climaciques de chênes méditerranéens était assez élevée dépassant les 250 t par hectare, celles des boisements climaciques de conifères méditerranéens respectivement de 200 t par hectare. Leur productivité primaire est bien inférieure avant l'action de l'homme. Ainsi dans les boisements actuels de pin d'Alep de Provence, la production ligneuse exploitable en bois fort est à peine de l'ordre de quelques tonnes par hectare et par an (Ramade, 2009).

Dans les zones d'altitude moins élevée, les forêts caducifoliées se juxtaposent aux forêts à feuillage persistant. La région méditerranéenne occidentale est dominée par le chêne-liège (*Quercus suber*) qui pousse sur sol siliceux, le chêne vert (*Quercus ilex*) sur sol calcaire et un climat plus continental accompagné du chêne kermès (*Quercus coccifera*) et des châtaigniers (Haupt et Haupt, 1993).

Depuis les débuts du néolithique, les forêts primitives de feuillus victimes de l'incendie, du déboisement et du pâturage ont été éradiquées sur la quasi-totalité de leur aire initiale favorisant les boisements dysclimaciques de conifères (Ramade, 2009). Les résineux constituent un peuplement important mais leur distribution et leur présence sont souvent dépendantes de l'homme : pin d'Alep, pin parasol (Serry, 2001). Les deux espèces les plus répandues sont le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) et le pin maritime (*Pinus pinaster*). La biomasse de ces forêts est de l'ordre de 250 à 350 t/ha et leur productivité de 7 à 10 t/ha (Dajoz, 2006).

La végétation primitive a été presque partout détruite en particulier par le feu et elle est remplacée par des stades de dégradation aux phytocénoses sempervirentes ou xérophiles connus en

France sous les noms de maquis et garrigues, de phrygana en Grèce, de matorral en Espagne, de chaparral en Californie, de mallee en Australie et de fynbos en Afrique du sud (Dajoz, 2006).

Le caractère de naturalité des forêts méditerranéennes actuelles est influencé très largement par l'action de l'homme. Il est choisi de prendre en écosystème de référence, un écosystème composé de forêt de feuillus, de conifères et leurs stades de dégradation de garrigues ou maquis.

Malgré les nombreuses dégradations anthropiques, une biomasse et une productivité primaire relativement faibles, les écosystèmes méditerranéens présentent une grande richesse de faune et flore sauvage (Sterry, 2001), quelque 29 000 espèces de plantes vasculaires (Ramade, 2009), environ 25 000 espèces de plantes à fleurs, quelques 150 000 espèces d'insectes, 366 espèces d'oiseaux 197 espèces de mammifères (Sterry, 2001) et un nombre important d'endémique (Dajoz, 2006) par exemple *Alnus alnobetula* subsp. *Suaveolens* en Corse (Quézel et Médail, 2004). La flore méditerranéenne est de loin la plus riche d'Europe (Bayer, 1990). La richesse floristique locale des forêts méditerranéennes du globe est comprise entre une dizaine d'espèces par m² et quelques dizaines d'espèces par 1000 m² (Quézel et Médail, 2004).

Les arbres et arbrisseaux sont sempervirents et adaptés pour résister à la rareté des pluies estivales. Les feuilles sont recouvertes d'un enduit cireux ou sont étroites en forme d'aiguilles. La plupart des communautés arbustives sont le résultat d'un processus de dégénérescence, qui aboutit au maquis sur terrains siliceux et garrigues sur terrains calcaires. Le maquis est composé d'arbustes et d'arbrisseaux de 1 à 5 m de hauteur. La garrigue est constituée d'arbustes nains ne dépassant pas 1 m de haut. Les végétaux sont souvent espacés de sol nu (Sterry, 2001) (Fig. 8).

La strate arbustive des forêts et en particulier des résineux comprend souvent le Lentisque, le Térébinthe, l'Arbousier, et la Bruyère arborescente, diverses espèces de cistes et le romarin (Sterry, 2001). Les feuilles sont petites, épaisses et dures, persistantes, avec des stomates dissimulés au fond de dépressions, ce qui leur permet de lutter contre la sécheresse estivale. Cette végétation est qualifiée de sclérophylle et de pyrophyte (résistante aux incendies). La strate herbacée clairsemée est surtout constituée par diverses plantes du groupe hémicryophytes et des géophytes (Dajoz, 2006; Ramade, 2009).

La strate herbacée est plus variée en forêt de feuillus qu'en forêts sempervirentes : cyclamens, pivoines, orchidées. Les végétaux annuels fleurissent au printemps et passent l'été à l'état de graines en dormance (Sterry, 2001).

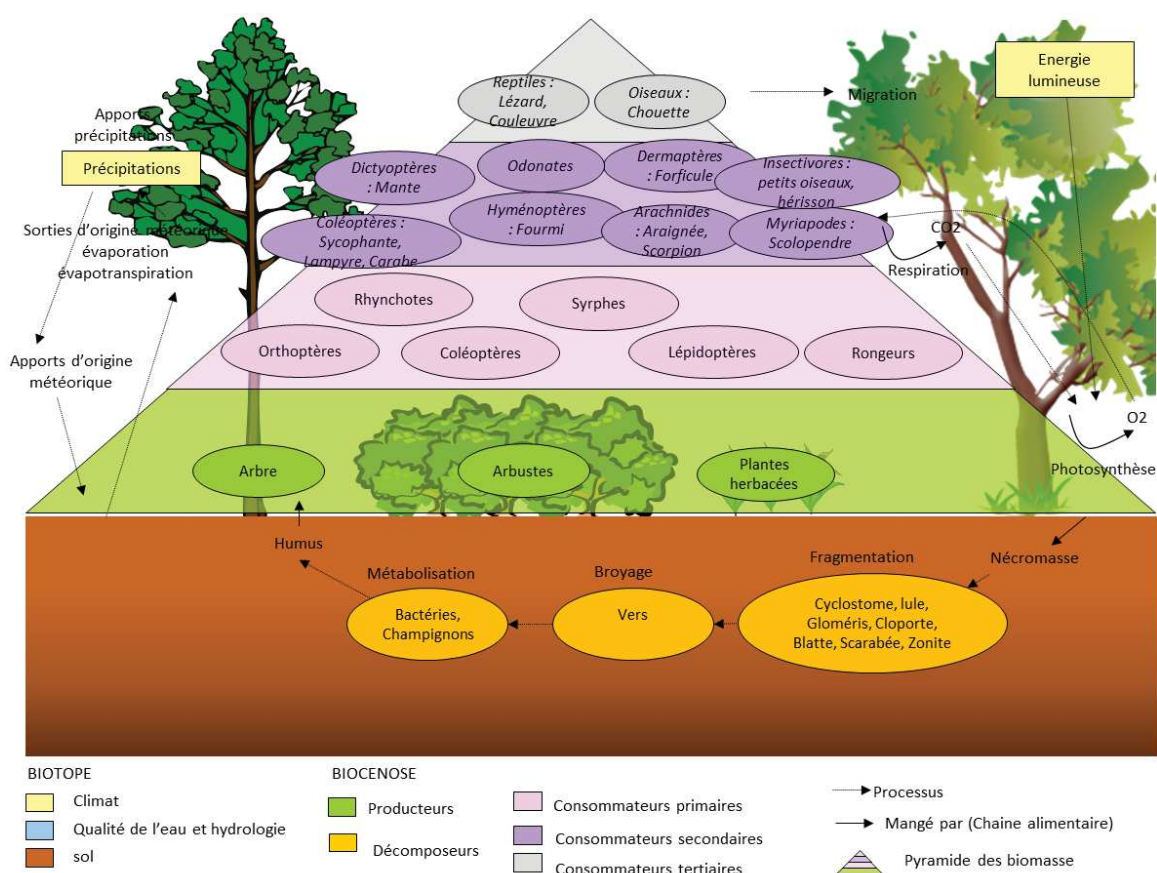


Fig. 8. Fonctionnement d'un écosystème méditerranéen : forêt de feuillus, de conifères, maquis et garrigue.

Les espèces végétales vasculaires caractéristiques de la naturalité des forêts méditerranéennes sont : *Acer campestre*, *Actaea spicata*, *Allium ursinum*, *Alnus cordata*, *Anemone nemorosa*, *Aruncus dioicus*, *Brachypodium sylvaticum*, *Clematis flammula*, *Cephalanthera damasonium*, *Cephalanthera rubra*, *Convallaria majalis*, *Corylus avellana*, *Cypripedium calceolus*, *Daphne laureola*, *Doronicum pardalianches*, *Epipactis microphylla*, *Epipactis purpurata*, *Epipogium aphyllum*, *Erythronium dens-canis*, *Hedera helix*, *Festuca heterophylla*, *Hypericum androsaemum*, *Ilex aquifolium*, *Lathyrus vernus*, *Laurus nobilis*, *Limodorum abortivum*, *Maianthemum bifolium*, *Mercurialis perennis*, *Neottia nidusavis*, *Paris quadrifolia*, *Ranunculus tuberosus*, *Smilax aspera*, *Sorbus torminalis*, *Taxus baccata*, *Thalictrella thalictroides*, *Tilia platyphyllos*, *Viburnum tinus*.

Les espèces de ptéridophytes liées à la naturalité sont : *Aspidium aculeatum*, *Asplenium onopteris*, *Asplenium scolopendrium*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris filix-mas*, *Osmunda regalis*, *Polystichum setiferum*. Les espèces de bryophytes considérées comme fortement liées à la naturalité sont : *Antitrichia californica*, *Buxbaumia viridis*, *Leucodon sciuroides*, *Neckera besseri*, *Orthotrichum sp.*, *Scorpiurium sendtneri*, *Zygodon forsteri*. Les groupements lichéniques (et bryolichéniques) représentatifs sont : *Acrocordietum gemmatae*, *Ramonio-striguletum mediterranae*, *Striguletum affinis*, *Zamenhofietum coralloideae*, *Normandino-frullanietum*.

dilatatae, *Lobarietum pulmonariae*. Les espèces lichéniques : *Biatora epixanthoides*, *Lobaria pulmonaria*, *Opegrapha vermicellifera*, *Thelopsis rubella*.

Les insectes sont variés en particulier les papillons, les abeilles, les guêpes, les syrphes, les coléoptères et les orthoptères (Dajoz, 2006; Haupt et Haupt, 1993; Sterry, 2001).

Les plus grands coléoptères européens comme le Lucane cerf-volant (*Lucanus cervus*) et le Grand capricorne (*Cerambyx cerdo*) se retrouvent en forêt méditerranéenne dans les vieux troncs des chênes (Haupt et Haupt, 1993). Les espèces de coléoptères saproxyliques à forte exigence biologique sont largement réparties en zone méditerranéenne : *Ampedus cardinalis*, *Ampedus praeustus*, *Osmoderma eremita*, *Selatosomus bipustulatus*, *Teredus cylindricus*.

Les espèces de syrphes les plus fréquemment et strictement trouvées en forêt mûre sont : *Brachyopa scutellaris*, *Caliprobota speciosa*, *Callicera fagesii*, *Cheilosia longula*, *Cheilosia soror*, *Criorhina ranunculi*, *Didea fasciata*, *Doros destillatorius*, *Ferdinanda aurea*, *Myolepta potens*, *Psilota anthracina*, *Sphizomorpha binominata*, *Spilomyia manicata*, *Spilomyia saltuum*, *Xylota abiens*.

Quand la forêt possède une litière abondante, elle reste plus humide et la faune épigée et endogée qu'elle abrite est plus riche : cloportes, mille-pattes, acariens, collemboles, blattes, grillons (Haupt et Haupt, 1993).

Les chiroptères sont un groupe à forte plasticité. Les espèces forestières se trouvent fréquemment hors de la forêt et sont capables de survivre dans des refuges anthropiques (derrière des volets, clocher d'église...). Du fait de leur exigence en habitat ou micro-habitat forestier particulier les espèces représentatives sont : *Barbastella barbastellus*, *Myotis bechsteini*, *Pipistrellus nathusii*, *Sciurus vulgaris* (Lorber et Vallauri, 2007).

En ce qui concerne les autres familles de mammifères, la forte plasticité du groupe ne permet pas de dégager d'espèces caractéristiques de la naturalité des forêts (Lorber et Vallauri, 2007). Les grands mammifères sont moins nombreux que dans les forêts tempérées. Le cerf et le chevreuil sont rares (Dajoz, 2006). Les feuilles recouvertes d'un enduit cireux ou étroites en forme d'aiguilles sont peu attirantes pour les végétariens (Sterry, 2001). Ainsi, différents types de rongeurs sont nombreux dans ces écosystèmes (Dajoz, 2006) : lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*), lièvre brun (*Lepus europeus*), mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*), rat noir (*Rattus rattus*), gris (*R. norvegicus*), des moissons (*Micromys minutus*), souris domestique (*Mus musculus*), campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*) ; ainsi que des insectivores : musaraignes (Sterry, 2001).

Les serpents et lézards sont nombreux. Le grand lézard ocellé (*Timon lepidus*), le lézard vert (*Lacerta bilineata*) et les couleuvres sont abondants. Les vipères sont rares (Dajoz, 2006). En forêts claires, certaines tortues terrestres méditerranéennes peuvent être observées telles que la tortue

d'Hermann (*Testudo hermanni*), particulièrement fragilisée par les activités humaines : routes, urbanisation, pollution, brûlis et déboisement (Devaux, 2011).

La faune méditerranéenne est essentiellement sédentaire, à l'exception de nombreux oiseaux. Les écosystèmes méditerranéens sont constitués d'une bonne proportion d'oiseaux sédentaires mais aussi beaucoup d'espèces migratrices. Parmi les nicheurs, plusieurs espèces de fauvettes du genre *Sylvia*, le Rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), le Lorient d'Europe (*Oriolus oriolus*) et la Huppe fasciée (*Upupa epops*), cochevis de Thékla (*Galerida theklae*), pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*) peuvent être citées. De nombreux rapaces sont présents dont le Circaète jean-le-blanc (*Circaetus gallicus*). L'avifaune comprend aussi des espèces rencontrées plus au nord : rouge-gorge (*Erithacus rubecula*), merle noir (*Turdus merula*), sittelle torchepot (*Sitta europaea*), pouillot de Bonelli (*Phylloscopus bonelli*), Bondrée apivore (*Pernis apivorus*),... Chaque année, le peuplement d'avifaune diffère par l'ampleur des passages et leur localisation (Serry, 2001).

4. Prairies et landes sèches

Les landes et prairies semi-naturelles ont été façonnées par des pratiques agro-pastorales traditionnelles disparues aujourd'hui. L'intensification de l'agriculture a délaissé ces sols pauvres en éléments nutritifs, inaptes à la culture et à l'élevage des bovins, plus rentable que celui des moutons. Cependant, ces milieux abritent une flore riche et diversifiée.

Sous climat tempéré, les prairies sont reconnues pour être des milieux offrant le plus de diversité botanique et faunistique. Composées de nombreuses espèces végétales, elles offrent une multitude d'habitats et de sources de nourriture pour les mammifères, oiseaux et insectes (Hitchmough et Fleur, 2006). Les prairies ont particulièrement été touchées par la transformation de l'usage des terres pour l'agriculture mais aussi pour l'urbanisation (Vogel *et al*, 2007).

La lande à bruyères occupe des stations sèches des zones tempérées, surtout répandues en Europe du nord-ouest et notamment en Angleterre. La lande résulte en partie d'un environnement façonné par l'homme et ses troupeaux d'ovins, depuis environ 3 000 à 5 000 ans, quand les premières communautés de paysans éclaircirent la forêt pour travailler le sol avant qu'il ne s'appauvrisse. La lande est le premier stade de colonisation. Les bruyères et les callunes sont des plantes recouvrantes, adaptées aux sols peu fertiles, siliceux et acides. Ces végétaux sécrètent des substances toxiques qui limitent l'installation de végétaux concurrents. Dès lors, une lande à bruyère ou à callune est composée d'un faible nombre d'espèces végétales. La lande abrite de nombreux animaux (Macaire, s. d.).

Les prairies et landes sèches sont des formations végétales d'espèces herbacées de faible hauteur au maximum de 20 à 30 cm et jusqu'à 60 cm de hauteur pour les prairies, constituées essentiellement de graminées et parsemées de sous-arbrisseaux ligneux ou semi-ligneux pour les

landes et d'arbres isolés pour les prairies. Ces formations végétales ont le plus souvent une origine anthropique et sont issues de défrichements anciens entretenus par des activités agropastorales ou sylvicoles.

Les arbres isolés sont généralement des chênes pubescents et chênes pédonculés. Les sous-arbrisseaux ligneux ou semi-ligneux des landes sont essentiellement des bruyères, de la callune et des genêts.

Ces formations végétales renferment un mélange d'espèces végétales assez diverses dans lequel dominant des Graminées comme *Lolium perenne*, *Poa trivialis*, *Agrostis canina*, *Festuca elatior*,... Ces graminées sont accompagnées de légumineuses du genre *Tifolium* et de représentants d'autres familles comme *Raunculus sp.*, *Cardamine pratensis*, *Cisium sp* (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

Les producteurs représentent 85% de l'écosystème, les consommateurs primaires 10%, les consommateurs secondaires 5% et les consommateurs tertiaires 0,00004%. Les consommateurs les plus importants de la végétation dans cet écosystème sont des animaux d'élevage. Les organismes les plus nombreux sont des invertébrés (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999), différentes espèces d'argus, mais aussi de nombreux autres papillons, libellules, orthoptères et coléoptères (Macaire, s. d.).

La végétation peut être divisée en trois strates : la partie aérienne ou hypergaïon, la surface du sol ou épigaïon, le sol ou hypogaïon. Les vertébrés sont rares et représentés par quelques campagnols et taupes (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

L'hypogaïon est dominé par les lombrics et les Enchytréidés. S'il n'est pas perturbé par le labour et s'il est enrichi par les déjections animales, leur sol est propice au développement des lombrics et de microorganismes souterrains (Macaire, s. d.). Les insectes sont représentés par des larves de Coléoptères phytophages appartenant à la famille des Scarabéidés et Elatérédés ; par des larves de Diptères saprophages et phytophages ainsi que de nombreux arthropodes dont les collembolés et des acariens. L'horizon superficiel piétiné par le bétail est riche en matière organique et en animaux saprophages (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

L'épigaïon comprend de nombreux collembolés, des acariens, des araignées appartenant principalement aux Familles des Lycosidés, des Erigonidés, des Linyphidés, des Coléoptères Carabidés et des Staphylinidés. Les fourmis des genres *Myrmica* et *Lasius* sont souvent communes (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

L'hypergaïon est constitué d'espèces phytophages comme les mollusques, les tipules et les pucerons, des espèces saprophages parmi lesquelles de nombreuses larves de Diptères et les bousiers, des prédateurs comme les araignées, les fourmis, les Carabidés et les Staphylinidés (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

Les vertébrés sont rares mais ces milieux offrent un abri principalement pour les petits mammifères et les oiseaux, notamment pour la nidification.

Les rongeurs présents sont : les souris (*Mus musculus*), le rat noir (*Rattus rattus*), le rat d'égout (*Rattus norvegicus*), les mulots (*Apodemus sylvaticus* et *A. flavicolis*), le campagnol agreste (*Microtus agrestis*), le campagnol souterrain (*M. subterreaneus*), le campagnol des champs (*M. arvalis*) et le campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*). Le lapin de garenne se retrouve dans des zones dégagées.

Parmi les oiseaux, l'engoulevent d'Europe, l'alouette lulu, le tarier pâtre, la pie-grièche écorcheur, le bruant jaune, l'hypolaïs polyglotte, la locustelle tachetée et la fauvette pitchou nichent dans les landes mixtes à ajoncs, genêts et bruyères. Le busard Saint-Martin et le circaète Jean-le-Blanc trouvent un terrain de chasse dans ces milieux ouverts (Macaire, s. d.).

Les zones sèches sont le refuge de nombreux reptiles comme le lézard vert, la couleuvre à collier ou la couleuvre verte et jaune (Macaire, s. d.).

Ces habitats permettent néanmoins aux grands mammifères comme les sangliers et les chevreuils de se cacher durant la journée. Le renard roux utilise les landes comme zone de chasse. Le blaireau est absent des terrains siliceux car il ne peut pas creuser de terrier (Macaire, s. d.).

Ces milieux ouverts constituent des terrains de chasse privilégiés pour les chiroptères telles que : le Petit Rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), le Grand Rhinolophe (*R. hipposideros*), le Grand Murin (*Myotis myotis*), la Barbastelle (*Barbastella barbastellus*).

5. Cultures, champs et haies bocagères

Les éléments linéaires naturels du paysage agricole (cultures et champs) tels que les haies bocagères jouent le rôle de corridors écologiques assurant la relation des taches naturelles entre-elles. Il existe des enjeux écologiques au niveau des éléments linéaires. Pour inverser efficacement la tendance à l'érosion de la diversité biologique dans les paysages agricoles, il faut maintenir ou créer des corridors écologiques pour conserver les communautés des sites d'intérêt écologique et pour augmenter la capacité de résilience face à l'intensification des pratiques agricoles et les perturbations liées aux infrastructures de transport routière (Mallard *et al*, 2011).

Pour que le réseau de haies bocagères soit fonctionnel, les haies doivent être connectées dans le paysage en un maillage dense de connexion de type T ou X (Fig. 9). Les haies perpendiculaires à la pente sur une butte ont un rôle essentiel dans la rétention et la dépollution des eaux d'écoulements polluées par l'agriculture. Les haies perpendiculaires aux vents dominants évitent l'érosion éolienne des sols. Les haies doivent être connectées aux taches d'habitats naturels pour préserver

l'échange génétique entre les populations et permettre les déplacements de la faune dans différents types d'habitats essentiels à l'accomplissement de leur cycle biologique (Mallard *et al*, 2011).

