



HAL
open science

**La forêt dans tous ses états : de la conservation à
l'évaluation territoriale Volume 1 Oeuvre scientifique
inédite**

Damien Marage

► **To cite this version:**

Damien Marage. La forêt dans tous ses états : de la conservation à l'évaluation territoriale Volume 1 Oeuvre scientifique inédite. Géographie. Université Paris 1 - Panthéon-Sorbonne, 2018. tel-01960058

HAL Id: tel-01960058

<https://shs.hal.science/tel-01960058>

Submitted on 19 Dec 2018

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.

HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

LA FORÊT DANS TOUS SES ÉTATS : DE LA
CONSERVATION À L'ÉVALUATION
TERRITORIALE
~ VOLUME 1 ~
OEUVRE SCIENTIFIQUE INÉDITE

Damien MARAGE

Soutenu le : 12 novembre 2018 devant un jury composé de :

Rapporteurs Marianne COHEN, PR., Lettres Sorbonne Université
 Guillaume DECOCQ, PR., Université de PICARDIE, Jules VERNE

Examineurs Frédéric ALEXANDRE, PR., Université Paris 13 - Sorbonne Paris Cité
 Jean-Christophe FOLTÊTE, PR., Université de FRANCHE-COMTÉ
 Clive G. JONES, Senior Scientist Emeritus, Cary Institute of Ecosystems Studies
 Pierre PECH, PR., Emérite, Université PARIS I, PANTHÉON-SORBONNE

Garant Laurent SIMON, PR., Université PARIS I, PANTHÉON-SORBONNE

Remerciements

A Laurent SIMON, mon garant, à Pierre PECH et à Guy LEMPERIERE, pour leur soutien, leur encouragement sans faille, leur enthousiasme toujours renouvelé. Merci, merci d'avoir cru en moi et de m'avoir ouvert la « voie » de la géographie !,

A mes rapporteurs, Marianne COHEN et Guillaume DECOCQ, pour s'être penchés longuement sur mes travaux et d'y avoir apportés leurs regards éclairés,

A mes examinateurs, Clive JONES, Jean-Christophe FOLTÊTE et Frédéric ALEXANDRE, pour me faire l'immense honneur d'avoir bien voulu partager ces milliers de lignes, fruit de mes réflexions et d'y avoir apportés leurs regards critiques,

A mes collègues de la DREAL Bourgogne puis de Bourgogne-Franche-Comté, toute l'équipe du groupe « Biodiversité » puis du pôle « Territoires » qui pendant ces cinq dernières années m'ont fait découvrir l'existence du SGAR !, m'ont appris à ne jamais signer un courrier à la place d'un Préfet !, m'ont tempérés dans mes accents parfois professorales et surtout de me faire partager, au quotidien, des moments toujours plus conviviaux les uns que les autres : Merci à vous tous, Adeline, Alain, Anne, Annabelle, Bruno, les deux Claire, Daniel, Dominique, Emeric, Estelle, Hugues, Ilyass, les deux Jean-Luc, Julien, Laura, les deux Laurence, Marc, les deux Philippe, Pierre, Valérie, Xavier.

A Alexandra, Anaïs, Garance et Apolline, mes perles, pour leur amour, patience, soutien et surtout pour me rappeler ce qui est réellement important dans une vie.

Table des matières

Remerciements	i
Table des matières	iii
Choisir la géographie	1
Volume 1 : La forêt dans tous ses états : de la conservation à l'évaluation territoriale	9
En guise d'avant propos	11
1 Conserver les forêts	15
1.1 Sous le regard tutélaire du « conservateur » et du « garde »	15
1.2 Une géographie de la conservation des forêts françaises	19
1.2.1 Dans les plaines	19
1.2.2 Sur le littoral atlantique	20
1.2.3 En montagne	21
1.2.4 Dans le domaine méditerranéen	23
1.2.5 La transition forestière s'opère au XIXe siècle	24
1.3 Conservation des forêts et conservation de la nature : même combat ?	25
1.3.1 Des combats communs...	28
1.3.2 ...à la dichotomie entre deux courants	32
1.4 Cristallisation des questions contemporaines de la gestion forestière	33
1.4.1 La nécessité d'agir	33
1.4.2 Avec une certaine éthique	35
1.4.3 1992, année-clé pour l'état des forêts	37
Points clés	41

2	L'état des forêts	43
2.1	Caractériser l'état de conservation : une question de valeur	43
2.1.1	Les valeurs d'une forêt	43
2.1.2	A quelles échelles ?	46
2.1.3	La forêt et sa dynamique cyclique	50
2.1.4	La « dictature » des indicateurs dans la gestion forestière . .	54
2.2	La lancinante question du référentiel	56
2.2.1	L'état de référence : une problématique de la conservation .	56
2.2.2	Des référentiels incontestables et harmonisés	69
2.2.3	Définir un cadre de référence est essentiel	70
2.3	Vers des systèmes critériés de notation	72
2.3.1	Le « bon état » de conservation au sein du réseau Natura 2000	72
2.3.2	Monitoring et surveillance territoriale	79
2.4	Un bilan des méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers	81
2.4.1	Une démarche à l'échelle des sites Natura 2000	81
2.4.2	Une base de données sur plus de 400 documents de gestion des sites Natura 2000	83
2.4.3	Résultats	85
2.4.4	Discussion	89
	Points clés	93
3	Evaluer l'état de conservation - apport de la modélisation	95
3.1	Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique	98
3.1.1	Problématique et inflexions	98
3.1.2	Matériel et méthodes	100
3.1.3	Résultats et discussions	113
3.2	Des modèles de distribution d'abondance pour évaluer le paramètre « structure et fonction »	125
3.2.1	Etat de l'art	127
3.2.2	Applications à l'échelle biogéographique	146
3.2.3	Application à l'échelle de sites Natura 2000	159
3.3	La modélisation pour évaluer l'état de conservation : limites et pers- pectives	165
3.3.1	Entre aire de répartition et surface	165
3.3.2	Typicité, une « valeur » parmi d'autres	169
3.3.3	Perspectives futures : structure, fonctions et changement cli- matique	174
3.3.4	Des avancées, depuis 2012, certes, mais encore ?	175
	Points clés	178

4 De l'évaluation de l'état de conservation des forêts à celui des ter- ritoires	181
4.1 Evaluer, c'est questionner	182
4.1.1 Ce qu'est réellement une évaluation	182
4.1.2 Le cadre juridique de l'évaluation environnementale	184
4.1.3 Evaluer, c'est un processus	190
4.1.4 Evaluation : l'apport de la docimologie	197
4.2 Evaluer l'état d'un territoire est, par essence, politique	206
4.2.1 Evaluer l'état d'un territoire	206
4.2.2 Renouveler la dialectique connaissance-action	212
4.3 Ré-enchanter la multifonctionnalité des forêts	223
4.3.1 Une multifonctionnalité de plus en plus remise en question	224
4.3.2 Les acteurs, leurs profils	227
4.3.3 Règles de solidarité de fait et d'actions	229
4.3.4 Des « parlements forestiers » dans les instances de planifica- tion territoriale ?	231
5 En guise d'envoi : utile, esthétique, éthique	235
Bibliographie	243
Liste des tableaux	301
Table des figures	305
Résumé	309

Liste des symboles

AFB	Agence française pour la biodiversité
AFB	Agence française pour la biodiversité
AUC	Area Under the Curve
BII	Biodiversity Intactness Index
BRF	Breiman Random Forest
CarHAB	Cartographies des Habitats
CAS	Complex Adaptative System
CDNPS	Comités Départementaux de la Nature, des Paysages et des Sites
CE	Commission européenne
CNPN	Conseil national de la protection de la nature
CNUED	Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement
CSRPN	Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel
DFCI	Défense de la Forêt Contre les Incendies
DHFF	Directive Habitat/Faune/Flore
DOCOB	documents d'objectifs
DOO	Document d'Orientation et d'Objectifs
EBV - VEB	Variables Essentielles de Biodiversité
EFESE	Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques
EM	Etat Membre
ENEF	Ecole Nationale des Eaux et Forêts
ESE	Evaluation Stratégique Environnementale

TABLE DES MATIÈRES

FSD	Formulaire Standard de Données
FSD	Formulaire Standard de Données
HIC	Habitat d'intérêt communautaire
IC	intérêt communautaire
INPN	Inventaire national du patrimoine naturel
IREM	Institut de recherche sur l'enseignement des mathématiques
MAAF	Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt
MCPFE	Pan-European Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
PADD	Projet d'Aménagement et de Développement Durable
PBF	Plate-forme biodiversité pour la forêt
PNFB	Programme national de la forêt et du bois
PPA	personnes publics associées
PRFB	Plan régional Forêt-Bois
PSG	Plan Simple de Gestion
PSIE	Programme de suivi de l'intégrité écologique
RLE	Red List Ecosystem
ROC	Receiver Operating Characteristic
RTM	Restauration des Terrains en Montagne
SER	Society for Ecological Restoration International
SINP	Système d'information sur la Nature et les paysages
SNB	Stratégie nationale pour la biodiversité
SRADDET	Schéma régional d'aménagement et de développement durable et d'équilibre des territoires
SRB	Stratégie régionale pour la biodiversité
SRC	Schéma régional des carrières
SRCE	Schéma régional de cohérence écologique

STOC protocole du suivi temporel des oiseaux communs

TGB Très Gros Bois

UE Union européenne

UICN Union internationale pour la conservation de la nature

ZPM Zipf-Pareto-Mandelbrot

D.P.S.I.R Driving forces, Pressures, States, Impacts, Responses

D.P.S.I.R Driving forces, Pressures, States, Impacts, Responses

Choisir la géographie

Motivations et argumentaires
à ma candidature dans la
section 23 de la commission
nationale des universités en
qualité de professeur des
universités

Tout est parti de la botanique forestière...

Pour un forestier, connaître et identifier, aux échelles planétaires comme locales, les essences présentes, s'interroger sur l'absence de telles ou telles autres sont les prémices de la gestion des ressources forestières. « *Guide de dendrologie de l'EN-GREF* » en main [Jacamon 84], me voilà arpentant à l'âge de douze ans les riches taillis-sous-futaie des forêts thiérachiennes...pour n'en sortir que sept ans plus tard avec mon diplôme de B.T.S.A. « *Productions forestières* » en poche.

Pour un exploitant forestier ou scieur, connaître la « *provenance* », le « *cru* », le « *terroir* » sont des éléments déterminants de sa stratégie industrielle et commerciale : le grain des chênes de DARNEY, les cantons à hêtres au coeur rouge de la CHAUME sont sous déterminisme trophique et hydrique. La dimension historique est mise aussi à contribution par l'exclusion des cantons de « *bois mitraillés* », depuis les bois de DEAUVILLE jusqu'aux forêts de COMMERCY et de SAINT-MIHIEL. Ce fut mon premier métier en 1993 : parcourir les forêts de l'auréole du bassin parisien à la recherche des meilleurs merisiers et autres bois précieux en tenant compte de ces éclairages vernaculaires et historiques. Connaître empiriquement le lien entre la qualité des bois et les types de stations forestières...sources des premiers questionnements.

Pour un sylviculteur, connaître et choisir les essences les mieux adaptées aux stations forestières de sa propriété, identifier les potentialités de telles ou telles essences exotiques sont les gages d'une gestion avisée. Savoir que sa propriété était jadis un domaine de chasse ou gérée pour alimenter les forges voisines, ou bien encore le lieu de cantonnement des troupes australiennes pendant la première

guerre mondiale, laisse des traces dans les sols, la structure et la composition des peuplements forestiers donc influence les choix de gestion. Ce fut mon deuxième métier en 1995 : garde forestier dans un territoire hyper-rural des confins de Haute-Saône. Voilà, comment en aménageur forestier à l'Office national des forêts, j'ai intégré ces **diagnostics environnementaux, sociaux et historiques**. De quoi aiguïser encore davantage ma curiosité, me décider à en savoir plus... Pour paraphraser Isabelle STENGERS, c'est alors que j'ai donné « *à ce qui me touche le pouvoir de me faire penser* ».

Pour devenir un enseignant-chercheur en écologie...

Cette dimension écologique, mâtinée de sciences humaines, je l'ai fait mienne au cours d'une période qui couvre la fin des années 1990 à 2010. J'ai emprunté d'abord les voies classiques de l'écologie végétale au travers de l'étude des formations végétales de ELHAÏ et BRACQUE [Elhaï 68, Braque 88] et des groupements végétaux de la phytosociologie sigmatiste [Braun-Blanquet 32] puis de la phytécologie, chère à mon directeur de thèse, Jean-Claude RAMEAU [Rameau 87]. Profondément influencé par la théorie des systèmes [von Bertalanffy 73] et celle de l'information [Shannon 48], j'ai puisé dans les travaux de Michel GODRON le corpus statistique indispensable à l'analyse des groupements végétaux [Godron 65, Godron 68, Godron 71]. Mais c'est avec la biogéographie écologique et évolutive, magistralement développée par Jacques BLONDEL [Blondel 95], que je suis entré de plein pied dans la problématique de la **conservation de la biodiversité et de sa dynamique** : comment maintenir le pool d'espèces légué par l'histoire biogéographique? « *Questionne pour cela les trajectoires dynamiques* », m'a répondu, mon co-directeur de thèse Jean-Jacques BRUN [Brun 01]? Analyser et interpréter les successions écologiques sur un territoire nécessite de recourir aux concepts de l'écologie du paysage et des écosystèmes, concepts puisés dans l'ouvrage visionnaire de Maxime LAMOTTE et de Patrick BLANDIN [BLANDIN 84, BLANDIN 88] pour les rendre opérationnels dans l'aménagement du territoire : On ne gère plus des taches isolées d'espaces naturels protégés dans une matrice d'espaces agricoles ou urbains, mais des flux de matières en interaction au sein d'un espace plus ou moins anthropisé. Encouragé par les travaux de Jean-Claude RAMEAU [Rameau 96], c'est sous le patronage du maître Michel GODRON [Forman 86] et influencé par l'école française d'écologie du paysage de Jacques BAUDRY et Françoise BUREL [Burel 99] que j'ai fait mes armes en ce domaine. J'y ai particulièrement développé l'analyse diachronique des territoires par photo-interprétation, analyse décisive et éclairante pour l'évolution des paysages... Ah les chaînes markoviennes ! Cette principale filiation d'écologues, de statisticiens, de modélisateurs, je ne la renie pas. Mais aujourd'hui, je suis, plus que jamais, convaincu que l'écologie végétale est à même de converger vers la biogéographie végétale, comme le soutient depuis de nombreuses

années, par ses travaux, Frédéric ALEXANDRE [Alexandre 08]. Mais revenons au paysage : le comprendre, l'interpréter, c'est s'ouvrir implicitement aux sciences humaines, c'est « *l'insérer dans une démarche sociale* » comme le souligne Georges BERTRAND [Bertrand 78]. Très tôt j'ai su que ces **paysages montagnards** calcaires, écrasés de soleil, que je parcourais en vacances familiales et ensuite au cours de ma thèse, m'avaient empreint des liens qui unissent le labeur de l'homme à sa terre. Les propos, les actions, les souvenirs des hommes, aujourd'hui disparus, qui façonnaient jadis ces territoires, ont servi de terreau à mes réflexions, ont nourri mes actions, bref, ont forgé ma philosophie en la matière. J'ai donc intégré, dès les prémices de mes enseignements et recherches en 2000, les approches de la biogéographie historique de Jean-Jacques DUBOIS [Dubois 91] et de Paul ARNOULD et Laurent SIMON [Arnould 00, Arnould 97].

...Obsédé par la carte et le territoire

Etudier la répartition des faunes et des flores, depuis un territoire jusqu'aux vastes domaines biogéographiques, en déduire des aires de répartition, puis s'interroger sur leurs déterminismes et enfin, poursuivre sur l'état de ces populations d'espèces ou groupements végétaux, voilà le quotidien du biogéographe [MacArthur 67]. Depuis plus de quinze ans, je m'emploie pour les forêts à tenter de répondre à ces deux interrogations (i) Qu'est ce qui est là ? (ii) Pourquoi c'est là ? et dans quel état ? N'est-ce-pas, selon Roger BRUNET [Brunet 05], les termes exactes du questionnement fondamental du géographe que d'expliquer le patron de répartition des éléments de la biosphère ?

C'est au moment de passer à la cartographie des groupements végétaux que la dimension géographique de mon parcours s'explique : j'irais jusqu'à dire que la carte m'obsède. C'est en effet lors d'opérations de terrain et de reports sur un fond cartographique que j'ai mesuré pleinement toutes les conséquences de la délimitation et du choix du tracé : **quelle est la signification du trait, sur quoi repose sa légitimité ?** D'abord sous l'angle technique, je n'ai cessé d'acquérir et d'approfondir mes connaissances et mon savoir en géomatique : depuis la « *modélisation spatiale* » de ma thèse, puis dans mes nombreux et variés projets de recherche et d'enseignements sur le terrain. Les cartes y étaient pour l'essentiel : cartes des peuplements forestiers, des stations forestières, des unités pédologiques, des unités paysagères, des habitats naturels bien entendu. Elles débouchaient naturellement vers des cartes synthétiques des usages et des vocations. Ensuite, c'est en puisant à nouveau dans mon parcours professionnel au sein de la filière forêt-bois, que j'ai pu acquérir et développer des capacités d'analyses et de synthèse autour de **diagnostics et du dialogue territorial** afin d'explicitier les représentations spatiales des processus socio-écologiques. D'ailleurs, je n'ai pas hésité à faire appel pour cela à des géographes comme Pierre PECH, Laurent SIMON dans les modules d'ensei-

gnement sous ma responsabilité et à initier dans des nouveaux cursus de formation la place des jeux de rôles et des simulations multi-agents grâce à l'appui de Michel ETIENNE [Etienne 05, Etienne 03]. Conseiller un propriétaire forestier, accompagner une collectivité dans les futurs choix de gestion de son patrimoine naturel, contribuer à la rédaction ou à la révision d'une charte d'un parc naturel régional, d'un parc national, voici autant de travaux pédagogiques que j'ai conduit avec les étudiants ces dernières années. Responsable et coordinateur d'un module intégratif « *Gestion des espaces naturels* », je faisais de la géographie sans le savoir : poser un diagnostic sur un territoire au travers d'enquêtes, avant de proposer des mesures de gestion, en évaluer la portée et ses conséquences en matière d'aménagement du territoire au travers de réunions de concertation ou de jeux de rôles.

Mes parfaites connaissances et maîtrises des systèmes d'informations géographiques m'ont permis de prodiguer des enseignements théoriques et opérationnels auprès de publics très variés i.e. élèves-ingénieurs, Master, post-master... En géographe du monde physique, je viens de démontrer ma totale et entière capacité à enseigner et conduire des recherches pour former les géographes de demain. Mais en géographie humaine, me direz-vous, qu'en est-il? Jack WESTOBY, alors directeur du service de la coordination des programmes et des opérations au département des forêts de la FAO, avait eu cette formule choc en 1967 « *Forestry is not about trees, it's about people* » [Barthod 15a]...Vous pouvez rédiger le meilleur plan de gestion qui soit, ce sont des hommes et des femmes qui objectivement le mettront en oeuvre au sein de leur territoire!

qui souhaite à présent « se tenir en crête »

Formuler un avis, pour le compte de l'Etat, sur la prise en compte des continuités écologiques dans un document d'urbanisme, accompagner un porteur de projets dans le développement d'un parc éolien en zones paysagères sensibles, accompagner des gestionnaires d'infrastructures de transports dans la mise en oeuvre de la séquence éviter-réduire-compenser, accompagner un gestionnaire de réserve naturelle nationale dans l'extension de la réserve, participer avec la Région et le syndicat mixte d'un Parc naturel régional à l'évaluation puis la révision de sa charte, sans parler de la création du 11ème parc national des forêts feuillus de plaine dans le Châtillonnais, voici autant de sujets sensibles et **complexes** mis en oeuvre ces cinq dernières années dans mes principales missions à la DREAL BOURGOGNE-FRANCHE-COMTÉ. Ayant mis en place une plate-forme en ligne de **diffusion de l'information géographique**, cette mission particulière en DREAL a renforcé également mes savoirs juridiques et politiques, tellement le partage et la diffusion cartographique de la connaissance et des savoirs, sont générateurs de tensions.

Le porter à connaissance, le dialogue, la concertation et finalement la recherche de compromis ou du consensus avec l'ensemble des acteurs du territoire sont à

présent mon quotidien. Dans ce contexte, je mobilise, en chaque occasion, les bases théoriques de la **solidarité écologique** développée par Raphaël MATHEVET [Mathevet 12]. J'élabore et je mets en oeuvre, en collaboration avec d'autres services de l'Etat et des collectivités, de nombreux documents de planification stratégique à l'échelle régionale, à savoir les Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE), la stratégie régionale pour la biodiversité (SRB), le plan régional de la forêt et du bois (PRFB), le schéma régional des carrières (SRC) et le très actuel Schéma régional d'aménagement et de développement durable et d'équilibre des territoires (SRADDET). Je participe donc à leurs comitologies propres, notamment le Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel de Bourgogne-Franche-Comté (CSRPN), les Comités Départementaux de la Nature, des Paysages et des Sites (CDNPS) et le Conseil national de la protection de la nature (CNPN). Cette tâche m'oblige à manier les outils et concepts de la **gouvernance des territoires** [Moine 06]. Je partage déjà ce très riche retour d'expériences avec des étudiants en Licence de géographie de l'Université de Bourgogne-Franche-Comté.

L'ensemble de ces bases et savoirs me permet d'envisager pleinement l'enseignement des disciplines de la géographie physique dans tous les cursus de Licence et de Master de géographie, depuis le tryptique [Climat-Sol-Végétation] à la géomatique et la modélisation spatiale à même de retranscrire les processus socio-écologiques. J'ai hâte à présent de le partager et de prodiguer ces enseignements à de futurs étudiants en géographie.

Dans le contrat naturel, Michel SERRES considère que « *le plus grand évènement du XXe siècle reste sans conteste la disparition de l'agriculture comme activité pilote de la vie humaine en général et des cultures singulières* ». Ce début de XXIème est donc marqué par de profondes mutations et les sociétés s'y préparent en transition. « *Réintégrer le souci de la nature dans le commerce des hommes* » selon la formule de François OST [Ost 95] tel est mon axiome : la forêt est selon moi un des meilleurs archétypes de socio-écosystème. Mon chemin de forestier, d'écologue, de biogéographe s'inscrit résolument dans cette nouvelle ère. La géographie est pour moi la discipline la mieux à même de questionner la répartition de l'humain et du non-humain, leur abondance respective et de promouvoir une gestion intégrée des territoires. Je souhaite y développer une approche territoriale multiscalaire, l'analyse du jeu des acteurs selon une argumentation systémique, de manière à ancrer définitivement, dans le champ des sciences sociales, cette vitale solidarité entre l'homme et la nature, ce lien qui nous oblige.

Pour randonner à travers le monde, je sais qu'il est bien souvent difficile de « *se tenir en crête* » : constamment exposé, les rafales « *académiques* » peuvent nous entraîner d'un versant « *disciplinaire* » à l'autre. C'est donc bien campé sur la jambe des sciences physiques et biologiques et celle des sciences humaines que je compte progresser à présent sur les voies de la géographie pleine et entière.

Organisation du mémoire

- J'ai souhaité organiser ce mémoire selon le modèle d'évaluation D.P.S.I.R¹ (Fig. 0.0.1). Ce modèle, dont j'ai découvert l'existence en 2007, m'accompagne depuis dans mes enseignements et mes recherches.
- Le premier volume « *La forêt dans tous ses états : de la conservation à l'évaluation territoriale* » est inédit et s'articule autour de cinq chapitres. La problématique de la conservation des forêts est posée en guise d'introduction. Puis est exposée la notion d'état de conservation et de sa mesure. Le chapitre suivant pose le cadre théorique de l'évaluation et la méthodologie propre aux forêts, puis son application dans le cadre du rapportage de directives européennes. La montée en généralité s'opère dans l'avant dernier chapitre où je proposerai une approche rénovée de l'évaluation de l'état de conservation des forêts en l'élargissant aux territoires. La difficulté de l'exercice réside dans la démonstration rigoureuse qu'un passage prolongé de cinq ans dans un service déconcentré du Ministère en charge de l'environnement a su enrichir et compléter mon profil aux problématiques géographiques. Cette distanciation d'avec la recherche et l'enseignement a été le vecteur d'un renouveau intellectuel. Enfin, je conclurai sous forme d'un envoi liant l'utile, l'esthétique et l'éthique. Ce premier volume original tentera donc de démontrer comment le centre de gravité de mes activités de recherche a basculé totalement dans le champ de la géographie et de l'aménagement du territoire sans renier mes racines écologiques.
- Le deuxième volume « *Parcours et textes choisis* » s'articule autour de trois chapitres : le premier dévoile en quelque sorte mon « *pedigree* » ; le second, les traces plus ou moins prégantes que mes productions ont pu laisser auprès de la communauté scientifique et de la société civile. Enfin, le troisième chapitre présente une sélection de mes oeuvres scientifiques selon un gradient croissant d'intégration des sciences humaines.
- Pour conclure, cette habilitation à diriger des recherches se veut un *aggiornamento* pour évaluer l'état de conservation des forêts par une contribution de l'ingénierie écologique et territoriale à cette problématique.

1. Driving Forces. Pressure.State.Impact.Response

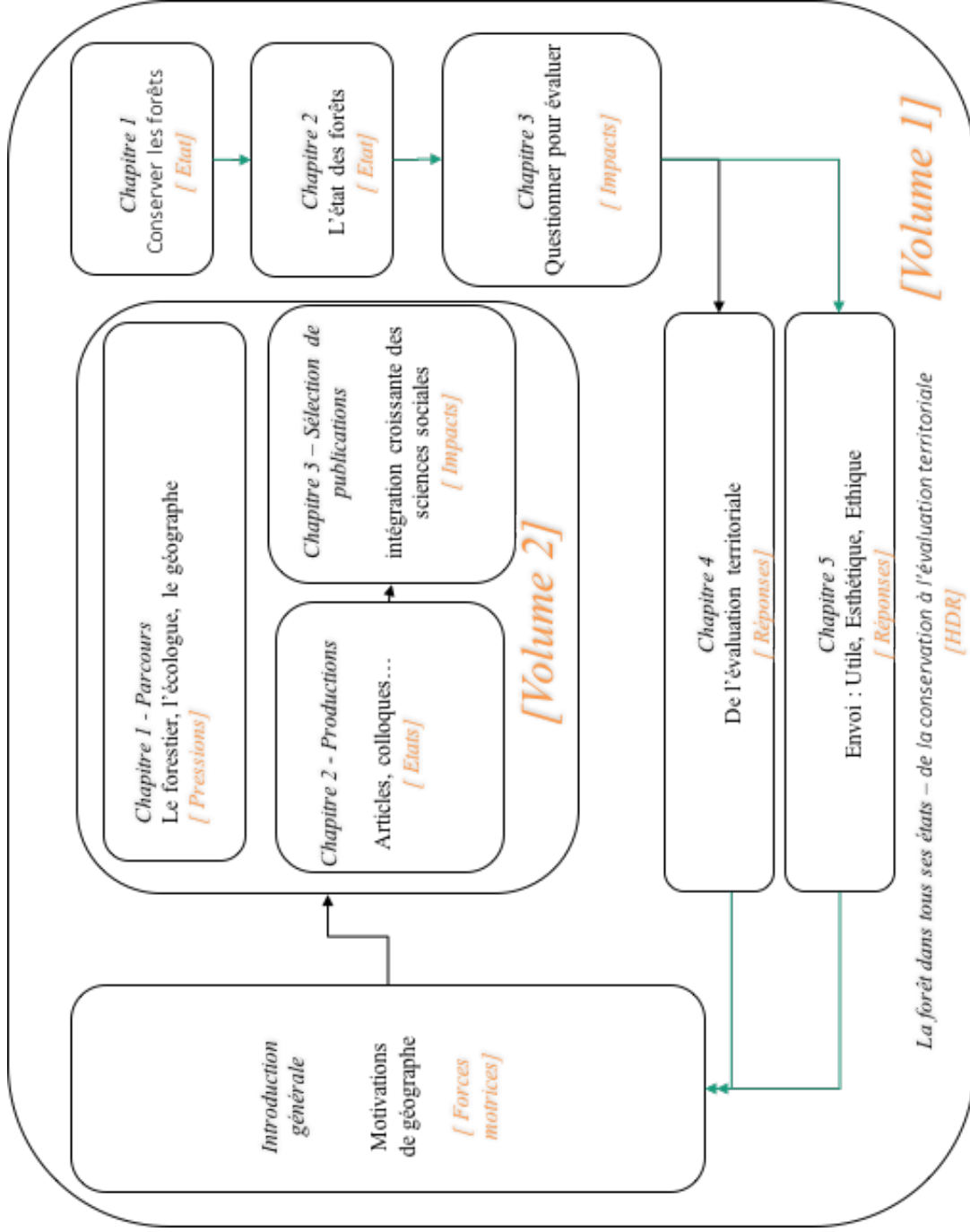


FIGURE 0.0.1 – Organisation du mémoire d'habilitation à diriger des recherches « La forêt dans tous ses états : de la conservation à l'évaluation territoriale » selon un modèle D.P.S.I.R.