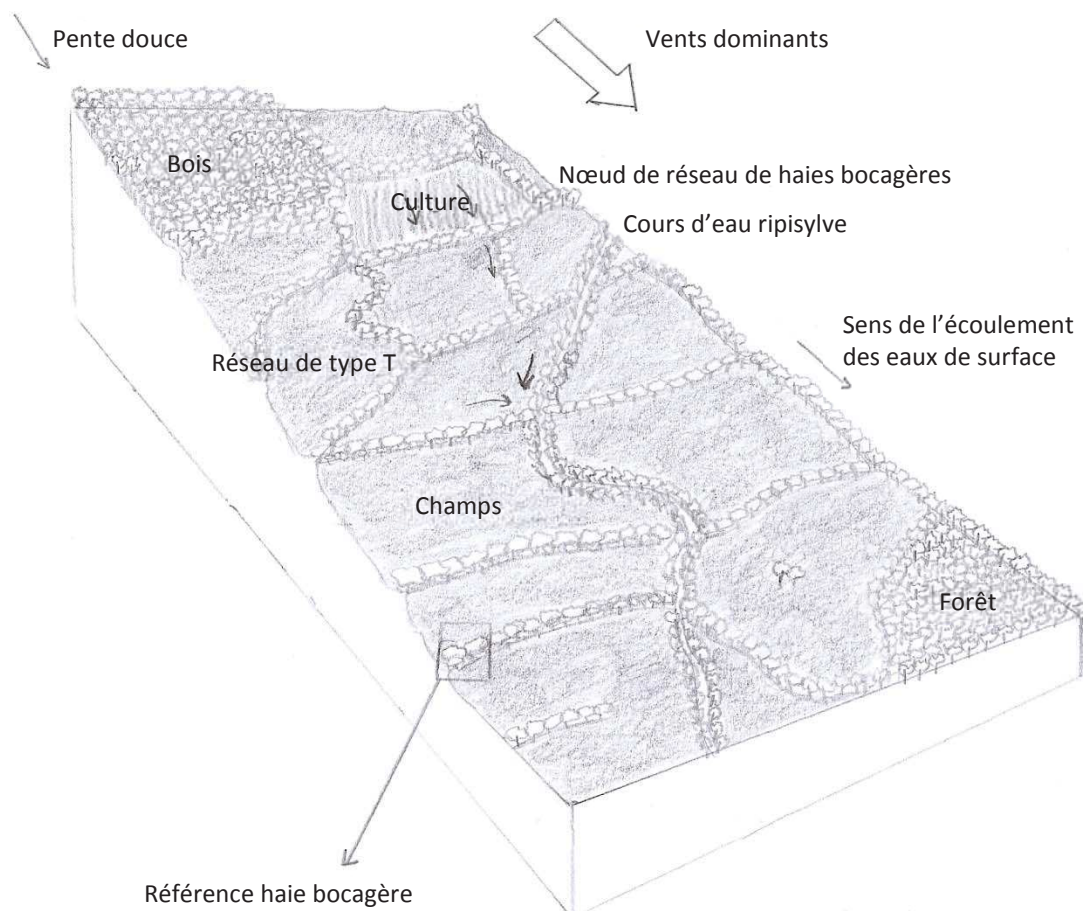


Fig. 9. Insertion des réseaux de haies bocagères dans le paysage.

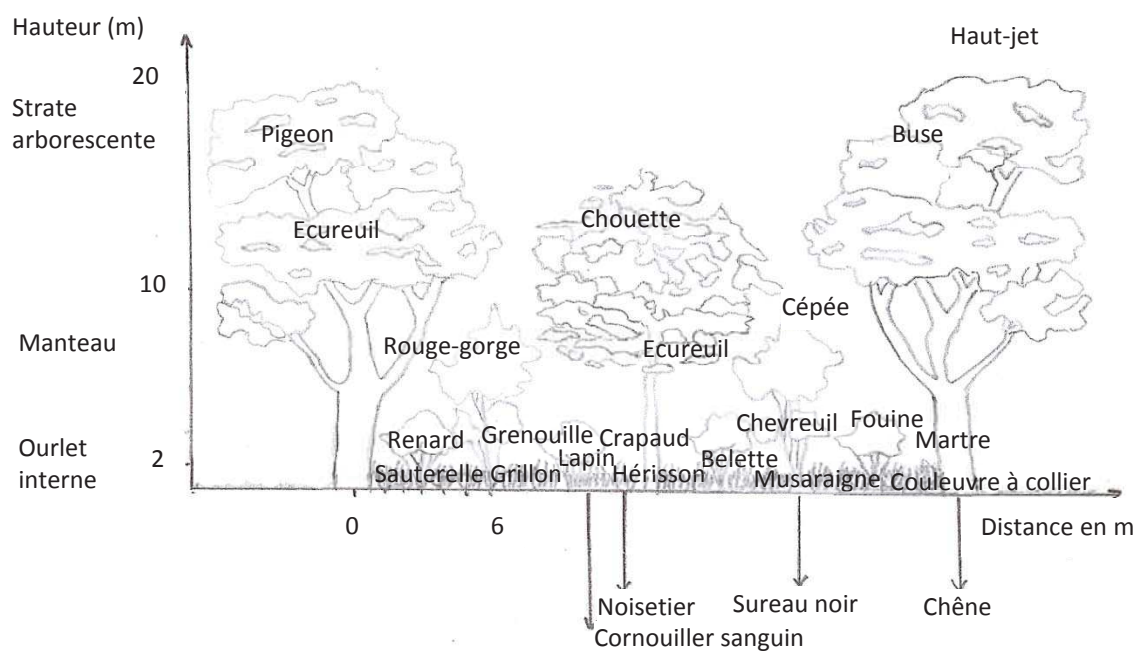


Fig. 10. Schéma théorique de la haie de bonne qualité.

La qualité de la haie est aussi une notion essentielle à prendre en compte. Un réseau fonctionnel est un réseau dont la structure et la composition des haies permettent d'accomplir les fonctions biologiques clés : habitat, refuge, couloir au déplacement naturel des organismes à travers un milieu hostile agricole (Mallard *et al*, 2011).

Une haie bocagère de qualité est de hauteur dominante et de largeur importante. Elle possède une hétérogénéité végétale horizontale (alternance de cépée, têtard...). Sa densité de végétation est importante par strate (ourlet interne: lierre, stellaire holostée, jacinthe des bois, primevère acaule,..., manteau: noisetier, sureau noir, viorne obier, cornouiller sanguin,..., strate arborescente: chêne pédonculé, charme, merisier, châtaignier, hêtre, aulne glutineux,...). Un fossé profond et large est présent avec un talus de bandes de friches de chaque côté, et d'une diversité et richesse d'essences végétales en arbres importantes (Fig. 10) (Mallard *et al*, 2011).

Un réseau bocager de qualité peut accueillir jusqu'à 40 espèces d'oiseaux par 10 ha et beaucoup plus de couples de passereaux qu'un paysage aux haies et boisements isolés. Les haies larges à la base montrent une grande diversité floristique et sont très riches en espèces d'oiseaux qui viennent s'y reproduire. Les intersections de haies ou nœuds sont des lieux privilégiés pour le développement d'herbacées forestières et pour la nidification des oiseaux qui sont près de deux fois plus nombreux qu'ailleurs. En Bretagne, les intersections de haies abritent 70 % des oiseaux nicheurs de la région (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

Les haies bocagères sont un espace de vie pour l'ensemble des taxons : mammifères (chevreuil, fouine, martre, musaraigne, renard, écureuil roux, lapins, campagnols, mulots, hérissons, belettes...), oiseaux (hiboux, mésanges bleue, charbonnière, merle, rouge-gorge, pigeon, buse, chouette), reptiles (vipères, couleuvres à collier, lézards...), quelques amphibiens (crapauds *Bufo bufo*, grenouilles...) et des invertébrés (papillons, abeilles, escargots, sauterelles, grillons...).

6. Marécages, tourbières et prairies humides

L'évolution de l'étendue et la qualité des zones humides est dégradée à l'échelon mondial aussi bien dans les pays industrialisés que dans les pays en voie de développement. En Asie et Afrique, la mangrove est en voie de disparition rapide. Aux Etats-Unis, depuis l'arrivée des premiers colons européens, 54% des zones humides ont été asséchées, soit près de 87 millions d'hectares. En Europe, la régression des zones humides a été plus sévère qu'aux Etats-Unis. En France, la moitié d'entre elles ont disparu des années 60 à 90 à cause de la politique d'assainissement et de drainage des zones humides (loi d'orientation agricole du 4 juillet 1980) et s'est amplifiée jusqu'à nos jours grâce à la mécanisation afin de permettre leur mise en culture (Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques et Premier ministre Commissariat général du Plan, 1994). Parallèlement à cette politique, en 2013 depuis la convention de Ramsar de 1971, plus de 2000 sites

sont protégés en zones humides d'importance internationale représentant 15% des zones humides mondiales dont 46 sites de France.

Les zones humides sont des écotones ou espaces de transition entre la terre et l'eau aux rôles multifonctionnels : hydrologiques (régulation des régimes hydrologiques et pouvoir épurateur), biologiques (réservoir de biodiversité), et climatiques (régulation des micro-climats). Au plan international, la définition reconnue est celle de la convention de Ramsar qui inclut les eaux courantes et stagnantes. Cependant, les zones humides sont des écosystèmes à part entière distincts des écosystèmes terrestres et aquatiques, de grande diversité selon la salinité, la végétation dominante et l'emplacement côtier ou intérieur (marais, tourbières, marécages, mangroves, prairies humides) (Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques et Premier ministre Commissariat général du Plan, 1994). La définition retenue est celle de la loi sur l'eau de 1992 qui précise que les zones humides sont « des terrains exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ».

La formation et l'évolution des milieux humides sont liées au fonctionnement hydrogéomorphologique. Le niveau de l'eau, le régime de submersions, les flux d'eau intrinsèque au système conditionnent la présence et la distribution des sols humides, leur fonctionnement ainsi que la composition et l'organisation des peuplements végétaux et animaux hygrophiles. Ces différents niveaux et flux d'eau sont déterminés par les caractéristiques géomorphologiques (topographie et perméabilité des formations géologiques) et climatiques des milieux (rôle dans l'extension de la zone humide). Une présence d'eau saturante du sol permet la création de sols hydromorphes et donc des propriétés physiques et chimiques caractéristiques induisant l'installation d'espèces végétales hygrophiles (Soulard, 2007).

La productivité est importante notamment parce que l'eau y assure une bonne productivité primaire végétale sans être limitée en eau saisonnière, ni en éclaircissement ni en nutriments (Soulard, 2007). Par exemple la productivité primaire des tourbières est comprise entre 100 et 1500/gMS par m² et par an (Manneville, 2006).

En été lorsque la nappe d'eau s'abaisse un peu dans la couche supérieure de la tourbe (acrotelm), les micro-organismes décomposeurs deviennent actifs en raison d'une meilleure aération du milieu et des températures élevées ainsi l'accumulation de la tourbe se fait réellement dans la couche sous-jacente (catotelm). Chaque année, 90% de la matière organique produite sont décomposés lors du transit dans l'acrotelm, il ne reste plus que 10% dans le catotelm. Le taux de décomposition dans le catotelm est extrêmement faible, inférieur de plus de mille fois à celui de l'acrotelm (Manneville, 2006). Les principaux détritivores invertébrés sont les collemboles nombreux à la surface du sol humide. Les vers de terre sont peu nombreux sur sol saturé en eau.

Suivant le type de milieu humide, les stades d'évolution atteints et l'environnement général des sites, il existe une grande diversité de communautés végétales plus ou moins complexes qui se juxtaposent en ceintures ou qui forment des mosaïques.

Les bryophytes jouent un rôle important dans l'organisation de nombreuses zones humides et dans l'accumulation de la tourbe : marais, tourbières, landes et bois tourbeux. Les milieux tourbeux sont dominés par les bryophytes. Les mousses et hépatiques de tourbières caractéristiques sont : *Pellia epiphylla*, *Odontoschisma sphagni*, *Splachnum ampullaceum*, *Campyllum stellatum*, *Drepanocladus revolvens*... Les espèces de sphaignes constituent la flore dominante et se répartissent au sein des écosystèmes selon trois gradients : l'humidité, la teneur en substances nutritives et la lumière. Les espèces de ptéridophytes inféodées aux milieux tourbeux sont des prêles *Equisetum fluviatile*, *E. palustre* et *E. variegatum* et de nombreuses fougères. Seules certaines plantes amphibies sont de près ou de loin liées aux milieux tourbeux appartenant à des Familles variées : *Littorella uniflora*, *Ludwigia palustris*, diverses alismatacées, quelques cypéracées et joncacées naines. Les plantes insectivores se retrouvent seulement dans les zones humides et sont représentées par trois genres : *Pinguicula* la plupart calcicoles, *Urticularia* dans les gouilles oligotrophes et milieux eutrophes, *Drosera* dans les milieux plutôt neutroacides (Fig. 11) (Manneville, 2006).

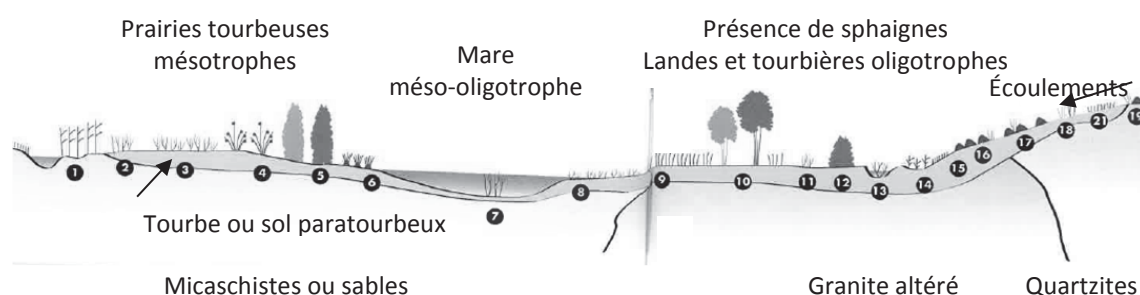


Fig. 11. Végétation des landes humides, étangs tourbeux et tourbières atlantiques (modifiée de Manneville, 2006).

1 : phragmitaie, 2 : molinaie, 3 : paririe humide, 4 : mégaphorbaie, 5 : fourré, 6 : magnocariçaie, 7 : mare, 8 : rive exondable, 9 : pelouse mésohygrophile, 10 : aulnaie, 11 : jonchaie, 12 : fourré, 13 : mares, 14 : bas-marais, 15 : faciès plus ouvert, 16 : groupement tourbeux de haut niveau topographique, 17 : lande humide, 18 : zones ouvertes tourbeuses, 19 : lande mésophile.

En zones humides, certaines plantes à fleurs sont observées. Les Orchidées ont pour biotopes principaux les tourbières : en tourbières acides, *Dactylorhiza maculata*, en tourbières neutrobasiqes, *Epipactis palustris*, *Dactylorhiza incarnata*, *cruenta*. D'autres monocotylédones peuvent être citées *Baldellia repens*, *B. ranunculoides*, *Alisma plantago-aquatica*, *Allium schoenoprasum*. Les dicotylédones sont minoritaires en biomasse par rapport aux monocotylédones. Certaines grandes cotylédones herbacées se développent en mégaphorbaies, roselières, magnocariçaies, marais ou aulnais tourbeux : *Cirsium monspessulanum*, *Inula*

helvetica, *Eupatorium cannabinum*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*. Par leur grande taille, elles témoignent des conditions eutrophes du biotope. Les Cypéracées, Poacées et monocotylédones à fleurs discrètes sont très importants tant en biomasse qu'en diversité dans les tourbières bombées et les landes (Manneville, 2006).

Les sous-arbrisseaux (Chaméphytes) sont rares ou absents dans les tourbières sauf dans les milieux acides ou oligotrophes non immergés en permanence : Famille des Éricacées *Vaccinium oxycoccus* et *V. microcarpum*, *Erica tetralix*, *Calluna vulgaris*. Peu d'arbustes et d'arbres sont capables de se développer sur des sols gorgés d'eau ou très oligotrophes : s'y retrouvent surtout des espèces de saules *Salix sp.*, *Viburnum opulus*, *Frangula alnus*, *Ulex sp.*, des espèces de familles des bétulacées (*Alnus glutinosa*, *Betula alba*) et des pinacées (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*) (Manneville, 2006)...

Les champignons des milieux tourbeux comprennent de nombreuses espèces, sauf les parties inondées des marais : *Mycena galopus*, *Laccaria laccata* et *Suillus variegatus*. Uniquement les zones les plus riches en sphaignes présentent un peuplement fongique particulier. Les lichens sont présents uniquement dans certains stades des tourbières bombées et des landes tourbeuses (Manneville, 2006).

Même si les écosystèmes humides ne représentent que 6,4% de la surface des continents, ceux-ci hébergeraient 15% de la faune mondiale. En France, elles accueillent 50% des espèces d'oiseaux et 30% d'espèces végétales remarquables (Barnaud et Fustec, 2007). Certaines espèces animales passent toute leur vie dans le même biotope. D'autres ne fréquentent le milieu que pendant une phase du cycle vital ou pour des activités particulières.

Les invertébrés sont bien représentés en zone humide. Les araignées sont l'un des principaux constituants de la faune invertébrée prédatrice. Un site tourbeux peut héberger un grand nombre d'espèces, d'une trentaine dans une zone rase à plus de deux cents dans une tourbière de milieux variés. Beaucoup d'entre elles sont spécifiques des zones humides, d'autres sont inféodées aux tourbières à sphaignes : espèces tyrophobiontes et sphagnophiles, les lycosides (*Pardosa sphagnicola*, *Pirata uliginosus*), gnaphoside (*Gnaphosa nigerrima*), linyphiide (*Agyneta cauta*). Les opilions sont peu fréquents. Les libellules sont particulièrement bien représentées. Certaines espèces ont des affinités plus marquées pour les sites humides de plaine : *Anaciaeschna isosceles*, *Sympetrum depressiusculum*, *Leucorrhinia albifrons*, *L. pectoralis*, *L. caudalis*, *L. rubicunda*, *Aeschna viridis*, *Stratiotes aloides*. Quelques rhopalocères sont strictement inféodés aux tourbières. Ces espèces tyrophobiontes sont liées à leur biotope par les exigences alimentaires de leur chenille (souvent une éricacée pour plante-hôte) et par leur adaptation au climat caractéristique des tourbières : *Boloria aquilonaris*, *Colias palaeno*, *Coenonympha oedippus*, *C. hero*, *Maculinea alcon*, *Nymphalis polychloros*, *N. antiopa*, *Apatura ilia*, *A. iris*, *Limenitis populi*, *L. camilla*

(Manneville, 2006). En France, la disparition progressive des zones humides de la vallée du Haut-Rhône a provoqué la raréfaction de *Maculinea alcon* qui a un cycle de vie complexe dépendant obligatoirement de plusieurs hôtes : plante-hôte *Gentiane pneumonanthe* et fourmi-hôte spécifique *Myrmica scabrinodis*, *M. ruginodis* ou *M. rubra* (Rozier, 1999). Les hétérocères moins connus ont certaines espèces remarquables en zones tourbeuses : *Anarta myrtili*, *Buckleria paludum*.

Les diptères sont bien représentés dans les zones humides. Une tourbière peut comporter plus d'un millier d'espèces et des millions voire centaines de millions d'individus de diptères. Leurs régimes alimentaires sont variés : carnivores, phytophages ou détritivores. Ces insectes sont des proies de nombreux prédateurs d'autres insectes, des araignées, des amphibiens, des lézards, des oiseaux et des plantes insectivores. Les Limonides et les tipulides sont des familles tyrphobiontes particulièrement abondantes en tourbières. Les chironomides et les lycetophilides sont très abondants dans les sites tourbeux et constituent une biomasse significative. Les syrphides adultes butineurs exploitent comme les papillons, le décalage des floraisons entre les milieux humides et les zones environnantes. Les tabanides ou taons sont représentés dans les tourbières par quelques espèces tyrphobiontes. Les orthoptères sont plutôt attirés par les milieux herbacés ou buissonnants plutôt secs et chauds (Manneville, 2006).

La malacofaune des tourbières alcalines est particulièrement riche selon les sites, il est possible d'y observer plus d'une quarantaine d'espèces. Il y existe peu de limaces mais surtout des escargots hydrophiles. C'est la litière qui accueille le plus d'espèces (Manneville, 2006).

Peu de poissons sont caractéristiques des zones humides. Le brochet est particulièrement lié pour sa reproduction aux zones de crues des rivières et donc à certains marais de plaine alluviale. L'anguille (*Anguilla anguilla*) fréquente les grands marais de l'Ouest, les jeunes s'y engraisent avant de repartir pondre en mer.

Les amphibiens caractéristiques des milieux humides colonisent les points d'eau libre présents sur le site tourbeux (mares, fosses de tourbage, cariçaie ou roselières aquatiques, gouilles, drains) : les grenouilles *Rana lessonae*, *R. ridibunda*, *R. esculenta*, *R. dalmatina*, *R. arvalis*, *Bombina variegata*, *Hyla arborea* et les tritons *Triturus marmoratus*, *T. vulgaris* (Manneville, 2006).

Les reptiles sont peu présents. Dans les tourbières acides ne peuvent y vivre que la vipère péliade (*Vipera berus*), le lézard vivipare (*Lacerta vivipara*), l'orvet (*Anguis fragilis*) et la couleuvre à collier (*Natrix natrix*) (Manneville, 2006).

La plupart des espèces d'oiseaux sont soit des nicheurs ayant leur domaine vital sur le site, soit des nicheurs de périphérie, des migrateurs de passage ou erratiques, soit des hivernants. Le seul oiseau typique des tourbières bombées et des landes tourbeuses est le Pipit farlouse (*Anthus pratensis*). Le haut-marais évolué et les prairies tourbeuses peuvent accueillir le nid du Bruyant jaune (*Emberiza citrinella*) ou l'Alouette lulu (*Lullula arborea*). Différents oiseaux des environs

plus ou moins éloignés viennent chercher leur nourriture : la pie (*Pica pica*), la corneille (*Corvus corone et frugilegus*). Des rapaces nichent en zone humide tels que le hibou des marais (*Asio flammeus*) et busard cendré (*Circus pygargus*). Les rapaces chassant en zone humide sont : le milan royal (*Milvus milvus*), la buse variable (*Buteo Buteo*) et le faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) (Manneville, 2006).