Volume 1 : La forêt dans tous ses états : de la conservation à l'évaluation territoriale

« Nous vivons dans l'espace, dans ces espaces, dans ces villes, dans ces campagnes, dans ces couloirs, dans ces jardins. Cela nous semble évident. Peut-être cela devrait-il être effectivement évident. Mais cela n'est pas évident, cela ne va pas de soi. [...] Il y en a aujourd'hui de toutes tailles et de toutes sortes, pour tous les usages et pour toutes les fonctions. Vivre, c'est passer d'un espace à un autre, en essayant le plus possible de ne pas se cogner. »

(Georges Perec - Espèces d'espaces, 1974)



En guise d'avant propos

Jadis, dans la province paisible du Sylvaland, les arbres étaient si gigantesques qu'on y trouvait à s'y loger facilement. Nul besoin d'en abattre pour construire sa maison ou un quelconque édifice. On ne coupait du bois que pour se chauffer ou faire la cuisine et encore les prenait-t-on sur les branches énormes et quasi sans fin. Certaines essences comme le prunomurier à gros fruits (il n'y avait que deux individus, un mâle et un femelle), l'alémarier rameux (un seul individu), les platiniers à fruits rouges servaient à alimenter toute la province. L'eau courante ne manquait jamais ; grâce à un astucieux système récupérant à la fois l'eau de ruissellement le long des troncs, et par extraction xylémique. On ne comptait plus les cerfs, les daims, les outardes et tétras de toutes plumes dans la contrée. La ressource paraissait inépuisable...Les vieux arbres mourraient de leur belle mort. Ils ouvraient d'énormes et profondes trouées dans la canopée en s'écroulant. La vie s'écoulait ainsi en Sylvaland. Le vieux conservateur des forêts, Dendros, était le garant de ce patrimoine.

Dans la province voisine de Dryland, Lucratius conversait souvent avec son père Dendros sur l'usage et l'état des forêts. En Dryland, les forêts quasi inexistantes y étaient chétives, rabougries ; les villes et villages avaient grignoté la couverture forestière. Quadrillant le territoire, les chemins et routes abondaient. Bref, l'état des forêts de la province semblait déplorable, l'usage en était limité. Les habitants de Dryland jalousaient les forêts du Sylvaland : « Les arbres y sont plus gros, plus grands », « Exploitions cette ressource pour le bien de tous » déclara Lucratius. Pour objectiver leur état, le gouvernement fédéral mandata Docimus, le grand argentier du pays, pour évaluer la ressource forestière des différentes provinces. Le gouvernement comptait sur Docimus pour attribuer à chaque province une note sur l'état de son patrimoine forestier. Il s'exécuta à grand renfort de mesures, de chiffres, de bilans. Docimus rendit un volumineux rapport très complet et circonstancié. Sans surprise, les volumes de bois à l'hectare dans le Sylvaland étaient

sans commune mesure avec ce qui avait pu être publié jusqu'à présent. Les forêts du Sylvaland reçurent donc la meilleure note. Le gouvernement fut satisfait et ordonna dans la foulée l'exploitation de ces forêts. A l'annonce de la décision, la contestation enfla au Sylvaland. Dendros demanda une audience au parlement fédéral : « Où allons nous habiter à présent ? » « Qui va prendre soin de l'alémarier, de tailler les platiniers ? ». Présent à cette audience, Docimus fut ému par les plaintes de Dendros. Il se rappela le temps passé dans cette contrée, la douceur de vivre qui y régnait. Impossible pourtant de trouver des superlatifs, de qualifier ce supplément d'âme qu'il avait ressenti en évaluant la superbe des forêts du Sylvaland. Il fit une requête auprès du gouvernement fédéral lui demandant de revoir son système de notation et par conséquent sa décision. Le gouvernement resta inflexible en arguant de l'intérêt public majeur. Lucratius fut satisfait. Docimus n'eut qu'une réponse : « Rendez vous sur place, vous constaterez, comme moi, la splendeur de ces lieux, la douceur de ces gens et la concorde qu'il y règne ». Pour éviter le scandale, le gouvernement décida d'abaisser quelque peu la note du Sylvaland et de remonter un peu les notes des autres provinces. Finalement, une moyenne de 10 fut attribuée pour l'ensemble des forêts du pays, note qui ne satisfît personne. Lucratius et Dendros rompèrent leurs relations. Docimus remis sa démission et offrit ses services à un autre gouvernement.

Vous auriez peut-être souhaité une autre issue à cette fiction ? L'histoire ne dit pas si Docimus exerce toujours ses missions... Nous aurions pu imaginer qu'avec l'avènement de la technologie et d'une démocratie exemplaire, une société, où la promesse de la science unifiée, le sens de l'intérêt général et du bien commun, triomphe. C'est qu'il doit manquer des méthodes, des critères, des indicateurs pour qualifier l'état d'une forêt. Cet archétype de la nature pour nos sociétés occidentales industrialisées, pour reprendre les mots d'Andrée CORVOL, est le théâtre de conflits permanents opposant l'optimisation économique à l'optimisation écologique [Barthod 05, Landmann 09].

Bien que l'histoire biogéographique ait appauvri leurs structures et leurs compositions en zone némorale¹ [Carbiener 91, Latham 93], les forêts européennes restent un des principaux réservoirs de biodiversité dans des espaces largement anthropisés [Ass 05, Bastrup-Birk 16].

La sylviculture et son corollaire la gestion forestière sont déjà passées de « *la sociologie végétale appliquée* » chère à POSKIN (1939) [Poskin 39] à la sylviculture

1. Némorale est un adjectif qui signifie « *Qui pousse dans les forêts* », du latin *nemoralis* « de bois, de forêt » (de *nemus* « forêt, bois »). Cette zone se situe entre le 56° à 43° de latitude Nord ; elle est caractérisée par des forêts caducifoliées et mixtes [Ozenda 00].

écologique de SCHÜTZ (1997) [Schütz 97]. Les différents modes de gestion forestière et, avec eux, la définition des états souhaitables des forêts, sont à la recherche d'un nouveau paradigme alliant les aspirations citoyennes, la conservation des espèces et des habitats naturels et l'approvisionnement d'une filière économique, le tout, sous le prisme d'une double mutation sociétale et climatique. Doit-on pour cela spécialiser des territoires ou promouvoir un modèle multifonctionnel ? A-t-on la bonne démarche pour qualifier l'état des forêts ? A qui s'adresse-t-on ?

Dans le sillage de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, tenue à RIO en 1992, et celles de la première et surtout deuxième Conférence Ministérielle sur les forêts européennes (1993), le maintien et/ou l'amélioration de la biodiversité des forêts est érigé comme un des objectifs de la gestion forestière durable [Barthod 93a, Barthod 93b].

Les surfaces de réserves forestières et celle de bois mort sont d'ailleurs sensiblement en augmentation à travers l'Europe [Bastrup-Birk 16]. La dernière conférence ministérielle de Madrid (2015), comme les cinq précédentes, a réaffirmé la primauté d'une gestion multifonctionnelle.

Mais comment se fait-il que seulement 26% des espèces et 15% des habitats forestiers d'intérêt communautaire soient dans un état de conservation jugé « favorable » [européenne 15] ? C'est ce que nous allons à présent questionner.

Chapitre 1

Conserver les forêts

1.1 Sous le regard tutélaire du « conservateur » et du « garde »

Dans l'édit de BRUNOY de 1346, PHILIPPE VI ordonne de réaliser les coupes de bois de façon « *que lesdites forez et bois se puissent perpétuellement soustenir en bon estat* ».

En 1632, LE BRET énonce le premier la « *nécessité de loix pour la conservation¹ des forêts* » [Morin 10]. Ce texte définit déjà la nécessité d'une législation forestière pour des motifs d'intérêt général....En 1789, la forêt française sort ruinée des aléas de l'Histoire.

Aussi, le 4 septembre 1791, la Constituante met fin aux 20 maîtrises des Eaux et forêts, héritage de l'Ancien régime de l'Ordonnance de COLBERT pour créer l'administration centrale des forêts dite « *conservation générale* ». Le temps de la « *maîtrise* » est révolu, vive la « *conservation* » !

Cette période troublée n'est cependant pas propice à la mise en place d'une telle réforme. Il faudra attendre 1801 et le Consulat pour qu'elle soit effective. Composée de cinq membres, la conservation générale dirige 28 conservateurs, 200 inspecteurs et 8000 gardes. Ces 28 « *conservateurs* » disposent alors d'un pouvoir important. Ils embauchent et débauchent le personnel, contrôlent l'activité, fixent l'assiette des coupes et président les adjudications de bois. Ils sont les interlocuteurs des autres administrations. Leur traitement est de 6000 francs, supérieur à celui de

1. Pour le CNRTL : conserver c'est :

1. Avec une idée d'intentionnalité plus ou moins prononcée, selon la nature du complément, maintenir hors de toute atteinte destructive, s'efforcer de faire durer, de garder en bon état ou dans le même état.

2. Avec une idée de passivité assumée par un sujet qui constate, c'est avoir encore (en soi-même), laisser subsister telle chose dans son état antérieur.

leurs collègues des Ponts et Chaussées [Morin 10]. Leurs missions est centrée sur la conservation d'une ressource (bois-énergie, bois-matériau) et d'un patrimoine (forêts soumises au régime forestier). Ils agissent sur ordre du gouvernement. Les préposés, eux, sont les agents de terrains, soumis à résidence et portant l'uniforme. Ils sont mal payés (500 francs), confrontés à une population rurale hostile, car la loi du 18 pluviôse an XI (7 février 1803) leur donne le droit de poursuite exclusive des délits forestiers et un pouvoir d'instruction, comportant droit de perquisition et de confiscation (loi du 22 mars 1806). Ce sont des agents de proximité, en première ligne de toutes les doléances, et récriminations des communautés d'usagers.

La loi du 4 septembre 1791 est évidemment libertaire, influences des Physiocrates obligent. ROUGIER DE LA BERGERIE dira même que « *Tous les ouragans et tous les météores depuis un siècle ont fait moins de mal aux forêts que ce terrible article VI* » in DEVÈZE (1965). Cet article prévoyait en effet que « *Les bois appartenant à des particuliers cesseront d'être soumis aux agents forestiers, et chaque propriétaire sera libre de les administrer et d'en disposer à l'avenir comme bon lui semblera* », libérant le joug sur les forêts des particuliers depuis l'Ordonnance de COLBERT. Et de fait, les abus furent excessifs : PLAISANCE estime à 500 000 ha le défrichement entre 1789 et 1803 ; on put même aliéner les forêts du domaine privé de l'Etat à hauteur 300 000 ha de 1814 à 1815. La gestion des forêts est compliquée durant cette période de l'histoire. Il ne fut pratiquement pas rédigé de procès-verbaux d'aménagement de 1790 à la création de l'école forestière en 1824, à l'exception du travail exceptionnel du conservateur DRALET (1760-1844). Il fut nommé conservateur des Eaux et Forêts à TOULOUSE, dès la création des conservations en 1800, et rare performance, conserva sans interruption ce poste important jusqu'à sa retraite en 1833, LOUIS-PHILIPPE étant roi ! C'est un des seuls conservateurs qui pendant cette période, a réussi à conduire les procès verbaux d'alignement et de bornage, prémisses des aménagements forestiers [PARDE 99B].

Arrive le code forestier en 1827 et la définition originelle du « *régime forestier* » : la conservation et la protection sont dans son « *ADN* ». Ce code fera tout pour tendre à conserver et protéger un domaine fragile soumis à des convoitises nombreuses. Le bois est une ressource stratégique, des mesures politiques s'imposent. Bien avant que le terme ne soit consacré, le régime forestier semble organiser ce qui deviendra la gestion durable forestière, à savoir :

- conserver la vocation forestière, c'est à dire l'état boisé². Il s'agit par exemple de l'instruction des demandes de défrichement ou de distraction du régime forestier,
- obligation de doter la forêt d'un document de gestion, le fameux « *aménagement forestier* »,

2. L'état boisé désigne une portion de territoire occupée par des arbres. Cet état est synonyme de forêt.

- réaliser les opérations préalables à la vente et à l'exploitation des coupes,
- rechercher et constater des infractions. Le personnel assermenté dispose de nombreux pouvoirs de police judiciaire et est habilité par de nombreux textes à constater les infractions portant atteinte à la forêt. Les officiers des Eaux et Forêts sont d'ailleurs rattachés à l'armée en 1870 et l'enseignement militaire devient obligatoire à partir de 1874.

Du XVIIe au XIXe siècle, conserver les forêts, c'est :

- d'abord et avant tout, conserver des espaces en l'état boisé.
- Conserver l'état boisé, c'est défendre un périmètre et une surface.
- Conserver un périmètre et une surface, c'est légiférer pour lutter contre sa destruction.
- Son incarnation, le conservateur, est donc celui **qui conserve, s'efforce de garder dans le même état ou en bon état, protège.**

A la fin du XIXe et début du XXe, l'administration des Eaux et forêts voit son périmètre d'intervention s'élargir.

Elle devient moins répressive, plus pragmatique et technique ; elle veut participer à l'aménagement rural. D'abord, en exécution des lois du 4 avril 1882 et du 16 août 1913, elle est chargée de l'exécution des travaux relatifs à la restauration et à la conservation des montagnes (RTM). En 1897, elle prend des compétences en police et pêche fluviale. Aux termes de la loi du 2 juillet 1913, les propriétaires de forêts privées peuvent demander à l'Etat d'assurer, moyennant paiement d'une redevance, la surveillance et la gestion de leurs bois.

Puis, en 1920, cette administration reçoit pour mission de poursuivre l'aménagement et la mise en valeur des pâturages situés en montagne. Elle étudie et réalise les travaux d'améliorations pastorales reconnus nécessaires. Puis l'application de la loi du 28 avril 1922 relative aux forêts de protection³ lui est confiée.

En 1931, les officiers (conservateurs et inspecteurs) des Eaux et Forêts vont devenir des ingénieurs. Comme le font remarquer BOUTEFEU & ARNOULD (2006), le terme de conservateur des Eaux et Forêts est alors abandonné sans doute jugé trop rétrograde. Le terme d'ingénieur, symbole de modernité, de technicité permet de s'aligner sur les autres grands corps techniques de l'État (Mines ou Ponts et Chaussées) [Boutefeu 06]. Le conservatisme demeure puisque la France reste divisée en 37 conservations. Trois d'entre elles, dénommées « *Commissions de Chasse et de Pêche* », sont spécialement chargées d'étudier et de réaliser la mise en valeur du territoire et des cours d'eau français, au point de vue cynégétique et piscicole. En 1934, ce sont 494 ingénieurs et 5 670 commis, brigadiers et gardes qui sont chargés d'assurer l'ensemble de ces missions [Sornay 35].

3. Sont classées dans la catégorie des forêts dites « *de protection* », celles dont la conservation est reconnue nécessaire au maintien des terres sur les montagnes et sur les pentes, ainsi qu'à la défense contre les avalanches, les érosions et l'envahissement par les eaux ou les sables.

Ce corps a été marqué, jusqu'à sa dissolution en 1931 puis par la création de l'Office national des forêts en 1964, par une hiérarchie d'ordre militaire, d'extrême dévouement et de fidèle obéissance qu'a parfaitement décrit et analysé Gérard BUTTOUD [Buttoud 82, Buttoud 83]. En 1979, Georges PLAISANCE, ne déclarait-il pas avec une certaine nostalgie : « *C'est tout un monde d'habitudes, de préjugés discutables et de nobles traditions de discipline, de dévouement à une cause et à un corps qui s'en est allé ; c'est ainsi!* » (p.19) » [Plaisance 79].

Ces figures tutélaires sont donc l'incarnation d'une forte autorité publique. Sont-ce pour autant des garants de l'intérêt général ? Comme le souligne Andrée CORVOL-DESSERT, cette administration n'a-t-elle pas été mue aussi par une logique interne, qui en voulant conforter leur assise territoriale et écarter l'ingérence des administrations rivales (Mines, Ponts et Chaussée, Finances), a voulu aussi contrôler toutes les forêts (celle des paysans, des roturiers, des bourgeois) ? [Corvol-Dessert 93]

En 1963, la refonte du code forestier par Edgar PISANI ne parviendra pas à instituer un contrôle étatique direct sur la gestion des forêts privées qui représentait 70% de la surface forestière française.

L'administration des Eaux et Forêts avec ses doctrines, ses valeurs et ses principes entend définir des règles de référence normatives et applicables à tous les « *théâtres* » forestiers nationaux selon l'expression de BOUTEFEU (2007). La justification de cette prééminence de l'État est parfaitement expliquée par la loi du 19 mars 1803 (an XI) , relative aux droits d'usage dans les forêts : « *les forêts doivent fournir d'abondantes ressources à la marine française. Elles sont également nécessaires à l'entretien d'un grand nombre d'usines et à la consommation ordinaire des habitants et villages qui les avoisinent. On les croit indispensables pour attirer sur les points principaux la vapeur de l'atmosphère et alimenter le cours des fontaines et le cours des ruisseaux. Enfin, leurs coupes réglées assurent au Trésor public un revenu qui ne coûte au peuple aucun sacrifice. Aussi, dans tous les temps, on a reconnu l'importance de leur conservation et jamais il ne fut plus pressant qu'aujourd'hui de s'occuper de cet objet* ». Ces principes incontestables restent étonnement d'actualité. Le contexte de leur mise en oeuvre est malheureusement traversé par deux tendances contradictoires : un contrôle de la gestion des ressources renouvelables, stratégiques, économiques et écologiques, ainsi qu'une approche libérale contestant l'efficacité du gestionnaire public et récusant les contraintes imposées aux propriétaires forestiers sans contreparties financières [Boutefeu 07].

L'aphorisme de Philippe SAINT-MARC semble finalement résumer ces deux cent ans de « *conservation* » des forêts : « *Pas de forêts sans ordres publics ; pas d'ordre public sans forêts* ». [Saint Marc 71].

1.2 Une géographie de la conservation des forêts françaises

Conserver les forêts, c'est aussi s'exposer au reste des espaces d'abord ruraux puis urbains. Faire une géographie de la conservation⁴ des forêts, c'est faire, en négatif, l'histoire du défrichement, sans tomber évidemment dans la caricature du déboisement comme le souligne [Corvol-Dessert 93].

Il semble évident qu'on ne conserve pas les forêts de la même manière en plaine ou en montagne, sur le bord de l'océan, de même que dans le domaine continental ou méditerranéen : les luttes, les combats, les échecs dépendent du lieu ! Paul ARNOULD ne dit pas autre chose quand il souligne qu'il faut décrire avec précision les lieux et les rythmes de destruction, mais aussi les étapes des reconstitutions végétales [Meiller 95].

1.2.1 Dans les plaines

Les ressources forestières de l'étage planitiaire sont concentrées sur le pourtour du bassin parisien jusqu'aux Ardennes, en passant par les plateaux calcaires du Nord-Est et les forêts riveraines des grands fleuves, Loire, Rhin, Meuse, Rhône. Les massifs y sont généralement vastes et réputés (e.g. FONTAINEBLEAU, COMPIÈGNE, ARGONNE, LORRIS, CÎTEAUX, CHAUX, TRONÇAIS ET BERTRANGES, HAYE, CHÂTILLON, DER) pour ne citer que les principaux. Les productions et productivité peuvent y être fortes à très fortes. Cependant, ces forêts vont subir des phases d'extension et de régression au rythme de l'accordéon démographique. Exploitées, usitées, aménagées de longues dates, les droits d'usages y sont nombreux [Devèze 65, Plaisance 79, Meiller 95] ; les conflits avec les maîtres des forges et les populations riveraines sont pléthores [Mazoyer 32, Gresser 82, Chabbin 05]. Le grignotage en périphérie des grands centres urbains se généralise ; sans parler de la couronne des forêts d'Ile de France. Le cas bellifontain en est l'incarnation, en écho au cas Outre-Quévrain de la forêt de Soignes ; forêt royale, vendue à un banquier, amputée de 7000 ha entre 1822 à 1900 [Corvol-Dessert 93].

Le code forestier permet toujours, sous certaines conditions, l'aliénation des forêts du domaine privé de l'Etat. À partir de 1860, celle-ci n'est justifiée que par le financement des améliorations forestières. Ainsi, on vend les forêts de plaine, moins utiles au titre de l'intérêt général, afin de financer les opérations de reboisement et de ré-engazonnement en montagne (loi du 25 mars 1860) [Morin 10]. Sous le Second Empire, il s'est vendu 71 000 hectares pour une recette de 68 millions de francs.

4. N.B : Il ne s'agit pas ici d'aborder la géographie de la conservation selon l'approche de MATHEVET et GODET (2015) [Mathevet 15].

Encouragé par la production de résine et ses dérivés (essence de térébenthine, goudron, créosote...) et par l'essor des chemins de fer (bois de traverses) et la télégraphie (poteau), NAPOLÉON III entreprend de grands boisements résineux en CHAMPAGNE crayeuse et en SOLOGNE. La formation végétale dominante en CHAMPAGNE crayeuse jusqu'au début du XVIII^e siècle était une pelouse de nature steppique ; la forêt n'existait que le long des cours d'eau, sous une forme linéaire. D'aspect désolée, peu peuplée, la région méritait bien son nom de « CHAMPAGNE pouilleuse ». Après des défrichements désordonnés pendant la Révolution, le mouvement de reboisement reprit vers 1820. Le Pin laricio de Corse fut introduit en 1828, le Pin noir d'Autriche en 1850. La surface boisée continua à progresser. En 1912, elle était évaluée à 100 000 hectares environ, dont 10 000 pour les ARDENNES, 65 000 pour la MARNE et 25 000 pour L'AUBE [Chevalier 72]. On sait ce qu'il est advenu de ce massif après la seconde guerre mondiale. La SOLOGNE, elle, sera reboisée à hauteur de 200 000 ha...et le restera jusqu'à nos jours car reposant essentiellement sur des sols hydromorphes, sa mise en valeur agricole ne fut pas envisagée.

1.2.2 Sur le littoral atlantique

C'est un tout autre décor qui s'offre aux forestiers sur le littoral atlantique. Le principal régime de perturbation, le vent et ses manifestations extrêmes (e.g. tempêtes), sculpte littéralement la façade forestière atlantique. Dans l'estuaire de la GIRONDE, l'avancée des dunes semble inexorable. Dès 1780, l'ingénieur des Ponts et Chaussée, Nicolas BRÉMONTIER (1738-1809) stabilise les dunes littorales à l'aide de palissades et de semis d'oyats, et plante des pins maritimes. A la fin du XVIII^e les dunes sont fixées à la TESTE-DE-BUCH à l'embouchure de la GIRONDE. De ces milieux hydromorphes et sableux où régnaient la molinie et l'ajonc, l'homme, par sa volonté de fixer les dunes mobiles du littoral qui menaçaient d'ensevelir les villages landais, va transformer ce paysage de landes en espace forestier [Arnould 02]. La loi du 19 mai 1863 permet l'aliénation d'une partie des dunes d'AQUITAINE pour financer des plantations [Morin 10]. Les dunes fixées, on s'attaque à l'arrière pays. Le reboisement des Landes de GASCOGNE, entrepris à partir du Second Empire, aboutit à la création d'un massif d'un million d'hectares de pins maritimes, sous une forme cultivée [Hotyat 01].

Ainsi, un rôle de protection très claire a été assigné aux cordons forestiers littoraux avec la création d'une forêt dunaire de 90 000 ha. Les forêts de protection dunaire se localisent de l'Île d'OLÉRON au Bassin d'ARCACHON. Le classement en forêt de protection (loi du 28 avril 1922) s'inscrit dans une logique de protection des milieux fragiles et riches sur le plan écologique face aux pressions naissantes de l'urbanisation et du tourisme. Cette réussite va servir de modèle pour fixer les sables sur les littoraux du monde entier. Le cas du CAP COD sur la côte est des

Etats-Unis, au sud de BOSTON, reboisé en pins à la fin du XIXe siècle s'inspire explicitement de la référence landaise [Arnould 02]. Les forêts de protection dunaires landaises serviront également de références aux forestiers coloniaux français, au MAROC, en ALGÉRIE et en TUNISIE [Arnould 02].

En fait, l'aménagement des Landes est fondamentalement double : le littoral est le lieu concret et symbolique de la création d'une des premières forêts de protection, l'intérieur est l'archétype de la forêt de production où règne une véritable logique industrielle. Cette coexistence de deux forêts, aux physionomies proches mais aux fonctions radicalement différentes, constitue une profonde originalité du massif landais mais aussi une source d'ambiguïté, dans la mesure où la forêt de protection sert parfois de masque ou d'alibi face aux excès affectant la forêt de production [Arnould 02] et nous renvoie à la question de la multifonctionnalité.

A cette dualité de fonctions et d'âges se superpose assez remarquablement une différence radicale de statuts. A un littoral propriété publique où s'étendent de grandes forêts domaniales (Forêt de la pointe de la COUBRE, de la TESTE-DE-BUCH...) s'oppose un intérieur où domine la propriété des particuliers et des communes. Comme si, seul l'autorité publique, garant de l'intérêt général, pouvait protéger ces massifs.