Parmi les ruminants, le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) fait de brèves incursions dans certaines tourbières. Le chevreuil (*Capreolus capreolus*) est beaucoup plus rare. Le sanglier (*Sus scrofa*) parcourt ces zones lors de grand déplacement et y trouve un refuge. Le renard (*Vulpes vulpes*) et le blaireau (*Meles meles*) viennent fureter plus ou moins régulièrement dans les tourbières et marais à la recherche de nourriture. Le putois (*Mustela putorius*) est le visiteur le plus habituel des tourbières à sphaignes. En tourbière classique, le vison d'Europe (*Mustela lutreola*) peut être observé. La loutre d'Europe (*Lutra lutra*) est une espèce menacée véritable espèce-symbole de certains marais. L'hermine (*Mustela erminea*), mustélide commun peut faire des incursions. Les tourbières, boisées denses, pessières à sphaignes ou plus rarement aulnaies sur tourbe sont parfois occupées par la martre (*Martes martes*). Les rongeurs sont représentés principalement par le rat musqué (*Ondatra zibethicus*), les insectivores par trois musaraignes *Neomys fodiens*, *Sorex araneus*, *S. minutus*. Aucune des espèces de chiroptères n'est inféodée aux tourbières à cause de l'absence d'abris naturels (Manneville, 2006).

7. Plans d'eau

Les milieux aquatiques jouent un rôle primordial dans la régulation de la ressource en eau, l'épuration et la prévention des crues. Cependant, depuis les années 1970, l'azote et le phosphore liés aux rejets et des traitements aux phytosanitaires des activités agricoles et domestiques se retrouvent en excédent dans les milieux aquatiques et les fragilisent. Les mares, les lacs et autres eaux stagnantes subissent une forte eutrophisation et pollution. Les étendues d'eau fermées, les plans d'eau sont particulièrement touchés. Les polluants sont stockés dans les sédiments et parfois dans les différents compartiments de l'écosystème (flore, faune). La moitié des fleuves et des lacs européens et nord-américains sont gravement pollués. Au cours des dernières années, 20 % des espèces aquatiques ont disparu ou sont menacées d'extinction (CNRS, 2013).

Un plan d'eau, lac ou étang est une étendue d'eau stagnante stockée dans une cuvette plus ou moins profonde et d'une étendue plus ou moins grande. Les lacs sont caractérisés par une étendue et une profondeur supérieure (> 20-30 mètres) à celle des étangs (5 mètres). Ces étendues et profondeurs entraînent une stratification au niveau thermique induisant des conséquences biologiques liées à différentes régions biologiques (zone littorale, zone pélagique, épilimnion) (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999). En France, plusieurs milliers de plans d'eau couvrent le territoire et environ 600 font plus de 50 hectares (ONEMA, 2013).

Les écosystèmes aquatiques sont des super-organismes qui échangent constamment de l'énergie, de la matière et de la chaleur avec le milieu ambiant et les écosystèmes terrestres adjacents (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999). Les producteurs primaires représentent 809 g/m² de l'écosystème, les phytophages 37 g/m², les zoophages secondaires 11 g/m², les zoophages tertiaires 1,5 g/m² et les décomposeurs 5g/m² (Duvigneaud, 1980).

Dans les lacs, le régime thermique influe sur les échanges de masses d'eau et leur évolution physicochimique (Soulard, 2007). A partir de l'énergie solaire captée (photosynthèse), de la matière minérale absorbée, par les organismes chlorophylliens planctoniques ou phytoplancton en suspension et les végétaux aquatiques fixés sur la zone littorale, les producteurs primaires créent leur propre matière organique (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999). L'écosystème des eaux stagnantes repose sur sa propre production primaire, contrairement à celui des eaux courantes, à base de décomposition de la production primaire extérieure. Les végétaux se développent par la photosynthèse dans la zone éclairée de quelques mètres ou dizaine de mètres appelée zone euphotique. Les eaux les plus profondes forment les zones dysphotiques, mal éclairées (intensité lumineuse inférieure à 1%) (Fig. 12) (Soulard, 2007).

Les ceintures végétales ou rhizomenon sont une transition avec le milieu terrestre, depuis la végétation palustre, puis semi-aquatique (roselière et typhaie), jusqu'à la végétation aquatique flottante, fixée, et enfin immergée (prairie aquatique). Les végétaux servent de support au périphyton, ensemble de végétaux essentiellement d'algues, de cyanobactéries, de microbes hétérotrophes et de détritus et des invertébrés. Les ceintures servent également d'alimentation, d'habitat, d'abri de lieu de reproduction et de vie pour les juvéniles pour de nombreuses espèces de poissons notamment les cyprinidés et carnassiers. C'est aussi un habitat privilégié pour de nombreux amphibiens, oiseaux, mammifères. Le phytoplancton en suspension dans l'eau (cyanobactéries, algues brunes et algues vertes) forme le groupe de producteurs primaires le plus important (Soulard, 2007).

Les producteurs primaires, riches en énergie calorique (glucides et protéines), sont consommés par des consommateurs primaires (herbivores, phytophages, zooplancton) (Fig. 12). Le zooplancton (consommateur primaire) est composé des protozoaires, rotifères, crustacés (Cladocères herbivores et détritivores, parfois prédateurs et Copépodes), larves d'insectes (en particulier les Chaoborus). Le phytoplancton et le zooplancton constitue le plancton, organismes de petites tailles qui vivent en pleine eau (Soulard, 2007). Les consommateurs primaires (mollusques gastéropodes, insectes aquatiques, et certains poissons tels que les carpes) sont consommés par des consommateurs secondaires.

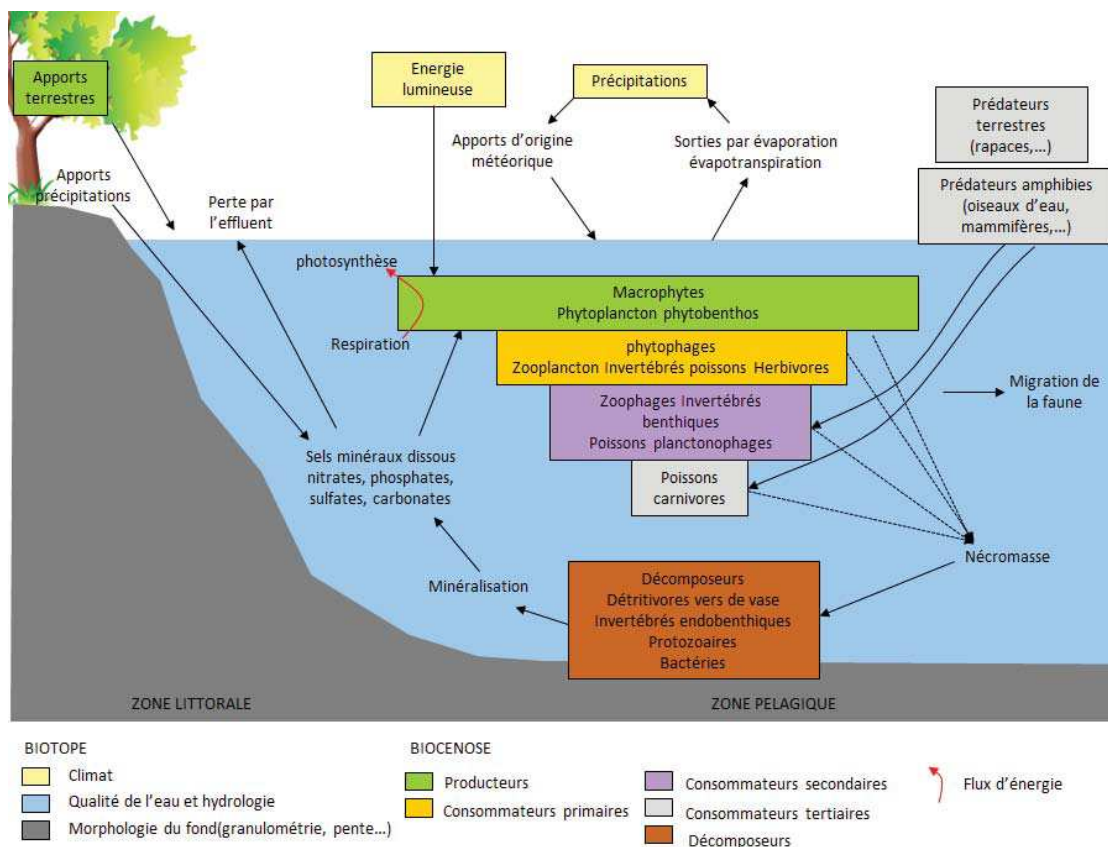


Fig. 12. Fonctionnement d'un écosystème aquatique de type plan d'eau.

Le necton est constitué essentiellement de poissons. Le peuplement des poissons varie avec la température et le caractère trophique et selon la position dans le réseau hydrographique. Les Salmonidés vivent dans les lacs aux eaux fraîches et oxygénées, les mulets et les athérines dans les lagunes ou les étangs littoraux méditerranéens. Le necton est composé d'herbivores, d'omnivores ou de carnivores. Beaucoup de poissons sont omnivores et consomment la végétation, les débris végétaux, des vers et des arthropodes (Soulard, 2007).

Dans les écosystèmes aquatiques européens, les reptiles, les batraciens, les oiseaux et les mammifères aquatiques interviennent le plus souvent au sommet de la chaîne alimentaire en consommant des poissons, œufs, alevins ou adultes (Arrignon, 1998).

La biomasse morte ainsi que les excréments de tous les organismes sont reprises par la chaîne des détritivores (vers et larves d'insectes) et des micro-organismes métaboliseurs (champignons, bactéries) (Fig. 12). À leur mort, les producteurs primaires non consommés sont décomposés par divers organismes en particulier dans les premiers mètres de profondeur et au fond. Les décomposeurs sont principalement des bactéries (Soulard, 2007). Ils bouclent chaque cycle des éléments chimiques, notamment du carbone, de l'azote et du phosphore dans de bonne condition d'oxygénation (Arrignon, 1998).

L'état et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques dépendent des conditions climatiques, morphologiques, géographiques (Fig. 13).

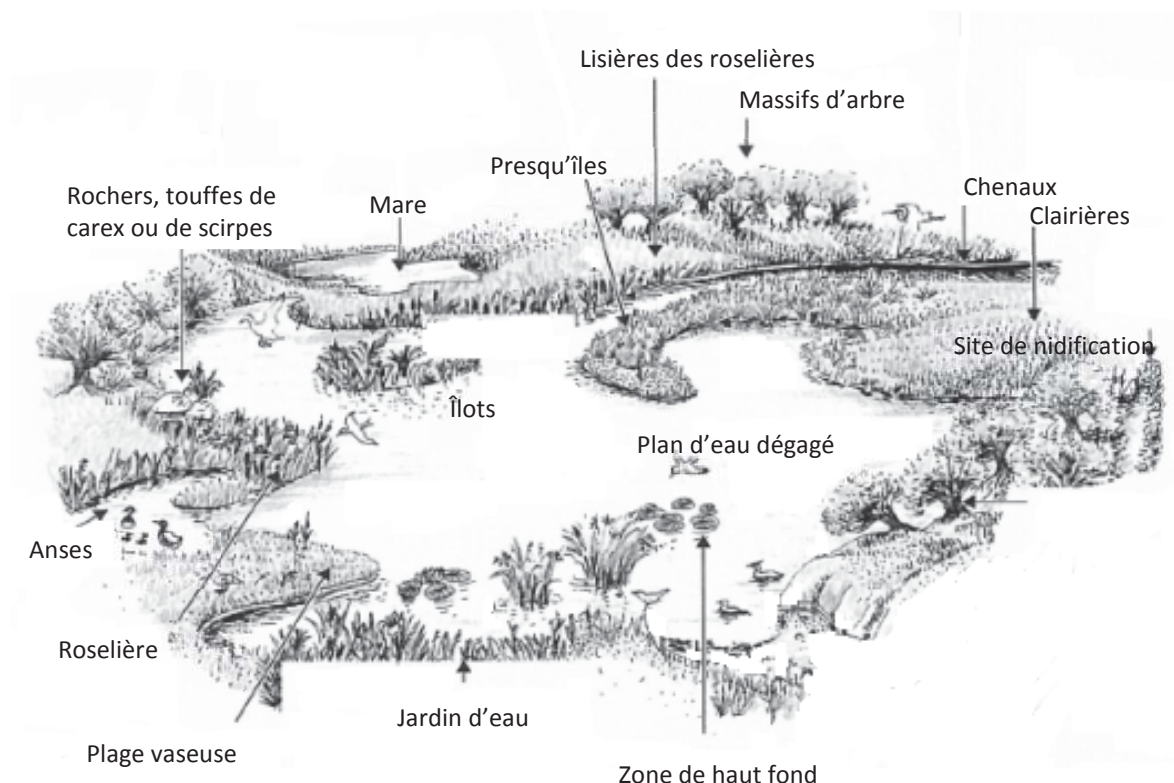


Fig. 13. Structure d'un écosystème plan d'eau (modifiée de Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

La qualité physicochimique de l'eau est essentielle pour un plan d'eau riche en biodiversité. La superficie du milieu doit être supérieure ou égale à 5 ha pour augmenter la capacité d'accueil en oiseaux. Un plan d'eau dégagé permet d'obtenir une zone de remise diurne pour la plupart des oiseaux. La profondeur de 4 m sur environ 1/3 de la surface en eau permet d'assurer le maintien de zones plus froides bien oxygénées et constituent des zones refuges pour la faune aquatique en cas de période de sécheresse. Le niveau d'eau constant (d'une variation de 20 cm) permet l'installation durable des végétaux et de la faune en particulier pour les périodes de nidification (canards, batraciens) à proximité des berges. La zone de hauts fonds avec une végétation flottante est un site de nidification pour les grèbes et foulques. La pente douce des rives sur environ 25% de la superficie du plan d'eau offre différentes profondeurs et donc différentes niches écologiques pour accueillir un maximum d'espèces végétales héliophytes, hydrophytes et animales (divers échassiers et limniques). L'irrégularité des contours des berges ou la multiplication des berges fixées par des espèces arbustives et arborescentes assure un nombre maximal d'habitats retirés et abrités du vent. Ces habitats sont particulièrement favorables aux couvées de jeunes abrités des prédateurs. Les lisières de roselière sont des sites de nidification pour la fauvette aquatique, divers passereaux, blongios, foulque, héron pourpré, grèbe huppé... Les jardins d'eau sont constitués de salicaires, iris faux-acore, sagittaire, nénuphars... Les mares peu profondes sont riches en œufs de batraciens et

invertébrés. Les ripisylves ont un rôle de brise-vent et forment une voûte sous laquelle circulent les parents et les couvées d'avifaune. Les presqu'îles et les plages permettent le repos, le toilettage et la mue des canards. Les oiseaux d'eau circulent entre les îlots qui sont des écrans-abris des prédateurs (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

Les plans d'eau hébergent certaines espèces de poissons qui leur sont inféodées (l'omble chevalier et le corégone) et d'autres espèces plus courantes (la perche, le gardon, le brochet et plus rarement, la lote). Les milieux aquatiques accueillent de nombreux invertébrés : libellules, demoiselles, éphémères, dytiques, notonecte, araignées aquatiques, planorbes, limnées, tubifex, chironome,... Les amphibiens sont abondants et leurs têtards sont la proie de nombreuses espèces de poissons : Crapaud commun *Bufo bufo*, Crapaud calamite *Bufo calamita*, Crapaud accoucheur *Alytes obstetricans*, Rainette verte *Hyla arborea*, Grenouille agile *Rana dalmatina*, Grenouille rousse *Rana temporaria*, Salamandre terrestre *Salamandra salamandra*, Triton palmé *Triturus helveticus*, Triton ponctué *Triturus vulgaris*,... L'avifaune est très diversifiée avec des échassiers, des limnicoles, des oiseaux plongeurs : des canards (canard siffleur *Anas penelope*, chipeau *A. strepera*, souchet *A. clypeata*), les grèbes (le grèbe huppé *Podiceps cristatus*, castagneux *Tachybaptus ruficollis*), les hérons (butor blongios *Ixobrychus minutus*, héron pourpré *Ardea purpurea*, cendré *A. cinerea*), bécassines (Bécassine des marais *Gallinago gallinago*),... Hormis les quelques espèces de serpents (Couleuvre à collier *Natrix natrix*, Couleuvre vipérine *Natrix maura*,...) qui peuvent occasionnellement être présentes, les plans d'eau n'ont aucun résident reptilien typique. Les mammifères fréquentent les berges. Les deux espèces typiquement aquatiques sont le castor (*Castor fiber*) et la loutre (*Lutra lutra*). Les autres espèces sont de passage et attirées par les proies fréquentant les rives : le renard roux (*Vulpes vulpes*), le blaireau (*Meles meles*), le putois (*Mustela putorius putorius*), le grand murin (*Myotis myotis*), le rat noir (*Rattus rattus*) et le surmulot (*Rattus norvegicus*) (Fischesser et Dupuis-Tate, 1999).

8. Cours d'eau

Le régime hydrologique façonne la morphologie en fonction : des substrats, de la pente, de la structure et de l'occupation des berges. La morphologie du cours d'eau est la conséquence du transit de l'eau dans le lit mineur : par dissipation de l'énergie et les phénomènes d'érosion et par transport de matériaux (Arrignon, 1998). Pour le bon fonctionnement des cours d'eau, l'alternance des types de faciès d'écoulement permet la diversité des habitats : mouille, plat, courant, abondance des radiers, un radier tous les 500 m (faible profondeur < 60 cm et vitesse de courant importante > 20 cm/s) (Mallard *et al*, 2011).

Les cours d'eau sont des écosystèmes à chaîne de décomposition prédominante. Les apports terrestres et rivulaires sont les apports principaux par rapport à la production primaire aquatique. La végétation est généralement restreinte et souvent peu variée, surtout dans les petits cours d'eau en

raison du couvert végétal des berges qui occulte la lumière. L'écoulement de la masse d'eau conditionne les possibilités d'implantation de la végétation aquatique. Entre l'amont et l'aval, les cours d'eau intermédiaires peuvent avoir une production primaire plus importante. Les mousses bien adaptées aux milieux peu ombragés, aux courants, à l'émersion temporaire, ont une biomasse faible. Elles servent d'abris pour la faune d'invertébrés. Les algues benthiques sont particulières aux eaux courantes (algues rouges, certaines diatomées,...). Les végétaux supérieurs sont peu variés surtout en amont. Le plancton n'est abondant que dans les eaux lentes. Le phytoplancton abonde seulement dans les cours d'eau moyens et inférieurs (Soulard, 2007).

La production végétale aquatique est plutôt mangée à l'état de débris que broutée par les consommateurs primaires. Le zooplancton est moins varié que dans les eaux stagnantes et est constitué principalement de rotifères (Soulard, 2007). Seules les eaux courantes très rapides ne permettent pas, ou peu, le développement du plancton (CNRS, 2013).

Les invertébrés aquatiques de fond (benthique) ou vivant sur les végétaux (épiphytique) sont abondants et variés, similaires d'une zone géographique à l'autre. La production des invertébrés dans le rhithron peut atteindre plusieurs dizaines de g/an/m² en poids sec. Ces invertébrés sont la base alimentaire essentielle de la vie piscicole et souvent très sensibles aux conditions du milieu notamment à diverses formes de pollution. Ce sont des groupes de vers, crustacés, et d'innombrables espèces d'insectes. Les méandres et les irrégularités du profil en long sont des facteurs de diversité de la faune (Soulard, 2007).

Les productions piscicoles atteignent souvent 10 à 20 g/an/m². Les poissons sont omnivores et le plus souvent à prédominance carnivore (Soulard, 2007). Les cours d'eau sont désignés par la répartition des poissons qui sont sous la dépendance de facteurs écologiques conditionnés par la vitesse du courant (Fig. 14) (Arrignon, 1998). De l'amont vers l'aval, parallèlement aux changements des conditions du milieu, les peuplements de poissons évoluent sous l'influence principale de la pente, des dimensions du lit et de la température. En Europe occidentale tempérée, les zones se succédant d'amont en aval sont : le domaine salmonicole (la zone à truite accompagnée du vairon, de la loche, du chabot,... et la zone à ombre avec truite, ombre, cyprinidés d'eau vive comme la vandoise, le chevaine,...) ; le domaine cyprinicole (la zone à barbeau accompagné d'autres cyprinidés d'eau vive comme le chevaine, la vandoise, le goujon et des cyprins d'eau lente comme la carpe ou la brème, ainsi que des carnassiers comme la perche). Les poissons migrateurs tels que les anguilles, le saumon atlantique et les aloses passent une partie de leur vie en eau douce et une autre en milieu marin (Soulard, 2007).

La décomposition de la matière végétale par les transformateurs essentiellement des champignons puis des bactéries et des invertébrés est essentielle. La matière transportée par les

courants alimente des filtreurs. Les mollusques filtreurs sont moins importants en amont (Soulard, 2007).

Dans les cours d'eau et leurs ripisylves vit une macrofaune diversifiée : amphibiens variés (grenouille verte *Rana esculenta*, crapaud commun *Bufo bufo*,...), reptiles (couleuvre à collier *Natrix natrix*, couleuvre vipérine *Natrix maura*), oiseaux aquatiques (martin-pêcheur *Alcedo atthis*, le Héron cendré *Ardea cinerea*, le Lorient d'Europe *Oriolus oriolus*, la Grive litorne *Turdus pilaris*, les mammifères (le castor *Castor fiber*, le rat musqué *Ondatra zibethicus*, le ragondin *Myocastor coypus*, la loutre *Lutra lutra*) (Soulard, 2007).

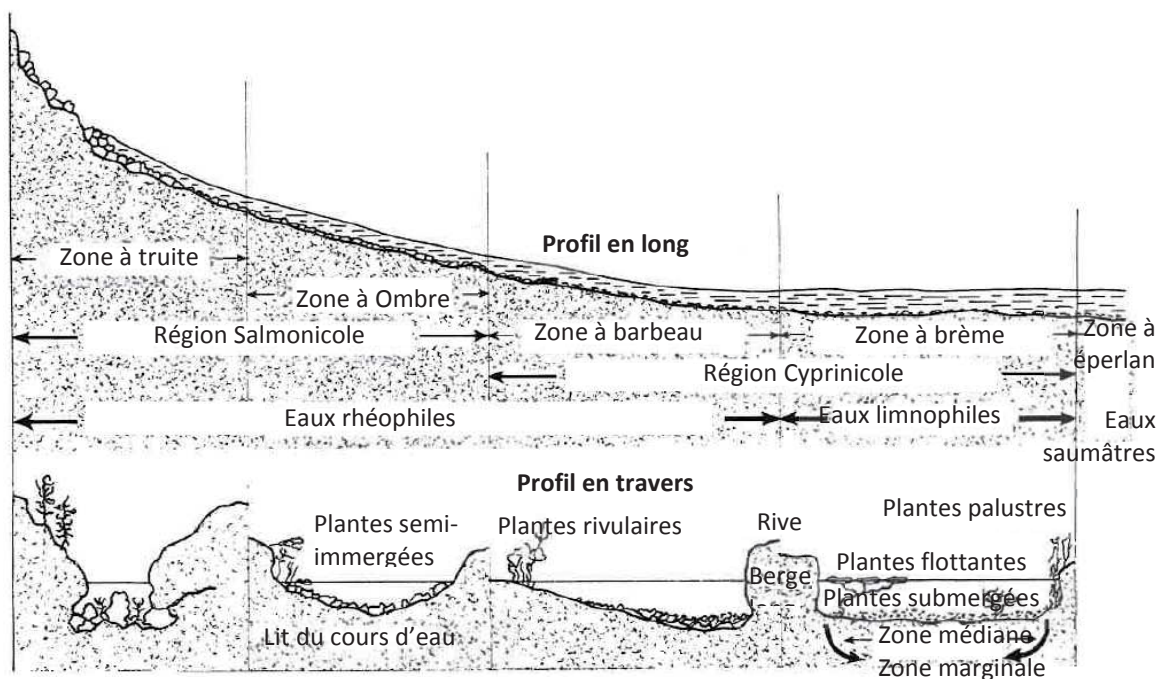


Fig. 14. Profil schématique d'un cours d'eau (Arrignon, 1998).

Annexe 3. Calculs d'incertitude de la fonction de description de la dégradation des écosystèmes

La densité de probabilité d'un paramètre X_i est notée $g = f(t)$. Les formes suivantes de densité de probabilité g pour décrire les paramètres sont suffisantes : forme constante dans l'intervalle a à b (valeurs au hasard entre 2 bornes), linéaire de a à b (valeurs tassées en borne inférieure ou supérieures), triangulaire avec maximum au milieu, trapézoïdale (linéaire 1 puis constante puis linéaire 2, en cloche (symétrique, dissymétrique...)). La probabilité cumulée est la fonction de répartition notée $G=F(t)$.

La densité de probabilité f d'une variable X_j peut prendre une des formes précédentes, rectangle, triangle, trapèze, cloche... La fonction de répartition F est l'intégrale de cette fonction. Les logiciels actuels renferment toujours une fonction de tirage au hasard de nombres entre 0 et 1, une fonction ayant une densité de probabilité rectangulaire. Mais par défaut, ils n'ont pas nécessairement pas nécessairement d'autres formes de loi. Toutefois, si la fonction réciproque de la fonction de répartition F de la variable t , $F(t)$, est connue de façon explicite (une équation) soit $t(F)$, il est immédiat de générer des nombres au hasard ayant une distribution suivant la densité de probabilité de la fonction F choisie. En conclusion, la fonction de base rectangulaire tire au hasard des nombres entre 0 et 1 avec une répartition constante. Puis, pour générer des nombres qui suivent une forme de loi de densité f donnée, avec des fonctions de répartition qui sont telles que la fonction inverse de F est explicite, cette fonction élémentaire rectangulaire suffit. En pratique le choix des formes des fonctions de densité de chaque paramètre pour la fonction F de taux de dégradation n'est pas un paramètre sensible.

Dans le cas de ces incertitudes, dites plutôt de type B sur les paramètres parce qu'elles ne renferment pas un nombre important de données mesurées, l'incertitude sur des paramètres X peut-être caractérisée dans cet intervalle par différentes lois de répartition :

- pour une probabilité constante entre deux bornes connues a et b , c'est la forme rectangulaire, (fonction directe Alea() par exemple sur Excel),
- Si la valeur centrale est la plus probable une loi triangulaire remplacera la loi précédente ou bien une forme gaussienne symétrique autour de la moyenne.

Dans le cas de répartitions non symétriques par rapport à une moyenne, par exemple pour savoir ce qui se passe si tous les activités démarrent généralement en retard, une fonction trapèze est simple et prend en compte ces dissymétries. La forme de Weibull s'adapte aussi à des données non symétriques.

Les fonctions suivantes, pour exemple, ont une fonction inverse directe dont la forme est indiquée et peut servir à générer des points correspondant à la fonction de densité souhaitée (Tab. IV).

Tab. IV. Exemple de fonctions avec une fonction inverse directe et forme de la fonction.

Fonction de densité	Fonction de densité f normalisée	Fonction de répartition F
Triangle isocèle, valeur moyenne b et valeurs entre b-a et b+a.	$f_T = \begin{cases} 0 & \{x \leq b-a\} \\ \frac{1}{a^2}x + \frac{a-b}{a^2} & \{x \leq b\} \\ -\frac{1}{a^2}x + \frac{a+b}{a^2} & \{x \leq b+a\} \\ 0 & \{x > b+a\} \end{cases}$	$F_T = \begin{cases} 0 & \{x \leq b-a\} \\ \frac{(x-b+a)^2}{2a^2} & \{x \leq b\} \\ \frac{-x^2+2(a+b)(x-b)+b^2}{2a^2} + \frac{1}{2} & \{x \leq b+a\} \\ 1 & \{x > b+a\} \end{cases}$ Fonction inverse : $G_T = \begin{cases} a\sqrt{2x} + b - a & \{x < 0.5\} \\ a(1 - \sqrt{2[1-x]}) + b & \{x \leq 1\} \end{cases}$
Trapèze entre les deux bornes aa et bb avec deux points cc et dd situés entre aa et bb	$f_{TP} = \begin{cases} 0 & \{x \leq aa\} \\ \frac{4x \cdot hh(-aa+cc)}{2[-aa+cc]^2} - \frac{aa \cdot hh}{-aa+cc} & \{x \leq cc\} \\ \frac{hh}{hh} & \{x \leq dd\} \\ -\frac{2 \cdot hh(bb-dd)(2x-2bb)}{2[bb-dd]^2} & \{x < bb\} \\ 0 & \{x \geq bb\} \end{cases}$	$F_{TP} = \begin{cases} 0 & \{x \leq aa\} \\ \left(\frac{x-aa}{\sqrt{2 \frac{-aa+cc}{hh}}} \right)^2 & \{x \leq cc\} \\ \left(-\frac{aa+cc}{2} + x \right) hh & \{x \leq dd\} \\ -\left(\frac{-x+bb}{\sqrt{2 \frac{bb-dd}{hh}}} \right)^2 + 1 & \{x \leq bb\} \\ 1 & \{x > bb\} \end{cases}$ Fonction inverse : $G_{TP} = \begin{cases} aa + \sqrt{2 \frac{cc-aa}{hh}} \sqrt{x} & \{x \leq c_1\} \\ \frac{aa+cc}{2} + \frac{x}{hh} & \{x \leq c_2\} \\ bb - \sqrt{2 \frac{bb-dd}{hh}} \sqrt{1-x} & \{x < c_3\} \end{cases}$

Les courbes (Fig. 15-Fig. 20) donnent des applications de calcul sur un effet pour plusieurs formes de densité de probabilité des variables. Dans les figures d'illustration :

- la fonction de densité f calculée est en pointillé, la fonction de répartition calculée F en trait plein. Dans chacune des 20 classes choisies entre les abscisses 0 et 20, les triangles sont le nombre des valeurs obtenues parmi 4000 points générés par la fonction Alea(), avec la fonction de répartition inverse.

1. Densité de répartition rectangulaire

Il s'agit de la fonction de base correspondant à une densité de probabilité constante dans un intervalle a, b . La fonction de répartition trait plein est alors linéaire dans l'intervalle a, b . Dans Excel, la fonction Alea() génère un nombre aléatoire compris entre 0 et 1. Ici les bornes sont $a=5$ et $b=15$, la fonction devient de fait $(b-a)*\text{Alea}()+a$ (Fig. 15). La courbe de droite est un zoom de la courbe de gauche.

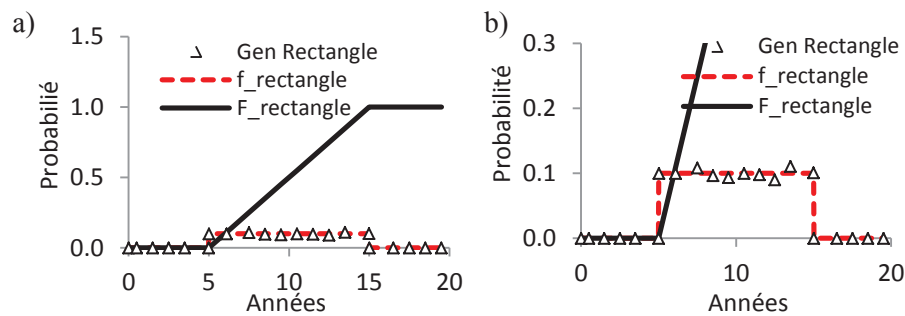


Fig. 15. Loi rectangle : fonctions de densité f , de répartition F et génération de valeurs (a) et zoom (b).

2. Densité de répartition triangulaire isocèle

Il s'agit de la fonction correspondant à une densité de probabilité ayant une valeur maximale au milieu des bornes a et b . La fonction de répartition est une courbe du second degré. Ici $a=5$, $b=15$ et maximum à 10 (Fig. 16).

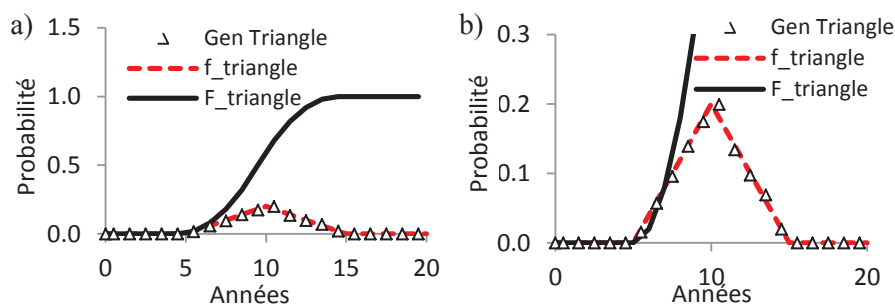


Fig. 16. Loi triangle : fonctions de densité f , de répartition F et génération de valeurs (a) et zoom (b).

3. Densité de répartition en trapèze dissymétrique

Il s'agit de la fonction correspondant à une densité de probabilité comprise entre deux bornes a et b et avec deux valeurs intermédiaires quelconques c et d . La fonction de répartition est une courbe du second degré. Ici $a=5$, $b=15$, $c=7.5$ et $d=10$ (Fig. 17).

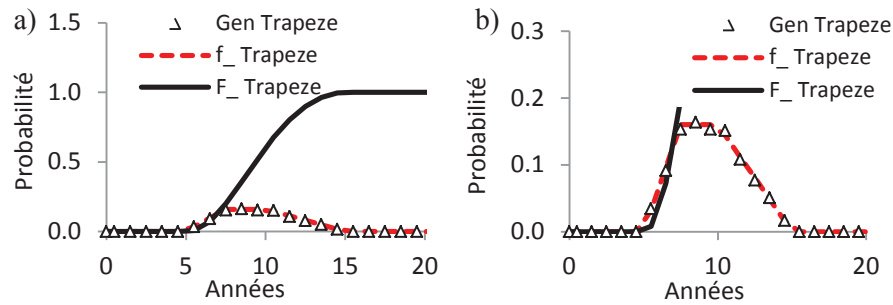


Fig. 17. Loi trapèze : fonctions de densité f , de répartition F et génération de valeurs (a) et zoom (b).

Cette fonction trapèze peut être dégénérée et fournir beaucoup de formes autres, telles que « rectangle-trapèze » $a=c<d<b$, « triangle quelconque » $a<c=d<b$, « trapèze rectangle » $a<c<d=b$, « triangle rectangle gauche » $a<c=d=b$, « triangle rectangle droit » (cas des travaux commençant plutôt vers le 20 août) $a=c<d<b$, rectangle $a=c<d=b$.

4. Fonction de répartition loi normale

Il s'agit des fonctions d'Excel LOI.NORMALE et LOI.NORMALE.INVERSE pour générer les valeurs, fonctions préprogrammées dans Excel. Les bornes a et b recouvrant 95 % des valeurs correspondent à 2 fois l'écart type. Ici moyenne à 10 et écart type = intervalle/4, donc des bornes à 95% sont situées à a et b , telles que la moyenne est $(a+b/2)$ et $(b-a)$ égale 4 écarts-types (Fig. 18).

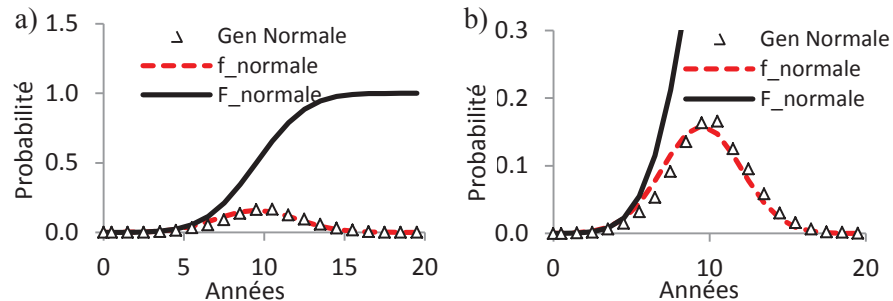


Fig. 18. Loi normale : fonctions de densité f , de répartition F et génération de valeurs (a) et zoom (b).

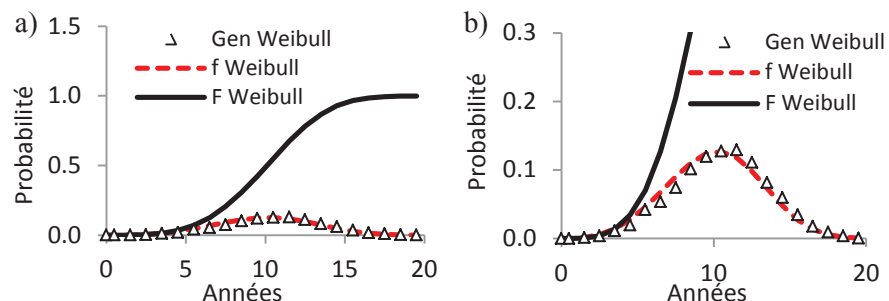


Fig. 19. Weibull : fonctions de densité f , de répartition F et génération de valeurs (a) et zoom (b).

En conclusion, dans la mesure où les valeurs des bornes de chaque paramètre ne sont souvent que les valeurs connues, voire que des données peuvent y être absentes, la fonction de répartition

devient plutôt la courbe de référence en incertitude plutôt que la densité de probabilité. La seule information perdue dans la fonction de distribution n'est que l'ordre des données incluses (Ferson *et al*, 2007). La fonction de distribution préserve l'information statistique au niveau de la moyenne, de la localisation, de la dispersion. Les dégradations des milieux naturels sont une donnée sensible plutôt par leur accumulation, leur répartition ou leur évolution dans le temps, en tout cas plus que par leurs vitesses instantanées de mise en place. La figure suivante illustre les conséquences du choix des formes des densités de probabilité sur la fonction de répartition (Fig. 20).

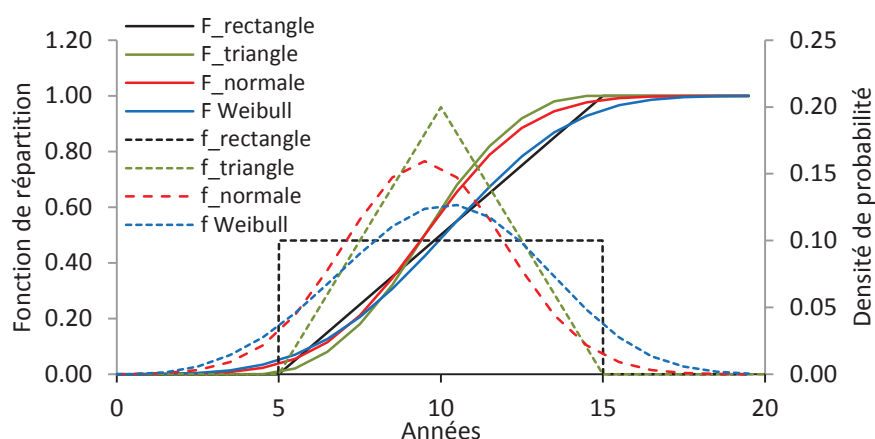


Fig. 20. Choix des fonctions de densité et de répartition, rectangle, triangle, normale, Weibull

Les sources de perturbation sont des fonctions de densité f . Les effets F qui cumulent les conséquences de ces sources survenant dans le temps, sont des fonctions de répartition. Le choix de la forme de la loi de répartition f des incertitudes sur les paramètres des valeurs sources est bien du deuxième ordre sur l'estimation de l'incertitude F des effets. Les outils énumérés sont donc suffisants pour aborder le calcul des incertitudes, une répartition rectangulaire prise par défaut est suffisante.

5. Intérêt d'avoir des fonctions de répartition dont l'inverse est explicite

Avec 2 paramètres X et Y , ayant chacun une fonction cumulative F et G , et si X est indépendant de Y alors les valeurs de ces variables peuvent être générées avec la fonction rectangulaire Alea().avec la fonction inverse, soit $F^{-1}(\text{Alea}_1)$ et $G^{-1}(\text{Alea}_2)$. Dans le cas où ces variables X et Y dépendent l'une de l'autre, la plus forte corrélation positive est obtenue avec $\text{Alea}_1 = \text{Alea}_2$, et la corrélation négative avec $\text{Alea}_1 = -\text{Alea}_2$. Cette relation peut être ajoutée dans la technique de Monte Carlo sans complications.

Pour générer la valeur maximale de la fonction F de n variables $X_1, X_2, \dots, X_n$, il est toujours possible de prendre la valeur maximale de F après un grand nombre de générations de variables X_i .

Annexe 4. Données biologiques de l'étude de sensibilité des indicateurs d'invertébrés rampants et volants

1. Données des populations d'invertébrés échantillonnés par pièges barber

Le nombre total de spécimens récoltés dans les pièges barber en forêt de Perseigne est de 1 390 et de 1 128 pour la forêt d'Ecouvres (Tab. V).

Tab. V. Nombre d'individus d'invertébrés récoltés dans les deux sites total en fonction de la classification scientifique des espèces.

Classe	Ordre	Famille	Espèce	Nb.
Arachnida	Araneae			2
		Agelenidae		10
		Amaurobiidae		3
		Clubionidae	<i>Clubiona sp.</i>	5
		Gnaphosidae	<i>Dicymbium sp.</i>	1
			<i>Gnaphosa lugubris</i>	5
			<i>Scotophaeus sp.</i>	1
			<i>Zelote subterraneus</i>	2
		Linyphiidae		15
			<i>Bathypantes sp.</i>	1
			<i>Centromerus sp.</i>	1
			<i>Centromerus sylvaticus</i>	2
			<i>Erigone atra</i>	2
			<i>Floronia sp.</i>	1
		Liocranidae	<i>Agroeca sp.</i>	2
			<i>Apostenus fuscus</i>	1
		Lycosidae	<i>Pardosa lugubris</i>	3
			<i>Pardosa sp.</i>	24
			<i>Trochosa sp.</i>	6
		Lyniphidae	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	1
		Phalangiidae	<i>Leiobunum rotundum</i>	2
			<i>Mitopus morio</i>	3
		Tetragnathidae		10
		Tetranychidae		6
		Trogulidae	<i>Trogulus sp.</i>	1
	Opiliones			2
		Nemastomatidae	<i>Nemastoma lugubre</i>	7
		Trogulidae	<i>Anelasmacephalus cambridgei</i>	1
	Pseudoscorpionida			13
Chilopoda	Geophilomorpha	Geophilidae	<i>Geophilus sp.</i>	2
	Lithobiomorpha	Lithobiidae	<i>Lithobius forficatus</i>	5

Classe	Ordre	Famille	Espèce <i>Lithobius sp.</i>	Nb.
Clitellata	Haplotaxida	Lumbricidae	<i>Lumbricus sp.</i>	2
Collembola	Entomobryomorpha			199
Diplopoda	Glomerida	Glomeridae	<i>Glomeris marginata</i>	47
	Julida	Julidae		1
			<i>Cylindroiulus punctatus</i>	2
			<i>Ophiulus pilosus</i>	1
	Polydesmida	Polydesmidae	<i>Polydesmus complanatus</i>	17
Gasteropoda	Pulmonata	Clausiliidae	<i>Clausilia bidentata</i>	1
	Stylommatophora			62
		Arionidae	<i>Arion rufus</i>	217
		Discidae	<i>Discus rotundatus</i>	11
		Euconulidae	<i>Euconulus fulvus</i>	1
		Limacidae	<i>Deroceras reticulatum</i>	17
			<i>Limax cinereoniger</i>	84
	Oxychilidea		<i>Oxychilus alliarius</i>	13
Insecta				11
	Blattoptera	Blattellidae		10
			<i>Ectobius lapponicus</i>	1
	Coleoptera			5
		Anobiidae		1
		Byrrhidae	<i>Byrrhus pilula</i>	1
		Carabidae		3
			<i>Abax parallelepipedus</i>	64
			<i>Amara ovata</i>	1
			<i>Carabus intricatus</i>	1
			<i>Carabus problematicus</i>	6
			<i>Carabus violaceus</i>	138
			<i>Cychrus attenuatus</i>	5
			<i>Metallina properans</i>	1
			<i>Microsporus acaroides</i>	1
			<i>Pterostichus aethiops</i>	3
			<i>Pterostichus burmeisteri</i>	2
			<i>Pterostichus macer</i>	6
			<i>Pterostichus madidus</i>	1
			<i>Pterostichus niger</i>	7
			<i>Zuphium olens</i>	1
		Cerambycidae		1
			<i>Leptura melanura</i>	1
	Cryptophagidae			1
			<i>Cryptophagus lycoperdi</i>	2
	Curculionidae			4
			<i>Apion sp.</i>	1
			<i>Curculio pyrrhoceras</i>	1

Classe	Ordre	Famille	Espèce	Nb.
			<i>Otiorhynchus singularis</i>	4
			<i>Otiorhynchus sp.</i>	14
			<i>Rhynchaenus fagi</i>	1
			<i>Rhynchaenus quercus</i>	9
			<i>Sitona sp.</i>	2
			<i>Strophosomus melanogrammus</i>	8
		Dytiscidae		3
			<i>Hydroporus sp.</i>	1
		Elateridae	<i>Melanotus villosus</i>	1
		Geotrupidae	<i>Geotrupes stercorosus</i>	338
		Histeridae	<i>Hister unicolor</i>	1
		Lampyridae	<i>Lampyris noctiluca</i>	1
		Silphidae		1
			<i>Nicrophorus vespilloides</i>	34
			<i>Oiceoptoma thoracica</i>	1
			<i>Phosphuga atrata</i>	1
		Staphylinidae		51
			<i>Atheta fungi</i>	74
			<i>Drusilla canaliculata</i>	2
			<i>Lordithon facilis</i>	4
			<i>Lordithon lunulatus</i>	13
			<i>Lordithon sp.</i>	2
			<i>Mycetoporus brunneus</i>	1
			<i>Ocypus olens</i>	5
			<i>Othius sp.</i>	1
			<i>Oxypoda alternans</i>	6
			<i>Oxypoda sp.</i>	3
			<i>Philonthus decorus</i>	1
			<i>Philonthus succicola</i>	1
			<i>Philonthus fimetarius</i>	2
			<i>Quedius sp.</i>	1
			<i>Staphylinus caesareus</i>	54
			<i>Xantholinus linearis</i>	1
		Staphylinoidea	<i>Coprophilus striatulus</i>	3
		Tenebrionidae		9
			<i>Lagria atripes</i>	1
	Collembola	Entomobryidae	<i>Orchesella cincta</i>	25
			<i>Orchesella sp.</i>	4
	Dermaptera	Forficulidae	<i>Forficula auricularia</i>	11
	Hemiptera	Aphididae	<i>Aphis sp.</i>	3
		Cicadellidae	<i>Aphrodes sp.</i>	2
			<i>Aphrophora alni</i>	1
			<i>Balclutha punctata</i>	1
			<i>Errhomenus brachypterus</i>	3

Classe	Ordre	Famille	Espèce	Nb.
		Miridae	<i>Alloeotomus sp.</i>	1
		Pentatomidae	<i>Dolycoris baccarum</i>	1
			<i>Pentatoma rufipes</i>	2
	Hymenoptera			3
		Formicidae		1
			<i>Camponotus sp.</i>	2
			<i>Formica rufa</i>	30
			<i>Lasius brunneus</i>	30
			<i>Lasius fuliginosus</i>	1
			<i>Lasius niger</i>	15
			<i>Myrmica rubra</i>	86
			<i>Plagiolepis sp.</i>	1
	Lepidoptera			1
		Noctuidae	<i>Eupsilia transversa</i>	1
	Orthoptera	Gryllidae		16
			<i>Nemobius sylvestris</i>	8
Malacostraca	Isopoda			32
		Glomeridae	<i>Armadillidium cinereum</i>	16
		Ligiidae	<i>Ligidium hypnorum</i>	2
		Oniscidea	<i>Oniscus asellus</i>	56
		Philosciidae	<i>Philoscia muscorum</i>	207
		Porcellionidae	<i>Porcellio scaber</i>	115
		Trichoniscidae	<i>Trichoniscus pusillus</i>	9
			<i>Trichoniscus pygmaeus</i>	63
Oligochaeta	Haplotaxida	Enchytraeidae	<i>Mesenchytraeus armatus</i>	13

2. Données des populations d'invertébrés échantillonnés par pièges aériens attractifs

31671 spécimens ont été dénombrés en forêt de Perseigne et 9923 spécimens en forêt d'Ecouves (Tab. VI).