1.2.3 En montagne

Deux types d'espaces doivent être distingués :

1. des montagnes pastorales « à moutons » pour les Alpes du Sud et les PYRÉNÉES et à « vaches » pour les Alpes du Nord et le Massif-Central, avec deux maîtres-mots : restauration et protection
 - a) D'abord et surtout, la restauration des terrains en montagne (RTM) : l'étude sur les torrents des Hautes-Alpes (1841) du conservateur SURELL exerce une influence profonde et durable sur le public cultivé et sur les autorités qui prennent conscience du « problème de la montagne », plus sans doute que les montagnards eux-mêmes. Elle imprègne la pensée de tous ceux que se préoccupent de l'avenir des montagnes françaises, de MICHELET à VIOLLET-LE-DUC. Le déboisement et l'érosion dans les montagnes deviennent des idées fixes chez de nombreux forestiers, hommes politiques, économistes, militaires [Broc 84]. Les épisodes torrentiels et les grandes inondations du milieu du XIXe ont marqué les esprits et l'administration joue sur les peurs pour légitimer le reboisement de versants entiers d'abord dans les Alpes du Sud, puis dans le Massif-Central et enfin les Pyrénées. Le corps des Eaux et Forêts initie alors un véritable culte du reboisement en même temps qu'il développe une véritable « ingénierie » [Pardé 36, Pardé 98, Vallauri 98] : c'est l'oeuvre

édificatrice de Prosper DEMONTZEY. Le pastoralisme est le principal accusé dans ces massifs . « *Tous les paysans sont alors stigmatisés et traînés dans la boue.* » [Meiller 95]. On les accuse d'être « *égoïstes, routiniers, ignares, imprévoyants, paresseux* ». Cependant, l'influence des sciences sociales sur les forestiers va se faire sentir. George FABRE (1844-1911), conservateur de NÎMES veut, dans les CÉVENNES, « *restaurer la société et non pas seulement les sols* ». D'autres forestiers, BRIOT, Ernest GUINIER avec lui, vont intégrer leurs actions sylvicoles dans l'analyse économique et sociale de la réalité régionale concrète [Nougarède 94].

- b) Instaurées par une loi 28 avril 1922, les forêts de protection sont dans la continuité de la politique de restauration des terrains en montagne. Le classement avait pour objectif initial le maintien des terres sur les montagnes et sur les pentes, la défense contre les avalanches, l'instabilité des sols et les crues torrentielles. Un peu plus de 55 000 hectares de forêts de montagne sont, de nos jours, protégés à cette fin.
2. Des montagnes « *forestières* » : les VOSGES et le JURA et le diverticule du MORVAN
- a) Les massifs du JURA et des VOSGES sont des territoires très boisés. Comptant parmi les plus fortes productivités françaises, c'est toute une économie tournée vers le bois, son exploitation et sa transformation qui perdurent. Les surfaces sont en équilibre dynamique avec celles des pré-bois dans le JURA ou les chaumes dans les VOSGES. Ce sont des massifs « *berceau* » de la sylviculture, qui donneront de grandes lignées de forestiers dont Bernard LORENTZ (1775-1865) et Adolphe PARADE (1802-1864) [Parde 99b] et de nombreuses techniques ou normes sylvicoles (la méthode du contrôle d'Adolphe GURNAUD (1825-1898), plus récemment la méthode des coupes sous abri de LACHAUSSÉE...)
 - b) Le MORVAN, au relief hercynien émoussé, est une petite montagne à double vocation agricole et forestière. Parce que les conditions d'exploitations y sont plus faciles qu'ailleurs et que PARIS, ceint de forêts royales inaliénables, ne peut pourvoir à son approvisionnement en bois de feu, le flottage est organisé à partir 1547 et ne cessera définitivement son activité qu'en 1927. Le port de CLAMECY est d'une importance cruciale [Dupont 95]. A l'aube de la Révolution, un million de stères sont délivrés à PARIS chaque année. La forêt morvandelle passe alors d'une exploitation domestique et usagère à une exploitation industrielle et commerciale. C'est une culture de « *coupeurs* » plutôt que de sylviculteurs, le traitement en taillis fureté ne demandant pas de grandes qualifications forestières [Paris 11]. L'exploitation est de type « *minière* » même si les auteurs prennent soin d'indiquer « *qu'on ne saignait-on pas la forêt à*

blanc. » A l'exception de quelques forêts royales ou ecclésiastiques passé dans le giron de l'Etat (BREUIL-CHENU; HAUT-FOLIN, PLANOISE...), les surfaces forestières sont en net recul à la fin du XIXe avec moins de 30% de la superficie du Morvan contre 55% aujourd'hui.

1.2.4 Dans le domaine méditerranéen

« *Dans ces pays, l'homme avait été un bon arboriculteur, mais un détestable sylviculteur* » [Devèze 65].

La culture des châtaigniers, des noyers, des chênes lièges est de longue tradition romaine. En ARDÈCHE, dans le domaine du PRADEL, Olivier DE SERRES mettra en valeur ce domaine selon ces mêmes préceptes. C'est que les incendies, principaux régimes de perturbation, sont difficilement maîtrisables, et par conséquent, le sont plus aisément dans un système agro-pastoral avec un minimum de strate arbustive et proche des lieux de vie. On ne peut les circonscrire qu'à proximité des habitations. Dans les bois de chênes verts ou de chênes liège, le sous-bois était nettoyé, labouré. Les branches basses sont systématiquement élaguées pour empêcher surtout aux chèvres d'y grimper. On y pratique également le charbonnage. Les arbres donnent le liège et la glandée pour les porcs : c'est le système ancestral de la *dehesa* espagnole. Mais il y a bien une forêt méditerranéenne et elle est vaste [Barbero 88].

En 1938, dans la « *Terre incendiée* », Georges KUHNHOLTZ-LORDAT (1888-1965) indique que la « *restructuration des forêts dégradées sous les climats chauds et secs est un problème capital qui a été courageusement abordé par les ingénieurs forestiers de Nîmes sous l'inlassable impulsion de M. le Conservateur DUCAMP* ». C'est que la conservation de NÎMES entend bien marquer sa spécificité. « *L'École de Nîmes n'a jamais eu la prétention de transformer la garrigue en hêtraie . Elle veut — avec les forestiers qui connaissent les régions subtropicales — reconstituer une forêt assurant elle-même sa pérennité malgré le berger* » et il poursuit "*Silva aeterna*" était le leitmotiv du conservateur DUCAMP. Nous l'avons repris en nous inspirant de tous les exemples où se trouve réalisé le seul équilibre économique possible entre la forêt, le champ et le troupeau : *silva, ager et saltus* ». Pour FLAUGÈRE, son coreligionnaire, « *C'est de ce point de vue que l'auteur peut présenter, en plein accord avec les forestiers, le jardinage comme le moyen le plus sûr de conserver dans le climax, l'équilibre dans le mélange des espèces constitutives de la sylve et comme la meilleure réalisation biologique susceptible de maintenir un état forestier immunisé au maximum contre le feu et contre tous ses autres ennemis animaux et végétaux* » (in Nougarede 1994) "*L'École de Nîmes*" fonde donc sa différence sur les caractéristiques écologiques et socioéconomiques de la forêt méditerranéenne qui insèrent cette dernière dans un précaire équilibre agrosylvopastoral.

Pour déterminer l'équilibre agro-sylvo-pastoral, Georges KUHNHOLTZ-LORDAT

et ses équipes, entreprennent l'étude de l'évolution de la végétation en LANGUEDOC depuis le XVI^e siècle par l'analyse des registres d'impôts dans quelques communes puis par l'étude du cadastre napoléonien. Ils retracent ainsi les différentes phases de l'équilibre agro-sylvo-pastoral entre le champ (*Ager*), le pâturage (*Saltus*) et la forêt (*Silva*). Ils constatent une régression de la culture et une disparition progressive du *Saltus* depuis 100 ans. [Le Houerou 80]

Devant la grande dégradation de l'état boisé, le législateur donne, par la loi du 26 mars 1924 sur les incendies de forêts, la possibilité aux préfets d'imposer aux propriétaires forestiers, regroupés en associations syndicales, de réaliser des travaux de défense de la forêt contre les incendies (DFCI). Les individus et les collectivités, contraints ou soumis, ont pris conscience de l'impérieuse nécessité de mettre fin au désordre économique, responsable principal de la garrigue méditerranéenne. Pour KUHNHOLTZ-LORDAT (1954) « *Le moment paraît favorable pour remonter le courant, non pas en créant un nouveau no man's land, même arboré, mais en remettant en place, avec ordre, méthode et discipline, le bétail, les plantes et les hommes* » [Kuhnholz-Lordat 54]. Ce sera son oeuvre magistrale de 1958 : « *L'écran vert* » [Kuhnholz-Lordat 58].

1.2.5 La transition forestière s'opère au XIX^e siècle

A la fin du XIX^e, la révolution houillère et pétrolière finit par définitivement abaisser la pression sur les forêts en Europe. DEVÈZE (1965), rejoint par PLAISANCE (1979) affirment que « *seuls les progrès de l'extraction de la houille pouvaient améliorer la situation* ». On avait d'ailleurs pris grand soin au XIX^e de bien distinguer le charbon de bois du charbon de terre. La plupart des autres pays européens ont connu également un minimum forestier à cette même période. Ce passage systématique, dans les pays industrialisés, d'une longue période de déboisement, depuis le Néolithique, à une expansion récente des forêts a été bien documenté par les géographes. Ils nomment cette phase de "**transition forestière**" [Mather 92, Verheyen 99]. Les déterminants de cette transition sont multiples des progrès techniques de l'agriculture en passant par l'industrialisation. Les réseaux de transports fluviaux et ferroviaires répartissent également mieux l'offre sur le territoire. Le développement du chemin de fer a eu pour effet la naissance d'un nouvel usage, le « *bois de traverse* », à raison de 100 m³ par km. En 1900, 80% des marchandises sont transportées par rail ou canaux [Sauvant 02].

Ces réseaux de transport ont facilité également l'exode rural. BERGES et DUPOUEY pensent, qu'en France, cette transition se situe au milieu du XIX^e et non vers 1830, date souvent avancée mais assez peu étayée car les modalités spatiales et temporelles de cette transition doivent être encore précisées [Bergès 17]. La surface forestière se cesse d'augmenter depuis 1825 (Tab. 1.1).

En l'espace de cent ans, elle a augmenté de 5,1 millions d'ha, c'est-à-dire plus de 50

%, passant de 10,3 (en données corrigées de l'Alsace-Moselle) en 1908 à 15 millions d'ha en 2010. [Cinotti 96, Denardou 17] (Tab. 1.1).

L'objectif quantitatif étant rempli (i.e. augmentation des surfaces et du volume sur pied), cela laisse plus de marge aux objectifs qualitatifs (i.e. composition en essence, qualité des peuplements). C'est la formalisation des grandes lois en sylviculture [Schütz 97] et le développement des aménagements forestiers [Parde 99b], dans la deuxième moitié du XIXe siècle. C'est seulement en cette fin de siècle que la sylviculture française commencera à s'affranchir des idées reçues D'ALLEMAGNE inculquées jusqu'à présent à l'école forestière de NANCY avec BAGNÉRIS (1878) et BROILLIARD (1881) [Schütz 90].

C'est aussi et surtout la dislocation du couple espace forestier-tenure paysanne et l'apparition d'un autre couple espace forestier-volonté citadine. L'espace forestier est d'abord perçu comme un milieu naturel par les urbains ; il ne sera quasiment plus associé à l'idée de travail [Corvol-Dessert 93]. En parallèle, l'organisation de l'administration des Eaux et Forêts évolue : de moins en moins hiérarchique et militaire, le conservateur se verra « *défroqué* » selon l'expression de George PLAISANCE (1979), l'ingénieur viendra le remplacer en 1931.

Outre-Atlantique où les surfaces forestières sont immenses, le gisement paraît inépuisable...un certain Gifford PINCHOT (1865-1946) va pourtant s'émouvoir de la raréfaction et de l'emploi de cette ressource forestière.

1.3 Conservation des forêts et conservation de la nature : même combat ?

L'idée de conservation des ressources est née de façon très explicite aux États-Unis, au tout début du XXe siècle avec Gifford PINCHOT (Fig. 1.3.1). C'est lui qui a utilisé, peut-être le premier, le terme « *conservation* », entendu comme l'utilisation de ressources renouvelables sous une forme durable, donc réfléchi, raisonné. Gifford PINCHOT fut le premier chef du Service des forêts des États-Unis, qu'il fonda d'ailleurs. Il publia en 1910 un ouvrage intitulé « *The Fight for Conservation* ». Pour PINCHOT, la conservation n'a pas pour but de « *mettre sous cloche* » des éléments de la nature afin de les préserver. C'est tout le combat qu'il mènera contre John MUIR dans l'affaire du barrage de HETCH-HUTCHY⁵ dans le parc national

5. La distance prise publiquement par PINCHOT vis-à-vis de MUIR et son insistance à recourir à des arguments liés à l'économie de marché s'expliquent aussi probablement par la nécessité de contrer vigoureusement l'aile conservatrice du Parti républicain, notamment Joe CANNON, le « *speaker* » de la Chambre des représentants, qui menait le combat à la fois contre les idées conservationnistes, et contre PINCHOT *ad hominem*, avec le slogan : « *Not one cent for scenery* », laissant supposer que les discours « économiques » de ROOSEVELT et PINCHOT étaient soupçonnés cacher autre chose. D'ailleurs, le Sierra Club fondé par MUIR se rangea publiquement derrière

TABLE 1.1 – Evolution des surfaces forestières en France de 1825 à 2010

Année	Surface (ha X 1000)	Sources	Commentaires
1825	7 500	HUPFEL in DEVÈZE (1965)	Lié à économie forestière
1862	9 035	MORIN (2010)	+ 400 000 ha après rattachement Savoie
1908	10 326	DAUBRÉE (1908)	+ 2 068250 ha d'après le cadastre in Devèze (1965)
1948	13 000	DEVÈZE (1965)	
1990	14 436	IFN	Indicateur de gestion durable
2000	15 289	IFN	Indicateur de gestion durable
2010	16 418	IFN	Indicateur de gestion durable

des YOSÉMITES [Nash 71, Barthod 15b]. En 1913, il affirme devant le Congrès que « *The fundamental principle of the whole conservation policy is that of use, to take every part of the land and its resources and put it to that use in which it will serve the most people.* » (In NASH, 1973, p. 171). Pour lui, la conservation est l'utilisation des ressources aujourd'hui, pour les gens d'aujourd'hui et, secondairement, pour les gens qui suivront. C'est-à-dire qu'avant même l'idée de générations futures, qui est présente dans sa pensée, il affirme l'importance de la conservation pour les gens « *ici et maintenant* ».

En 2012, Patrick BLANDIN déclarait déjà que « *si l'on considère Gifford PINCHOT comme le « père » du développement durable, du fait de sa conception de la conservation des ressources naturelles,Il était très attentif aux risques que représentaient les monopoles susceptibles de s'approprier des ressources, et il a beaucoup influencé le président ROOSEVELT pour que l'État garantisse un accès équitable aux ressources naturelles, dans un souci d'assurer le « bien commun », concept central dans la réflexion de PINCHOT.* » [Blandin 12]

En 2015, Christian BARTHOD publia une remarquable biographie de cette figure emblématique de la gestion forestière américaine. Il indique qu'il « *...reste le père de la « conservation » et un des premiers penseurs de la foresterie multi-usages, aux lointaines origines de la foresterie multifonctionnelle moderne* » [Barthod 15b]. Le tableau paraît moins flatteur à notre époque. Certains apologues de la biologie de la conservation estiment que PINCHOT et son « *wise use* » sont une forme de compromission avec les instances politiques et économiques [Ehrlich 96, Perera 04]. On est loin des considérations de Robert BARBAULT qui énonçait en 2008 que « *Toute conservation efficace suppose la prise en compte et la compréhension des motivations, intérêts et valeurs de tous les utilisateurs et acteurs en cause.* » In [Gosselin 08].

Dans le récent « *Vocabulaire forestier, écologie, gestion et conservation des espaces boisés* » (2011), la conservation est définie comme un « *ensemble de mesures, des comportements et des actions ayant pour objectif le maintien ou la restauration des ressources naturelles et la protection des espèces et des habitats naturels* » [Bastien 11]. Cette définition est donc très largement inspirée des conceptions de la société internationale de l'écologie de la restauration (SER)⁶

A sa lecture, trois constats se dégagent :

1. La conservation est active ou passive ; elle vise au maintien ou à la restaura-

PINCHOT et lui dédia une plaque en bronze : « *Gifford Pinchot, friend of the forest, conservator of the commonwealth* » [Barthod 15b]

6. Ecological restoration is the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed. It is an intentional activity that initiates or accelerates ecosystem recovery with respect to its health (functional processes), integrity (species composition and community structure), and sustainability (resistance to disturbance and resilience). » (SER International, 2005).

tion,

2. La conservation traite des comportements, elle a une dimension sociale [Mascia 03],
3. La protection est incluse dans la conservation.

De là à penser que la conservation des forêts va de pair avec celle de la nature, n'y aurait-il qu'un pas ? N'est ce pas le sens du discours du Comte DE MARTIGNAC lors de la présentation du code forestier en 1827 ?

Extrait du discours du Comte de Martignac en 1827 à la Chambre lors de la présentation du Code forestier de 1827

« *La conservation des forêts est un des premiers intérêts des sociétés, et par conséquent l'un des premiers devoirs des gouvernements. Tous les besoins de la vie se lient à cette conservation ; Nécessaires aux individus, les forêts ne le sont pas moins aux États. Ce n'est pas seulement par les richesses qu'elle offre l'exploitation des forêts sagement combinée qu'il faut juger de leur utilité. Leur existence même est un bienfait inappréciable pour les pays qui les possèdent, soit qu'elles protègent et alimentent les sources et les rivières, soit qu'elles soutiennent et raffermissent le sol des montagnes, soit qu'elles exercent sur l'atmosphère une heureuse et salutaire influence* ». [Nemoz-Rajot 98]

1.3.1 Des combats communs...

C'est un fait qu'en ce début de XXe, les forestiers ont contribué très significativement à la désignation des espaces naturels protégés.

Vers 1900, Ernest GUINIER (1837-1908) (FIG.1.3.1), s'émeut, dans une note manuscrite, de la nécessité de faire acquérir par l'Etat, le canton de Bellive à SAINT-CRÉPIN dans les Hautes-Alpes : « *Combien il serait désirable que l'Etat fît l'acquisition du bois de genévrier de SAINT-CRÉPIN pour sauver les vieux sujets remarquables par leur grosseur autant que pour préserver cette essence sur ce terrain où le parcours des moutons enlève tout espoir de régénération!* ». C'est chose faite vingt quatre ans plus tard sous l'impulsion de Philibert GUINIER (1876-1962), son fils, directeur de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts (ENEF) de 1921 à 1941. Il fait acquérir par l'école, au titre de l'enseignement forestier, la fameuse parcelle de genévriers thurifères.

C'est toujours GUINIER qui s'émeut et déplore la coupe rase de 250 ha de la forêt « *vierge* » du DOUSSARD en SAVOIE lors de son rattachement à la FRANCE : « *sacrifice regrettable [...] d'une forêt aux arbres gigantesques n'ayant jamais fait l'objet d'exploitation [...] Les arbres sont généralement d'une grosseur prodigieuse : il y en a qui ont de sept à huit mètres de circonférence [...] on en trouve communément de trois mètres cinquante centimètres de circonférence et de quarante-cinq*

mètres de hauteur ». Pour lui, la forêt de DOUSSARD aurait dû « constituer un parc national » parce que « si elle était encore intacte, elle constituerait une attraction unique en son genre et serait un pèlerinage des plus fréquentés par les voyageurs » [Bartoli 08].

GUINIER milite au côté de Roger HEIM (1900-1979), futur directeur du Muséum national d'histoire naturelle, en faveur d'une protection exclusive de la nature, aux congrès de PARIS en 1923, puis de LONDRES en 1933. En 1945, la commission des réserves forestières de FONTAINEBLEAU, première commission collégiale du genre est « instituée par Arrêté ministériel du 23 juillet 1945, est présidée par le Directeur Général des Eaux et Forêts et réunit des hauts fonctionnaires du service des Beaux-Arts, des forestiers, des hommes de lettres, des artistes, des amis de la forêt, des représentants des sociétés de tourisme et des spécialistes des diverses disciplines de la biologie ». Trois ans plus tard est signé le 5 octobre 1948, aux gorges de FRANCHARD au coeur du massif de FONTAINEBLEAU, la déclaration de l'Union internationale pour la protection de la nature (UIPN). Elle deviendra, en 1956, lors de son assemblée générale à ÉDIMBOURG, l'Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (UICN). GUINIER milite pour une vision plus élargie de la gestion forestière « Entre forestiers et protecteurs de la nature, il y a trop souvent incompréhension et antagonisme. L'entente est possible et fructueuse : l'exemple de Fontainebleau en est la preuve. » [Guinier 50].

Mais comme le souligne Patrick BLANDIN, les « conservationnistes » anglo-saxons ont pris à l'époque l'ascendant sur les « protecteurs » européens. Le préambule du texte fondateur de l'Union internationale pour la protection de la nature de 1948 est déjà largement d'inspiration conservationniste : la protection de la nature et de ses ressources y est vue comme un facteur de progrès de l'humanité. Protéger la nature, c'est clairement, pour reprendre les termes mêmes du préambule, « garantir la prospérité du monde et sa paix future ». Cependant, les buts affichés sont nettement d'inspiration protectionniste « à l'européenne », puisqu'il s'agit de sauvegarder la vie sauvage et son milieu naturel, notamment les lieux, objets et espèces présentant un intérêt scientifique, historique ou esthétique [Blandin 10, Blandin 12]. Sans doute les valeurs conservatrices auxquelles s'identifient les forestiers des Eaux et Forêts ont-elles contribué à diffuser une sensibilité environnementale au sein de l'institution forestière. Ils se sont montrés plutôt en avance quant à la nécessité d'une gestion « environnementalement durable », dans une vision de préservation des richesses écologiques [Boutefeu 07].

Alphonse MATHEY (1862-1927), en poste à GRENOBLE, comme conservateur de 1909 à 1913, met en place le premier espace naturel français : celui de la BÉRARDE. Au cours des années suivantes, il plaide pour la création d'autres parcs nationaux. En 1924, il sera rebaptisé parc national du PELVOUX avant qu'une partie de son territoire ne soit consacrée parc national des ECRINS en 1973. Alphonse MATHEY,

après ce premier poste, est en charge de la gestion des taillis-sous-futaie, très variés du VAL-DE-SAÔNE, sa terre natale. Il sut les classer en six groupes écologiques, en fonction de la nature du sol et de la topographie, justifiant chaque fois une structure, une sylviculture, et une production ligneuse particulière. Il est le véritable précurseur en matière de typologie des stations et des peuplements[Pardé 99a].

L'institution forestière a alors une vision claire de la conservation de la nature, une attitude de préservation en prise direct avec la vision de John MUIR : des confettis dans un océan de forêts. D'ailleurs, les forestiers ont lutté contre la mise en place de séries artistiques à FONTAINEBLEAU, à TRONÇAIS (Allier) et en forêt de LA JOUX (Doubs) [Boutefeu 07], refusant des sacrifices d'exploitabilité.

Cette sensibilité l'ont-ils reçu des scientifiques ? ou bien est-ce-eux qui l'on transmis aux scientifiques ? Les conservateurs des Eaux et Forêts avaient en effet des relations très étroites avec les milieux scientifiques.

Georges FABRE (1844-1911) arrive en 1875 dans le GARD comme Garde Général des Eaux et Forêts. Il mène dans le massif de L'AIGOUAL, une longue collaboration avec Charles FLAHAULT, défrichant avec lui le domaine encore mal connu de l'écologie forestière, tout comme Philibert GUINIER. Ce dernier ne dira t-il pas de FLAHAULT qu'il a été « *le trait d'union entre le monde botanique et le monde forestier qui s'ignoraient* » in [Guinier 95]. Pour systématiser leurs expérimentations, FABRE et FLAHAULT créent de nombreux arboretums dans toutes les Cévennes, celui de l'HORT-DE-DIEU en particulier. FLAHAULT devient un ardent propagandiste du reboisement et il influence beaucoup de botanistes et de géographes. En 1894, ce dernier réactive l'ancien projet de carte botanique au 1/200 000e proposée par Augustin PYRAME DE CANDOLLE. Il réalise, à ses frais la carte de PERPIGNAN et confie les documents restants à Henri GAUSSEN qui en commencera la publication dans Atlas de FRANCE du Comité National de Géographie à partir de 1930. FLAHAULT considère ainsi en 1908 que si partout la vie humaine est « *sous la dépendance inéluctable de la végétation, les botanistes (ont) envers la montagne des devoirs imprescriptibles* ».

Prosper DEMONTZEY (1831-1898) (Fig. 1.3.1), l'autre reboiseur, initie des monographies locales condensées qui préfigureront étonnamment les études de géographie régionale du début du XXe siècle. Inspecteur-Général du reboisement et spécialiste de la correction des torrents, il rédige les instructions techniques adossées à la loi de 1982 sur la Restauration des Terrains en Montagne. Ces textes définissent toutes les étapes des études de terrain, fournissant le plan du travail, les documents à y faire figurer, les différentes informations à rechercher, les outils à utiliser. L'ensemble devait constituer une monographie complète avec cartes, relevés topographiques, dossier photographique, description de la géologie, de la végétation forestière et pastorale, du climat, une étude historique et socioéconomique, des statistiques... Son oeuvre donne à l'action RTM française un retentis-



Prosper Demontzey (1831-1898)



Gifford Pinchot (1865 - 1946)



Philibert Guinier (1876-1962)



Aldo Leopold (1887-1948)

FIGURE 1.3.1 – Quelques illustres « *conservateurs* » des forêts de part et d'autre de l'Atlantique : DEMONTZEY, PINCHOT, GUINIER et LÉOPOLD (crédits et sources photographiques : <http://fpdcc.com/aldo-leopold-forest-preserves/>; Collection AgroParisTech-centre de Nancy; <https://foresthistor.org/research-explore/us-forest-service-history/people/chiefs/gifford-pinchot-1865-1946/>; <http://ubaye-en-cartes.e-monsite.com/pages/hommes-celebres/prosper-demontzey.html>)

sement international. Il conforte l'ensemble des programmes conséquents réalisés en France : la surface des périmètres RTM, certes pas restaurés en totalité, est par exemple estimée à 165 000 ha dans les seuls départements des ALPES-MARITIMES, HAUTES-ALPES et ALPES-DE-HAUTE-PROVENCE. En ce sens, il peut-être considéré comme un ingénieur écologue avant l'heure. D'un point de vue scientifique, ses hypothèses seront en grande partie confirmées par des études postérieures. VALLAURI en cite quelques unes des plus importantes [Vallauri 98] :

- les impacts des activités anthropiques sur la dégradation de la végétation,
- le rôle primordial de la végétation dans le contrôle de l'érosion et la régulation des eaux dans les bassins versants de montagne,
- la faisabilité écologique et technique de la restauration,
- le développement d'expérimentations nouvelles,
- la définition des zones cibles pour la restauration,
- la complémentarité de la dynamique naturelle (mise en défens ou déprise) et ses limites pour restaurer les zones dégradées,
- le choix des espèces pour la réhabilitation, notamment d'espèces forestières pionnières comme le Pin noir d'Autriche.

Avec un sens de l'intérêt général porté à son extrême et un dévouement sans faille, Prosper DEMONTZEY fut malheureusement comme d'autres brillants ingénieurs du XVIIIe et XIXe, Nicolas BRÉMONTIER, Jules CHABRELENT, des ingénieurs « *myopes* » c'est à dire axés sur la technique et l'efficacité, se sentant peu ou pas concernés par le devenir des populations locales.