Tab. VI. Nombre d'individus d'invertébrés récoltés dans les deux sites total en fonction de la classification scientifique des espèces.

Classe	Ordre	Famille	Espèces	Nb.
Arachnida	Arachnida			2
	Opiliones			1
Insecta	Blattaria	Blattellidae	<i>Ectobius lapponicus</i>	11
			<i>Ectobius sylvestris</i>	11
	Coleoptera	Cantharidae	<i>Rhagonycha fulva</i>	2
		Carabidae	<i>Carabus violaceus</i>	2
		Forficulidae	<i>Chelidurella acanthopygia</i>	18
		Silphidae	<i>Nicrophorus vespilloides</i>	4
			<i>Oiceoptoma thoracica</i>	1

Classe	Ordre	Famille	Espèces	Nb.
		Staphinilidae	<i>Aleochara bilineata</i>	1
		Staphylinidae	<i>Quedius sp.</i> <i>Velleius dilatatus</i>	1 124
				9
	Diptera	Dryomyzidae	<i>Dryomyza anilis</i>	319
		Anisopodidae	<i>Sylvicola fenestralis</i>	3886
			<i>Sylvicola punctatus</i>	3050
			<i>Sylvicola sp.</i>	4
			<i>Calliphora sp.</i>	9
			<i>Calliphora vomitoria</i>	74
			<i>Lucilia caesar</i>	200
		Culcidae		1
		Dryomyzidae	<i>Neuroctena anilis</i>	129
			<i>Neuroctena sp.</i>	6
		Lauxaniidae	<i>Suilia notata</i>	191
			<i>Suilia sp.</i>	9
		Muscidae	<i>Phaonia pallida</i>	20136
			<i>Phaonia rufiventris</i>	484
			<i>Phaonia variegata</i>	2420
			<i>Polietes sp.</i>	212
		Opomyzidae	<i>Opomyza sp.</i>	1
		Pallopteridae	<i>Palloptera sp.</i>	1
		Sciaridae	<i>Bradysia sp.</i>	6761
		Syrphidae	<i>Episyrphus balteatus</i>	1
			<i>Meliscaeva cinctella</i>	1
			<i>Parasyrphus lineola</i>	1
			<i>Volucella pellucens</i>	3
			<i>Volucella zonaria</i>	1
		Tipulidae	<i>Tipula sp.</i>	19
				1557
	Hemiptera	Pentatomidae	<i>Pentomas rufipes</i>	16
				1
	Hymenoptera	Apidae	<i>Bombus pratorum</i>	1
		Formicidae	<i>Formica rufa</i>	2
		Ichneumonidae	<i>Ichneumon suspiciosus</i>	1
		Megachilidae	<i>Megachile centuncularis</i>	1
		Vespidae	<i>Dolichovespula media</i>	1
			<i>Vespula sp.</i>	1
			<i>Vespula vulgaris</i>	1
		Vespidae	<i>Vespa crabro</i>	4
				18
	Lepidoptera			1757
	Mecoptera	Panorpidae	<i>Panorpa cognata</i>	10
			<i>Panorpa communis</i>	25
			<i>Panorpa germanica</i>	63
	Neuroptera	Hemerobiidae	<i>Drepanopteryx phalaenoides</i>	1
	Nevroptera	Chrysopidae	<i>Chrysopa carnea</i>	2
			<i>Chrysopa sp.</i>	1
			<i>Chrysopa perla</i>	2
			<i>Chrysoperla carnea</i>	5

Classe	Ordre	Famille	Espèces	Nb.
	Orthoptera			2
		Tettigoniidae	<i>Meconema thalassinum</i>	3
			<i>Criquet rose</i>	1
	Trichoptera	Limnephilidae	<i>Micropterna sequax</i>	7
			<i>Micropterna sp.</i>	1
				1
Malacostraca	Isopoda	Porcellionidae	<i>Porcellio scaber</i>	3

3. Liste des espèces floristiques

Abies sp.
Agrostis sp.
Alnus sp.
Brunella vulgaris
Calluna vulgaris
Cardamine pratensis
Carex remota
Castanea sativa
Corylus sp.
Deschampsia cespitosa
Digitalis purpurea
Fagus sylvatica
Fagus sylvatica
Geranium robertianum
Hedera helix
Hypericum perforatum
Ilex aquifolium
Juncus effusus
Lathyrus sylvestris
Leucobryum glaucum
Lolium perenne
Lonicera sp.
Milium effusum
Oxalis acetosella
Pinus sylvestris
Poa palustris
Potentilla erecta
Pteridium aquilinum
Quercus petraea
Rubus gr. fruticosus
Rumex crispus
Sphagnum sp.
Teucrium scorodonia
Vaccinium myrtillus

Annexe 5. Données biologiques de l'étude de sensibilité des indicateurs rhopalocères

1. Données des populations des rhopalocères pour le transect parallèle

Pour les transects parallèles, 1150 individus et 47 espèces ont été échantillonnés (Tab. VII).

Tab. VII. Nombre d'individus des espèces de rhopalocères en fonction des transects parallèles aux différents types d'infrastructures linéaires.

Espèces	A51	A57	D96	LGV	Rail
<i>Argynnis adippe</i>	0	0	0	0	4
<i>Argynnis pandora</i>	0	1	0	0	0
<i>Argynnis paphia</i>	0	8	0	0	11
<i>Aricia agestis</i>	0	22	0	5	0
<i>Brenthis daphne</i>	1	9	2	0	0
<i>Brintesia circe</i>	83	18	10	21	9
<i>Carcharodus lavatherae</i>	0	0	1	0	0
<i>Celastrina argiolus</i>	0	0	0	0	1
<i>Charaxes jasius</i>	0	2	0	0	0
<i>Coenonympha dorus</i>	0	0	0	0	2
<i>Coenonympha pamphilus</i>	0	0	0	0	1
<i>Colias crocea</i>	1	3	10	6	2
<i>Euchloe tagis</i>	0	0	0	3	2
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	11	3	9	13	22
<i>Gonepteryx rhamni</i>	0	2	8	0	26
<i>Hemaris fuciformis</i>	0	0	0	0	3
<i>Hipparchia semele</i>	0	0	2	5	0
<i>Hyponephele lupina</i>	0	3	0	0	0
<i>Lasiommata megera</i>	0	0	0	5	0
<i>Leptidea duponcheli</i>	0	0	0	0	4
<i>Limenitis camilla</i>	0	0	0	0	1
<i>Limenitis reducta</i>	0	0	0	0	11
<i>Lysandra bellargus</i>	0	0	1	0	0
<i>Lysandra coridon</i>	7	7	1	5	0
<i>Macroglossum stellatarum</i>	0	0	0	0	3
<i>Maniola jurtina</i>	48	0	0	7	17
<i>Melanargia galathea</i>	74	3	6	3	16
<i>Melitaea didyma</i>	0	31	8	0	20
<i>Melitaea parthenoides</i>	0	0	1	0	0
<i>Melitaea phoebe</i>	0	7	0	0	0
<i>Mellicta athalia</i>	0	0	0	0	6
<i>Ochlodes sylvanus</i>	0	4	0	0	0

Espèces	A51	A57	D96	LGV	Rail
<i>Papilio machaon</i>	0	1	0	0	0
<i>Pieris brassicae</i>	7	3	1	2	3
<i>Pieris napi</i>	0	1	0	0	0
<i>Pieris rapae</i>	31	23	2	20	38
<i>Polyommatus hispanus</i>	42	4	1	0	0
<i>Polyommatus icarus</i>	0	38	14	0	8
<i>Pseudophilotes baton</i>	0	0	1	0	0
<i>Pyronia bathseba</i>	0	0	13	11	22
<i>Pyronia cecilia</i>	0	1	0	0	0
<i>Satyrrium esculi</i>	7	9	19	68	3
<i>Satyrrium ilicis</i>	0	0	0	0	1
<i>Satyrrium spini</i>	0	0	0	0	70
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0	10	7	0	4
<i>Vanessa cardui</i>	0	0	0	2	0
<i>Zygaena filipendulae</i>	1	3	8	0	10

2. Données des populations des rhopalocères pour le transect perpendiculaire

Pour les transects perpendiculaires, un total de 2821 individus, pour 61 espèces a été relevé (Tab. VIII).

Tab. VIII. Nombre d'individus des espèces de rhopalocères en fonction des transects perpendiculaires aux différents types d'infrastructures linéaires.

Espèces	A51	A57	D96	LGV	Rail
<i>Anthocharis euphenoides</i>	0	0	1	0	0
<i>Apatura iris</i>	0	0	0	0	3
<i>Aporia crataegi</i>	0	0	0	0	2
<i>Argynnis pandora</i>	0	2	0	0	0
<i>Argynnis paphia</i>	0	11	0	0	0
<i>Aricia agestis</i>	0	2	0	0	0
<i>Aricia artaxerxes</i>	8	0	0	0	0
<i>Brenthis daphne</i>	11	1	4	0	5
<i>Brintesia circe</i>	20	31	0	0	3
<i>Callophrys avis</i>	0	1	0	0	0
<i>Carcharodus lavatherae</i>	0	0	0	0	1
<i>Celastrina argiolus</i>	0	20	0	0	2
<i>Charaxes jasius</i>	0	6	0	0	0
<i>Coenonympha dorus</i>	4	0	2	4	1
<i>Coenonympha pamphilus</i>	0	0	3	2	4
<i>Colias crocea</i>	5	0	18	18	8
<i>Colias hyale</i>	2	0	0	0	0
<i>Cyaniris semiargus</i>	4	0	0	0	0
<i>Euchloe tagis</i>	5	0	1	7	3

Espèces	A51	A57	D96	LGV	Rail
<i>Everes alcetas</i>	0	2	0	0	0
<i>Favonius quercus</i>	0	4	0	0	0
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	10	22	26	28	30
<i>Gonepteryx rhamni</i>	5	23	7	3	9
<i>Hemaris fuciformis</i>	1	0	3	0	11
<i>Hyponephele lupina</i>	0	0	3	6	1
<i>Iphiclides podalirius</i>	0	0	7	0	0
<i>Lasiommata megera</i>	0	0	0	0	2
<i>Leptidea duponcheli</i>	0	0	0	0	4
<i>Limenitis reducta</i>	12	4	2	2	43
<i>Lysandra bellargus</i>	0	0	9	0	0
<i>Lysandra coridon</i>	184	5	78	5	6
<i>Macroglossum stellatarum</i>	1	0	0	0	4
<i>Maniola jurtina</i>	68	62	22	7	9
<i>Melanargia galathea</i>	35	126	4	2	8
<i>Melanargia occitanica</i>	9	11	0	0	8
<i>Melitaea cinxia</i>	0	0	0	0	3
<i>Melitaea didyma</i>	46	22	19	0	32
<i>Melitaea parthenoides</i>	1	0	0	0	0
<i>Melitaea phoebe</i>	8	0	0	0	3
<i>Mellicta athalia</i>	0	11	2	0	7
<i>Papilio machaon</i>	0	0	1	0	1
<i>Pararge aegeria</i>	5	9	1	0	3
<i>Pieris brassicae</i>	28	7	2	12	6
<i>Pieris napi</i>	0	0	1	0	1
<i>Pieris rapae</i>	124	76	41	41	35
<i>Plebejus argus</i>	0	0	0	13	0
<i>Polyommatus hispanus</i>	27	1	11	2	4
<i>Polyommatus icarus</i>	50	1	18	37	11
<i>Pseudophilotes baton</i>	14	0	0	2	1
<i>Pyrgus malvoides</i>	0	0	0	0	6
<i>Pyronia bathseba</i>	49	0	104	107	52
<i>Satyrium esculi</i>	15	16	151	145	24
<i>Satyrium ilicis</i>	0	2	0	0	0
<i>Satyrium spini</i>	4	0	16	7	2
<i>Spialia sertorius</i>	2	0	0	0	1
<i>Thymelicus sylvestris</i>	12	139	12	2	6
<i>Vanessa atalanta</i>	0	1	0	0	0
<i>Zerynthia polyxena</i>	0	0	0	0	2
<i>Zerynthia rumina</i>	0	0	0	0	2
<i>Zygaena filipendulae</i>	27	2	10	0	4
<i>Zygaena sp</i>	0	0	1	0	0

3. Liste des espèces floristiques

<i>Amelanchier ovalis</i>	<i>Lavandula officinalis</i>
<i>Anacamptis morio</i>	<i>Leuzea conifera</i>
<i>Anchusa italica</i>	<i>Linum narbonense</i>
<i>Anthemis mixta</i>	<i>Linum strictum</i>
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	<i>Loncomelos narbonensis</i>
<i>Argyrolobium zanonii</i>	<i>Lonicera etrusca</i>
<i>Biscutella laevigata</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Bituminaria bituminosa</i>	<i>Melilotus officinalis</i>
<i>Catananche caerulea</i>	<i>Muscari comosum</i>
<i>Centaurea aspera</i>	<i>Ononis natrix</i>
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Ononis spinosa</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Ornithogalum umbellatum</i>
<i>Convolvulus lanuginosus</i>	<i>Papaver rhoeas</i>
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Phillyrea latifolia</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Pinus halepensis</i>
<i>Cytisophyllum sessilifolium</i>	<i>Polygala nicaeensis</i>
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Pyrus spinosa</i>
<i>Echium plantagineum</i>	<i>Quercus coccifera</i>
<i>Euphorbia serrata</i>	<i>Quercus ilex</i>
<i>Fumana ericoides</i>	<i>Quercus pubescens</i>
<i>Genista hispanica</i>	<i>Reseda lutea</i>
<i>Geranium robertianum</i>	<i>Rhamnus alaternus</i>
<i>Geranium sp.</i>	<i>Rhus coriaria</i>
<i>Hedera helix</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Helianthemum</i>	<i>Rosa arvensis</i>
<i>Helianthemum apenninum</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Helianthemum nummularium</i>	<i>Rubus fruticosus</i>
<i>Helichrysum stoechas</i>	<i>Santolina chamaecyparissus</i>
<i>Hippocrepis comosa</i>	<i>Saponaria ocymoides</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Scorzonera hirsuta</i>
<i>Iberis pinnata</i>	<i>Sedum album</i>
<i>Isatis tinctoria</i>	<i>Sedum sediforme</i>
<i>Jasminum nudiflorum</i>	<i>Senecio cordatus</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Silene italica</i>
<i>Juniperus communis</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>
<i>Lactuca perennis</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Lathyrus cicera</i>	<i>Thymus vulgaris</i>

Annexe 6. Données biologiques de l'étude de sensibilité des indicateurs chiroptères

Pour la forêt de Perseigne 780 contacts, 7 espèces, ont été enregistrées mi-juillet et pour la forêt d'Écouves 355 contacts, 6 espèces fin juillet et mi-août (Tab. IX).

Tab. IX. Nombre d'individus total par espèces de chiroptères en fonction des sites d'étude.

Site	Espèce de chiroptère	Nb.
Forêt de Perseigne	Barbastelle d'Europe (<i>Barbastellus barbastellus</i>)	2
	Grand rhinolophe (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)	2
	Murin à moustaches (<i>Myotis mystacinus</i>)	1
	Noctule commune (<i>Nyctalus noctula</i>)	241
	Pipistrelle commune (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	62
	Pipistrelle de Kuhl (<i>Pipistrellus kuhli</i>)	16
	Sérotine commune (<i>Eptesicus serotinus</i>)	456
Forêt d'Écouves	<i>Myotis daubentoni</i>	1
	<i>Myotis nattereri</i>	2
	<i>Myotis sp</i>	7
	<i>Myotis sp (daubentonii ou mystacinus)</i>	4
	Noctule commune (<i>Nyctalus noctula</i>)	12
	Pipistrelle commune (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	120
	Pipistrelle de Kuhl (<i>Pipistrellus kuhli</i>)	86
	Sérotine commune (<i>Eptesicus serotinus</i>)	123
Total général		1135

BIBLIOGRAPHIE

- Abbott I.M., Butler F., Harrison S., 2012. When flyways meet highways – The relative permeability of different motorway crossing sites to functionally diverse bat species. *Landsc. Urban Plan.*, 106, 293-302.
- Abella S.R., Cayenne Engel E., Springer J.D., Wallace Covington W., 2012. Relationships of exotic plant communities with native vegetation, environmental factors, disturbance, and landscape ecosystems of *Pinus ponderosa* forests, USA. *For. Ecol. Manag.*, 271, 65-74.
- Albrecht H., Eder E., Langbehn T., Tschiersch C., 2011. The soil seed bank and its relationship to the established vegetation in urban wastelands. *Landsc. Urban Plan.*, 100, 87-97.
- Allesina S., Pascual M., 2009. Googling Food Webs: Can an Eigenvector Measure Species' Importance for Coextinctions? *PLoS Comput Biol*, 5, e1000494.
- Andersen A.N., 1999. My bioindicator or yours? Making the selection. *J. Insect Conserv.*, 61-64.
- Andersson F., Persson T., 1988. Liming as a Measure to Improve Soil and Tree Condition in Areas Affected by Air Pollution: Results and Experiences of an Ongoing Research Programme. National Swedish Environmental Protection Board, 138 p.
- Andrews A., 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Aust. Zool.*, 26, 130-141.
- APSnet, 2013. Using Growth Models. Consultable : <https://www.apsnet.org/EDCENTER/ADVANCED/TOPICS/ECOLOGYANDEPIDEMIOLOGYINR/DISEASEPROGRESS/Pages/GrowthModels.aspx> [Consulté le 19 décembre 2013].
- ArcGis, 2013. Desktop Help 10.0 - Fonctionnement des outils de distance de coût. Consultable : <http://help.arcgis.com/fr/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#na/009z000000025000000/> [Consulté le 12 novembre 2013].
- Arenas J.P., 2008. Potential problems with environmental sound barriers when used in mitigating surface transportation noise. *Sci. Total Environ.*, 405, 173-179.
- Arnold G.W., Weeldenburg J.R., 1990. Factors determining the number and species of birds in road verges in the wheatbelt of Western Australia. *Biol. Conserv.*, 53, 295-315.
- Arrignon J., 1998. Aménagement piscicole des eaux douces. Tech.& Doc./Lavoisier, 5ème éd. entièrement revue., 589 p.
- Arthur L., Lemaire M., 2009. Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. *Biotope*, 544 p.
- Ash C.P.J., Lee D.L., 1980. Lead, cadmium, copper and iron in earthworms from roadside sites. *Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol.*, 22, 59-67.
- Auestad I., Rydgren K., Jongejans E., Kroon H., 2010. *Pimpinella saxifraga* is maintained in road verges by mosaic management. *Biol. Conserv.*, 143, 899-907.
- 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. *For. Ecol. Manag.*, 259, 1546-1555.
- Avon C., Dumas Y., Bergès L., 2013. Management practices increase the impact of roads on plant communities in forests. *Biol. Conserv.*, 159, 24-31.
- Azcárate F.M., Seoane J., Castro S., Peco B., 2013. Drove roads: Keystone structures that promote ant diversity in Mediterranean forest landscapes. *Acta Oecologica*, 49, 107-115.
- Baekken T., 1994. Effects of highway pollutants on a small Norwegian lake. *Sci. Total Environ.*, 146-147, 131-139.