Mais sans conteste, comme le souligne René ROL en 1954 [Guinier 95], la part la plus importante dans la prise en compte des facteurs écologiques, biogéographiques, bref de l'environnement au sens large dans la foresterie, revient incontestablement à Philibert GUINIER.

1.3.2 ...à la dichotomie entre deux courants

A l'époque de l'ère industrielle, le progrès des connaissances en biologie, en génétique, sur l'autécologie des espèces, puis celles touchant aux interactions au sein des communautés, marquent un tournant décisif dans nos relations avec la nature : la modernité nous a appris qu'il n'y pas d'un côté la nature et l'homme de l'autre. Pour Michel SERRES, nous avons un destin unitaire, dans un monde jugé fini [Serres 90].

Pourtant, deux courants continuent d'irriguer la conservation des forêts. Dès l'Antiquité, l'homme a sacralisé certaines portions de l'espace qu'il habitait. Cette fonction spirituelle qu'on attribuait alors au bois provoqua les premières interventions de l'autorité publique : CATON dans son « *De re rustica* » nous rappelle que c'était sacrilège de défricher un bois sacré [Devèze 65]. Des arbres, des bois, voir des forêts entières, seront sacrés, comme en GRÈCE, au MAROC [Deil 08] en

INDE [Gadgil 76] ou au JAPON [Domenig 97] et le resteront. Le rôle des congrégations religieuses ou de certaines philosophies religieuses ont donc contribué à la conservation de forêts ou d'arbres sacrés à travers le monde. Au Moyen-Âge, l'utilitarisme s'impose et certains espaces naturels sont alors dévolus uniquement à une fonction soit de protection (les bois bannis dans les Alpes), soit à la chasse en ANGLETERRE (New Forest) ou en POLOGNE (BIALOWIEZA) et bien entendu le plus généralement à la production de bois.

L'époque romantique, voit la fonction esthétique revenir en force avec la naissance des premières réserves (série artistique de FONTAINEBLEAU 1853 ; Parc des YOSÉMITES en 1864). L'ensemble de ces mesures visent à sanctuariser la nature. L'homme en est exclu. Protéger, dans ce cas revient à préserver de toute atteinte de l'homme. C'est John MUIR, partisan de la *Wilderness*, qui incarne ce courant des « *préservationnistes* ». Il souhaitait des espaces vierges, sources de régénération, de spiritualité pour l'humanité [Depraz 12].

De l'autre, Gifford PINCHOT, partisan du « *Wise Use* » incarne le courant des « *conservationnistes* ». Patrick BLANDIN insiste d'ailleurs quand il déclare : « *On ne peut pas dire que Gifford PINCHOT était un défenseur de la nature au sens où l'on comprend aujourd'hui la protection de la nature. C'était d'abord un gestionnaire de forêts qui se demandait comment continuer à disposer toujours des produits de la forêt et qui a élargi sa réflexion à l'ensemble des ressources naturelles* » [Blandin 12]. Il est clair que cette vision est explicitement anthropocentrée : « *L'Homme est la mesure de toutes choses : de celles qui sont, du fait qu'elles sont ; de celles qui ne sont pas, du fait qu'elles ne sont pas* » nous dit PROTAGORAS [Platon 95], comment peut-il en être autrement dans un pays où l'on mesure le monde avec des pouces et des pieds ?

1.4 Cristallisation des questions contemporaines de la gestion forestière

1.4.1 La nécessité d'agir

C'est l'approche utilitariste, technicienne et interventionniste des forestiers [Barthod 02]. L'incarnation de la modernité, chez le forestier, consiste à détourner puis optimiser des flux d'énergie et de matière dans la perspective de rendements soutenus. En foresterie, Nicolas BRÉMONTIER, nous laisse en héritage le plus grand massif forestier artificiel d'Europe : les landes de GASCOGNE.

La manipulation de la dynamique des populations et des communautés végétales et du fonctionnement des écosystèmes, en vue d'orienter le vivant dans un sens jugé positif, par une communauté humaine donnée et à un instant précis, relève historiquement aussi bien de l'agronomie que de la sylviculture. En agriculture,

l'isolement du système de production, via les cultures hors-sol, en représente aujourd'hui l'archétype. Ainsi, pendant longtemps, l'approche utilitaire des ressources naturelles prédisposait au développement économique d'une région ou d'une nation ; elle ne comportait pas, ou presque pas, de dimension environnementale.

Pour LAGARDE, l'état d'une forêt désigne un mode culturel de cette forêt [Lagarde 91]. L'expression « *état et possibilité* » de la forêt est le terme employé dans tous les documents de planification forestière. La possibilité, c'est ce qu'y peut y être prélevé annuellement, sans compromettre les récoltes futures. Il existe une possibilité pour tous les produits : bois, herbe, feuilles mortes...Le vocabulaire forestier désigne aujourd'hui un état normal comme un « *état global d'équilibre d'une forêt, fondé sur le principe d'une fourniture soutenue de produits et de services* » [Bastien 11].

Conserver les forêts parce qu'elles sont utiles (*usus*), utiles à moi, utiles à tous et parce qu'on en récolte les fruits (*fructus*). Et c'est pourquoi on ne voudrait pas les voir détruites (*non abusus*). C'est la question des usages, des ressources et de l'alimentation de la filière bois. Une coupe pour un forestier est tout aussi naturelle que traire une vache pour un agriculteur. Lors du 25ème anniversaire de l'ENGREF en 1990, n'affirme-t-on pas qu'« *Il ne fait plus de doute qu'une forêt la mieux protégée est une forêt cultivée, entretenue, gérée qui fait la synthèse de l'économie et de l'écologie* ». En 1993, Olivier MARTIN DE LAGARDE, alors sous-directeur des industries du bois au ministère de l'agriculture réaffirmait « *...que la fonction économique de la forêt est source de toutes les autres, et que, sans rentabilité économique, notamment dans le domaine du bois d'oeuvre, il n'y a pas d'avenir pour la forêt* » [Meiller 95]. Ce dogme est toujours prégnant : le rapport de mission de la déléguée interministérielle à la forêt et au bois de 2017 en témoigne (p.6) : « *Dans le modèle de gestion durable et multifonctionnelle à la française, la fonction économique est le garant des autres fonctions, en générant de la valeur qui permet le renouvellement à long terme et la fourniture de biens et services environnementaux et sociaux que l'on commence à peine à tenter d'évaluer* » [Alexandre 17].

C'est donc le postulat actuel de la politique forestière française : le bois paye la forêt⁷.

Ainsi, selon ce dogme de la primauté de la fonction économique, une forêt non gérée s'appauvrit donc sur le plan économique, social et même écologique.

Or, le cadre des interventions sur la nature s'est élargi et complexifié [Reghezza 15]. Luc ABBADIE considère que nous sommes à présent rentrés dans une nouvelle ère, celle de "*l'intensification écologique*" [Abbadie 07]. La conservation en particulier des forêts apparaît comme un enjeu majeur face à la pression humaine sur l'ensemble de la biosphère [Simon 09]. Si on peut s'accorder sur le fait que l'ensemble des formes et des fonctions de la vie sur Terre (e.g. la biodiversité) est inapproprié

7. On remarquera au passage le parallélisme avec les comités de bassin pour qui « l'eau paye l'eau »

et inappropriable, au sens du droit [Ost 95], peut-on en dire autant des espaces forestiers et de leurs accès ? Or, c'est justement dans ces espaces qu'une grande partie de la biodiversité européenne se meut et se développe. Est-ce possible qu'« *une forêt domaniale doit avoir, dans l'intérêt du pays, le maximum de productivité mais aussi, le cas échéant, le plus haut degré de beauté et d'intérêt scientifique* », comme le suggérait Philibert GUINIER ? Comment maintenir un équilibre adaptatif pour cette triple exigence ? L'ingénierie écologique et territoriale serait-elle capable d'apporter des réponses adéquates ?

1.4.2 Avec une certaine éthique

La demande sociale avec la constitution du nouveau couple espace forestier-volonté citadine [Corvol-Dessert 93] constitue les fondements de cette approche éthique ; le cas bellifontain cité par GUINIER est manifeste. Il nous renvoie aussi implicitement à nos responsabilités vis-à-vis de la nature.

Pour Hubert REEVES, « *La nature a besoin des hommes pour poursuivre son projet* ». Comme si la liberté de la nature dépendait maintenant du vouloir des hommes. En renversant cet aphorisme, « *nous avons besoin de la nature pour poursuivre notre projet* », cela nous invite à questionner, d'une part, le dessein de la nature : Quelle finalité ? auto-reproduction ? vision téléologique ? et d'autre part, à nous mettre face à notre responsabilité : face aux changements globaux et aux barrières biophysiques [Rockstrom 09] que nous dépassons pour garantir une vie authentiquement humaine au sein de la biosphère, nous avons la responsabilité de la biosphère entre nos mains. Il nous renvoie ainsi directement au principe de responsabilité de Hans JONAS [Jonas 79].

Cela implique de comprendre les flux de ressources économiques, d'effectuer le suivi des capacités biologiques nécessaires à la conservation de ces flux et d'absorber les déchets qui en résultent. Dans son « *Economie et le vivant* », René PASSET nous invitait déjà à passer d'un développement durable faible à une durabilité forte car la biosphère « ambarque » toutes les composantes du Vivant, les hommes et leurs activités y compris [Passet 79] (Fig. 141).

Dans le domaine de la conservation des forêts, si Gifford PINCHOT a formalisé le concept de « *wise use* », la notion de durabilité était appliquée alors principalement à la seule fonction de production de la forêt. C'est un autre forestier nord-américain, Aldo LEOPOLD (1887-1948) (Fig.1.3.1), en charge des forêts en CALIFORNIE dans les années 1920, qui progressivement ouvrira la voie à un usage multiple de la forêt. En ce début de XXe siècle, la situation de certaines forêts Outre-Atlantique n'est plus durable : « *Les moutons détruisent les jeunes arbres et quand les anciens meurent, aucune forêt ne s'en relève* » selon H. C. COWLES [Moir 72]. Il décrivait cette situation après sa fameuse étude de 1899 sur les successions végétales des dunes du lac MICHIGAN [Acot 97]. En assurant une production

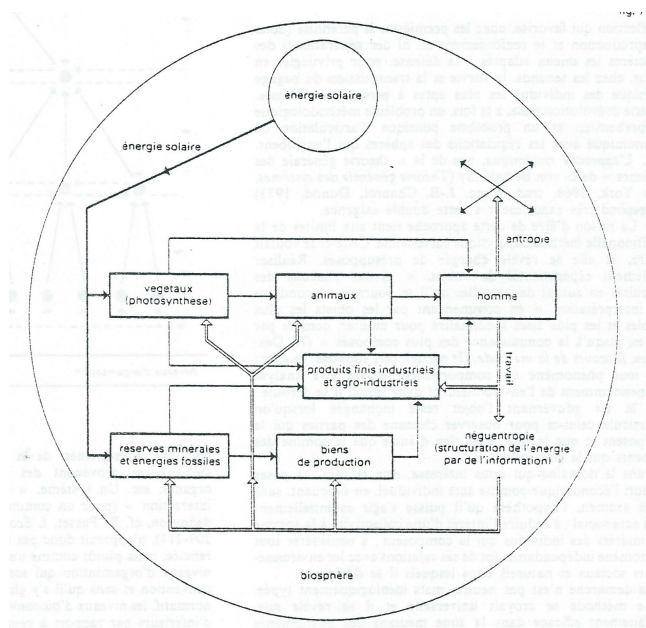


FIGURE 1.4.1 – Prémice de la durabilité forte : La biosphère encapsule toutes les activités humaines (la technosphère) selon René PASSET - Economie et le vivant (p. 142 - 1979)

continue de ressources renouvelables en y incluant en plus de la production de bois, le loisir, le pâturage, la gestion des bassins versants, la gestion piscicole et cynégétique, le forestier s'assure un meilleur contrôle des processus-clé qui régissent la dynamique du système forestier. Et la protection de ressources non renouvelables comme les forêts primaires ou anciennes ? En 1917, COWLES et son collègue SHELFORD seront alors chargés par la toute nouvelle Société d'écologie des USA de présider un comité pour découvrir ce qui restait de l'Amérique sauvage et naturelle et promouvoir l'idée d'un système de réserves naturelles dans une perspective « *préservationnistes* ».

En 1921, Aldo LEOPOLD publie son emblématique article sur la Wilderness [Leopold 21] qui, prend alors le contre-pied de cette approche utilitariste. Dans sa définition⁸ même, la wilderness de LEOPOLD est anthropocentrée : l'homme est la mesure de toute chose lorsqu'il affirme « *a two weeks' pack trip* » : une randonnée de 15 jours sans sortir des bois ! C'est pourquoi ses écrits et ses actions ont été et sont encore aujourd'hui acceptables socialement. Il n'est pas question d'exclure l'homme de la nature, du moins s'il reste un simple promeneur ne laissant pas

8. By « Wilderness » I mean a continuous stretch of country preserved in its natural state, open to lawful hunting and fishing, big enough to absorb a two weeks' pack trip, and kept devoid of roads, artificial trails, cottage, or other works of man.

de trace derrière son passage. On notera ici la forte influence des cultures natives amérindiennes sur sa pensée [Nash 71]. Par sa culture écologique, LEOPOLD avait une vision systémique de la nature. Il avait compris que les systèmes naturels – il n'utilisait pas le terme d'écosystème à l'époque, mais celui de communauté biotique (i.e. biocénose) – se maintenaient par le jeu des interdépendances entre toutes les composantes de la nature et que, pour que les équilibres se maintiennent, il fallait veiller à l'interactivité de l'ensemble des composantes. Il affirmera qu'il ne pourra y avoir de restauration des équilibres écologiques sans une profonde révolution des mentalités. Il développera alors une véritable éthique environnementale en « *pensant comme une montagne* » [Leopold 47], nettement plus écocentrée. Ouvert sur le monde, sur les autres et prompts aux débats publiques, Aldo LEOPOLD est sans conteste un grand précurseur des problématiques environnementales du XXe et XXIe siècles.

1.4.3 1992, année-clé pour l'état des forêts

Comme nous l'avons déjà indiqué, l'état des forêts françaises d'aujourd'hui ne peut être compris si l'on ne sait aussi que l'histoire de beaucoup d'entre-elles a été dominée, après le XVe et pendant plus de trois siècles, par l'histoire de l'industrie. Depuis 1827, le régime forestier a évolué, au fil des décennies, pour intégrer des préoccupations environnementales (par exemple le décret du 12 octobre 1977, la loi du 3 janvier 1991 et le décret du 27 mars 1993 permettant d'instituer des réserves biologiques ou de réglementer les activités humaines dans les forêts soumises) et des préoccupations sociales (accueil du public). Il s'est enrichi sans abandonner son objectif majeur de protection de la forêt publique, tel qu'il avait été défini en 1827.

Mais 1992 restera indéniablement une année-clé, un marqueur temporel fort de cette prise de responsabilité sociale et environnementale dans les foresteries françaises, européennes et mondiales. En FRANCE, on peut citer depuis cette année-clé, la mise en place du réseau de surveillance RENECOFOR, la création d'un réseau des réserves forestières, en passant par le déploiement des indicateurs de gestion durable, par la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière [Office National des Forêts 93, Office National des Forêts 09], les processus de certification forestière et la forte contribution forestière à la création du réseau Natura 2000 [Barthod 02].

1.4.3.1 ...en matière de gestion forestière

En juin 1992, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (CNUED) à RIO DE JANEIRO définit un nouveau paradigme, les « *Principes forestiers* », pour la conservation et le développement durable des forêts

et leurs multiples fonctions et usages. Le huitième de ces principes suggère le rôle favorable que devraient jouer les pays développés dans l'expansion des territoires forestiers (notion de « *verdissement global* »), la FRANCE n'est pas en reste sur ce point. En 1991, dans le rapport national qu'elle remettra à la CNUED [:19 91], il est mentionné (p. 105) que « *La France mène depuis un siècle et demi une politique de préservation des espaces naturels. Ainsi le code forestier de 1827 a permis la constitution d'un patrimoine forestier unique en Europe Occidentale. Cependant, les préoccupations relevaient avant tout d'un objectif de production et de protection contre les risques naturels, et différaient alors sensiblement de celles qui ont vu le jour au cours de ces 20 dernières années* ». C'est dire à quel point, les forestiers ont marqué les esprits et les institutions à cette époque.

Suite à la CNUED, l'émergence de principes, de critères et d'indicateurs de gestion durable des forêts se fait sentir. Face à la complexité du concept de gestion durable émerge le besoin de définir à la fois les composantes du concept et d'évaluer l'état des forêts au regard de ces composantes par le truchement de processus intergouvernementaux.

Au nombre de sept, ces processus forestiers régionaux orientent le développement de la gestion durable des forêts. En Europe, c'est la Conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe (MCPFE), devenue « *Forest Europe* » en 2015, qui réalise ce travail.

La deuxième conférence, qui s'est tenue en 1993 à HELSINKI, a notamment défini la gestion forestière durable en ces termes :

La gestion forestière durable d'après la MCPFE (1993)

« *Gouvernance des forêts et terrains boisés, d'une manière et à une intensité telles qu'elles maintiennent leur diversité biologique, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur capacité à satisfaire actuellement et pour le futur, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes au niveau local, national et mondial; et qu'elles ne causent pas de préjudices à d'autres écosystèmes.* »

C'est également lors de cette deuxième conférence que les six critères de gestion forestière durable ont été définis :

1. Conservation et amélioration appropriée des ressources forestières et de leur contribution aux cycles mondiaux du carbone ,
2. Maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers ,
3. Maintien et encouragement des fonctions de production des forêts (bois et non bois) ,
4. Maintien, conservation et amélioration appropriée de la diversité biologique dans les écosystèmes forestiers ,
5. Maintien et amélioration appropriée des fonctions de protection de la gestion

des forêts (notamment sols et eau) ,

6. Maintien d'autres bénéfiques et conditions socio-économiques.

A la lecture des rapports qui se succèdent ainsi depuis 1995, les Indicateurs de Gestion Durable à l'échelle française [Gosselin 12] et à l'échelle européenne [Bastrup-Birk 16], on serait amené à penser qu'on fait « *bon usage* » de la forêt... avec notamment une récolte de bois inférieure à l'accroissement (de l'ordre de 60%), 80 % de forêts semi-naturelles, un volume de bois mort en augmentation, une surface croissante de forêts en réserves et écocertifiées. Mais du côté du « *bon état* » des forêts, un autre regard est posé.

1.4.3.2 Pour la conservation de la nature : la directive « Habitat » et le réseau Natura 2000

Le 21 mai 1992, la directive Habitats-Faune-Flore (92/43/EEC) (DHFF) est publiée au journal officiel de la Commission européenne (CE).

La DHFF et la directive Oiseaux (2009/147/EC, version codifiée du texte d'origine, la directive 79/409/EEC), établissent la base réglementaire pour la conservation de la nature au sein de l'Union européenne (UE). Ces deux directives sont justement la contribution de l'Union Européenne à la convention internationale pour la diversité biologique émanant du sommet de la Terre de Rio.

La DHFF ne vise pas seulement la protection des espèces et des habitats les plus rares ou menacés mais également des habitats naturels représentatifs des grandes types d'écosystèmes européens. Ces espèces et ces habitats naturels sont alors reconnus d'intérêt communautaire (IC). C'est là une avancée considérable en matière de conservation de la nature puisqu'on conserve à la fois le « *rare* » et également le « *représentatif* » à l'échelle de vastes domaines biogéographiques.

En plus des actions de conservation qu'ils doivent mettre en œuvre, les Etats membres (EM) s'engagent à travers ces deux textes, à évaluer tous les six ans les statuts et les tendances des espèces et types d'habitats pour les rapporter à la Commission européenne. Cette évaluation est appelée « *rapportage au titre de l'article 17* ». La Commission européenne produit alors un rapport de synthèse pour l'Union européenne sur l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire [européenne 15]. Le formatage de cette évaluation est de la responsabilité des états membres. Un guide méthodologique réalisé par le centre thématique nature de l'Agence européenne de l'environnement a fourni les principales lignes directrices pour le premier exercice de ce rapportage en 2006 puis a été actualisé en 2011[Combroux 06, Evans 11].

Les EM ont une obligation de résultats, pas de moyens, pour atteindre le bon état de conservation, ce qui change fondamentalement la donne dans la gestion des espaces naturels. C'est là la seconde innovation dans ce dispositif de conservation de la nature. Les EM sont seuls responsables de l'état de conservation des HIC et

espèces visées par ces deux directives.

Pour la seconde fois, depuis la mise en place de la DHFF, l'Union européenne et les 28 EM ont mené en 2012 une évaluation systématique de l'état de conservation de la faune, la flore et des habitats d'intérêt communautaire présents sur son territoire. Ce nouveau rapport couvrait la période 2007-2012, et concernait, en France, 312 espèces animales et végétales, ainsi que 132 types d'habitats, à la fois en milieu terrestre et marin. Chaque habitat et espèce a été évalué dans les régions biogéographiques où il était présent. Ainsi, en FRANCE 1009 évaluations ont été réalisées sur 4 régions terrestres et 2 régions marines (Source INPN, 2018).

En FRANCE, la forêt couvre 40% (environ 2,8 M. d'ha) du réseau Natura 2000 terrestre, dans lesquels se répartissent les 29 habitats forestiers d'intérêt communautaire (HIC) [Bland 11]. Les habitats forestiers français ne sont pas en bon état, puisque selon ce dernier rapportage, 73% sont dans un état jugé défavorable. Les forêts tempérées apparaissent dans un état sensiblement dégradé notamment les forêts alluviales et les tourbières boisées. En région méditerranéenne, ce sont les forêts à feuilles caduques (les ripisylves à peuplier, les châtaigneraies, les chênaies à Chêne tauzin, ...) et les forêts de conifères des montagnes méditerranéennes qui sont en moins bon état [Bensettiti 15]. A l'échelle de l'UE, la proportion est quasi similaire avec 77% d'habitats forestiers jugés dans un état défavorable [européenne 15, Bastrup-Birk 16].

Pourquoi un si grand décalage entre le « *bon usage* » et le « *bon état* » ? Serait-ce seulement une question de méthode d'évaluation ?

Points clés

Conserver la forêt, aujourd'hui, c'est

- ❑ maintenir des potentialités d'évolution des espèces et restaurer des processus écologiques en tenant compte des contextes géographiques,
- ❑ sans sombrer dans des opérations muséologiques,
- ❑ pour le bénéfice de tous, selon le contexte territorial.

Les principes de conservation des forêts oscillent encore entre deux phases

- ❑ Les forestiers européens ont essentiellement raisonné jusque dans les années 1980 en terme de « *bon usage* » de la forêt, ont ensuite été confrontés à l'émergence très rapide de ce qui est désormais simultanément un objectif et un critère de jugement : le « *bon état* » de la forêt. Les forestiers ne se départissent pas de cette coexistence bon usage-bon état comme en témoigne les critères 1 et 4 du processus paneuropéen de la gestion durable des forêts.
- ❑ La coexistence des deux qualificatifs (bon usage/bon état) est-elle encore possible ? Leur congruence est-elle possible ? envisageable ? La construction rapide d'un droit communautaire de la nature autour du réseau Natura 2000 mais aussi autour des objectifs de la directive cadre sur l'eau [Bouleau 12], se sont fait à partir de la seule logique du « *bon état* ». Comme le suggère Michel BADRÉ, il est fort probable qu'une corrélation existe entre ce nouveau prisme du « *bon état* » et la prise de conscience depuis le début des années 1980 de l'existence des changements globaux, à des pas de temps raccourcis aux ordres de grandeur des cycles forestiers [Barthod 95a, Barthod 96, Barthod 02, Barthod 05, Barthod 08].

Chapitre 2

L'état des forêts

2.1 Caractériser l'état de conservation : une question de valeur

2.1.1 Les valeurs d'une forêt

En 1980, Jean-Marie GÉHU et Jean-Louis MÉRIAUX organisent un séminaire à l'institut européen d'écologie sur le thème de l'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques. Pour Ludovic NEF, la valeur biologique correspond aux bienfaits que l'environnement peut couvrir face aux besoins humains [Nef 81]. Patrick BLANDIN lui propose d'employer le terme de valeur sociale, valeur englobant l'ensemble des fonctions de production, protection et sociale que les écosystèmes peuvent remplir, vocabulaire bien connu des forestiers. Dans leur « *biogéographie appliquée à la région du lac de Neuchâtel, estimation de la valeur naturelles des écosystèmes riverains* », ANTONIAZZA et al., (1980) regroupent également les forêts riveraines non pas selon leur fonction intrinsèque mais par fonctions de reproduction, de migration, d'alimentation, de protection et de refuges vis-à-vis des oiseaux d'eau et proposent une carte synthétique de restitution [Antoniazza 80]. Ludovic NEF poursuit en déterminant la « *qualité biologique intrinsèque*¹ ». Cette qualité s'appuie sur un choix de critères scientifiques (mesurables, quantifiables...).

Il n'en reste pas moins que l'ouvrage de USHER « *Wildlife Conservation Evaluation* » publié en 1986 reste une référence en la matière [Usher 86]. Ce dernier souligne que les évaluations, réalisées bien souvent de manière plus intuitive que

1. définie comme indépendante de toutes considérations anthropocentriques, se déduisant des caractéristiques du phénomène vivant

scientifique, doivent logiquement comporter :

- une phase de jugement,
- suivie d'une phase de comparaison,
- et aboutir à un classement en fonction d'un objectif bien défini.

En FRANCE, plusieurs travaux ont passé au crible tous les indicateurs, à toutes échelles spatiales et à tous les niveaux taxonomiques [Blandin 86, Barnaud 98, Delanoé 98, Levrel 07]. D'après ces différentes synthèses bibliographiques, il en ressort la liste des critères et des indicateurs classée ici par ordre décroissant d'occurrence :

- La **surface** de l'habitat : elle est en lien avec la théorie de la biogéographie insulaire [MacArthur 63, MacArthur 67], "*Plus le site est vaste, plus il a de valeur pour la conservation*", ce que ne nierait pas un conservateur des Eaux et Forêts !
- La **diversité** et ses nombreux indices. La diversité peut être considérée comme un paramètre de dispersion sur des variables qualitatives aléatoires [Legendre 98] ; La diversité correspond à la notion de variance. Quand la variable aléatoire est le nombre d'allèles chez un individu, on estime la diversité génétique ; s'il s'agit du nom de l'espèce à laquelle appartient chaque individu alors on estime une diversité spécifique ; enfin lorsqu'il s'agit du nom du groupement végétal à laquelle appartient chaque relevé floristique, on estime la diversité écosystémique.

Les indices de biodiversité classique

L'indice S (nombre d'espèces ou richesse spécifique) donne la même importance à toutes les espèces quelque soit leur abondance au sein de la biocénose. Il mesure la richesse spécifique mais ne permet pas de déterminer l'équitabilité.

H', l'indice de SHANNON-WEAVER, est adapté aux problématiques des écologues qui s'intéresse à l'ensemble des interactions possibles entre les espèces et permet de mesurer à la fois la richesse spécifique et l'équitabilité au sens de PIELOU (J). Nous le détaillerons au chapitre 4 en lien avec la théorie de l'information [Shannon 48].

D, indice de SIMPSON, permet également une mesure de la richesse et de l'équitabilité. L'indice de SIMPSON est la probabilité que deux individus $i1$ et $i2$ tirés au hasard dans une communauté appartiennent à la même espèce. Il vaut

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

où S est le nombre d'espèce dans la communauté et p_i est la probabilité qu'un individu «tiré» au hasard dans l'échantillon appartienne à l'espèce i .

L'indice de SIMPSON mesure à la fois la richesse de la communauté puisqu'il y a sommation sur le nombre d'espèces (D est d'ailleurs égal à 1 si le nombre d'espèce est infini), mais il mesure également l'équitabilité grâce à l'utilisation des probabilités p_i . Il donne une faible importance aux espèces rares de la communauté car il ne s'intéresse qu'au lien entre couples d'individus.

- La **rareté** et la diversité peuvent être vues comme deux critères identiques [Rabinowitz 86, Gaston 94, Gaston 96]. Pour LEDANT, le succès de ces deux critères lui paraît excessif car rareté et diversité sont communément employées par goûts des naturalistes qui « *semblent aimer confusément la diversité ; en partie pour des raisons liées à la décroissance de l'utilité marginale : de la sorte, il l'aiment en tant que consommateurs et non en tant qu'experts de nature* » [Ledant 91]. Pour lui, les naturalistes refuseraient de reconnaître le fondement subjectif de cette attractivité car ce serait désavouer leur image de neutralité et d'objectivité et ils perdraient *de facto* la légitimité de leur fonction sociale d'expert.
- La **naturalité** : ce critère est discuté dans la section 2.2
- La **vulnérabilité** : c'est le critère le plus difficile à estimer, souvent par des méthodes indirectes. Elle résulte de la combinaison de facteurs intrinsèques et extrinsèques (menaces). C'est un critère complexe dont les corrélats sont la résilience et la persistance. DEVILLERS et al. (1990) ont été parmi les premiers à formaliser ce critère pour le rendre opérationnel à l'échelle d'un territoire [Devillers 90].

- La **représentativité / la typicité** : ce critère le plus souvent qualitatif. Il permet de corriger la tendance des naturalistes à privilégier la rareté [Ledant 00]. Nous traiterons en détail le critère de la typicité dans le chapitre 3. La représentativité de l'habitat est souvent utilisée comme variable de stratification en phase préliminaire de l'évaluation, notamment dans le cadre du réseau Natura 2000 ou d'autres réseaux comme celui des réserves forestières [Rameau 95].

Ainsi, poser un diagnostic sur l'état d'un écosystème forestier, c'est avoir recours à :

- des espèces indicatrices
 - Leur présence renseigne sur les caractéristiques physico-chimiques ou biologiques. Ces espèces permettent d'inférer certaines propriétés d'un écosystème. C'est toute la théorie de la bioindication en général [Brisse 95b, Blandin 86] et en particulier pour la flore forestière française [Rameau 93, Gégout 05] et européenne [Landolt 77, Ellenberg 92].
- des indicateurs écologiques
 - Ce sont des organismes ou ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques permettent de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème de mettre en évidence de façon précoce leurs modifications [Blandin 86]. Dans le domaine forestier, de telles batteries d'indicateurs ont été bâties depuis plus de 30 ans à partir de groupes fonctionnels comme les fourmis [Torossian 77, Torossian 84], les Syrphidés et le protocole Syrph-the-Net [Speight 98] ou les coléoptères saproxylophages et le protocole FRISBEE [Bouget 08].
- des indices biotiques
 - variable synthétique de construction empirique souvent accompagnée d'un système arbitraire de notation (e.g. Indice Biologique Généralisé Normalisé pour les milieux aquatiques continentaux [Genin 03]). En matière forestière, l'indice de biodiversité potentielle [Larrieu 08] rentre dans cette catégorie, tout comme celui sur les érablaies de ravin [Paillet 08].

2.1.2 A quelles échelles ?

2.1.2.1 Définir les échelles de diversité

Une communauté est toujours décrite selon trois critères d'après NOSS [NOSS 90] (Fig. 2.1.1) :

- sa structure, on entend l'organisation spatiale horizontale et verticale des populations d'espèces,
- sa composition se réfère à l'identité et à l'abondance absolue ou relative des

espèces qui composent la communauté. Elle est donc de nature qualitative et/ou quantitative.

Structure et composition sont mesurées sur des surfaces déterminées et connues.

Elles sont inscrites dans un espace géographique bien délimité.

- son fonctionnement, c'est à dire sa dynamique : l'évolution de la structure et de la composition en fonction du temps, renouvellement des espèces (immigration, émigration), les variations des abondances, des flux de matière et d'énergie..

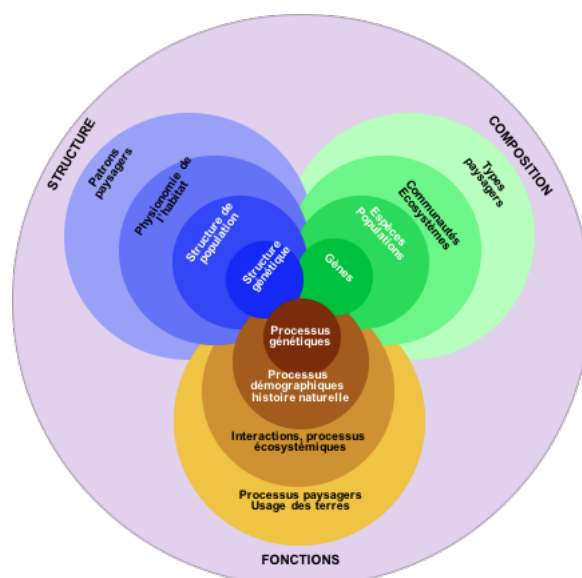


FIGURE 2.1.1 – Les indicateurs de diversité des formes et des fonctions du vivant selon NOSS [Noss 90]

La relation entre la taille de l'échantillon et la diversité dépend étroitement des probabilités de distribution des espèces parmi les classes d'abondance [Whittaker 65]. Il est donc nécessaire de pondérer la contribution des espèces par des échelles de diversité. La nomenclature retenue et largement usitée est due à WHITTAKER [Whittaker 65].

Ainsi trois échelles peuvent être distinguées (Fig. 2.1.2) :

1. Diversité α ou intra-habitat : c'est la diversité au sein d'une communauté définie (quelques m² à centaines de m²). Cette diversité est caractérisée par l'estimation de la moyenne de la diversité spécifique de chaque unité d'échantillonnage.
2. Diversité β ou inter-habitat : c'est un indice de similitude, un élément de comparaison qui exprime le renouvellement d'espèces entre communauté. Il

exprime la contribution des largeurs de niches individuelles et de la diversité des communautés à la diversité d'un écosystème².

3. Diversité γ : Au niveau d'une région naturelle, d'un territoire, la diversité spécifique est le legs de l'histoire climatique et géologique. Ce pool spécifique se répartit sur les différentes unités fonctionnelles en taches distinctes. C'est la diversité totale au sein d'un écosystème, au sein d'un paysage. C'est une propriété émergente de chacune des diversités locales [Blondel 95]

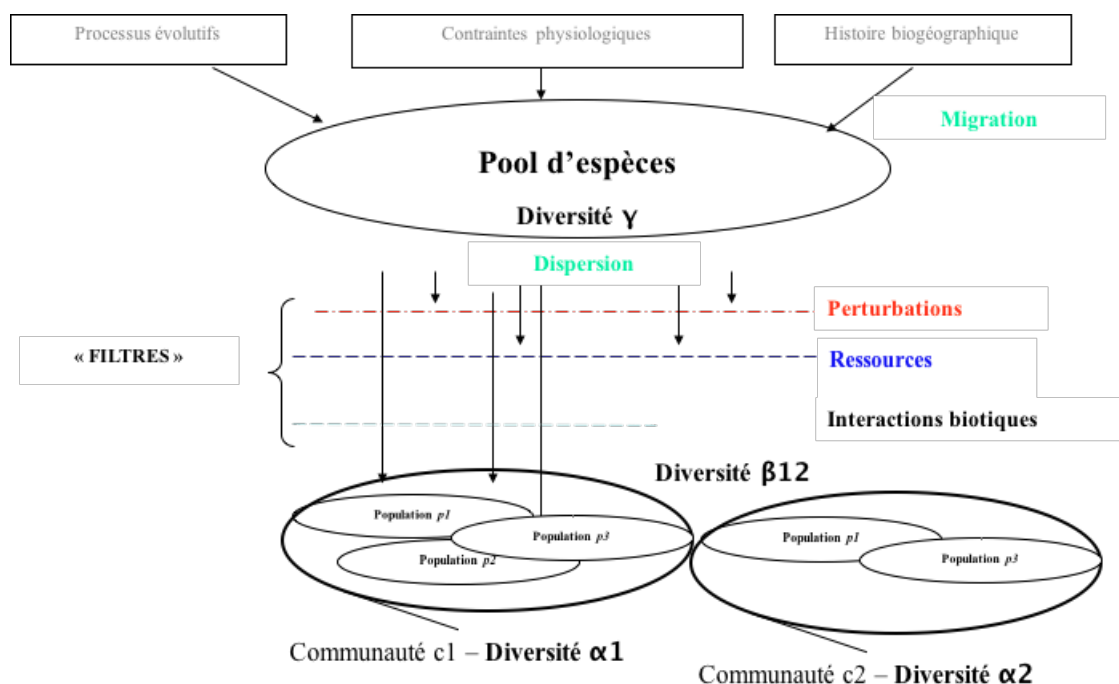


FIGURE 2.1.2 – Modèle conceptuel des règles d'assemblage de communautés par les processus biogéographiques et écologiques (inspiré de [Yodzis 89] et de [Keddy 92]).

Estimer la diversité totale dans un territoire requiert généralement deux formes d'extrapolation car il n'est pas possible de faire une « *photographie instantanée* » de la diversité spécifique d'un territoire (Fig. 2.1.2).

1. utiliser un échantillon d'une communauté pour estimer la diversité dans cette communauté (échelle α)
2. utiliser un échantillon de communauté pour estimer le pool d'espèces [Eriksson 93] (échelle γ)

2. Ce qui fonde la réalité d'un écosystème, c'est la combinaison d'une structure et d'un fonctionnement propre issus d'une histoire particulière. Il correspond à des ensembles d'écosystèmes interactifs [Blandin 88]

2.1.2.2 Préciser leur articulation avec les processus biogéographiques et écologiques

L'évaluation doit donc s'effectuer à trois échelles spatiales (Fig. 2.1.2 et 2.1.3) :

- l'échelle biogéographique
 - Ce sont principalement les processus biogéographiques de migration des populations d'espèces qui sont en jeu
- échelle régionale (diversité γ)
 - il s'agit d'estimer le pool spécifique, d'analyser les processus de dispersion et colonisation, de caractériser le régime de perturbation et de cartographier les corridors écologiques et leur réseau.
- échelle locale (diversité α)
 - Ce sont principalement des processus écologiques liés à la disponibilité en ressources et les interactions biotiques

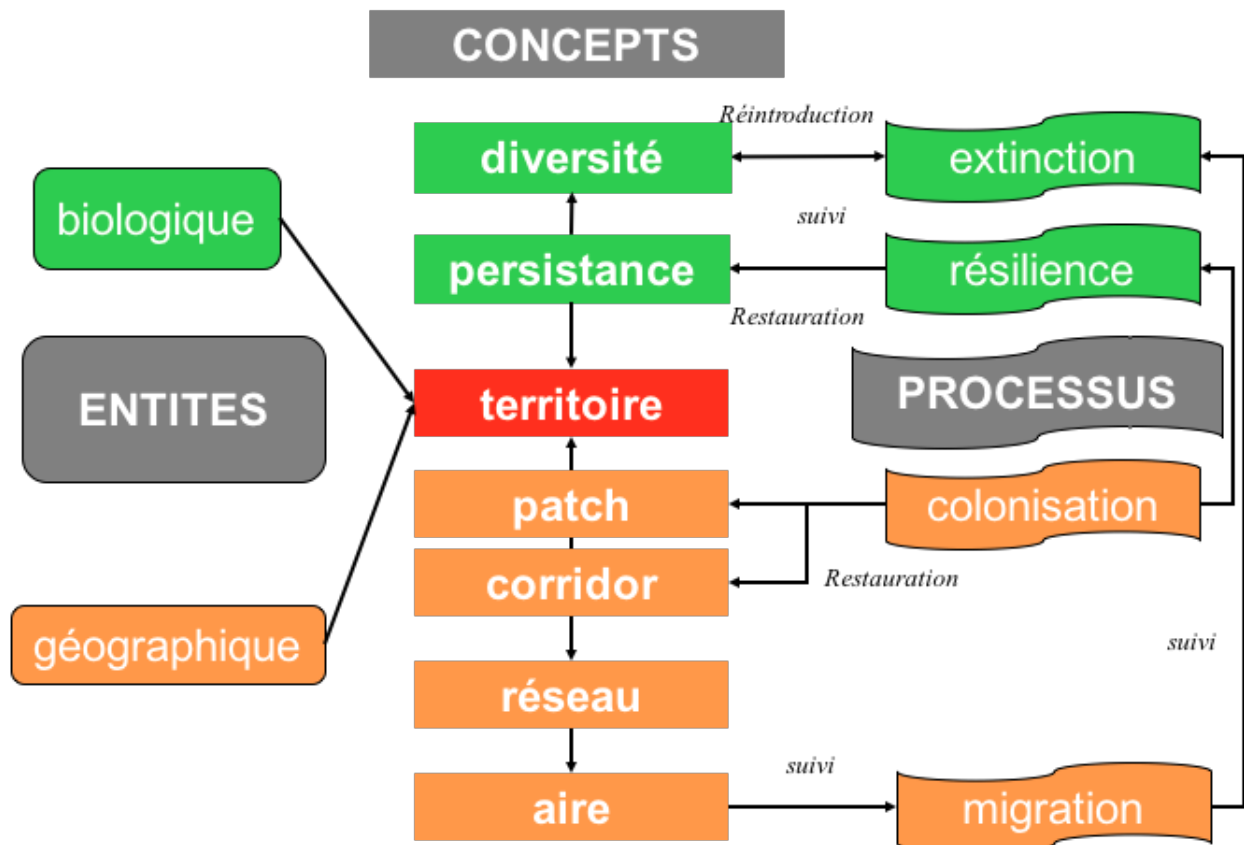


FIGURE 2.1.3 – Relation entre entités, concepts et les processus en jeu à l'échelle d'un territoire

2.1.3 La forêt et sa dynamique cyclique

La dynamique des écosystèmes forestiers oblige souvent à raisonner à l'échelle régionale (diversité γ) pour maintenir un pool d'espèces légué par l'histoire biogéographique (Fig. 2.1.2) [Blondel 95]. Les processus biogéographiques et écologiques requièrent du temps donc de l'espace en vertu de la théorie de la hiérarchie [Allen 82].

Pour Jacques BLONDEL (1995), des successions asynchrones, déclenchées par des perturbations, entretiennent la diversité des conditions environnementales requises par toutes les espèces léguées par l'histoire biogéographique. Ces perturbations vont être à l'origine d'une mosaïque paysagère, si bien que le pool d'espèces total de cette dernière ne peut-être maintenu que s'il existe des habitats de structures différentes (Fig. 2.1.4). BLONDEL appelle cela un méta-climax.

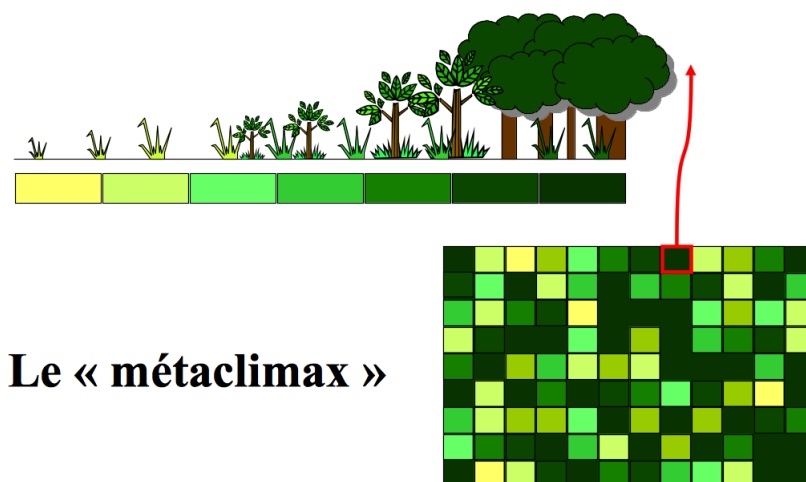


FIGURE 2.1.4 – Le modèle méta-climacique de BLONDEL (1995)

Il tire ce concept de l'analyse de la sylvigénèse faite par OLDEMAN (1990) [Oldeman 90].

Ce dernier définit la sylvigénèse comme un processus suivant lequel la forêt acquiert son architecture et sa forme homéostatique par des stades de développement successif. Plusieurs phases se succèdent dont chacune concerne des espèces différentes, de moins en moins héliophiles, conduisant à des homéostasies de plus en plus complexes. L'ensemble de ces phases participe au cycle sylvigénétique. Ce cycle suppose une connaissance des relations spatio-temporelles entre la production de biomasse et l'énergie captée. Les travaux d'OLDEMAN et de Francis HALLÉ visaient en définitive à remettre le critère de la forme en valeur, reliant architecture et fonction, associant les niveaux d'intégration morphologiques et écologiques aux échelles de l'arbre et de la forêt. OLDEMAN décrit la sylvigénèse en terme

de niveaux d'énergie à travers l'activation, via la ressource photique, des méristèmes qui conditionnent la position des arbres en trois catégories (1) du présent, (2) d'avenir, et (3) du passé [Oldeman 78]. Certains biogéographes vont reprendre à leur compte les thèses de OLDEMAN pour déterminer les formations végétales comme René BRAQUE dans sa « *biogéographie des continents* » [Braque 88].

L'énergie constitue un lien fonctionnel, difficile à quantifier, entre les unités architecturales forestières emboîtées. En considérant les méristèmes comme des boîtes noires, la modélisation de leur fonctionnement assure, de l'arbre à l'écosystème, une mise en relation des divers niveaux de structuration avec l'apport énergétique.

OLDEMAN définit la réitération comme un phénomène séquentiel à déterminisme génétique qui suppose une certaine quantité d'énergie pour activer les méristèmes conformément au modèle architectural élémentaire. L'augmentation de l'énergie disponible assure la croissance des arbres par réitérations du modèle qui changent l'architecture de l'ensemble. L'aspect structural de l'arbre apparaît significatif de la dynamique forestière. Tous les arbres ne sont pas capables de réitérations dans la conquête de l'espace, cette aptitude ayant une signification adaptative.

Chaque phase sylvigénétique correspond à un degré d'évolution de l'éco-unité. Cette dernière est une unité de régénération de succession caractérisée selon sa structure. Les éco-unités sont définies sous l'angle fonctionnel, la ressource photique étant le premier facteur explicatif. Le moteur de cette sylvigénèse est assuré par une perturbation cruciale : le chablis ou l'ouverture dans la canopée ; les arbres sous-jacents, s'ils survivent, réitérent alors leur modèle architectural élémentaire. Ce rôle central de la trouée (*gap-model*) a été documenté dès 1947 par WATT [Watt 47]. OLDEMAN définit quatre phases (Fig. 2.1.5) :

1. innovation,
2. aggradation,
3. biostatique,
4. sénescence ou dégradation.

La délimitation des éco-unités se base sur le paramètre discriminant de la lumière. Or, à défaut de pouvoir quantifier précisément la ressource photique, la production de biomasse est finalement le paramètre qui intègre le mieux l'utilisation et la diffusion de la ressource lumineuse au sein de l'écosystème forestier.

A un instant donné, une forêt est donc une **mosaïque spatiale** de ces différentes phases, un « *kaléidoscope* » selon l'expression de BLONDEL (1995) ; une mosaïque de mini-successions qui apparaissent dès qu'une perturbation se crée (Fig. 2.1.4). A l'échelle régionale, une forêt peut paraître stable et immuable alors qu'elle est composée d'un patchwork de mini-successions.

Prédire l'état dans lequel se trouve un habitat de cette mosaïque est donc fonction du gradient de perturbations. A l'échelle d'un patch, la disparition de certaines

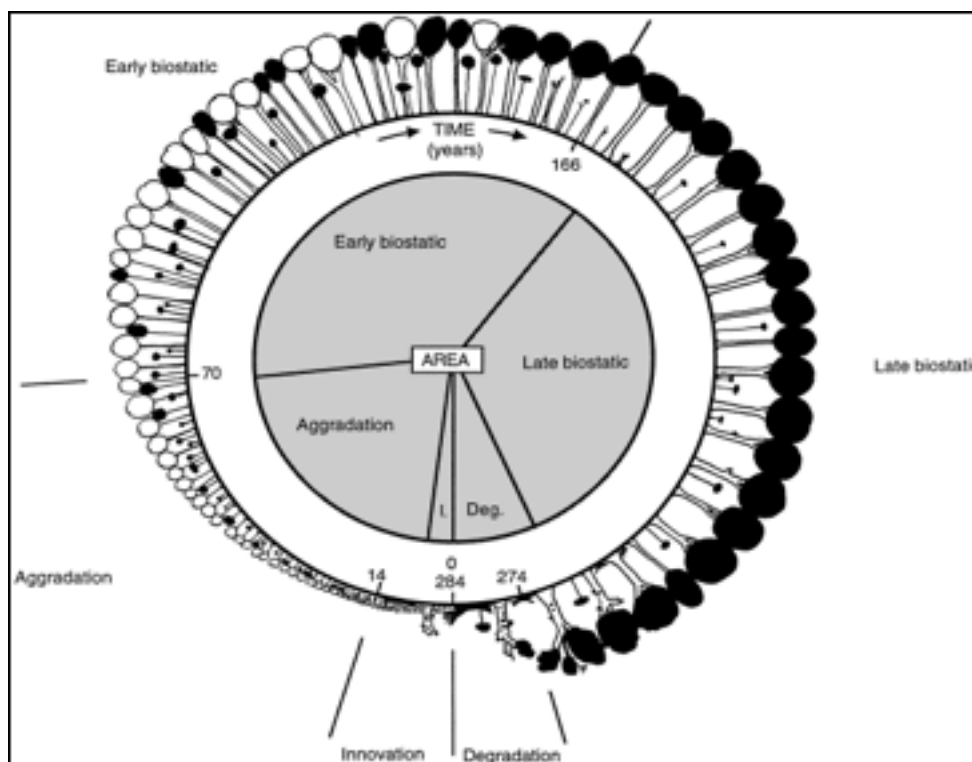


FIGURE 2.1.5 – Exemple de cycle sylvigénétique dans une forêt de la zone némorale d’après EMBORG et al. (2000)[Emborg 00]

espèces modifie tout l'équilibre localement. Les espèces dominantes sont interchangeables en vertu de leur redondance fonctionnelle et une espèce dominante qui disparaît est rapidement remplacée par une autre espèce qui peut devenir dominante à son tour. Le problème à résoudre est par conséquent complexe : une espèce qui disparaîtrait est généralement présente dans plusieurs habitats où ses fonctions peuvent être différentes, et c'est l'équilibre dynamique de cet ensemble de patch qu'il faudrait étudier. Les états d'équilibre d'un système si complexe ne peuvent donc être découverts qu'en faisant appel à des modèles plus complexes, des modèles qui permettraient de tester la modification du fonctionnement d'un habitat en particulier si l'espèce dominante était absente.

De prime abord, ce qui semble hétérogène à une échelle peut devenir homogène à une autre et vice-versa. Tout dépend du grain avec lequel la mosaïque paysagère est appréhendée [Fahrig 85, Forman 86]. Les forestiers connaissent bien cet effet au travers de la loi de DE LIOCOURT. Sans fondement biologique, elle définit une norme donc un modèle pour les peuplements irréguliers où la distribution des tiges par classe de diamètre est une fonction exponentielle décroissante (Fig.2.1.6 a' et b'). Il s'agit en fait de la transposition de l'état normal en futaie régulière au niveau du massif, à l'échelle de la parcelle en futaie jardinée, où les tiges sont en mélange pied par pied. GUILLARD n'affirmait-il pas que la forêt française toute entière est « *une belle forêt jardinée* » [Guillard 98] ? Il est vrai qu'à l'échelle nationale, la courbe de distribution du nombre de tiges par hectare est une fonction exponentielle négative, typique des courbes de LIOCOURT [BRUCIAMACCHIE 93].

Prenons par exemple, le cas d'une pessière de 100 ha traitée en futaie régulière (Fig. 2.1.6 a). A l'équilibre, on obtient 4 classes d'âge (de diamètre) de 25 ha chacun. L'homogénéité locale (chaque 25 ha) est grande, l'hétérogénéité globale (100 ha) est importante. Dans l'autre cas (Fig. 2.1.6 b), cette pessière est traitée en futaie jardinée sur 100 ha. Localement, l'hétérogénéité est maximale, globalement elle est plus faible : tout dépend du grain à laquelle l'analyse de la mosaïque paysagère est faite. Dans les deux cas de figures a' ou b', les distributions des diamètres sont strictement identiques à l'échelle du massif. C'est la combinaison des deux modes de traitements sylvicoles qui générera une hétérogénéité maximale à l'échelle du paysage.

L'organisation spatiale de cette mosaïque a bien entendu des conséquences sur la résilience de ce territoire forestier : il faut donc prendre en compte, comme le rappellent LINDENMAYER et al. (2008), le régime de perturbations régionales [Lindenmayer 08] que nous discuterons au chapitre 4.