- Bai J. Baoshan C., Bin C., Kejiang Z., Wei D., Haifeng G., Rong X., 2010. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. *Ecol. Model.*, 222 (2), 301–306.
- Baofa Y., Huyin H., Yili Z., Le Z., Wanhong W., 2006. Influence of the Qinghai-Tibetan railway and highway on the activities of wild animals. *Acta Ecol. Sin.*, 26, 3917–3923.
- Barbault R., 2008. *Écologie générale - 6ème édition - : Structure et fonctionnement de la biosphère.* Dunod, 403 p.
- Barnaud G., Fustec É., 2007. *Conserver les milieux humides: pourquoi ? comment ?* Editions Quae, 298 p.
- Bartlett A.J., Rochfort Q., Brown L.R., Marsalek J., 2012. Causes of toxicity to *Hyalella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. Part II: Salts, nutrients, and water quality. *Sci. Total Environ.*, 414, 238–247.
- Bat Conservation Trust, 2008. Bats and Lighting in the UK. Bats Built Environ. Ser. Consultable : http://planning.babergh.gov.uk/doldp/72866_8.pdf [Consulté le 16 janvier 2013].
- Bayer E., 1990. *Guide de la flore méditerranéenne.* Paris, France, Suisse, 287 p.
- Bee M.A., Swanson E.M., 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Anim. Behav.*, 74, 1765–1776.
- Benítez-López A., Alkemade R., Verweij P.A., 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biol. Conserv.*, 143, 1307–1316.
- Berg Å., Ahrné K., Öckinger E., Svensson R., Söderström B., 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. *Biol. Conserv.*, 144, 2819–2831.
- Bevanger K., 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biol. Conserv.*, 86, 67–76.
- Bhattacharya M., Primack R.B., Gerwein J., 2003. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biol. Conserv.*, 109, 37–45.
- Bickmore C.B., 2003. Review of work carried out on the trunk road network in Wales for bats. Consultable : <http://wales.gov.uk/topics/transport/roads/environment/researchreports/roadsbatreview/?lang=en> [Consulté le 16 janvier 2013].
- Bignal K.L., Ashmore M.R., Headley A.D., 2008. Effects of air pollution from road transport on growth and physiology of six transplanted bryophyte species. *Environ. Pollut.*, 156, 332–340.
- Bignal K.L., Ashmore M.R., Headley A.D., Stewart K., Weigert K., 2007. Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. *Appl. Geochem.*, 22, 1265–1271.
- Biotope, ALEPE, Groupe chiroptères Languedoc Roussillon, Espace Nature Environnement, Myotis Groupe Chauves-souris 66, Office National des Forêts, Parc National des Cévennes, 2008. Référentiel régional concernant les espèces de chauves-souris inscrites à l'annexe II de la directive Habitats-Faune-Flore. DIREN Languedoc-Roussillon, Consultable : http://www.languedoc-roussillon.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/VERSION_finale_referentiel_chiroptere_26-09-08_cle1fa7b9.pdf [Consulté le 16 janvier 2013].
- Birdsall C.W., Grue C.E., Anderson A., 1986. Lead concentrations in bullfrog *Rana catesbeiana* and green frog *R. clamitans* tadpoles inhabiting highway drainages. *Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol.*, 40, 233–247.
- Bissardon M., Guibal L., 1997. *Corine biotopes. Version originale. Types d'habitats français.* ENGREF.

- Blok J., 2005. Environmental exposure of road borders to zinc. *Sci. Total Environ.*, 348, 173-190.
- Van Bohemen H.D., 1998. Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering. *Ecol. Eng.*, 11, 199-207.
- Bona K.A., Burgess M.S., Fyles J.W., Camiré C., Dutilleul P., 2008. Weed cover in hybrid poplar (*Populus*) plantations on Quebec forest soils under different lime treatments. *For. Ecol. Manag.*, 255, 2761-2770.
- Bonneau P., 2008. Mes pièges à insectes. Bouilladisse, Consultable : http://www.insecte.org/photos/archives/MES_PIEGES_A_INSECTES.pdf [Consulté le 2 septembre 2013].
- Boreham S., Birch P., 1987. The use of indicator organisms to assess aquatic pollution following a motorway insecticide spill. *Sci. Total Environ.*, 59, 477-480.
- Bouzillé J.-B., 2007. Gestion des habitats naturels et biodiversité : Concepts, méthodes et démarches. Tec & Doc Lavoisier,
- Branquinho C., Gaio-Oliveira G., Augusto S., Pinho P., Maguas C., Correia O., 2008. Biomonitoring spatial and temporal impact of atmospheric dust from a cement industry. *Environ. Pollut.*, 151, 292-299.
- Brotons L., Herrando S., 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landsc. Urban Plan.*, 57, 77-89.
- Brown D.J.A., Howells G.D., Ziel T.R.K.D., Stewart B.R., 1988. Loch fleet — a research watershed liming project. *Water. Air. Soil Pollut.*, 41, 25-41.
- Brown J.H., Kodric-Brown A., 1977. Turnover Rates in Insular Biogeography: Effect of Immigration on Extinction. *Ecology*, 58, 445-449.
- Buckton S.T., Ormerod S., 1997. Effects of liming on the Coleoptera, Hemiptera, Araneae and Opiliones of catchment wetlands in Wales. *Biol. Conserv.*, 79, 43-57.
- Bujoczek M., Ciach M., Yosef R., 2011. Road-kills affect avian population quality. *Biol. Conserv.*, 144, 1036-1039.
- Burchill M.J., Gramotnev D.K., Gramotnev G., Davison B.M., Flegg M.B., 2011. Monitoring and analysis of combustion aerosol emissions from fast moving diesel trains. *Sci. Total Environ.*, 409, 985-993.
- Burel F., Baudry J., 1999. *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Éd. Tec & doc, 359 p.
- Burkhardt M., Rossi L., Boller M., 2008. Diffuse release of environmental hazards by railways. *Desalination*, 226, 106-113.
- Cancela da Fonseca J.P., 1974. *Théorie des systèmes: son application à l'étude des écosystèmes*. Université de Rennes, Laboratoire de zoologie et d'écologie, 9 p.
- Cao C.S., Chen L., Gao W., Chen Y., Yan M., 2006. Impact of planting grass on terrene roads to avoid soil erosion. *Landsc. Urban Plan.*, 78, 205-216.
- Cao S., Xu C., Ye H., Zhan Y., Gong C., 2010. The use of air bricks for planting roadside vegetation: A new technique to improve landscaping of steep roadsides in China's Hubei Province. *Ecol. Eng.*, 36, 697-702.
- Cape J.N., Tang Y.S., van Dijk N., Love L., Sutton M.A., Palmer S.C.F., 2004. Concentrations of ammonia and nitrogen dioxide at roadside verges, and their contribution to nitrogen deposition. *Environ. Pollut.*, 132, 469-478.
- Carbó-Ramírez P., Zuria I., 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landsc. Urban Plan.*, 100, 213-222.

- Cederlund H., Thierfelder T., Stenstrom J., 2008. Functional microbial diversity of the railway track bed. *Sci. Total Environ.*, 397, 205–214.
- Cemagref, Chéry J.P., Deshayes M., 2010. Fragmentation des espaces naturels par région forestière départementale. Consultable : http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Indicateurs_et_Indices/Developpement_durable/Indicateurs_de_developpement_durable_territoriaux/Fragmentation_des_espaces_naturels/iddt-fiche-longue-fragmentation-espace.pdf [Consulté le 10 juillet 2013].
- CETE de l'Ouest, 1998. Collisions véhicules - Grands mammifères sauvages. Evolution entre les inventaires 1984-1986 et 1993-1994. Consultable : http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/ongules/ongules_sauvages/CeteOuest_Collisions%20grds%20mamifereres_1998.pdf [Consulté le 19 décembre 2013].
- Chakrabarti C.G., Chakrabarty I., 2007. Boltzmann entropy: probability and information. *Romanian J. Phys.*, 52, 525–528.
- Chambon J.P., 1993. La mortalité des insectes liée à la circulation automobile. *Insectes*, 88, 2–4.
- Chao A., Gotelli N., Hsieh T. C., Sander E., Ma K. H., Colwell R. K., Ellison A. M., 2013. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* Consultable : <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/13-0133.1> [Consulté le 18 décembre 2013].
- Chao A., Jost L., 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547.
- Cilliers S., Bredenkamp G., 2000. Vegetation of road verges on an urbanisation gradient in Potchefstroom, South Africa. *Landsc. Urban Plan.*, 46, 217–239.
- Clarke G.P., White P.C., Harris S., 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biol. Conserv.*, 86, 117–124.
- Clevenger A.P., Chruszcz B., Gunson K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biol. Conserv.*, 109, 15–26.
- Clevenger A.P., Waltho N., 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park. *Conserv. Biol.*, 14, 47–56.
- CNRS, 2013. Dégradations - L'état de santé des milieux aquatiques continentaux. Consultable : http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/degradation/04_etat.htm [Consulté le 1 mai 2013].
- Coffin A.W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *J. Transp. Geogr.*, 15, 396–406.
- Collins S.J., Russell R.W., 2009. Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environ. Pollut.*, 157, 320–324.
- Colwell R. K., Chao A., Gotelli, N. J., Lin S.-Y., Xuan M. C., Chazdon R. L., Longino J. T., 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J. Plant Ecol.*, 5, 3–21.
- Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques, Premier ministre Commissariat général du Plan, 1994. Les zones humides: rapport de l'instance d'évaluation. La Documentation française, 402 p.
- Commission Européenne, 2002. How successful are the Member States in implementing the EIA Directive. Consultable : http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/report_en.pdf [Consulté le 20 décembre 2013].
- Conservation International, 2013. Consultable : <http://www.conservation.org/Pages/default.aspx> [Consulté le 24 juillet 2013].

- Conservation nature, 2013. Les différents types d'impacts. Etudes Environnementales. Consultable : <http://www.conservation-nature.fr/article4.php?id=15> [Consulté le 23 août 2013].
- Conservatoire Botanique National de Corse, 2013. Conservatoire Botanique National de Corse. Consultable : http://cbnc.oec.fr/Plantes_invasives__page_76_1,188.htm [Consulté le 15 avril 2013].
- Coquillard P., Hill D.R.C., 1997. Modélisation et simulation d'écosystèmes: des modèles déterministes aux simulations à événements discrets. Masson, 273 p.
- Costanza R., Norton B.G., Haskell B.D., 1992. Ecosystem health: new goals for environmental management. Island Press, Washington, D.C.
- Cousins S.A.O., Eriksson O., 2002. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landsc. Ecol.*, 17, 517–529.
- Cristofoli S., Mahy G., 2010. Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnol Agron Soc Env.*, 14, 203–211.
- Cuperus R., Canters K.J., Piepers A.A.G., 1996. Ecological compensation of the impacts of a road. Preliminary method for the A50 road link (Eindhoven-Oss, The Netherlands). *Ecol. Eng.*, 7, 327–349.
- Curt T., Delcros P., 2010. Managing road corridors to limit fire hazard. A simulation approach in southern France. *Ecol. Eng.*, 36, 457–465.
- Dajoz R., 2007. Les insectes et la forêt: Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier. Ed. Tec & doc, 648 p.
- Dajoz R., 2006. Précis d'écologie. Dunod, 631 p.
- Dale V.H., Beyeler S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.*, 1, 3–10.
- Dambros C. de S., da Silva V.N.V., Azevedo R., de Morais J.W., 2013. Road-associated edge effects in Amazonia change termite community composition by modifying environmental conditions. *J. Nat. Conserv.* Consultable : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S161713811300023X> [Consulté le 9 août 2013].
- Dawson A., 2008. Water in road structures: movement, drainage & effects. Springer, 454 p.
- DDE - Ile et Vilaine, ONF Agence Régionale de Bretagne, 2006. Autoroute des estuaires A84 Suivi des passages à faunes sur les forêts domaniales de Rennes et Liffré. Rapport final.
- Deans A.M., Malcolm J.R., Smith S.M., Bellocq M.I., 2005. Edge effects and the responses of aerial insect assemblages to structural-retention harvesting in Canadian boreal peatland forests. *For. Ecol. Manag.*, 204, 249–266.
- Delgado J.D., Arroyo N.L., Arévalo J.R., Fernández-Palacios J.M., 2007. Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landsc. Urban Plan.*, 81, 328–340.
- Delgado J.D., Morales G.M., Arroyo N.L., Fernández-Palacios J.M., 2013. The responses of leaf litter invertebrates to environmental gradients along road edges in subtropical island forests. *Pedobiologia*, 56, 137–146.
- Denoël M., Bichot M., Ficetola G. F., Delcourt J., Ylieff M., Kestemont P., Poncin P., 2010. Cumulative effects of road de-icing salt on amphibian behavior. *Aquat. Toxicol.*, 99, 275–280.
- Dent S., Spellerberg I.F., 1987. Habitats of the lizards *Lacerta agilis* and *Lacerta vivipara* on forest ride verges in Britain. *Biol. Conserv.*, 42, 273–286.
- Devaux B., 2011. Les tortues. Delachaux et Niestlé, 159 p.

- Develey P.F., Stouffer P.C., 2001. Effects of Roads on Movements by Understory Birds in Mixed-Species Flocks in Central Amazonian Brazil. *Conserv. Biol.*, 15, 1416-1422.
- Diaz-Varela E.R., Vazquez-Gonzalez I., Marey-Pérez M.F., Álvarez-López C.J., 2011. Assessing methods of mitigating wildlife–vehicle collisions by accident characterization and spatial analysis. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, 16, 281-287.
- Dietz C., Helversen O. von, Nill D., 2009. L'encyclopédie des chauves-souris d'Europe et d'Afrique du Nord: Biologie, caractéristiques, protection. Delachaux et Niestlé, 400 p.
- Dodd C.K., Barichivich W.J., Smith L.L., 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biol. Conserv.*, 118, 619-631.
- Dorchin A., Shanas U., 2010. Assessment of pollution in road runoff using a *Bufo viridis* biological assay. *Environ. Pollut.*, 158, 3626-3633.
- Duvigneaud P., 1980. La Synthèse écologique: populations, communautes, ecosystèmes, biosphère, noosphere. Doin, Paris,
- Eigenbrod F., Hecnar S.J., Fahrig L., 2008. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biol. Conserv.*, 141, 35-46.
- Ek K.H., Morrison G.M., Rauch S., 2004. Environmental routes for platinum group elements to biological materials—a review. *Sci. Total Environ.*, 334-335, 21-38.
- Ellis J.B., Revitt D.M., Shutes R.B.E., Langley J.M., 1994. The performance of vegetated biofilters for highway runoff control. *Sci. Total Environ.*, 146-147, 543-550.
- Entwhistle A.C., Harris S., Hutson A.M., Racey P.A., Walsh A., 2001. Habitat Management for Bats: A Guide for Land Managers, Land Owners and Their Advisors. Joint Nature Conservation Committee,
- European Commission, 2013. Homepage - European Commission. Consultable : <http://ec.europa.eu/> [Consulté le 24 juillet 2013].
- European Environment Agency, 2013. The European Grassland Butterfly Indicator: 1990-2011. Consultable : <http://www.eea.europa.eu/publications/the-european-grassland-butterfly-indicator-19902011> [Consulté le 19 décembre 2013].
- Evangelista H.B.A., Thomaz S.M., Mendes R.S., Evangelista L.R., 2009. Generalized entropy indices to measure α - and β -diversities of macrophytes. *Braz. J. Phys.*, 39, 369-401.
- Eversham B.C., Telfer M.G., 1994. Conservation value of roadside verges for stenotopic heathland Carabidae: corridors or refugia? *Biodivers. Conserv.*, 3, 538-545.
- FAO, 2013. Pression-État-Réponse : Indicateurs environnementaux. Consultable : <http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/fr/lead/toolbox/Refer/EnvIndi.htm> [Consulté le 25 juillet 2013].
- Farmer A.M., 1993. The effects of dust on vegetation—a review. *Environ. Pollut.*, 79, 63-75.
- Faurie C., Ferra C., Médori P., Dévaux J., Hemptinne J.-L., 2011. Ecologie: Approche scientifique et pratique. Tec & Doc Lavoisier, 531 p.
- Ferson S., Kreinovich V., Hajagos J., Oberkampf W., Ginzburg L., 2007. Experimental uncertainty estimation and statistics for data having interval uncertainty. Sandia National Laboratories, Consultable : <http://prod.sandia.gov/techlib/access-control.cgi/2007/070939.pdf> [Consulté le 25 août 2013].
- Fischesser B., Dupuis-Tate M.-F., 1999. Le guide illustré de l'écologie. Ed. de la Martinière, 319 p.
- Fleury C., Prévot-Julliard A.-C., 2012. L'exigence de la réconciliation: Biodiversité et société. Fayard, 375 p.

- Flonneau M., Guigueno V., 2009. De l'histoire des transports à l'histoire de la mobilité? Rennes, Presses Universitaires de Rennes., 331 p.
- Flory S.L., Clay K., 2009. Effects of roads and forest successional age on experimental plant invasions. *Biol. Conserv.*, 142, 2531–2537.
- Flory S.L., Clay K., 2009. Effects of roads and forest successional age on experimental plant invasions. *Biol. Conserv.*, 142, 2531–2537.
- Forman R.T.T., Sperling D., Bissonette J. A., Clevenger A. P., Cutshall C. D., Dale V. H., Fahrig L., France R. L., Goldman C. R., Heanue K., Jones J., Swanson F., Turrentine T., Winter T. C., 2003. Road ecology: science and solutions. Island Press, 508 p.
- Forman R.T.T., Alexander L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29, 207–231.
- Forman R.T.T., Deblinger R.D., 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conserv. Biol.*, 14, 36–46.
- Found R., Boyce M.S., 2011. Predicting deer–vehicle collisions in an urban area. *J. Environ. Manage.*, 92, 2486–2493.
- Free J.B., Gennard D., Stevenson J.H., Williams I.H., 1975. Beneficial insects present on a motorway verge. *Biol. Conserv.*, 8, 61–72.
- Free J.B., Williams I.H., 1980. The value of white clover *Trifolium repens* L., Cultivar S100 planted on motorway verges to honeybees *Apis mellifera* L. *Biol. Conserv.*, 18, 89–92.
- Frontier S., Pichod-viale D., Leprêtre A., Davoult D., Luczak C., 2008. Ecosystèmes : Structure, Fonctionnement, Evolution. Dunod, 4e édition., 558 p.
- Gadant J., 2002. L'Atlas des forêts de France. Jean-Pierre de Monza, 240 p.
- Gallardo A.L.C.F., Sánchez L.E., 2004. Follow-up of a road building scheme in a fragile environment. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 24, 47–58.
- Garcia-Gonzalez C., Campo D., Pola I.G., Garcia-Vazquez E., 2012. Rural road networks as barriers to gene flow for amphibians: Species-dependent mitigation by traffic calming. *Landsc. Urban Plan.*, 104, 171–180.
- García-Montero L.G., López E., Monzón A., Otero Pastor I., 2010. Environmental screening tools for assessment of infrastructure plans based on biodiversity preservation and global warming (PEIT, Spain). *Environ. Impact Assess. Rev.*, 30, 158–168.
- García-Palacios P., Soliveres S., Maestre F.T., Escudero A., Castillo-Monroy A., Valladares F., 2010. Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecol. Eng.*, 36, 1290–1298.
- Gaston K., Fuller R., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends Ecol. Evol.*, 23, 14–19.
- Gelbard J.L., Belnap J., 2003. Roads as Conduits for Exotic Plant Invasions in a Semiarid Landscape. *Conserv. Biol.*, 17, 420–432.
- Geneletti D., 2003. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 23, 343–365.
- Geneletti D., 2002. Ecological evaluation for environmental impact assessment. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap,
- Geneletti D., 2006. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 26, 257–267.

- Ghouaoua K., 2007. Effets potentiels des projets routiers sur les milieux côtiers et humides. Université de la Rochelle, Laboratoire des Ponts et Chaussées, Rapport de stage : écologie, 101 p.
- Gjessing E., Lygren E., Berglind L., Gulbrandsen T., Skanne R., 1984. Effect of highway runoff on lake water quality. *Sci. Total Environ.*, 33, 245-257.
- Glista D.J., DeVault T.L., DeWoody J.A., 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landsc. Urban Plan.*, 91, 1-7.
- Gontier M., Balfors B., Mortberg U., 2006. Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 26, 268–286.
- González-Estébanez F.J., García-Tejero S., Mateo-Tomás P., Olea P.P., 2011. Effects of irrigation and landscape heterogeneity on butterfly diversity in Mediterranean farmlands. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 144, 262-270.
- Goodman D., 1987. Consideration of stochastic demography in the design and management of biological reserves. *Nat. Resour. Model.*, 1, 205–234.
- Grand Site Sainte-Victoire, 2013. Le Grand Site Sainte Victoire. Consultable : http://www.grandsitesaintevoir.com/index.php/grand_site/le_grand_site/le_syndicat_mite/les_missions [Consulté le 19 décembre 2013].
- Gratani L., Crescente M.F., Varone L., 2008. Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmos. Environ.*, 42, 8273–8277.
- Graymore M., Stagnitti F., Allinson G., 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ. Int.*, 26, 483-495.
- Green S.M., Machin R., Cresser M.S., 2008. Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environ. Pollut.*, 152, 20-31.
- Grilo C., Bissonette J.A., Santos-Reis M., 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biol. Conserv.*, 142, 301-313.
- Grosman P.D., Jaeger J.A.G., Biron P.M., Dussault C., Ouellet J.-P., 2011. Trade-off between road avoidance and attraction by roadside salt pools in moose: An agent-based model to assess measures for reducing moose-vehicle collisions. *Ecol. Model.*, 222, 1423-1435.
- Grue C.E., Hoffman D.J., Nelson Beyer W., Franson L.P., 1986. Lead concentrations and reproductive success in European starlings *Sturnus vulgaris* nesting within highway roadside verges. *Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol.*, 42, 157-182.
- Guinard É., Julliard R., Barbraud C., 2012. Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias. *Biol. Conserv.*, 147, 40-51.
- Guiney M.S., Andow D.A., Wilder T.T., 2010. Metapopulation structure and dynamics of an endangered butterfly. *Basic Appl. Ecol.*, 11, 354-362.
- Gurrutxaga M., Rubio L., Saura S., 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landsc. Urban Plan.*, 101, 310-320.
- Haeussler U., Erkert H., 1978. Different direct effects of light intensity on the entrained activity rhythm in neotropical bats (Chiroptera, Phyllostomidae). *Behav. Processes*, 3, 223-239.
- Hamed M., Effat W., 2007. A GIS-based approach for the screening assessment of noise and vibration impacts from transit projects. *J. Environ. Manage.*, 84, 305–313.
- Han W., Cao L., Yimit H., Xu X.W., Zhang J.G., 2012. Optimization of the saline groundwater irrigation system along the Tarim Desert Highway Ecological Shelterbelt Project in China. *Ecol. Eng.*, 40, 108-112.