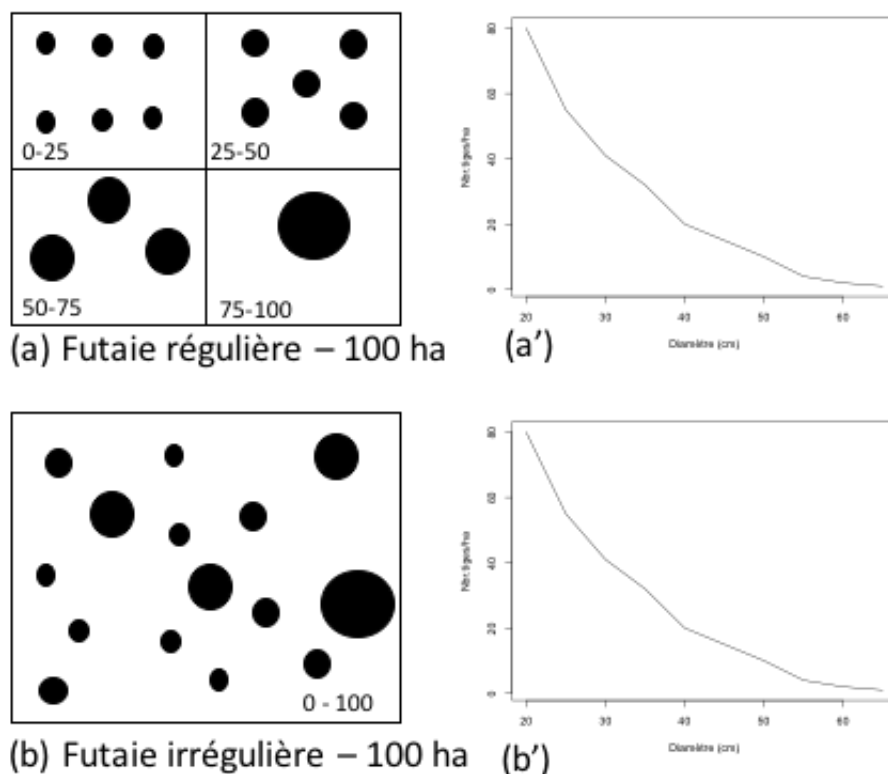


FIGURE 2.1.6 – Mosaïque forestière - effet de l'échelle - conséquence sur la résilience d'un massif

2.1.4 La « dictature » des indicateurs dans la gestion forestière

Hervé BREDIF et Paul ARNOULD ont magistralement dénoncé cette dictature dans une logique exclusivement du « *bon usage* » [Bredif 04]. Ils y dénoncent avec virulence l'approche par critères et indicateurs aux problèmes de la gestion durable forestière : « *En fait, une telle approche ignore les problèmes. Sa vocation n'est pas de résoudre des problèmes, mais de définir, in abstracto, un modèle idéal de forêt. Elle opère dans un monde idéal et lisse, où l'économie, le droit, la politique et les limites du réel, sont comme mis entre parenthèses. Propriétaires et gestionnaires forestiers sont priés de se conformer sans délai à la nouvelle donne forestière, comme s'ils étaient en possession des pleins pouvoirs et de ressources illimitées. Approximation ou légèreté ? comparable à tant de plans officiels, baptisés pompeusement stratégie, qui se contentent de définir de grands objectifs, cependant qu'ils laissent aux acteurs le soin de trouver par eux-mêmes les moyens de les atteindre. Contresens majeur en vérité, puisque la stratégie consiste en l'art de parvenir à*

ses fins, c'est-à-dire requiert tout au contraire une réflexion approfondie à propos des moyens ou, si l'on préfère, au sujet des modalités. » L'équation « Critères + Indicateurs » ne donne pas la bonne solution (Fig. 2.1.7). Il faudrait alors selon les auteurs « Chercher à obtenir et à maintenir, dans la durée, un niveau de qualité forestière désiré, moyennant une recherche active, résolue et concrète des conditions nécessaires et suffisantes, voilà qui définit avec exactitude le cahier des charges de la gestion durable ».

En France, depuis la déclinaison des principes forestiers, pas moins de 51 indicateurs accompagnent la « définition » de la gestion durable des forêts [Maaf 16].

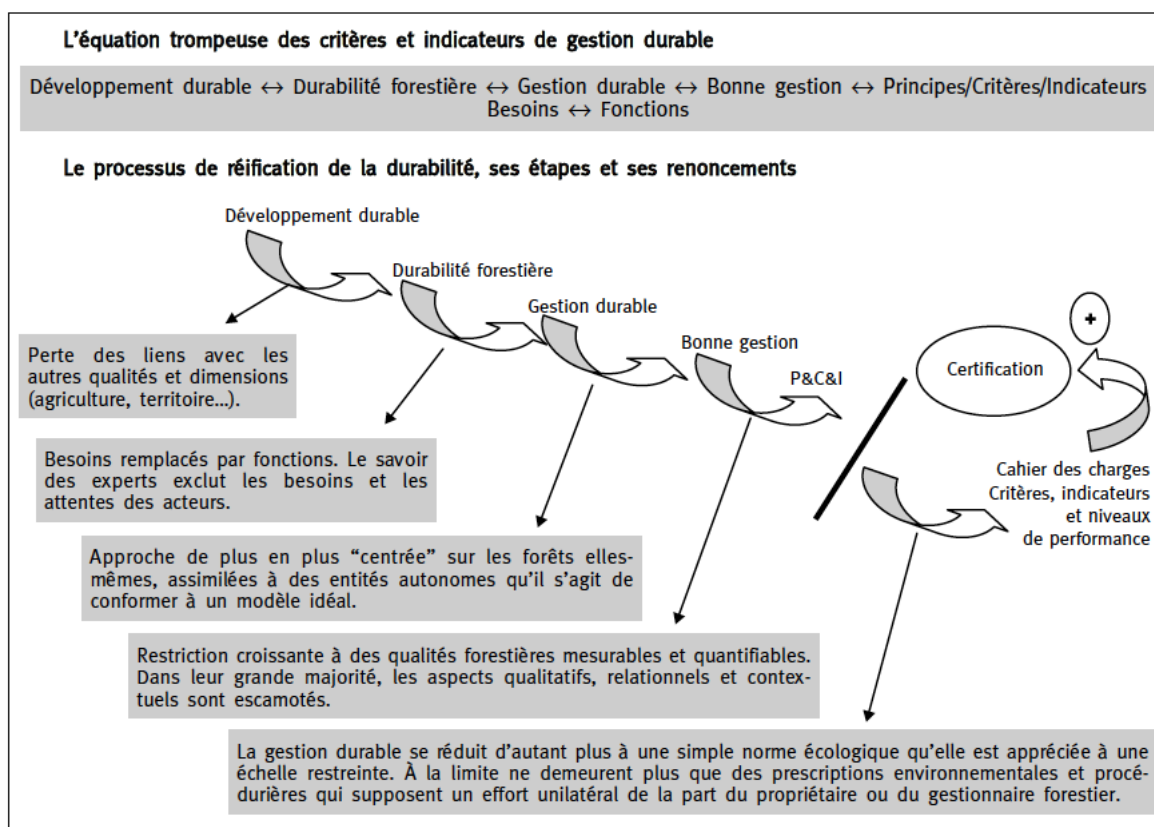


FIGURE 2.1.7 – Quand « définir » conduit finalement à évaluer d'après [Bredif 04]

Et qu'en est-il pour les critères et indicateurs du « bon état » ? Avec des critères comme ceux de la naturalité, de la typicité, de la vulnérabilité des habitats forestiers, la question d'un état, d'un modèle idéal de forêt se pose tout autant. Dans ce modèle on cherchera sûrement à mesurer l'écart à une norme. Avons-nous besoin d'un tel référentiel pour caractériser l'état de conservation des habitats forestiers ? et si oui, duquel ?

2.2 La lancinante question du référentiel

« Toutes les normes ne sont pas à jeter. L'absence des normes peut être parfois plus violente que la violence des normes. » Entretien de Judith BUTLER avec Frédéric WORMS dans l'émission "Matières à penser" sur France Culture le 14 mai 2018.

2.2.1 L'état de référence : une problématique de la conservation

« ...aussi pour l'Homme qui cherche à découvrir les lois de la nature désire-t-il avoir des lieux où il puisse étudier ces lois. De là est née la notion de réserves, de parc nationaux, et de protection de la nature....mais il est certain que si l'Homme veut créer une dynamique artificielle raisonnable, il doit commencer par connaître le dynamisme naturel. » proposait Henri GAUSSEN en 1950 [Gausсен 51], à la même époque où se mettait en place la commission des réserves en forêt domaniale de FONTAINEBLEAU [Guinier 50].

Ainsi, des états dits de « référence » sont pris ici parmi les stades climaciques. La connaissance de ces états de référence, de ces stades climaciques, doit permettre de mesurer l'écart à cette « norme » qui sépare une forêt soumise à des perturbations anthropiques. Le « bon état » serait-il le climax forestier ?

EN 1981, NEF indique que la qualité biologique intrinsèque est liée au degré d'évolution vers le stade optimal ou climax [Nef 81], cette maturation entraînant une augmentation progressive de la biomasse, de la diversité, de la complexité [Cancela Da Fonseca 93, Frontier 98]...

En 1995, Jean-Claude RAMEAU estime qu'il serait dangereux de subordonner cette évaluation uniquement aux états climaciques [Rameau 95]. Une évaluation biologique doit s'appuyer également sur les possibilités d'adaptation ultérieure face aux perturbations à venir et compte-tenu du changement global [Wesche 6, Lenoir 08, Lindenmayer 08, Araujo 11]. Cette valeur adaptative est fondamentale [Blandin 00, Blandin 10].

« Même si elle est en partie arbitraire, il est souhaitable de disposer d'une norme pour décrire la cible et donc évaluer le succès relatif d'une opération de restauration, de réhabilitation ou de gestion raisonnée ». Cette norme, LE-FLOCH et ARONSON la nomment en 1995 : « écosystème de référence » [Le Floch 95, Aronson 07]. Il est évident que dans aucune situation réelle, à l'opposé du virtuel modélisé, une même trajectoire d'écosystème ne sera suivie deux fois consécutivement (Fig. 2.2.1). Il n'en demeure pas moins qu'un point de repère (référence) est essentiel lorsqu'on cherche à tester des théories et hypothèses concernant l'effet de telle ou telle intervention sur un écosystème. Même si le futur est pour une bonne part imprévisible,

et qu'il n'existe pas qu'un seul écosystème légitime de référence, le choix d'une référence semble essentiel, pour les écologues de la restauration, afin de clarifier les objectifs à retenir et la méthodologie à suivre [Aronson 07].

La **restauration écologique** met en oeuvre des actions intentionnelles qui initient, accompagnent, favorisent le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable. La restauration écologique vise **un état de référence, écologiquement possible et accessible par l'intervention humaine** [Aronson 07].

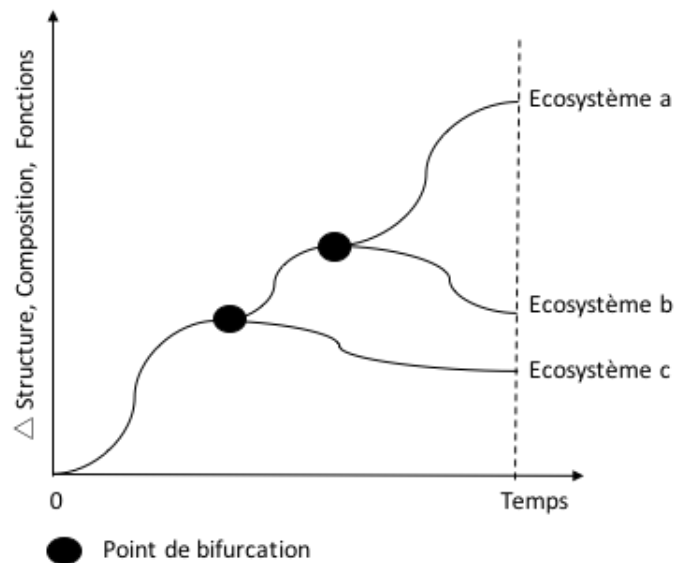


FIGURE 2.2.1 – A la recherche des origines : des trajectoires d'écosystèmes bien difficiles à retracer

Or, la trajectoire des écosystèmes s'inscrit dans le temps. Nous ne pouvons pas à l'instar des méridiens de GREENWICH, de CORDOUE, de NAPLES, de CRACOVIE ou de PARIS, avancer ou reculer nos horloges : la flèche du temps traverse sans interruption le cours des systèmes vivants [Godron 12]. Même s'ils sont choisis arbitrairement, ces différents systèmes de méridiens sont tous justes dans l'absolu : on vous retrouve car vous êtes capables de donner votre position, ce n'est qu'une question de référence à un temps 0. Choisir son méridien de référence est arbitraire, mais il est possible de convertir cette différence de temps entre les méridiens d'origine. Pour les trajectoires des écosystèmes, nous avons bien des difficultés à remonter le cours du temps ! Au temps t , les écosystèmes a , b et c sont issus de trajectoires distinctes mais héritées de deux points de bifurcation d'un même écosystème initial (Fig. 2.2.1).

Le recours à la palette des outils paléo-environnementaux [Behre 88] et celles des

outils textuels et archéologiques [Couderc 91, Langhor 01, Rendu 03] peut nous aider à « remonter le temps ».

Ils peuvent être parfois dévoyés, j'en ai été le témoin direct dans le massif forestier de la SERRE (Jura). En réalisant une monographie sur la gestion du massif forestier de la Serre en 1998, j'y ai découvert qu'une analyse pollinique ancienne issue de l'inventaire généralisé des tourbières française de SAUVAGE (1950). Cette analyse avait été reprise dans les aménagements forestiers du massif [Lainez 81] pour justifier du caractère « naturel » de certaines essences résineuses, sapin pectiné et pin notamment. Le calage chronologique de cette séquence pollinique m'a intrigué. J'ai donc questionné la connaissance existante et j'en ai produit de nouvelles (analyses polliniques et archéologiques - [Marage 01]). J'ai donné tort aux forestiers : les traces de pollen de sapin pectiné sont récentes, concomitantes aux reboisements ou bien d'apports très lointains et en aucun cas, le massif de la SERRE n'a servi de refuge au sapin pendant l'Holocène [Marage 01].

Il se s'agit donc pas de faire de la rétro-ingénierie sur un paysage qui existait il y a 100, 10 000 ou 100 000 ans. La plupart des projets de restauration ont en effet lieu dans des paysages largement anthropisés [Ellis 10]. Dans de nombreux cas, les écosystèmes de référence historique sont incompatibles avec les attendus de la vie moderne ou n'offrent pas suffisamment d'avantages pour être soutenus dans des cadres décisionnels rationnels. De plus, ils peuvent ne plus être réalistes compte tenu des changements locaux ou mondiaux irréversibles survenus récemment [Aronson 07]. Plaquer un état de référence absolu et s'y tenir est un non-sens écologique : sous le paradigme de l'équilibre de la nature, c'est une vision fixiste bien connue et dénoncée [Acot 97, Lepart 97]. En d'autres termes, le « bon état » de conservation n'est pas le local !

De même, plaquer un état de référence projectif et s'y tenir est sans intérêt. Jacques MONOD l'exprime d'ailleurs très clairement : « *L'objet matérialise l'intention préexistante qui lui a donné naissance et sa forme s'explique par la performance qui en était attendue avant même qu'elle ne s'accomplisse. Rien de tel pour le fleuve ou le rocher que nous savons ou pensons avoir été façonnés par le libre jeu de forces physiques auxquelles nous ne saurions attribuer aucun « projet ».* Ceci tout au moins si nous acceptons le postulat de base de la méthode scientifique : à savoir que la Nature est objective et non projective » [MONOD 70]. CHIARUCCI et al. (2010) ont récemment questionné en ce sens la notion de « *végétation potentielle naturelle* » et lui ont offert un épitaphe ! [Chiarucci 10].

Il ne s'agit pas non plus de rassembler bêtement un vieux puzzle, mais d'aider les pièces vivantes d'un système fragmenté à se retrouver par le biais des corridors écologiques et à reprendre leur trajectoire dynamique. Ceci est rendu possible par un réseau de corridors écologiques fonctionnels, permettant d'amortir des épisodes catastrophiques et les variations des trajectoires dynamiques [Fahrig 85, Hanski 99,

Opdam 03, Opermanis 12, Estreguil 13].

2.2.1.1 L'intégrité écologique : un indicateur qui pose problème ?

Ce concept a été forgé dans le milieu des années 1980 avec la montée en puissance de la biologie de la conservation [Soulé 86]. James KARR, actuellement professeur émérite de biologie à l'Université de WASHINGTON à SEATTLE en a énoncé les bases, d'abord le concept d'intégrité biologique³ (*biological integrity*) dans les communautés piscicoles [Karr 81] (Tab.2.1) puis celui d'intégrité écologique (*ecological integrity*) en 1985 [Karr 00].

TABLE 2.1 – Les classes d'intégrité biologique et leurs attributs pour les communautés piscicoles selon KARR (1981)

Table 1. Biotic integrity classes used in assessment of fish communities along with general descriptions of their attributes.

Class	Attributes
Excellent	Comparable to the best situations without influence of man; all regionally expected species for the habitat and stream size, including the most intolerant forms, are present with full array of age and sex classes; balanced trophic structure.
Good	Species richness somewhat below expectation, especially due to loss of most intolerant forms; some species with less than optimal abundances or size distribution; trophic structure shows some signs of stress.
Fair	Signs of additional deterioration include fewer intolerant forms, more skewed trophic structure (e.g., increasing frequency of omnivores); older age classes of top predators may be rare.
Poor	Dominated by omnivores, pollution-tolerant forms, and habitat generalists; few top carnivores; growth rates and condition factors commonly depressed; hybrids and diseased fish often present.
Very Poor	Few fish present, mostly introduced or very tolerant forms; hybrids common; disease, parasites, fin damage, and other anomalies regular.
No Fish	Repetitive sampling fails to turn up any fish.

Le concept est simple : en raisonnant par comparaison avec des systèmes éco-

3. capacité d'un milieu à abriter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et adaptée d'organismes, ayant une composition spécifique, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celle d'habitats naturels de la région considérée

logiques « *naturels* », l'intégrité écologique, vue comme « *la santé des systèmes écologiques* », même si KARR s'en défend [Karr 96], définit un état souhaité des systèmes à dire d'experts.

Dans sa synthèse sur la bioévaluation de 1986, Patrick BLANDIN ne mentionne pas cet indicateur [Blandin 86]. Quelques années plus tard, dans une magistrale synthèse sur les « *Critères d'évaluation en conservation de la nature* », Geneviève BARNAUD relève ce critère dans une publication de SMITH et THEBERGE (1986), « *critère utilisé plutôt dans les évaluations canadiennes* » indique-t-elle laconiquement [Barnaud 98].

En 1994, Christian LÉVÊQUE énonce, lors d'un colloque sur l'état de santé des hydrosystèmes [Chartier-Touze 97], que l'intégrité fait référence à quelque chose qui est en « *bon état* », qui est intact et inaltéré. Il souligne déjà que ce concept est confronté à un problème de taille : « *quelle structure de référence constitue un repère d'intégrité ou de normalité, ou de bonne santé ?* » (p. 21).

En 1998, RAPPORT publie un article sur le lien entre santé des écosystèmes et leur intégrité [Rapport 95, Rapport 8]. Le concept de santé des écosystèmes va largement s'imposer dans la communauté scientifique de la biologie de la conservation et de la restauration écologique [Hilty 00, Pimentel 00, Jørgensen 05] et chez les forestiers nord-américains [Kimmins 97, Ferretti 97, Tierney 09] et concomitamment en EUROPE avec la grave crise des pluies acides [Dunglas 90, Meiller 95]. La France a d'ailleurs créé dès 1989, le département de la « *santé des forêts* ». Il est toujours en charge depuis cette date de la surveillance sanitaire des forêts françaises de métropole. En 2001, un rapport sur « *l'état des forêts en Europe* » est exclusivement orienté sur la santé des forêts [Collectifs 01].

Dans la gestion des espaces naturels, le gouvernement canadien applique le concept d'intégrité écologique au sein de ces aires protégées [Brassard 08]. Ce concept est aussi appliqué au QUÉBEC dans le « *Programme de suivi de l'intégrité écologique (PSIE)* ». Pour Parcs CANADA, « *[...] un parc national est intègre sur le plan écologique lorsqu'il abrite des populations **saines** d'espèces végétales et animales qui sont représentatives de la région naturelle que le parc est censé protéger, et lorsque les processus écologiques qui soutiennent les écosystèmes du parc, tels que le cycle de feu, sont en place et se déroulent normalement* » [Sierra Jimenez 16].

SCHOLES & BIGGS (2005) ont développé un index d'intégrité de la biodiversité (Biodiversity Intactness Index - BII). Indicateur agrégé basé sur l'abondance des espèces, le BII permet de suivre les réductions d'abondance liées à un certain niveau d'anthropisation des milieux à différentes échelles, dans le contexte spécifique sud africain. L'objectif est d'établir un lien entre les réactions d'espèces aux diverses utilisations des sols et les seuils de perturbation. Les changements sont identifiés par rapport à une référence correspondant à l'état du paysage avant altération par l'industrie, c'est à dire 1750 ! [Scholes 05].

En FRANCE, les gestionnaires d'espaces naturels français appliquent ce concept depuis environ une quinzaine d'années à la fois dans les parcs nationaux [Mathevet 10] et dans la gestion des réserves naturelles nationales, notamment avec la mise en oeuvre du protocole Syrph-the-Net [Speight 98]. La méthode est simple, voir simpliste : Elle repose sur la comparaison avec un cortège d'espèces attendues (Fig. 2.2.2). Cette liste d'espèce est elle-même dérivée d'une estimation locale. Les espèces manquantes sont interprétées comme la marque d'un dysfonctionnement. Cet indicateur ne prend que pas en compte l'abondance des populations d'espèces. Or, c'est un paramètre-clé pour dégager une tendance : ce sont bien les variations d'abondance qui permettent une interprétation rigoureuse (e.g. le protocole du suivi temporel des oiseaux communs - STOC). Hors, pour certains gestionnaires « *Calculer l'intégrité écologique, c'est presque comme mesurer l'état de conservation* » (sic).

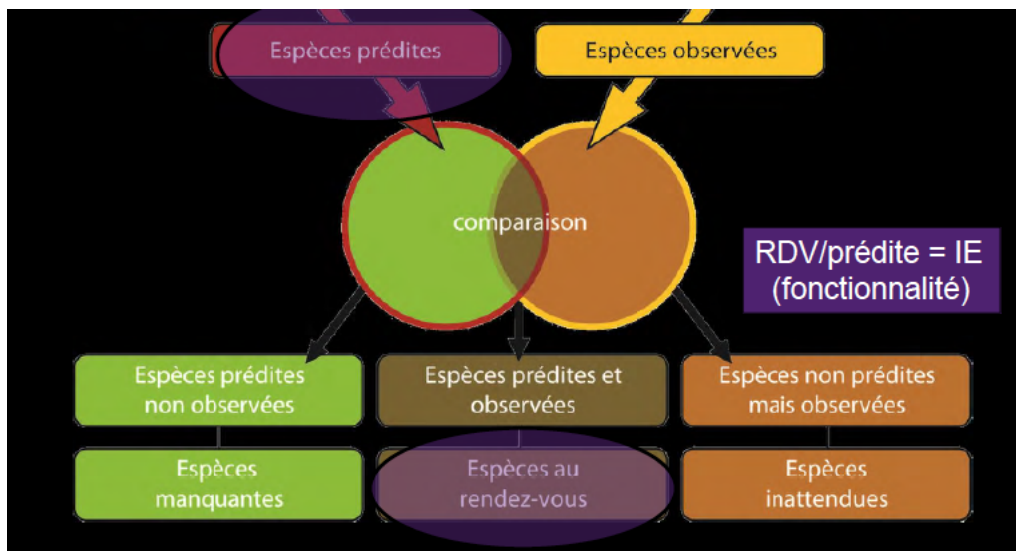


FIGURE 2.2.2 – Méthode de calcul de l'intégrité écologique d'après le protocole Syrph-the-Net [Claude 13]

D'ailleurs, l'article 6 de la Directive Habitats/Faune/Flore recourt à la notion d'**intégrité des sites** Natura 2000. Pour la Commission européenne, l'intégrité du site Natura 2000 est un concept de droit communautaire dont la portée doit être interprétée à la lumière de différents critères, parmi lesquels on retrouve la cohérence des structures écologiques ; la résilience des habitats au changement ; la capacité des habitats à évoluer dans un sens favorable à la conservation ; la possibilité d'atteindre les objectifs fixés ; la restauration naturelle sans intervention extérieure. Le concept d'« *intégrité du site concerné* » n'est jamais défini dans les

réglementations nationales à l'exception du Royaume-Uni [de Sadeleer 09]. Les autorités britanniques ont défini ce concept comme « *la cohérence de sa structure et de sa fonction écologique sur toute la zone, lui permettant de maintenir l'habitat, l'ensemble d'habitats et/ou les niveaux de populations des espèces pour lesquelles le site a été classé* » [de Sadeleer 09]. En relation avec la Directive Habitats, l'intégrité biologique implique ainsi des conditions suffisantes, une qualité ou un état de l'habitat complet non divisé. KARR (1993) a ajouté que l'intégrité biologique relate les conditions d'un habitat et de ses composantes **en l'absence d'action humaine**, reflétant ainsi l'héritage écologique des contextes évolutifs et biogéographiques. Ces contextes ainsi que les conditions physiques, chimiques et biologiques, sont considérés comme influents sur l'état de l'habitat. Finalement, KARR (1996) a relié l'intégrité biologique à la variabilité naturelle de composantes dénombrables et de processus à de multiples échelles. Pour RAMBAUD (2008), cette définition est pertinente car elle s'appuie à la fois sur des éléments (ex : espèces, communautés) qui rappellent la notion des « *structures* » évoquées dans la Directive, et des processus (ex : interactions biotiques, dynamique de l'énergie, métapopulations) équivalent aux « *fonctions* » de la DH [Rambaud 08].

Article 6 de la directive Habitats

1. Pour les zones spéciales de conservation, les États membres établissent les mesures de conservation nécessaires impliquant, le cas échéant, des plans de gestion appropriés spécifiques aux sites ou intégrés dans d'autres plans d'aménagement et les mesures réglementaires, administratives ou contractuelles appropriées, qui répondent aux exigences écologiques des types d'habitats naturels de l'annexe I et des espèces de l'annexe II présents sur les sites.

2. Les États membres prennent les mesures appropriées pour éviter, dans les zones spéciales de conservation, la détérioration des habitats naturels et des habitats d'espèces ainsi que les perturbations touchant les espèces pour lesquelles les zones ont été désignées, pour autant que ces perturbations soient susceptibles d'avoir un effet significatif eu égard aux objectifs de la présente directive.

3. Tout plan ou projet non directement lié ou nécessaire à la gestion du site mais susceptible d'affecter ce site de manière significative, individuellement ou en conjugaison avec d'autres plans et projets, fait l'objet d'une évaluation appropriée de ses incidences sur le site eu égard aux objectifs de conservation de ce site. Compte tenu des conclusions de l'évaluation des incidences sur le site et sous réserve des dispositions du paragraphe 4, les autorités nationales compétentes ne marquent leur accord sur ce plan ou projet qu'après s'être assurées qu'il ne portera pas atteinte à l'**intégrité du site** concerné et après avoir pris, le cas échéant, l'avis du public.

4. Si, en dépit de conclusions négatives de l'évaluation des incidences sur le site et en l'absence de solutions alternatives, un plan ou projet doit néanmoins être réalisé pour des raisons impératives d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique, l'État membre prend toute mesure compensatoire nécessaire pour assurer que la cohérence globale de Nature 2000 est protégée. L'État membre informe la Commission des mesures compensatoires adoptées.

Lorsque le site concerné est un site abritant un type d'habitat naturel et/ou une espèce prioritaires, seules peuvent être évoquées des considérations liées à la santé de l'homme et à la sécurité publique ou à des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement ou, après avis de la Commission, à d'autres raisons impératives d'intérêt public majeur.

Le domaine de validité de cet intégrité écologique est bien entendu dépendant de l'histoire évolutive des faunes et des flores.

Une des plus vives critiques à l'encontre de ce concept est basée sur le **pool d'espèces** (*species pool*) [Eriksson 93]. Empruntant un modèle méta-populationniste, ERIKSSON (1993) propose une relation entre la richesse locale et régionale, basée sur l'hypothèse du pool d'espèces (*species pool hypothesis*). Le pool d'espèces est défini comme les espèces pouvant potentiellement exister dans une communauté. La richesse spécifique locale dépend du nombre d'espèces présentes à une échelle plus large et capables de coloniser les communautés à l'échelle locale. Ce pool spécifique est considéré comme un bon prédicteur de la richesse spécifique locale. Cela suppose que les processus régionaux et historiques soient responsables, en partie, du déterminisme local de la diversité. Dans ce cadre théorique, la communauté est définie vis à vis de paramètres du milieu, et se confond avec la notion d'habitat.

Or l'estimation du pool lui-même est basée sur des estimations locales.

Le fait que la richesse locale peut-être égale au pool spécifique suppose, de fait, une interdépendance totale entre les deux variables. Le pool spécifique peut être considéré comme la conséquence globale du résultat de processus dépendant de l'échelle locale.

En 1995, WICKLUM et DAVIES apportent une critique violente à ces deux concepts [Wicklum 95]. Pour ces auteurs, l'intégrité de l'écosystème ne constitue pas une propriété objective et quantifiable d'un écosystème. La santé et l'intégrité ne sont pas des propriétés inhérentes d'un écosystème et ne sont soutenues ni par une preuve empirique ni par une théorie écologique. L'expression « *santé des écosystèmes* » reste basée sur une analogie invalide avec la santé humaine nécessitant l'acceptation d'une condition optimum et de processus homéostatiques maintenant l'écosystème dans un état optimum définissable. Où prendre le pouls d'un écosystème ? Quelles sont ses constantes ? Ces images, ces métaphores sont bien évidemment à mettre en relation avec la vision organiciste de CLEMENTS associant l'écosystème à un organisme [Clements 16]. De plus, l'état de santé des écosystèmes souligne les effets et non les causes des problèmes, il est inutilement culpabilisant. WICKLUM et DAVIES concluent que ce concept est écologiquement inapproprié. Si la métaphore peut aider à faire comprendre, elle ne doit pas devenir normative.

L'indice d'intégrité de SCHOLES et BIGGS (2005) combine des mesures obtenues sur différents groupes, selon différentes configurations spatiales et donc à différentes échelles spatiales. Or peu de pays disposent d'informations suffisantes pour faire ces calculs d'abondance relative des populations. L'indicateur propose une approximation de l'évolution de la biodiversité à partir d'une estimation, à « *dire d'expert* ». L'impact des activités anthropiques sur des populations de référence et de généraliser cet impact sur l'ensemble des populations appartenant aux mêmes groupes fonctionnels. Or, comme le souligne Bernard CHEVASSUS-AU-LOUIS, « *Dans un contexte où persistent beaucoup d'incertitudes scientifiques, où la disponibilité des données constitue un élément limitant au développement d'indicateurs, il est nécessaire de privilégier des approches modestes et prudentes à propos de la conceptualisation et de l'usage des indicateurs de biodiversité. La mise en place d'observatoires de biodiversité devrait permettre de s'affranchir progressivement des avis d'experts dans la documentation des indices de biodiversité* » [Chevassus-au Louis 09].

L'intégrité écologique⁴ renvoie à la sphère de la morale et de l'éthique car il tente d'encapsuler dans un même concept à la fois la morale et le savoir, ici pour défendre les thèses d'une biologie de la conservation arcadienne comme

4. Pour le WordReference English-French Dictionary tout comme pour le dictionnaire Oxford, l'intégrité est synonyme d'honnêteté, de probité voir de candeur. Rectitude, droiture, rigueur, conforme à la raison sont les termes proxémiques

l'exprime Henry REGIER (1993) : « *La notion d'intégrité des écosystèmes prend ses racines dans certains concepts écologiques combinés à un ensemble de valeurs humaines. Les objectifs normatifs dans le contexte des rapports de l'homme à son environnement, sont de maintenir l'intégrité d'un écosystème qui est une entité à la fois naturelle et culturelle, et qui est l'expression d'une connaissance écologique d'une part, et d'une éthique d'autre part qui nous guide dans la recherche des relations à privilégier* » [Régier 93].

Comme le souligne LÉVÊQUE & MOUNOLOU (2001), l'intégrité reviendrait finalement à se poser comme « *jardinier* » de l'espace pour maintenir une certaine biodiversité [Lévêque 01].

Quel genre de « *jardin* » voulons-nous ?

Quel genre de « *jardin* » pouvons-nous obtenir ?

En l'absence d'écosystème de référence, c'est aux experts de se fixer des objectifs en terme de structure et de composition des écosystèmes. Qui conçoit la liste de référence ? Comment est-elle établie ? Qui pilote ces experts ? Quel est leur mandat ?

Les experts relèvent ici uniquement du domaine en question (i.e biologie de la conservation ou restauration écologique). Ce qui pose inévitablement la question de leur légitimité et de l'acceptabilité sociale qu'ils sont capables d'emporter. N'est ce pas plutôt à la société de décider quel genre de « *jardin* » elle souhaite. Pour Olivier GODARD « *La demande de mise en débat public de la science couvre parfois des stratégies de manipulation, qui visent à faire reconnaître un contenu de vérité à des allégations qui n'ont pas passé les épreuves de la critique scientifique. Les acteurs économiques et sociaux (administrations, industriels, ONG) tendent à instrumentaliser la science et l'expertise au service de leurs objectifs. Davantage de transparence et d'ouverture de l'expertise serait de nature à pacifier les rapports entre sciences et société, mais la démarche ne va pas sans risque* » [Godard 07, Godard 12b].

2.2.1.2 La naturalité : la schizophrénie du gestionnaire

Etre proche d'un état de naturalité signifierait se rapprocher des modèles naturels. Pour les écosystèmes forestiers, il s'agit d'être le plus proche de la sylvigénèse [Oldeman 90]. Comme le remarque MACIEJEWSKI et al. (2016) [Maciejewski 16d], sans leur accorder un caractère primaire, l'objectif à long terme d'un habitat forestier correspond implicitement à un degré élevé sur un gradient de naturalité (Fig. 2.2.3), ce concept de naturalité impliquant pour un écosystème que tous ses éléments structuraux et ses processus soient naturels i.e. d'origine et intacts [Machado 04]. En principe, donc, son champ d'application est donc restreint aux espaces jamais anthropisés et soumis à un régime de perturbations naturelles. Or la gestion forestière pluri-séculaire en Europe occidentale a amputé les cycles sylvigénétiques en des cycles plus courts, appelés cycles sylvicoles [Kuhnholz-Lordat 58,

Rameau 87, Behre 88, Couderc 91, Corvol-Dessert 93, Decocq 02, Chiarucci 10].

Un indicateur de naturalité a pu être formalisé et testé lors de mes travaux de thèse au moyen de deux paramètres (i) la quantité de bois mort sur pied et au sol (respect ou pas de la phase de sénescence) et (ii) le flux de biomasse par an et par hectare (mesure de l'intensité du prélèvement par les coupes forestières) [Lamoisson 00, Marage 04]. Notre indicateur mesure uniquement la naturalité écologique d'après Daniel VALLAURI (2007) car la naturalité recouvre également une dimension culturelle (l'empreinte d'une culture) et psychologique (le sentiment de nature) [Vallauri 07]. Nous avons proposé une définition de la naturalité qui n'est pas l'état d'un système mais la résultante de la combinaison d'éléments naturels perceptible par l'Homme à une échelle d'organisation du vivant macroscopique (écosystème ou paysage). La naturalité est une notion ambiguë car basée sur la perception individuelle donc singulière. Nous ne nous sommes jamais entendu sur cette définition avec Daniel VALLAURI. Partout, comme nous en avons discuté au chapitre 1, l'empreinte millénaire de l'homme et de ses activités (pâturage, éco-buage...) a marqué le couvert forestier. FLICHE, professeur à l'école forestière de NANCY, a apporté, lors de l'exposition universelle de PARIS (1878), la preuve d'une substitution d'essences en forêt de CHAMPIGNEULLES (LORRAINE). Il explique les restes de charbon de bois de hêtre trouvés en forêt dans une zone aujourd'hui peuplée de chênes. Leur charbon de bois ayant servi à produire la chaux qui lie les pierres d'un mur de retranchement romain, les hêtres devaient alors se trouver alentour. Depuis cette époque, l'homme aurait favorisé les chênes au détriment du hêtre dans cette forêt. FLAHAULT, dans son traité sur « *la distribution géographique des végétaux dans la région méditerranéenne française* » (1908), confirme les dire de FLICHE : « *Les observations que nous poursuivons depuis seize ans nous ont convaincu que, dans tous les cas, les substitutions d'espèces doivent-être attribuées à l'intervention de l'homme, volontaire ou inconsciente* ». Jean-Claude RAMEAU nous a laissé un manuscrit inachevé sur cette problématique intitulé « *La forêt et le mythe de la naturalité* »....Cela n'empêche pas certains auteurs de présenter encore en 2018 une carte des forêts primaires d'Europe [Sabatini 18]!

La naturalité transparaît aujourd'hui dans les indicateurs des politiques forestières européennes, sous divers angles, notamment ceux de la structure, de la composition, de l'intensité d'exploitation des boisements [Winter 12] ou du bois mort [Green 97, Ganey 99, Nilsson 01, Christensen 05]. Le bois mort est une des illustrations très concrètes et pratiques de la naturalité débattues ces dernières années [Deuffic 16].

Une abondante littérature existe sur l'origine de ce concept [Anderson 91, Peterken 96, Lecomte 99, Angermeier 00], sur sa qualification (Long, 1974; Géhu, 1981, Van der Ploeg 1986, Machado 2004, Gilg 2005) et son application en foresterie [Uotila 02, Colak 03, Winter 10, McRoberts 12, Winter 12, Bastrup-Birk 14] et dans les sciences

de la conservation [Siipi 04, Schnitzler 08].

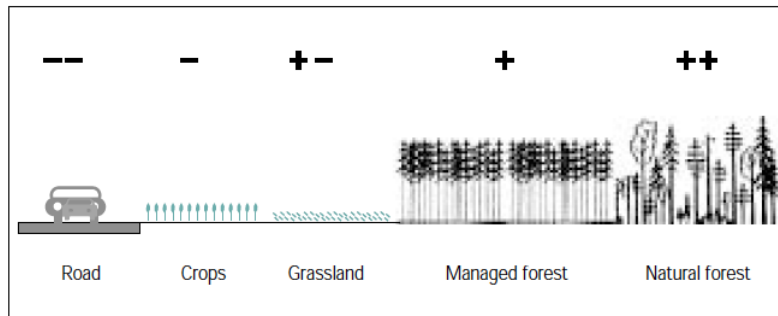


FIGURE 2.2.3 – Exemple d’un gradient de naturalité d’après GILG (2005)[Gilg 05]

Dans sa conclusion, Helena SIIPI insiste bien sur le fait que la naturalité n’est pas et ne doit jamais fournir un critère qu’il soit sensible ou objectif en matière de conservation de la nature....mais c’est un point de vue de philosophe [Siipi 04]. En 2008, Robert BARBAULT se demande également si « *Faire de la naturalité un objectif, n’est-ce pas exclure toute intervention ? Plus de gestion de la nature donc mais un laisser-faire, laisser-évoluer. Est-on sûr, ce faisant, d’aller dans le bon sens ?* ». Des zones de naturalité, quel que soit leur itinéraire passé (friche, forêt, pelouse, marais), oui mais pour quoi faire ? Surement pas pour retrouver une nature sanctuarisée [Ost 95]. C’est, pour le gestionnaire d’espaces naturels, tomber dans une profonde schizophrénie du « *j’interviens, j’interviens pas* ».

Naturalité : schizophrénie du gestionnaire d’espaces naturels

Un gestionnaire aura à coeur de supprimer un étang pour rétablir la continuité écologique d’un cours d’eau. Or ce même étang héberge quantité d’espèces animales et végétales protégées ou des communautés végétales remarquables. Décisions cornéliennes : fonctionnalité *versus* diversité. Le couple pelouses calcaires-forêt est l’autre exemple-phare contradictoire : le gestionnaire souhaite conserver les pelouses donc il les entretient mécaniquement ou par pastoralisme. Dans le même temps, la succession écologique secondaire tendrait à faire de ces pelouses de futures forêts donc tendrait vers un plus haut degré de naturalité. Ce dilemme est-il insurmontable ?

David COLE et al. (2008) s’interrogent sur la validité même du concept dans la gestion des aires protégées impactées par le changement climatique [Cole 08]. Cela n’empêchera pas à ce concept de s’imposer largement dans la communauté scientifique forestière européenne [Bastrup-Birk 16]. Le futur parc national des forêts feuillues de plaine l’a d’ailleurs mis en avant dans son projet de charte (<http://www.forets-champagne-bourgogne.fr/fr/raa>).

Pour CLOSSET-KOPP (2004), l'intégrité écologique est synonyme de naturalité car « *il s'agit donc de trouver des sites de référence qui soient les moins influencés possibles par les activités humaines, et les plus similaires possibles du point de vue fonctionnel. Ces sites peuvent être nombreux, afin de réunir tous les attributs pour une seule mesure d'intégrité biologique, mais doivent rester dans des contextes géographiques proches* » [Closset-Kopp 04].

Susan WINTER affirmera également huit ans plus tard que la naturalité est l'équivalent, le synonyme d'intégrité biologique [Winter 12]. la boucle est donc bouclée.

2.2.1.3 Ancienneté de l'état boisé : ou la biogéographie historique côtoie l'écologie historique

Martin HERMY a été l'un des premiers écologues à s'interroger sur l'influence de l'ancienneté de l'état boisé sur la structure et la composition des forêts [Hermy 81]. Ce sont ensuite des études anglaises et allemandes [Peterken 84, Peterken 96, Wulf 97, Thomas 97] qui ont confortées cette première analyse. Une première synthèse bibliographique sera réalisée par l'équipe de Martin HERMY en 1999 [Hermy 99]. Les équipes françaises, notamment celle de l'INRA de NANCY, vont développer des recherches d'abord sur les plateaux lorrains [Koerner 99, Dupouey 02a, Dupouey 02b, Jussy 02, Dambrine 07], puis dans le Jura [Sciama 09] et les Alpes du Sud [Marage 04, Marage 10b].

En FRANCE, un saut quantitatif majeur sera franchi en 2012 avec la numérisation de la carte de CASSINI [Vallauri 12]. A partir de cette publication, beaucoup de programmes régionaux seront déployés pour cartographier les forêts anciennes, notamment celui du MASSIF-CENTRAL associant le parc national des CÉVENNES, PNR du MORVAN et celui des volcans D'Auvergne. Ces travaux permettront de mettre en place des mesures de gestion, de conservation comme des trames écologiques de forêts anciennes [Malzieu 17].

Il est regrettable que le législateur français ne se soit pas saisi de cette occasion pour promouvoir la prise en compte de cette ancienneté dans les schémas régionaux de cohérence écologique en attribuant aux réservoirs de biodiversité constitués de forêts anciennes, une attention particulière.

CATEAU et al. (2015) ont proposé quatre seuils d'ancienneté, respectivement 150, 600, 2000, 8000 ans pour l'Europe occidentale. La maturité et l'ancienneté des forêts ont toutes les deux des influences notoires et durables sur la biodiversité et les cycles biogéochimiques. Pour CATEAU et al. (2015), ils sont les déterminants de l'état de conservation des forêts [Cateau 15].

Cependant, nous ne pouvons souscrire complètement à leur analyse lorsqu'ils soulignent que « *Aujourd'hui, les écosystèmes présentant des degrés élevés d'ancienneté et de maturité sont rares : 29 % de la forêt française est ancienne, 3 % a*

dépassé l'âge d'exploitabilité. Quant aux forêts subnaturelles⁵, elles sont pratiquement inexistantes (moins de 0,2 % de la surface forestière). Cependant, ces forêts sont rarement protégées par la législation. Les politiques publiques actuelles protègent les écosystèmes forestiers en fonction de la rareté de leur type de végétation et sans disposition explicite pour leur état de conservation » et de poursuivre « Pour être plus pertinentes, les politiques de conservation devraient intégrer trois dimensions dans leurs choix, toutes aussi importantes : le type d'habitat naturel, son histoire (ancienneté) et son état actuel (avancement dans la dynamique et maturité notamment) ». En effet, ce serait alors s'engouffrer dans une brèche où seules les forêts en bon état de conservation seraient réglementairement protégées. Ce qui n'est pas souhaitable eu égard au faible pourcentage que cela représente. Seule l'Angleterre, l'un des pays d'Europe au plus faible taux de boisement et à encore plus faible proportion de forêts anciennes et, plus récemment, la Belgique (2008) ont déjà inscrit la protection des forêts anciennes dans leurs lois et règlements forestiers [Bergès 17, Kervyn 17].

Au cours des vingt dernières années, plusieurs travaux reliant écologie et histoire ont montré l'intérêt d'inclure une approche historique dans les travaux d'écologie [Arnould 00, Marage 01, Cousins 01, Decocq 02, Decocq 04, Burgi 07, Dambrine 07, Agnoletti 08], à la fois pour comprendre la structure et le fonctionnement actuels des écosystèmes, mais aussi pour mieux définir les objectifs de la conservation comme le soulignent BERGES et DUPOUEY [Bergès 17].

Les géographes apportent principalement leur concours à cette dynamique sur le volet cartographies et sources documentaires anciennes [Rochel 17]. La biogéographie historique, notamment forestière [Dubois 91, Hotyat 01, Galochet 02] n'a jamais été aussi proche de cette écologie historique⁶ forestière.

2.2.2 Des référentiels incontestables et harmonisés

Pouvoir définir l'état d'une forêt repose, avant tout chose, sur l'identification des espèces, des communautés, des écosystèmes (ici, synonyme d'habitat naturel ou semi-naturel) qui la compose. Il faut disposer pour cela de typologies d'habitats à l'instar de Corine Biotopes [Rameau 97b], des cahiers d'habitats [Bensettiti 01], du manuel d'interprétation des habitats au sens de la DHFF [Commission 13], de la typologie EUNIS [Davies 02, Agency 06, Spyropoulou 15]...et par conséquent mettre à disposition des clés de détermination *ad hoc* aux échelles appropriées :

5. Forêt secondaire jamais exploitée ou de façon marginale, se développant depuis une longue période sans perturbation anthropique importante et ayant les caractéristiques fonctionnelles et structurelles qui en découlent In [Cateau 15]

6. La compréhension des trajectoires historiques des écosystèmes, l'identification et la préservation de patrimoines culturels en lien avec la nature, et enfin l'aide à la gestion des écosystèmes et des paysages sont les trois objectifs de l'écologie historique [Burgi 07].

taxonomique et syntaxonomique [Gegout 09].

Il faut souligner les efforts considérables qui ont été déployés depuis plus de vingt ans par les équipes du service patrimoine naturel du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) en ce sens (<https://inpn.mnhn.fr/programme/referentiel-habitats>). Les travaux de Jean-Claude RAMEAU [Rameau 87] et de son équipe y ont largement contribué et ont permis de faire des avancées majeures dans l'identification, la connaissance et la cartographie des habitats forestiers en France, en Europe et dans le monde [Rameau 93, Rameau 97b, Rameau 00, Gegout 09].

« *Les définitions et délimitation spatiales des habitats sont souvent difficiles à appréhender. Or, le nom de l'habitat est la porte d'accès à tous ses attributs écologiques, biologiques et non biologiques : répartition, cartographie (polygones d'habitat), données sur l'écologie, fonctionnement, gestion, réglementation* » ...comme le soulignent MACIEJEWSKI et al. (2016). [Maciejewski 16d].

2.2.3 Définir un cadre de référence est essentiel

Les écosystèmes sont soumis à des perturbations récurrentes. Leur composition change continuellement. Pour paraphraser HÉRACLITE, « *On ne voit jamais deux fois la même communauté* » : la structure et la composition ne sont qu'illusion car elles résultent de multiples interactions tant positives (facilitation) que négatives (compétition), qui certes s'affrontent de prime abord mais se concilient ensuite, sous les contraintes environnementales, pour renouveler sans cesse la composition (turn-over des espèces).

Le changement est une condition intrinsèque de cet équilibre dynamique qui se dessine sous nos yeux. Ce n'est pas sans rappeler le bateau de THÉSÉE, bateau perpétuellement réparé, dont les sophistes d'ATHÈNES se demandaient, au fur et à mesure que les pièces en étaient modifiées ou remplacées, s'il s'agissait encore du même bateau. Il en est de même avec les communautés. Est-ce toujours la même communauté, le même écosystème ? L'écosystème aurait-il perdu son « *identité* » ? Nous serions tenté de répondre « **non** »..., jusqu'au moment où les espèces, qui remplissent des fonctions caractéristiques de cet écosystème (i.e. minéralisation d'une litière de feuilles mortes, accumulation de biomasse, absorption de l'eau du sol...) soient totalement changées !

Le concept général de trajectoire d'un écosystème recouvre à la fois la succession « *naturelle* » d'un écosystème et tous les autres itinéraires que peut suivre cet écosystème sous les diverses pressions qui lui sont applicables (Fig. 2.2.1). Cet état de conservation étant dynamique, il varie dans un certain domaine de stabilité (Fig. 2.2.4). A mesure que le gradient de perturbation augmente, l'état de conservation va se modifier jusqu'à sortir de ce domaine. Alors composition, structure et fonctions de l'habitat seront définitivement affectées.

L'état de conservation d'un habitat forestier est déterminé par les changements

de trajectoires imposés par les activités humaines, notamment la sylviculture et ses impacts sur la structure et la composition de cet habitat.

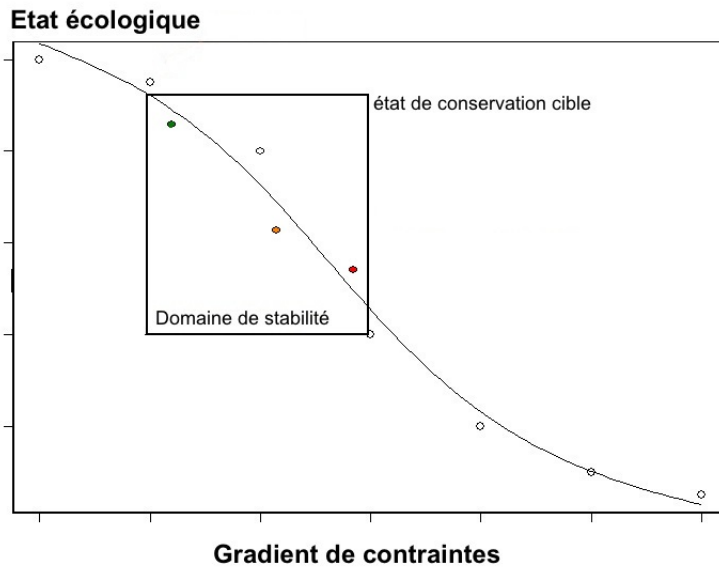


FIGURE 2.2.4 – Domaine de stabilité et état de conservation d'un écosystème

Comme nous naviguons vers l'avenir, nous avons besoin de prévoir ce qui nous attend [Clark 01a]. Les climats régionaux futurs représentent les parties inexplorées dans un espace climatique, où nous n'avons pas de données d'observation pour paramétrer et valider les modèles du présent. Pour WILLIAMS et JACKSON (2007), ils sont l'équivalent climatique des régions inexplorées du monde, pour lesquelles les premiers explorateurs européens étaient censés trouver des dragons. Bien sûr, les dragons n'ont jamais été trouvés.... d'autres risques et de splendides découvertes l'ont été. Alors que les dragons peuvent ou non se cacher dans notre avenir, le problème de nouveaux espaces climatiques a besoin d'être confronté rigoureusement avec des modèles de dynamiques d'écosystèmes actuels [Williams 07].

Cependant, la question prégnante reste toujours : quel état voulons-nous de nos forêts ?

Le choix d'une norme, d'un cadre n'est-il pas aussi fonction d'un contexte social ? Il ne faut pas vouloir imposer une norme trop oppressive (un cadre trop étroit) au risque de ne jamais qualifier un état de « bon ». Dans les forêts de *Pinus ponderosa* du Nord de L'ARIZONA, l'agence fédérale des Forêts (e.g. U.S. Forest Service, British Columbia Ministry of Forestry) avait pour consigne de maintenir 5 à 7 arbres morts sur pied par hectare dont le diamètre était supérieur à 46 cm

et la hauteur supérieure à 6 m. Or les investigations de terrain ont montré que le régime de perturbations de ces écosystèmes forestiers ne générerait jamais un tel standard. Joseph GANEY, l'auteur de cette étude, concluait que cette norme était donc irréaliste et proposait de l'adapter [Ganey 99].

2.3 Vers des systèmes critériés de notation

« D'une manière générale, les évaluations correspondent à un système plus ou moins subjectif de cotation ou de notation de la valeur affectée à des objets » [BIORET 09]

2.3.1 Le « bon état » de conservation au sein du réseau Natura 2000

La désignation des sites Natura 2000 en FRANCE a été qualifié de « *psychodrame* » par Jean-Claude RAMEAU [Rameau 97a]. *In fine*, les surfaces désignées (soit à peu plus de 12% du territoire national) ont été le fruit d'âpres compromis à l'échelle territoriale [Pinton 07]. Ce « *psychodrame* » n'est pas propre à Natura 2000. A chaque occasion de création de nouvelles aires protégées les intérêts particuliers s'expriment « *contre* » lorsqu'il s'agit d'aller au-delà du droit commun. D'expérience, il faut 10 ans en moyenne pour créer un parc national (e.g. Parc des Calanques, Parc des forêts feuillus de plaine), 8 ans pour créer une réserve naturelle nationale ou régionale et 3 ans pour prendre un arrêté préfectoral de protection de biotopes. A terme, il faut se demander si ces surfaces d'aires protégées réglementairement (de l'ordre de 1,35% en France métropolitaine) seront suffisantes pour maintenir les pools d'espèces légués par les histoires biogéographiques des zones néomérales et méditerranéennes. Aux Etats-Unis, les travaux de BELOTE et al. (2017) montrent que ce n'est pas le cas [Belote 17], tout comme ceux de [Hirschnitz-Garbers 1] en Europe qui insistent sur l'importance de la participation citoyenne au processus de désignation et de gestion des aires protégées.

2.3.1.1 Le degré de conservation du Formulaire Standard de Données

Les informations contenues dans les formulaires standard des données (FSD) peuvent apporter des éléments concernant la contribution du réseau Natura 2000 et des mesures de conservation à l'état de conservation qui sont prises sur chaque site. L'article 4 paragraphe 1 deuxième alinéa de la DHFF établit que chaque EM transmet à la Commission, des informations relatives à chaque site désigné selon une certaine procédure (Art. 21). Les EM se sont donc entendus sur des FSD. La notice explicative a été rédigée en 1996 (JO CEE/ 18 décembre 1996) donc bien

avant la mise en place du premier rapportage au titre de l'article 17 [Combroux 06]. C'est pourquoi elle a été révisée depuis (Décision du 11/07/2011 484/EU).

Ce FSD document officiel de chaque site Natura 2000 est en quelque sorte « *sa carte d'identité* ». Au paragraphe 3 figurent des « *informations écologiques* » afin d'évaluer le statut de conservation des habitats et des espèces. Pour chaque habitat présent dans un site, ces paramètres sont respectivement sa structure, ses fonctions et la possibilité de restauration de ce dernier. Des informations précises sur l'état de conservation des espèces et des habitats doivent figurer dans chaque site Natura 2000 dont le document d'objectifs (DOCOB) est achevé. Cette information doit être également assortie de cartes (Code de l'environnement R. 414-11 - Décret n° 2008-457 du 15 mai 2008 et circulaire DEVL1131446C du 27 avril 2012).