- Hansen M.J., Clevenger A.P., 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biol. Conserv.*, 125, 249-259.
- Harrison R.M., Johnston W.R., 1985. Deposition fluxes of lead, cadmium, copper and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) on the verges of a major highway. *Sci. Total Environ.*, 46, 121-135.
- Haupt J., Haupt H., 1993. Guide des mille-pattes, arachnides et insectes de la région méditerranéenne. Delachaux & Niestle, 357 p.
- Hels T., Buchwald E., 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biol. Conserv.*, 99, 331-340.
- Hérault B., Honnay O., Thoen D., 2005. Evaluation of the ecological restoration potential of plant communities in Norway spruce plantations using a life-trait based approach. *J. Appl. Ecol.*, 42, 536-545.
- Hertig J.-A., Fallot J.-M., 2006. Études d'impact sur l'environnement. PPUR presses polytechniques, 590 p.
- Hill M.O., 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54, 427-432.
- Hiller D.A., 2000. Properties of Urbic Anthrosols from an abandoned shunting yard in the Ruhr area, Germany. *Catena*, 39, 245-266.
- Hitchmough J., Fleur M. de la, 2006. Establishing North American prairie vegetation in urban parks in northern England: Effect of management and soil type on long-term community development. *Landsc. Urban Plan.*, 78, 386-397.
- Holling C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 4, 1-23.
- Hopkins G.R., French S.S., Brodie Jr. E.D., 2013. Increased frequency and severity of developmental deformities in rough-skinned newt (*Taricha granulosa*) embryos exposed to road deicing salts (NaCl & MgCl₂). *Environ. Pollut.*, 173, 264-269.
- Hopwood J.L., 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biol. Conserv.*, 141, 2632-2640.
- Hovd H., Skogen A., 2005. Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 110, 257-265.
- Hsieh T.C., Ma K.H., Chao A., 2013. iNEXT online: interpolation and extrapolation. Consultable : <http://glimmer.rstudio.com/tchsieh/inext/> [Consulté le 18 décembre 2013].
- Huijser M.P., Bergers P.J.M., 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biol. Conserv.*, 95, 111-116.
- Hurlbert A.H., 2004. Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecol. Lett.*, 7, 714-720.
- IGN, 2012. La forêt en chiffres et en cartes. Service de l'inventaire forestier statistique de l'IGN, Consultable : http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/memento_2012.pdf [Consulté le 10 juillet 2013].
- IGN, 2013. Consultable : <http://www.ign.fr/> [Consulté le 16 janvier 2013].
- Inserguet-Brisset V., 2005. Droit de l'environnement. Presses Universitaires de Rennes, Rennes, 292 p.
- Jaarsma C.F., van Langevelde F., Botma H., 2006. Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, 11, 264-276.

- Jackson N.D., Fahrig L., 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biol. Conserv.*, 144, 3143–3148.
- Jaeger J. A. G., Bowman J., Brennan J., Fahrig L., Bert D., Bouchard J., Charbonneau N., Frank K., Gruber G., Tluk von Toschanowitz K., 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecol. Model.*, 185, 329–348.
- Jefferies D.J., French M.C., 1972. Lead concentrations in small mammals trapped on roadside verges and field sites. *Environ. Pollut.* 1970, 3, 147–156.
- Jinxing Z., Jun Y., Gong P., 2008. Constructing a green railway on the Tibet Plateau: Evaluating the effectiveness of mitigation measures. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, 13, 369–376.
- Jones J.A., Swanson F.J., Wemple B.C., Snyder K.U., 2000. Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. *Conserv. Biol.*, 14, 76–85.
- Journard R., Nicolas J.P., 2010. Transport project assessment methodology within the framework of sustainable development. *Ecol. Indic.*, 10, 136–142.
- Journard R., Nicolas J.-P., Boughédaoui M., 2010. Analyse d'indicateurs pour les études d'impact sur l'environnement. Actes Congrès E3D Eau Déchets Dév. Durable. Consultable : <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00615202/> [Consulté le 25 juillet 2013].
- Karraker N.E., Gibbs J.P., 2011. Road deicing salt irreversibly disrupts osmoregulation of salamander egg clutches. *Environ. Pollut.*, 159, 833–835.
- Karraker N.E., Ruthig G.R., 2009. Effect of road deicing salt on the susceptibility of amphibian embryos to infection by water molds. *Environ. Res.*, 109, 40–45.
- Kelly P.M., Adger W.N., 2000. Theory and practice in assessing vulnerability to climate change and facilitating adaptation. *Clim. Change*, 47, 325–352.
- Kerali H.R., 2000. HDM-4 Highway Development and Management, Volume 1- Overview of HDM-4. The highway development and management series. In : Association mondiale de la Route (Eds), Paris. Consultable : <http://ntl.bts.gov/lib/12000/12100/12140/pdf/Kerali.pdf> [Consulté le 24 juillet 2013].
- Kerley L. L., Goodrich J. M., Miquelle D. G., Smirnov E. N., Quigley H. B., Hornocker M. G., 2002. Effects of Roads and Human Disturbance on Amur Tigers. *Conserv. Biol.*, 16, 97–108.
- Kerth G., Melber M., 2009. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biol. Conserv.*, 142, 270–279.
- Keshkamat S., Looijen J., Zuidgeest M., 2009. The formulation and evaluation of transport route planning alternatives: a spatial decision support system for the Via Baltica project, Poland. *J. Transp. Geogr.*, 17, 54–64.
- Keylock C.J., 2005. Simpson diversity and the Shannon–Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos*, 109, 203–207.
- Kjøller R., Clemmensen K.E., 2009. Belowground ectomycorrhizal fungal communities respond to liming in three southern Swedish coniferous forest stands. *For. Ecol. Manag.*, 257, 2217–2225.
- Klar N., Herrmann M., Henning-Hahn M., Pott-Dörfer B., Hofer H., Kramer-Schadt S., 2012. Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connecting forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany. *Landsc. Urban Plan.*, 105, 376–384.
- Kovacs J.C., 1987a. Essai méthodologique sur la prise en compte des milieux naturels dans les études d'impact. 1ère partie.
- Kovacs J.C., 1987b. Essai méthodologique sur la prise en compte des milieux naturels dans les études d'impact. 2ème partie.

- Kurze U.J., 1996. Tools for measuring, predicting and reducing the environmental impact from railway noise and vibration. *J. Sound Vib.*, 193, 237-251.
- Lafranchis T., 2000. Les papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. Biotope, 448 p.
- Lamotte M., Bourlière F., 1978. Structure et fonctionnement des écosystèmes terrestres. Masson, 345 p.
- Larrue C., 2000. Analyser les politiques publiques d'environnement. L'Harmattan, 201 p.
- Laurance W.F., Goosem M., Laurance S.G.W., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol. Evol.*, 24, 659-669.
- Laursen K., 1981. Birds on roadside verges and the effect of mowing on frequency and distribution. *Biol. Conserv.*, 20, 59-68.
- Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J., Forbes T.D.A., 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol. Evol.*, 12, 474-478.
- Lavoux T., Féménias A., 2011. Compétences et professionnalisation des bureaux d'études au regard de la qualité des études d'impact (évaluations environnementales). Conseil général de l'environnement et du développement durable, Consultable : http://portail.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/cgedd/007411-01_rapport.pdf [Consulté le 20 décembre 2013].
- LeBlanc M.-C., de Blois S., Lavoie C., 2010. The invasion of a large lake by the Eurasian genotype of common reed: The influence of roads and residential construction. *J. Gt. Lakes Res.*, 36, 554-560.
- Lee M.A., Davies L., Power S.A., 2012. Effects of roads on adjacent plant community composition and ecosystem function: An example from three calcareous ecosystems. *Environ. Pollut.*, 163, 273-280.
- Legagneux P., Ducatez S., 2013. European birds adjust their flight initiation distance to road speed limits. *Biol. Lett.*, 9. Consultable : <http://rsbl.royalsocietypublishing.org/content/9/5/20130417> [Consulté le 22 août 2013].
- Lepczyk C.A., Flather C. H., Radeloff V. C., Pidgeon A. M., Hammer R R. B., Liu J., 2008. Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conserv. Biol. J. Soc. Conserv. Biol.*, 22, 405-416.
- Lesniewska B. A., Godlewska-Zylkiewicz B., Bocca B., Caimi S., Caroli S., Hulanicki A., 2004. Platinum, palladium and rhodium content in road dust, tunnel dust and common grass in Białystok area (Poland): a pilot study. *Sci. Total Environ.*, 321, 93-104.
- Lesslie R.G., Mackey B.G., Preece K.M., 1988. A Computer-based Method of Wilderness Evaluation. *Environ. Conserv.*, 15, 225-232.
- Lévêque C., Mounolou J.-C., 2008. Biodiversité - 2ème édition - Dynamique biologique et conservation: Dynamique biologique et conservation. Dunod, 275 p.
- Levrel H., 2006. Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ? Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS) Consultable : <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00128430> [Consulté le 19 juillet 2013].
- Lewis J. S., Rachlow J. L., Horne J. S., Garton E. O., Wakkinen W. L., Hayden J., Zager P., 2011. Identifying habitat characteristics to predict highway crossing areas for black bears within a human-modified landscape. *Landsc. Urban Plan.*, 101, 99-107.
- Li Z., Ge C., Li J., Li Y., Xu A., Zhou K., Xue D., 2010. Ground-dwelling birds near the Qinghai-Tibet highway and railway. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*

- Little S.J., Harcourt R.G., Clevenger A.P., 2002. Do wildlife passages act as prey-traps? *Biol. Conserv.*, 107, 135–145.
- Liu K.F.R., Lai J.H., 2009. Decision-support for environmental impact assessment: A hybrid approach using fuzzy logic and fuzzy analytic network process. *Expert Syst. Appl.*, 36, 5119–5136.
- Llop E., Pinho P., Matos P., Pereira M.J., Branquinho C., 2012. The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecol. Indic.*, 13, 215–221.
- Löfgren S., Cory N., Zetterberg T., Larsson P.E., Kronnäs V., 2009. The long-term effects of catchment liming and reduced sulphur deposition on forest soils and runoff chemistry in southwest Sweden. *For. Ecol. Manag.*, 258, 567–578.
- López I., Rodríguez J., Burón J.M., García A., 2009. A methodology for evaluating environmental impacts of railway freight transportation policies. *Energy Policy*, 37, 5393–5398.
- Lorber D., Vallauri D., 2007. Contribution à l'analyse des forêts anciennes de méditerranée. 1. Critères et indicateurs du gradient de naturalité. Consultable : <http://www.wwf.fr/content/download/3361/25648/version/2/file/Contribution+%C3%A0+l%E2%80%99analyse+des+forets+anciennes+de+méditerran%C3%A9e.pdf> [Consulté le 15 avril 2013].
- Lorenz K., Kandeler E., 2005. Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. *Soil Biol. Biochem.*, 37, 1373–1385.
- Lorenzo R., Kaegi R., Gehrig R., Grobety B., 2006. Particle emissions of a railway line determined by detailed single particle analysis. *Atmos. Environ.*, 40, 7831–7841.
- Lundberg K., Balfors B., Folkesson L., 2009. Framework for environmental performance measurement in a Swedish public sector organization. *J. Clean. Prod.*, 17, 1017–1024.
- Macaire N., Landes bruyères. Consultable : <http://www.limousin-en-marche.com/Images/lande%20bruyere.pdf> [Consulté le 25 avril 2013].
- MacArthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, 226 p.
- Mader H.-J., 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol. Conserv.*, 29, 81–96.
- Mader H.J., Schell C., Kornacker P., 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biol. Conserv.*, 54, 209–222.
- Major R.E., Christie F.J., Gowing G., Cassis G., Reid C.A., 2003. The effect of habitat configuration on arboreal insects in fragmented woodlands of south-eastern Australia. *Biol. Conserv.*, 113, 35–48.
- Mallard F., François D., 2013a. Deficiencies of environmental assessments of terrestrial transport infrastructure on the natural environment. *Land Use Policy*. (soumis en septembre 2013, en révision).
- Mallard F., François D., 2013b. Effectiveness of the legal framework for natural areas protection relative to French road projects. *Land Use Policy*, 30, 582–591.
- Mallard F., François D., 2013c. Policies to protect natural areas from roads assessed in France. *Sci. Environ. Policy Eur. Comm. DG Environ. News Alert Serv.*, 314. Consultable : <http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/314na3.pdf> [Consulté le 18 décembre 2013].
- Mallard F., François D., 2013d. Treatment of earthwork soil : effects on natural environment and the related indicators. *Environ. Eng. Manag. J.* (soumis en avril 2013, en révision).

- Mallard F., François D., 2012. Effectivité juridique des instruments de protection des espaces naturels appliquée aux projets routiers en France. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12 (1). Consultable : <http://vertigo.revues.org/11924>.
- Mallard F., François D., Jullien A., 2011. Évaluation des effets des traitements des sols de chantiers de terrassements routiers sur les écosystèmes terrestres, recherche d'indicateurs écosystémiques et mesures d'insertion. Programme de recherche Agence Nationale de la Recherche Terrassements Durables – Ouvrages en Sols Traités (TerDOUEST).
- Mandák B., 2003. Germination requirements of invasive and non-invasive *Atriplex* species: a comparative study. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants*, 198, 45-54.
- Manneville O., 2006. Le Monde des tourbières et des marais: France, Suisse, Belgique, Luxembourg. Delachaux et Niestlé, 320 p.
- Mariño F., Ligeró A., Díaz Cosin D.J., 1992. Heavy metals and earthworms on the border of a road next to Santiago (galicia, northwest of Spain). initial results. *Soil Biol. Biochem.*, 24, 1705-1709.
- Mata C., Hervás I., Herranz J., Suárez F., Malo J., 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *J. Environ. Manage.*, 88, 407-415.
- Mata C., Hervás I., Herranz J., Suárez F., Malo J.E., 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biol. Conserv.*, 124, 397-405.
- Maurer K., Durka W., Stöcklin J., 2003. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics. *Basic Appl. Ecol.*, 4, 307-316.
- Mayer R.M., Poulikakos L.D., Lees A.R., Heutschi K., Kalivoda M.T., Soltic P., 2011. Reducing the environmental impact of road and rail vehicles. *Environ. Impact Assess. Rev.*
- Mecklin C.J., 2003. The Credible Diversity Plot: A Graphic for the Comparison of Biodiversity. , 1-8.
- MEDDE, 2013. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. Consultable : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/> [Consulté le 24 juillet 2010].
- Mendes R.S., Evangelista L.R., Thomaz S.M., Agostinho A.A., Gomes L.C., 2008. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, 31, 450-456.
- Meriano M., Eyles N., Howard K.W.F., 2009. Hydrogeological impacts of road salt from Canada's busiest highway on a Lake Ontario watershed (Frenchman's Bay) and lagoon, City of Pickering. *J. Contam. Hydrol.*, 107, 66-81.
- Merriam G., Kozakiewicz M., Tsuchiya E., Hawley K., 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landsc. Ecol.*, 2, 227-235.
- Meunier F.D., Verheyden C., Jouventin P., 1999. Bird communities of highway verges: Influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica*, 20, 1-13.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being. Island Press, 86 p.
- Mills E.L., Leach J.H., Carlton J.T., Secor C.L., 1993. Exotic Species in the Great Lakes: A History of Biotic Crises and Anthropogenic Introductions. *J. Gt. Lakes Res.*, 19, 1-54.
- Ministère de l'écologie et du développement durable, 2006. Mobilité, transport et environnement: rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement. la Documentation française, 405 p.
- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2013. Indicateurs et indices. développement Durable. Indicateurs de développement durable territoriaux. L'état des peuplement piscicoles. Consultable : <http://www.statistiques.developpement->

- durable.gouv.fr/indicateurs-indices/f/1831/1346/letat-peuplements-piscicoles.html [Consulté le 31 octobre 2013].
- Mistry S., McCracken G.F., 1990. Behavioural response of the Mexican free-tailed bat, *Tadarida brasiliensis mexicana*, to visible and infra-red light. *Anim. Behav.*, 39, 598-599.
- Mouillot D., Bellwood D. R., Baraloto C., Chave J., Galzin R., Harmelin-Vivien M., Kulbicki M., Lavergne S., Lavorel S., Mouquet N., Paine C. E. T., Renaud J., Thuiller W., 2013. Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. *PLoS Biol.*, 11, e1001569.
- Mumme R.L., Schoech S.J., Woolfenden G.E., Fitzpatrick J.W., 2000. Life and Death in the Fast Lane: Demographic Consequences of Road Mortality in the Florida Scrub-Jay. *Conserv. Biol.*, 14, 501-512.
- Munguira M.L., Thomas J.A., 1992. Use of Road Verges by Butterfly and Burnet Populations, and the Effect of Roads on Adult Dispersal and Mortality. *J. Appl. Ecol.*, 29, 316.
- Muséum d'Histoire Naturelle de Bourges, 2013. Consultable : <http://www.museum-bourges.net/chauve-souris-etudes-39.html> [Consulté le 17 janvier 2013].
- Muskett C.J., Jones M.P., 1980. The dispersal of lead, cadmium and nickel from motor vehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna. *Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol.*, 23, 231-242.
- n.d., 2013. Birds evolve shorter wings to survive on roads. *New Sci.*, 217, 17.
- Neher D.A., Asmussen D., Lovell S.T., 2013. Roads in northern hardwood forests affect adjacent plant communities and soil chemistry in proportion to the maintained roadside area. *Sci. Total Environ.*, 449, 320-327.
- Nellemann C., Vistnes I., Jordhoy P., Strand O., 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biol. Conserv.*, 101, 351-360.
- Neumann W., Ericsson G., Dettki H., Bunnefeld N., Keuler N. S., Helmers D. P., Radeloff V. C., 2012. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. *Biol. Conserv.*, 145, 70-78.
- Noble B.F., 2004. A state-of-practice survey of policy, plan, and program assessment in Canadian provinces. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 24, 351-361.
- Noé conservation, 2013. Consultable : <http://www.noiconservation.org/index2.php?goto=contenu&rub=12> [Consulté le 16 janvier 2013].
- Noordijk J., Delille K., Schaffers A.P., Sýkora K.V., 2009. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biol. Conserv.*, 142, 2097-2103.
- Nordbakken J.-F., Rydgren K., Auestad I., Austad I., 2010. Successful creation of species-rich grassland on road verges depend on various methods for seed transfer. *Urban For. Urban Green.*, 9, 43-47.
- Noss R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *For. Ecol. Manag.*, 115, 135-146.
- Nowicki F., Dadu L., Carsignol J., Breteau J.-F., Bielsa S., 2009. Chiroptères et infrastructures de transport terrestre - Menaces et actions de préservation. Consultable : http://www.setra.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/0862w_RoutesetChiropteres_new.pdf [Consulté le 16 janvier 2013].
- Nowicki F., Dadu L., Carssignol J., Breteau J.F., Bielsa S., 2008. Routes et chiroptères - Etat des connaissances. Sétra, Consultable :

- http://www.setra.fr/IMG/pdf/0862w_RoutesetChiropteres_new.pdf [Consulté le 12 novembre 2011].
- Nowicki P. ; Pepkowska A.; Kudlek J.; Skorka P.; Witek M.; Settele J.; Woyciechowski M., 2007. From metapopulation theory to conservation recommendations : Lessons from spatial occurrence and abundance patterns of *Maculinea* butterflies. *Biol. Conserv.*, 140, 119-129.
- OCDE, 1993. Jeu de base d'indicateurs de l'OCDE pour l'étude de performance environnementale. OECD Environment Monographs.
- OCDE, 1998. L'évaluation environnementale stratégique dans le secteur des transports. OECD Publishing,
- Odum E.P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science*, 164, 262-270.
- Oliver I., Beattie A.J., 1996. Invertebrate Morphospecies as Surrogates for Species: A Case Study. *Conserv. Biol.*, 10, 99-109.
- Olsson B.A., Kellner O., 2002. Effects of soil acidification and liming on ground flora establishment after clear-felling of Norway spruce in Sweden. *For. Ecol. Manag.*, 158, 127-139.
- ONEMA, 2013. Onema. Consultable : <http://www.onema.fr/Les-plaquettes-grand-public> [Consulté le 1 mai 2013].
- Osterkamp S., Lorenz U., Schirmer M., 1999. Einsatz von Pflanzenkläranlagen zur Behandlung von schadstoffbelastetem Oberflächenabfluß städtischer Straßen. *Limnol. - Ecol. Manag. Inland Waters*, 29, 93-102.
- Oxley D.J., Fenton M.B., Carmody G.R., 1974. The Effects of Roads on Populations of Small Mammals. *J. Appl. Ecol.*, 11, 51-59.
- Palik B.J., Ostry M.E., Venette R.C., Abdela E., 2011. *Fraxinus nigra* (black ash) dieback in Minnesota: Regional variation and potential contributing factors. *For. Ecol. Manag.*, 261, 128-135.
- Palomino D., Carrascal L.M., 2007. Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landsc. Urban Plan.*, 83, 268-274.
- Park S.W., Lee J.Y., Yang J.S., Kim K.J., Baek K., 2009. Electrokinetic remediation of contaminated soil with waste-lubricant oils and zinc. *J. Hazard. Mater.*, 169, 1168-1172.
- Parr T.W., Way J.M., 1988. Management of Roadside Vegetation: The Long-Term Effects of Cutting. *J. Appl. Ecol.*, 25, 1073.
- Paukert C.P., Pitts K.L., Whittier J.B., Olden J.D., 2011. Development and assessment of a landscape-scale ecological threat index for the Lower Colorado River Basin. *Ecol. Indic.*, 11, 304-310.
- Peet R.K., 1974. The Measurement of Species Diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 5, 285-307.
- Peeters A., Janssen J., 2004. Talus et prés fleuris : Mode d'emploi. Ministère de la région Wallonie,
- Pennington D.N., Hansel J.R., Gorchov D.L., 2010. Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biol. Conserv.*, 143, 182-194.
- Penone C., Machon N., Julliard R., Le Viol I., 2012. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biol. Conserv.*, 148, 126-133.
- Perkin J.S., Gido K.B., Al-Ta'ani O., Scoglio C., 2013. Simulating fish dispersal in stream networks fragmented by multiple road crossings. *Ecol. Model.*, 257, 44-56.
- Perrein C., 2012. Biohistoire des papillons. Presses Universitaires Rennes I, 528 p.
- Pescador M., Peris S., 2007. Influence of roads on bird nest predation: An experimental study in the Iberian Peninsula. *Landsc. Urban Plan.*, 82, 66-71.

- Pickett S.T.A., White P.S., 1985. The ecology of natural disturbance of natural patch dynamics. Academic Press, United States of America, 472 p.
- Pimm S.L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. Publ. Online 26 January 1984 Doi101038307321a0, 307, 321-326.
- Piveteau V., Arnould P., Barthod C., 1999. Les espaces boisés en France-Bilan environnemental. Editions Frison Roche., 197 p.
- Plakhotnik V., Onyshchenko J.V., Yaryshkina L., 2005. The environmental impacts of railway transportation in the Ukraine. Transp. Res. Part Transp. Environ., 10, 263-268.
- Planillo A., Malo J.E., 2013. Motorway verges: Paradise for prey species? A case study with the European rabbit. Mamm. Biol. - Z. Für Säugetierkd., 78, 187-192.
- Polfus J.L., Hebblewhite M., Heinemeyer K., 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. Biol. Conserv., 144, 2637-2646.
- Ponts et Chaussées, 1996. Le plan routier Breton. Presses de l'école nationale des ponts et chaussées, 160 p.
- Potts D.M., Racey P.A., 1970. A light and electron microscope study of early development in the bat *Pipistrellus pipistrellus*. Micron 1969, 2, 322-348.
- Priou D., Murzeau A., 2007. Les impacts environnementaux des projets routiers. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées de Nantes, IUT Saint-Nazaire, Projet tutoré : génie civil, 38 p.
- Pronello C., 2003. The measurement of train noise: a case study in northern Italy. Transp. Res. Part Transp. Environ., 8, 113-128.
- Prudêncio da Silva V., van der Werf H.M.G., Spies A., Soares S.R., 2010. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. J. Environ. Manage., 91, 1831-1839.
- Przybylski Z., 1979. The effects of automobile exhaust gases on the arthropods of cultivated plants, meadows and orchards. Environ. Pollut. 1970, 19, 157-161.
- Purvis O.W., Chimonides J., Din V., Erotokritou L., Jeffries T., Jones G.C., Louwhoff S., Read H., Spiro B., 2003. Which factors are responsible for the changing lichen floras of London? Sci. Total Environ., 310, 179-189.
- Quézel P., Médail F., 2004. Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. Elsevier, 572 p.
- Quigley T.M., Haynes R.W., Hann W.J., 2001. Estimating ecological integrity in the interior Columbia River basin. For. Ecol. Manag., 153, 161-178.
- Ramade F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Dunod, 786 p.
- Ramade F., 2009. Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale. Paris, Dunod., 690 p.
- Ramade F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie : fondements et applications. Tec & Doc Lavoisier,
- Ratcliffe D., Beeby A., 1980. Differential accumulation of lead in living and decaying grass on roadside verges. Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol., 23, 279-286.
- Ratcliffe D.A., 1977. A Nature Conservation Review: The Selection of Biological Sites of National Importance to Nature Conservation in Britain. Cambridge University Press, 332 p.
- De Redon de Colombier L., 2008. Intérêts écologiques des bords de route en milieu agricole intensif. Museum National d'Histoire Naturelle. 190 p. Consultable : <http://www.theses.fr/137619235> [Consulté le 24 juillet 2013].

- De Redon L., Machon N., Kerbiriou C., Jiguet F., 2010. Possible effects of roadside verges on vole outbreaks in an intensive agrarian landscape. *Mamm. Biol. - Z. Für Säugetierkd.*, 75, 92-94.
- Regmi M.B., Hanaoka S., 2012. Assessment of intermodal transport corridors: Cases from North-East and Central Asia. *Res. Transp. Bus. Manag.*, 5, 27-37.
- Reverdy G., 1981. Histoire des grandes liaisons françaises I. Revue générales des routes et des aéroports, Paris, 237 p.
- Rey F., Gosselin F., Guérin M., 2012. Ingénierie écologique : action par et ou le vivant ?
- RGRA, 2000. 100 ans de routes en France. Revue générale des routes et des aéroports, Paris, 210 p.
- Ribas C.R., Sobrinho T.G., Schoereder J.H., Sperber C.F., Lopes-Andrade C., Soares S.M., 2005. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica*, 27, 31-41.
- Ries L., Debinski D.M., Wieland M.L., 2001. Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conserv. Biol.*, 15, 401-411.
- Riou-Nivert P., 2005. Les résineux: Ecologie et pathologie. Forêt privée française, 452 p.
- Rodriguez A., Crema G., Delibes M., 1996. Use of Non-Wildlife Passages Across a High Speed Railway by Terrestrial Vertebrates. *J. Appl. Ecol.*, 33, 1527-1540.
- Rolland C., 2009. Les chauves-souris face à la pollution lumineuse. *LPOInfo Isère Chron. Chiro*, 15, 22-21.
- Rosenzweig M.L., 2004. Applying species-area relationships to the conservation of species diversity. *Front. Biogeogr. New Dir. Geogr. Nat.*, 325-343.
- Rosenzweig M.L., 1995. Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press, 462 p.
- Rossi F., Nicolini A., 2003. A simple model to predict train-induced vibration: theoretical formulation and experimental validation. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 23, 305-322.
- Rozier Y., 1999. Contribution à l'étude de la Biologie de la Conservation de *Maculinea* sp. (Lepidoptera: Lycaenidae) dans les zones humides de la vallée du Haut-Rhône. Université Claude Bernard - Lyon I. 230 p.
- Ruiz-Capillas P., Mata C., Malo J.E., 2013. Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. *Biol. Conserv.*, 158, 223-229.
- Rutledge D., 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Department of Conservation PO Box 10-420 Wellington, New Zealand,
- Rytwinski T., Fahrig L., 2012. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biol. Conserv.*, 147, 87-98.
- Saarinen K., Valtonen A., Jantunen J., Saarnio S., 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.*, 123, 403-412.
- Salma I., Weidinger T., Maenhaut W., 2007. Time-resolved mass concentration, composition and sources of aerosol particles in a metropolitan underground railway station. *Atmos. Environ.*, 41, 8391-8405.
- De Santo R.S., Smith D.G., 1993. An introduction to issues of habitat fragmentation relative to transportation corridors with special reference to high-speed rail (HSR). *Environ. Manage.*, 17, 111-114.
- Sanzo D., Hecnar S.J., 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environ. Pollut.*, 140, 247-256.

- Sarkar R.K., Banerjee A., Mukherji S., 1986. Acceleration of peroxidase and catalase activities in leaves of wild dicotyledonous plants, as an indication of automobile exhaust pollution. *Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol.*, 42, 289-295.
- Saunders D.A. (Denis A., Hobbs R.J. (Richard J.)), 1991. The role of corridors / edited by Denis A. Saunders and Richard J. Hobbs. Surrey Beatty & Sons in association with Western Australian Laboratory of the CSIRO Division of Wildlife Ecology, Western Australian Dept. of Conservation and Land Management, Western Australian Roadside Conservation Committee, Western Australian Main Roads Dept, Chipping Norton, N.S.W.
- Saura S., Rubio L., 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33, 523-537.
- Sawchik J., Dufrêne M., Lebrun P., Schtickzelle N., Baguette M., 2002. Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: modelling the effect of habitat fragmentation. *Acta Oecologica*, 23, 287-296.
- Schaub M., Aebischer A., Gimenez O., Berger S., Arlettaz R., 2010. Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. *Biol. Conserv.*, 143, 1911-1918.
- Seshadri K.S., Ganesh T., 2011. Faunal mortality on roads due to religious tourism across time and space in protected areas: A case study from south India. *For. Ecol. Manag.*, 262, 1713-1721.
- Sétra, 2007. Chantiers routiers et préservation du milieu aquatique. Service d'études techniques des routes et autoroutes, Bagneux,
- Sétra, 2009. Éléments de coût des mesures d'insertion environnementales. Service d'études techniques des routes et autoroutes, Bagneux,
- Sétra, 2008a. Paysage et infrastructures de transport. Service d'études techniques des routes et autoroutes, Bagneux,
- Sétra, 2008b. Routes et chiroptères - Etat des connaissances.
- Sétra, 2006. Routes et passages à faune sauvage - 40 ans d'évolution - Rapport_faune.pdf. Service d'études techniques des routes et autoroutes, Bagneux, Consultable : http://www.setra.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport_faune.pdf [Consulté le 24 juillet 2013].
- Shen W., Zhang H., Zou C., Cao X., Tang X., 2004. Approaches to prediction of impact of Qinghai-Tibet Railway construction on alpine ecosystems alongside and its recovery. *Chin. Sci. Bull.*, 49, 834.
- Shier D.M., Lea A.J., Owen M.A., 2012. Beyond masking: Endangered Stephen's kangaroo rats respond to traffic noise with footdrumming. *Biol. Conserv.*, 150, 53-58.
- Shore R.F., Mackenzie S., 1993. The effects of catchment liming on shrews *Sorex* spp. *Biol. Conserv.*, 64, 101-111.
- Siemers B.M., Schaub A., 2010. Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* Consultable : <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/early/2010/11/11/rspb.2010.2262> [Consulté le 16 janvier 2013].
- Skórka P., Lenda M., Morón D., Kalarus K., Tryjanowski P., 2013. Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biol. Conserv.*, 159, 148-157.
- Slabbekoorn H., Peet M., 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, 424, 267.
- Slaughter C.W., Racine C.H., Walker D.A., Johnson L.A., Abele G., 1990. Use of off-road vehicles and mitigation of effects in Alaska permafrost environments: A review. *Environ. Manage.*, 14, 63-72.

- Smeets E., Weterings R., voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk N.C.O., 1999. Environmental indicators: Typology and overview. European Environment Agency Copenhagen, Consultable : http://www.brahmatwinn.uni-jena.de/fileadmin/Geoinformatik/projekte/brahmatwinn/Workshops/FEEM/EEA_tech_rep_25_Env_Ind.pdf [Consulté le 9 juillet 2013].
- Smith M.E., Kaster J.L., 1983. Effect of rural highway runoff on stream benthic macroinvertebrates. *Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol.*, 32, 157-170.
- Soluk D.A., Zercher D.S., Worthington A.M., 2011. Influence of roadways on patterns of mortality and flight behavior of adult dragonflies near wetland areas. *Biol. Conserv.*, 144, 1638-1643.
- Soulard B., 2007. Ecologie fondamentale, eaux et milieux humides. In : Ecole des Mines de Paris (Eds), Semaine européenne Athens : MP7, 57. Athens. Consultable : <http://www.hydrologie.org/BIB/manuels/Soulard2007.pdf> [Consulté le 8 avril 2013].
- Sriyaraj K., Shutes R., 2001. An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environ. Int.*, 26, 433-439.
- Sterry P., 2001. Toute la nature méditerranéenne. Delachaux & Niestle, 382 p.
- Stone E.L., Jones G., Harris S., 2009. Street Lighting Disturbs Commuting Bats. *Curr. Biol.*, 19, 1123-1127.
- Sures B., Zimmermann S., Messerschmidt J., von Bohlen A., Alt F., 2001. First report on the uptake of automobile catalyst emitted palladium by European eels (*Anguilla anguilla*) following experimental exposure to road dust. *Environ. Pollut.*, 113, 341-345.
- Van Swaay C., Warren M., Loïs G., 2006. Biotope use and trends of European butterflies. *J. Insect Conserv.*, 10, 305-306.
- Swart K. P., Healy G.F., Dodge R.E., Kramer P., Hudson J.H. Halley R.B., Robblee M. B., 1996. The stable oxygen and carbon isotopic record from a coral growing in Florida Bay: a 160 year record of climatic and anthropogenic influence. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 123, 219-237.
- Switalski T.A., Nelson C.R., 2011. Efficacy of road removal for restoring wildlife habitat: Black bear in the Northern Rocky Mountains, USA. *Biol. Conserv.*, 144, 2666-2673.
- Teillac-Deschamps P., Clavel J., 2012. Les services écosystémiques un outil politique et non écologique. In *L'exigence de la réconciliation: Biodiversité et société*, 472. Essais. Fayard.
- Thompson G.G., Withers P.C., Pianka E.R., Thompson S.A., 2003. Assessing biodiversity with species accumulation curves; inventories of small reptiles by pit-trapping in Western Australia. *Austral Ecol.*, 28, 361-383.
- Tikka P.M., Högmander H., Koski P.S., 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landsc. Ecol.*, 16, 659-666.
- Tjørve E., 2003. Shapes and functions of species-area curves: a review of possible models. *J. Biogeogr.*, 30, 827-835.
- Tonneau J.-P., 2003. De la communauté au territoire. Un itinéraire de recherche pour le développement. HDR, Paris, Université de Paris X Nanterre, 207 p. In Balestrat M., 2011. Système d'indicateurs spatialisés pour la gouvernance territoriale : application à l'occupation des sols en zone péri-urbaine Languedocienne. Université de Montpellier III, Ecole doctorale Territoires, Temps, Sociétés et Développement, Cemagref. Thèse : Géographie, 402.
- Torres A., Palacín C., Seoane J., Alonso J.C., 2011. Assessing the effects of a highway on a threatened species using Before-During-After and Before-During-After-Control-Impact designs. *Biol. Conserv.*, 144, 2223-2232.

- Tosza E., Dumnicka E., Niklinska M., Rozen A., 2010. Enchytraeid and earthworm communities along a pollution gradient near Olkusz (southern Poland). *Eur. J. Soil Biol.*, 46, 218–224.
- Tóthmérész B., 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *J. Veg. Sci.*, 6, 283–290.
- Trexler J.C., 1995. Restoration of the Kissimmee River: A Conceptual Model of Past and Present Fish Communities and Its Consequences for Evaluating Restoration Success. *Restor. Ecol.*, 3, 195–210.
- Truscott A.M., Palmer S.C.F., McGowan G.M., Cape J.N., Smart S., 2005. Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environ. Pollut.*, 136, 109–118.
- Tsallis C., 1988. Possible generalization of Boltzmann-Gibbs statistics. *J. Stat. Phys.*, 52, 479–487.
- Tuhácková J., Cajthaml T., Novák K., Novotný C., Mertelík J., Sasek V., 2001. Hydrocarbon deposition and soil microflora as affected by highway traffic. *Environ. Pollut.*, 113, 255–262.
- Uherek E., Halenka T., Borken-Kleefeld J., Balkanski Y., Berntsen T., Borrego C., Gauss M., Hoor P., Juda-Rezler K., Lelieveld J., Melas D., Rypdal K., Schmid S., 2010. Transport impacts on atmosphere and climate: land transport. *Atmos. Environ.*
- Ulanowicz R.E., 2011. 9.04 - Quantitative Methods for Ecological Network Analysis and Its Application to Coastal Ecosystems. In : Academic Press (Eds), *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, 35–57. Waltham. Consultable : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123747112009049> [Consulté le 25 août 2013].
- Ulanowicz R.E., 1984. Community Measures of Marine Food Networks and their Possible Applications. In : Springer US (Eds), *Flows of Energy and Materials in Marine Ecosystems*, 23–47. NATO Conference Series. Consultable : http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4757-0387-0_2 [Consulté le 20 août 2013].
- Ulanowicz R.E., 1997. *Ecology, the ascendent perspective*. Columbia University Press, New York.
- Uršej Š., Kontić B., 2007. The role of surface characteristics in directing subsurface spatial planning processes: The case study of a high-speed railway in Slovenia. *Tunn. Undergr. Space Technol.*, 22, 414–432.
- Vallauri D., Lorber D., Peters P., Pimenta R., 2009. Les forêts anciennes de Méditerranée. 2. Critères et indicateurs d’empreinte humaine. Consultable : http://www.wwf.fr/content/download/3360/25640/version/2/file/2.Vallauri+et+al_2009_BD.pdf [Consulté le 15 avril 2013].
- Valtonen A., Jantunen J., Saarinen K., 2006. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biol. Conserv.*, 133, 389–396.
- Vandeveld J.C., Penone C., Kerbiriou C., Le Viol I., 2012. Grandes infrastructures de transport et biodiversité : quelle prise en compte ? In : Fayard (Eds), *L’exigence de la réconciliation: Biodiversité et société*, 472. Essais.
- Vanpeene-Bruhier S., Dalban-Canassy J., 2006. Etat des lieux de la connaissance et des attentes des acteurs sur l’impact des infrastructures de transport terrestre sur les paysages et les écosystèmes. Cemagref.
- Vermeulen H.J.W., Opdam P.F.M., 1995. Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: A simulation study. *Landsc. Urban Plan.*, 31, 233–248.
- Verneaux J., 1973. Cours d’eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse d’état, Besançon. In Balent G., 1994. La qualité des systèmes écologiques Le point de vue de l’écologue. *Etud. Rech. Syst. Agraires Dev.*, 28:259–266, 257.

- Villarroya A., Puig J., 2010. Ecological compensation and Environmental Impact Assessment in Spain. *Environ. Impact Assess. Rev.*, 30, 357-362.
- Le Viol I., Julliard R., Kerbiriou C., de Redon L., Carnino N., Machon N., Porcher E., 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biol. Conserv.*, 141, 1581-1590.
- Le Viol I., Chiron F., Julliard R., Kerbiriou C., 2012. More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecol. Eng.*, 47, 146-154.
- Vodka Š., Cizek L., 2013. The effects of edge-interior and understorey-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. *For. Ecol. Manag.*, 304, 33-41.
- Vogel J.A., Debinski D.M., Koford R.R., Miller J.R., 2007. Butterfly responses to prairie restoration through fire and grazing. *Biol. Conserv.*, 140, 78-90.
- Vreugdenhil D., Terborgh J., Cleef A. M., Sinitsyn M., Boere G. C., Archaga V. L., Prins H. H.T., 2003. Comprehensive protected areas system composition and monitoring. WICE Shepherdstown, Consultable : http://www.resecol.wur.nl/publ/2003_Vreugdenhil,Terborgh,Cleef,Prins_ProtectedAreasSystemCompositionAndMonitoring.pdf [Consulté le 20 août 2013].
- Wade K.J., Flanagan J.T., Currie A., Curtis D.J., 1980. Roadside gradients of lead and zinc concentrations in surface-dwelling invertebrates. *Environ. Pollut. Ser. B Chem. Phys.*, 1, 87-93.
- Weber J.-L., Spyropoulou R., Soukup T., Páramo F., 2008. Net Landscape Ecological Potential of Europe and change 1990-2000. Consultable : http://projects.eionet.europa.eu/leac/library/ecological_21042008doc [Consulté le 12 novembre 2013].
- Weber T.C., Allen W.L., 2010. Beyond on-site mitigation: An integrated, multi-scale approach to environmental mitigation and stewardship for transportation projects. *Landsc. Urban Plan.*, 96, 240-256.
- Van Wee B., van den Brink R., Nijland H., 2003. Environmental impacts of high-speed rail links in cost-benefit analyses: a case study of the Dutch Zuider Zee line. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, 8, 299-314.
- Whittaker R.H., 1973. *Ordination and Classification of Communities*. Junk,
- Wilkinson S.M., Ormerod S.J., 1994. The effect of catchment liming on bryophytes in upland Welsh streams, with an assessment of the communities at risk. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 4, 297-306.
- Williams D.D., Williams N.E., Cao Y., 2000. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Res.*, 34, 127-138.
- Williams N.S.G., McDonnell M.J., Seager E.J., 2005. Factors influencing the loss of an endangered ecosystem in an urbanising landscape: a case study of native grasslands from Melbourne, Australia. *Landsc. Urban Plan.*, 71, 35-49.
- Witte P.A., Wiegman B.W., van Oort F.G., Spit T.J.M., 2012. Chokepoints in corridors: Perspectives on bottlenecks in the European transport network. *Res. Transp. Bus. Manag.*, 5, 57-66.
- Wittig R., 2012. Frequency of *Buddleja davidii* Franch. (Buddlejaceae) in Germany along ecological gradients. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants*, 207, 133-140.
- Xiaoan G., 2006. Railway environmental noise control in China. *J. Sound Vib.*, 293, 1078-1085.

- Xu J., Wang L., Xue H., Wang Y., Xu L., 2009. Genetic structure of Himalayan marmot (*Marmota himalayana*) population alongside the Qinghai–Tibet Railway. *Acta Ecol. Sin.*, 29, 314–319.
- Yanes M., Velasco J.M., Suárez F., 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. *Biol. Conserv.*, 71, 217–222.
- Yousef Y.A., Hvitved-Jacobsen T., Harper H.H., Lin L.Y., 1990. Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. *Sci. Total Environ.*, 93, 433–440.
- Yousef Y.A., Wanielista M.P., Hvitved-Jacobsen T., Harper H.H., 1984. Fate of heavy metals in stormwater runoff from highway bridges. *Sci. Total Environ.*, 33, 233–244.
- Yuan S., Xu J., Yang L., 2006. The impact of Dunhuang railway construction on land desertification. *J. Geogr. Sci.*, 16, 99–104.
- Van der Zande A.N., ter Keurs W.J., van der Weijden W.J., 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat—evidence of a long-distance effect. *Biol. Conserv.*, 18, 299–321.
- Zelles L., Stepper K., Zsolnay A., 1990. The effect of lime on microbial activity in spruce (*Picea abies* L.) forests. *Biol. Fertil. Soils*, 9, 78–82.
- Zhang Q., Xia L., Ma J., Wu P.-W., Yang Q.-S., 2009. Effects of the Qinghai-Tibet Railway on the community structure of rodents in Qaidam desert region. *Acta Ecol. Sin.*, 29, 267–271.
- Zhou K.Y., Sheate W.R., 2011. EIA application in China’s expressway infrastructure: Clarifying the decision-making hierarchy. *J. Environ. Manage.*
- Zwaenepoel A., Roovers P., Hermy M., 2006. Motor vehicles as vectors of plant species from road verges in a suburban environment. *Basic Appl. Ecol.*, 7, 83–93.