C'est la notice explicative (JO CEE 18 décembre 1996) qui détaille la manière d'évaluer l'état de conservation des habitats à partir de trois paramètres que sont la structure, les fonctions et les possibilités de restauration à l'échelle de chaque site Natura 2000. Cette note s'est beaucoup inspirée des travaux de Jacques BARDAT [BARDAT 97]. L'état de conservation est apprécié en utilisant le « *meilleur jugement des experts* ». Concernant le paramètre « *structure* », la notice renvoie à l'usage du manuel d'interprétation des habitats [Commission 13], notamment la liste des espèces caractéristiques rattachées à chaque habitat en la comparant à celle du site évalué.

Trois états sont ainsi définis :

- A = conservation excellente (structure excellente, indépendamment de la notation des deux autres sous-critères ; ou structure bien conservée et perspectives excellentes, indépendamment de la notation du troisième sous-critère) ;
- B = conservation bonne (structure bien conservée et perspectives bonnes, indépendamment de la notation du troisième sous-critère ; ou structure bien conservée, perspective moyennes ou défavorables et restauration facile ou possible avec un effort moyen ; ou structure moyenne ou partiellement dégradée, perspectives excellentes et restauration facile ou possible avec un effort moyen ou structure moyenne ou partiellement dégradée, perspectives bonnes et restauration facile) ;
- C = conservation moyenne ou réduite (toutes autres combinaisons).

Pour éviter les confusions, la Commission européenne a modifié en 2011 cette notice explicative. Le terme « *état de conservation* » est remplacé par « *degré de conservation* ». L'expression « *état de conservation favorable* » pour une entité sur un seul site est donc à proscrire.

Il convient donc d'être prudent lorsqu'on utilise l'expression « *état de conservation* » : il faut savoir à quel processus on s'adresse : le site Natura 2000 en local ou le domaine biogéographique.

Le protocole standard pour les habitats forestiers a dix ans

Le ministère en charge de l'environnement a souhaité mettre en place des méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats de l'annexe I au sein des sites Natura 2000, afin de proposer une approche standardisée sur l'ensemble du territoire national.

En 2008, une réflexion est engagée à la DIREN de FRANCHE-COMTÉ [Le Jean 08]. Cette réflexion trouve un écho national afin de développer une méthode normalisée facile à mettre en œuvre, reproductible et accessible aux opérateurs de sites Natura 2000. Cette méthode, à laquelle j'ai contribué, a été élaborée dans le cadre de partenariats avec des gestionnaires et des organismes scientifiques (ONF, CBN-FCBN, Universitaires⁷, RNF, DREAL). L'objectif était de disposer d'un cadre factuel pour diagnostiquer l'état des composantes d'un site Natura 2000, connaître son évolution et participer à la prise de décision concernant la gestion mise en œuvre et ainsi fournir des éléments scientifiques pour alimenter les réflexions des comités de pilotage (COPIL) des sites Natura 2000. Le MNHN a été chargé de développer un protocole standard. Il a été validé en 2009 [Carnino 10]. Il est basé sur le recueil de données quantitatives selon une stratégie d'échantillonnage définie. Ce protocole requiert des données dendrométriques par placette afin de pouvoir calculer le % d'espèces invasives, le % d'essences typiques de l'habitat, le nombre de Très Gros Bois (TGB) à l'hectare, le nombre ou le volume de bois mort à l'hectare, des problèmes de renouvellement du peuplement (notamment l'abrutissement) (Tab. 2.2).

Une note de 100 est attribuée à l'état de conservation théorique idéal (état objectif). Différents critères, s'ils sont défavorables, font baisser la note. L'article de CARNINO et TOUROULT (2010) présente en détail ce protocole. La note finale (Nf) permet de qualifier l'état de conservation de dégradé, altéré, bon-correct ou bon-optimal (Fig. 2.3.1).

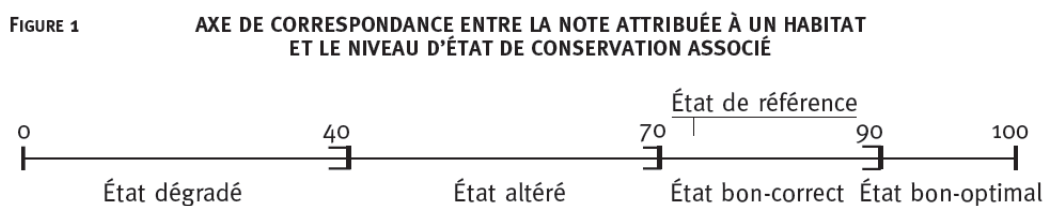


FIGURE 2.3.1 – Axe de correspondance entre la note d'état de conservation et l'expression littérale (extrait de [Carnino 10])

L'interprétation des résultats nécessite aussi un avis d'expert pour pondérer

7. On notera l'absence manifeste de géographe, sociologue, économiste, anthropologue

2.3 Vers des systèmes critériés de notation

TABLE 2.2 – Grilles de notations de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle des sites Natura 2000 (d'après Carnino, 2010)

Critère	Indicateur	Échelle	Modalité	Valeur	
Intégrité de la composition dendrologique	% de recouvrement d'essences non typiques de l'habitat	Recueil localement (par placette) et analyse à l'échelle du site par calcul de la moyenne des % d'essences et de recouvrement de l'atteinte	Aucune essence non typique de l'habitat et aucune atteinte "lourde"	0	
			1 à 5 % d'essences non typiques et aucune atteinte	- 5	
			5 à 15 % d'essences non typiques ou moins de 15 % d'atteinte(s)	- 10	
Atteintes "lourdes" : espèces exotiques envahissantes, dégâts au sol, perturbations hydrologiques...	% de recouvrement de l'atteinte		15 à 30 % d'essences non typiques ou 15 à 30 % d'atteinte(s)	- 30	
			Plus de 30 % d'essences non typiques ou plus de 30 % d'atteinte(s)	- 60	
Très gros arbres vivants	Quantité à l'hectare de très gros bois (TGB)	Recueil local et analyse à l'échelle du site (moyenne)	5 TGB / ha et plus	0	
			3 à 5 TGB / ha	- 2	
			1 à 3 TGB / ha	- 10	
			Moins de 1 TGB / ha	- 20	
Dynamique de renouvellement	Surface en jeune peuplement (futaie régulière et taillis) ou problème de régénération (autres cas)	Analyse à l'échelle du site d'après des données de cartes générales (type plans de gestion forestiers) ou des données relevées localement	Forêts en futaie régulière ou taillis	Surface en JP comprise entre 5 et 30 %	0
				Plus de 30 % de JP ou moins de 5 % de JP	- 10
			Autres cas	Pas de problème de régénération	0
				Problème de régénération	- 10

Bois mort	Quantité à l'hectare de gros arbres morts (diamètre > 35 cm) sur pied ou au sol	Recueil localement et analyse à l'échelle du site (moyenne)	Plus de 6 arbres de 35 cm (ou autre échelle si très gros diamètres soit environ 21 à 200 m ³ /ha de bois mort en moyenne)	0
			3 à 6 arbres de plus de 35 cm/ha (soit environ 10 à 20 m ³ /ha)	- 2
			1 à 3 arbres de plus de 35 cm/ha (soit 5 à 10 m ³ /ha)	- 10
			Moins d'1 arbre mort de plus de 35 cm/ha (soit 0 à 5 m ³ /ha)	- 20
	Présence d'insectes saproxyliques exigeants (Brustel, 2004)	Bonus / malus attribué au bois mort selon la présence d'espèces saproxyliques exigeantes. Optionnel selon les données et moyens disponibles. Analyse à l'échelle du site.	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial ≥ 5)	+ 2
Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à lp + lf ≥ 5 et plus de 5 espèces à lp + lf ≥ 4			0	
Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèce lp + lf ≥ 5 et moins de 5 espèces lp + lf ≥ 4			- 2	
Flore typique du bon état de l'habitat	Proportion d'espèces typiques présentes en moyenne	Recueil par placette puis analyse à l'échelle du site. Listes restant à établir	Plus de 40% des espèces typiques présentes en moyenne	0
			Entre 20 et 40 %	- 5
			Moins de 20 %	- 10
Atteintes "diffuses dans le site" : impact des grands ongulés, de la surfréquentation humaine, des incendies...	Dégâts dus à l'abrouissement, une surfréquentation humaine, des incendies...	Recueil à l'échelle du site (avis de l'opérateur ayant parcouru le site, avis du gestionnaire, études locales, aménagement du gestionnaire)	Atteintes négligeables ou nulles	0
			Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	- 10
			Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remise en cause	- 20

l'état de conservation selon la représentativité de chaque habitat dans le site, sa fragmentation... Les conclusions sur l'état de conservation sont également être accompagnées d'informations sur les « *perspectives futures* », par exemple selon les mesures de gestion préconisées dans les aménagements forestiers. D'autres protocoles ont été mis en place et testés en particulier pour les habitats forestiers des zones alluviales [Pecheur 08, Meurillon 11].

Ce protocole a été revu en 2016 [Maciejewski 16a, Maciejewski 16b] suite à un mémoire d'élève-ingénieur que j'ai encadré [Carasco 13]. A cette occasion, MACIEJEWSKI et al. ont produit un article synthétique sur l'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000 et élargi à d'autres habitats (agro-pastoraux, les milieux humides, les habitats littoraux et marins) [Maciejewski 16d].

2.3.1.2 L'état de conservation selon l'application de l'article 17 de la Directive Habitats

Dans son article premier, la DHFF définit l'état de conservation d'un habitat naturel comme :

Etat de conservation d'un habitat (Art. 1 - DHFF)

« *L'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les espèces typiques qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques.* »

L'article 6 indique que ces exigences englobent tous les facteurs écologiques abiotiques et biotiques nécessaires pour assurer l'état de conservation favorable des types d'habitat et des espèces et notamment leurs rapports avec le milieu.

L'état de conservation « *favorable* » est défini comme étant une situation dans laquelle l'habitat peut prospérer sans modification de la gestion ou des politiques existantes. La catégorie défavorable a été divisée en deux catégories pour permettre des améliorations ou des dégradations : « *défavorable-inadéquate* » pour les situations où un changement de gestion ou de politique est nécessaire pour rendre le type d'habitat au statut favorable, mais il n'y a aucun danger de l'extinction dans un avenir prévisible et « *défavorable-mauvais* » concerne les habitats menacés d'extinction (au moins régionalement).

Pour faciliter l'agrégation et la comparaison entre Etats membres et régions biogéographiques, l'état de conservation est évalué à partir d'une méthodologie standardisée [Combroux 06, Evans 11]. Il se base sur 4 **paramètres** tels que définis à l'article 1 de la DHFF à savoir (Fig. 2.3.2) :

- l'aire de répartition, notée EC1
- la surface, notée EC2

- les structures & fonctions, notées EC3
- et les perspectives futures, notées EC4

L'état de conservation est qualifié de "favorable" (FV), "défavorable inadéquat" (U1) ou "défavorable mauvais" (U2) pour chaque paramètre puis globalement.

Pour réaliser ces reportages, les Etats membres ont été encouragés à utiliser les meilleures données disponibles. Les avis d'expert ont servi quand les données factuelles sont insuffisantes pour statuer et lorsque l'information disponible est insuffisante pour statuer, il est possible de rapporter l'état de conservation comme "inconnu" (noté alors XX).

Le guide définit également la **Référence** comme une « *valeur technique basée sur la meilleure connaissance disponible, définie par rapport à l'état de conservation favorable. Il s'agit du seuil au dessus duquel le paramètre considéré sera évalué comme favorable* ». Une cible est un critère opérationnel, pratique, un objectif réalisable à plus ou moins long terme [Combroux 06]. La Commission européenne a décidé de retenir l'année 1994 comme la valeur de référence. Elle doit donc être définie comme une valeur seuil, supérieure ou égale à la valeur de 1994, au-dessus de laquelle l'habitat ou l'espèce est considéré comme en état de conservation favorable au regard du paramètre considéré. Le guide (p. 30) précise que « *le bon état de conservation au titre de la DHFF n'est pas une référence absolue ni un pur concept scientifique, mais une co-construction entre des principes écologiques et des choix sociaux. Il s'agit de positionner la valeur actuelle par rapport à une valeur seuil théorique correspondant au minimum requis pour atteindre un EC favorable. La valeur ne peut être 'juridiquement' fixée en dessous de la valeur de 1994* ».

Enfin, l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels ne se limite pas seulement au réseau Natura 2000 : l'article 1er stipule clairement que la situation globale des espèces et des habitats doit être évaluée et surveillée (Art. 11) afin de juger si l'état de conservation est favorable ou non. Ce processus, à l'échelle européenne, suit celui des domaines biogéographiques [Metzger 05]. L'évaluation à l'échelle biogéographique concerne donc les espèces et les habitats naturels que ce soit en site Natura 2000 ou hors du réseau.

Certains États membres comme L'AUTRICHE, L'ALLEMAGNE, le ROYAUME-UNI, la GRÈCE ont mis au point des méthodes d'évaluation des caractéristiques (habitats ou espèces) à l'échelle locale (site), souvent en utilisant une évaluation fondée sur des indicateurs [Evans 11]. Lorsque la majorité des occurrences d'un habitat ou d'une espèce sont couvertes par de telles méthodes, une agrégation des résultats peut directement donner des évaluations de «zone» et de «structure et fonction» pour les types d'habitat. La FRANCE a emboîté le pas pour le prochain rapportage de 2019 en tentant d'utiliser les données de l'IFN pour les habitats forestiers [Maciejewski 16c, Benest 16].

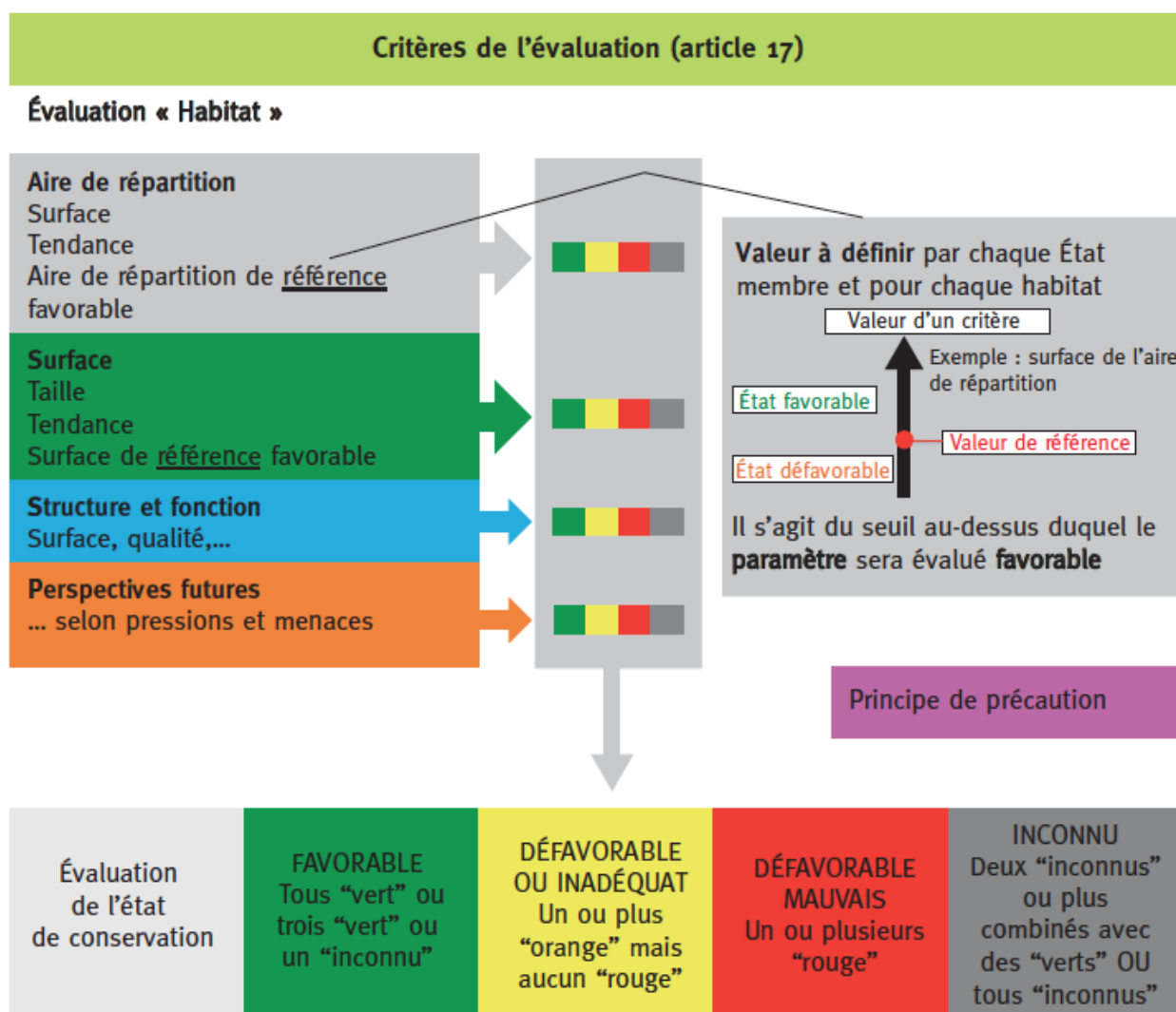


FIGURE 2.3.2 – Critères de l'évaluation de l'état de conservation selon le guide du Centre thématique nature de l'agence européenne de l'environnement (extrait de BENEST et al. [Benest 16])

2.3.2 Monitoring et surveillance territoriale

Pour HELLAWELL (1991) [Hellowell 91], il faut distinguer trois façons de suivre l'état des écosystèmes et les espèces qui les composent.

1. les inventaires (*survey*) qui sont des ensembles de données (observations de la présence, mesures...) bâtis, le plus souvent, à partir d'une stratégie d'échantillonnage, utilisant des protocoles normalisés et réalisés sur une période de temps limitée,
2. la surveillance constitue un programme étendu d'inventaires systématiquement mis en oeuvre afin de fournir des séries de données permettant d'estimer des modifications et des évolutions à long terme,
3. le monitoring est un programme de surveillance pour atteindre un standard donné (e.g. un état de santé) ou à un état recherché (e.g. état de référence [Le Floc'h 95, Aronson 07] ou l'état optimal souhaité [Maciejewski 16d]).

Depuis leur développement [Rameau 95, Barthod 95b, Barthod 96, Hilty 00, Nilsson 01, Jørgensen 05], les indicateurs tant du « *bon usage* » que du « *bon état* » n'ont cessé de s'améliorer [Barbier 09, Langanke 05].

Des systèmes expert ont vu le jour [Kovač 16, Kutnar 11, Panitsa 11, Tsiripidis 18] qui tendent de faire le lien entre la qualité des indicateurs structurels en discriminant les liens de causalité dynamique des patches, de façon à mieux rendre compte les liens entre structures et fonctions des habitats.

Les indicateurs de gestion durable [Maaf 16] partagent pour le critère 4 « *Diversité biologique des forêts* » des indicateurs similaires à ceux du « *bon état* », comme la quantité de bois mort, la fragmentation des entités, l'indigénat des espèces, la richesse spécifique. Cependant, l'indicateur 4.8. « *Espèces forestières menacées* » informe sur le nombre d'espèces présentes en forêt et menacées (4.8.a), que ces espèces soient strictement forestières (4.8.b) ou plus généralistes (4.8.c). Il se base sur des groupes taxinomiques évalués dans le cadre de la Liste rouge nationale (mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, crustacés d'eau douce, papillons de jour et une partie de la flore vasculaire) selon la méthodologie de l'UICN. La connaissance du nombre d'espèces forestières menacées en métropole permet d'approcher des enjeux de conservation à prendre en compte dans la gestion des habitats forestiers....et cet indicateur n'est pas croisé avec les résultats du rapportage de l'état de conservation des espèces forestières des annexes II et IV de la Directive Habitat [Bensettiti 15], curieux non ?

Les deux processus du « bon usage » et du « bon état » se côtoient mais l'inter-processus (bon usage/bon état) n'existe pas !

Même s'ils cherchent aujourd'hui à se rapprocher [Benest 16], cette mutualisation se heurte bien évidemment à des stratégies d'échantillonnage distinctes à la

fois dans l'espace (sylvoécocorégion pour le « *bon usage* » et domaine biogéographique pour le « *bon état* ») et dans le temps (tous les 5 ans pour les IGD et tous les 6 ans pour le rapportage Natura 2000) [Gosselin 12, Paillet 17]. Dans son article sur « *Suivis nationaux de biodiversité en forêt en France : une lecture au travers des Variables Essentielles de Biodiversité* », PAILLET (2017) a analysé douze réseaux de suivi forestier et/ou de biodiversité en France métropolitaine en utilisant le cadre conceptuel des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV). Seul l'inventaire forestier national est véritablement représentatif de la forêt française. L'emprise taxonomique de chaque réseau est souvent limitée à un seul taxon, la plupart relevant tout ou partie de la flore vasculaire (notamment les essences d'arbres et arbustes) et peu relèvent d'autres groupes taxonomiques (e.g. lichens, micro- et macrofaune du sol). Les réseaux qui disposent de données dendrométriques permettent de dériver plus de 40 % d'EBV, notamment l'inventaire forestier national. Dans cette analyse, les auteurs stipulent qu'ils n'ont pas souhaiter intégrer un certain nombre de réseaux mesurant la biodiversité, notamment les atlas de distribution, les plans nationaux d'action, les inventaires ZNIEFF ou le réseau Natura 2000 ! car il leur semblait que « *ces dispositifs nous ont semblé relever plus d'inventaires ponctuels, avec des logiques nationales, régionales et parfois individuelles de représentation de distributions spatiales que de suivi temporel, difficiles à synthétiser à l'échelle nationale dans le cadre du présent exercice* ».

Il est fort probable que ces deux processus « bon état », « bon usage » continuent à être évalués de manière séparée.

Alors que la mutualisation des protocoles devrait entraîner des économies d'échelle, les coûts restent prohibitifs de l'ordre de 13 à 60 €/km²/an soit plusieurs dizaines de millions d'€ s'il fallait couvrir l'ensemble du territoire national par un suivi standardisé [Gosselin 12]. Dans la fiche 2.0.9, « *Le suivi des écosystèmes forestiers : pourquoi et comment ?* » mise en ligne le 8 juin 2017 sur le site « LA FORÊT ET LE BOIS EN 100 QUESTIONS » de l'Académie d'agriculture de FRANCE, les auteurs mentionnent que « *Connaître et comprendre ces évolutions est essentiel pour concevoir une gestion réellement durable, pour opérer les ajustements périodiques nécessaires, et aussi pour élaborer des politiques publiques pour le secteur forêt-bois. Assurer un suivi continu (monitoring en anglais) des forêts doit aujourd'hui faire partie intégrante de la gestion des écosystèmes* »...et pas un mot sur le réseau Natura 2000 qui couvre tout de même 2 615 467 hectares de forêt [Maaf 16], pas un mot non plus sur l'évaluation de l'état de conservation, juste un paragraphe sur les sciences participatives en forêt à travers le programme Vigie-Nature [Gosselin 10].

Il semble qu'un décalage profond existe, persiste entre la communauté scientifique qui souhaite voir un véritable observatoire de l'état des forêts et les institutions qui ne jurent que par l'inventaire forestier national.

De plus en plus, l'intégration de la dimension sociale et économique est de mise et répond à la nécessité de mieux prendre en compte les biens et les services rendus par la nature. Harold LEVREL militait d'ailleurs, dès 2007, pour cette intégration d'indicateurs d'interactions société-nature [Levrel 07]. La toute récente plateforme européenne « *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* » (MAES) a été développée en ce sens <https://biodiversity.europa.eu/maes> [Maes 13]. Cette plate-forme fournit un certain nombre d'indicateurs, élaborés par différents services de la Commission, puis agrégés pour évaluer l'état des écosystèmes à l'échelle européenne : écosystèmes urbains, forestiers, agricoles, les pelouses et landes, les cours d'eau et les écosystèmes marins.

Pour les écosystèmes forestiers, les critères du processus pan-européen de la gestion forestière durable (surface des forêts protégées, quantité de bois mort, indice de fragmentation, naturalité, % d'espèces forestières menacées au sens de l'UICN) mais aussi l'indicateur du bon état de conservation issu du rapportage au titre de l'art. 17 de la Directive Habitats sont utilisés. L'agrégation des données est réalisée à l'échelle des unités territoriales statistiques de niveau 2 (NUTS Level 2⁸). D'un point de vue méthodologique, le rapportage du réseau Natura 2000 étant réalisé sur la base d'une maillage 10kmX10km par grandes régions biogéographiques, l'agrégation doit présenter des artefacts car les domaines biogéographiques recourent bien souvent plusieurs NUTS de niveau 2.

2.4 Un bilan des méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers

2.4.1 Une démarche à l'échelle des sites Natura 2000

Les méthodes pour évaluer l'état de conservation dans un site Natura 2000 et celui au niveau biogéographique sont différentes (cf. section 2.3.1). En 2003, le ministère en charge de l'environnement avait commandé l'analyse scientifique d'une cinquantaine de documents d'objectifs (DOCOB) au Muséum national d'histoire naturelle (MNHN)[Yon 03]. Cette analyse couvrait la période 1997-2001, c'est à dire celle du démarrage du processus Natura 2000 [Pinton 07]. La grille d'analyse retenait bien évidemment le paramètre « *état de conservation* ». En l'absence de cadres méthodologiques partagés, les conclusions de cette étude avaient été sans appel : « *les DOCOB analysés apparaissent d'une manière générale avoir eu pour vocation prioritaire de consolider la présentation du site et d'assurer la conformité à la directive Habitats, abandonnant pour partie, ou traitant assez superficielle-*

8. régions de base pour l'application des politiques régionales

ment, les éléments nécessaires pour engager un suivi de qualité. Le risque est ainsi pris d'une insuffisance vis-à-vis des obligations réglementaires ». Même si près de 50 % des DOCOB analysés contenaient des habitats forestiers, aucune analyse détaillée pour ces habitats n'avait été conduite et depuis, aucune étude spécifique n'a été jusqu'à présent réalisée.

Depuis 2003, l'élaboration des documents d'objectifs a bien entendu continué sa progression. Les tableaux de bord de gestion des DREAL indiquent qu'un peu plus de 91% des DOCOB sont terminés, soit une progression de 3% en un an. Ainsi, sur un total de 1767 sites, 1170 DOCOB sont approuvés par arrêté préfectoral et 446 sont soit validés en comité de pilotage (COPIL), soit rendus opérationnels, soit achevés (Source MTEs, 2016). Cette élaboration des DOCOB a le plus souvent été réalisée par une collectivité (35 % des cas, dont 47 % par des PNR) suivi des établissements publics (24% dont la moitié par l'ONF) et par les associations (26 % dont près de la moitié par des CEN). En 2017, 79% des sites étaient en animation, avec toujours une part importante des collectivités puisqu'elles sont impliquées dans l'animation de 61 % (dont 1/3 de PNR), suivies par les associations à hauteur de 24% (dont la moitié est représentée par les CEN), l'État et ses établissements publics à hauteur de 13% et enfin les bureaux d'étude (2%).

Nous avons choisi pour cela de réaliser d'abord le bilan des pratiques sur l'évaluation de l'état de conservation des 29 habitats forestiers visés par l'annexe I de la DHFF en comparant les formulaires standard de données de 927 sites Natura 2000 contenant au moins un des 29 habitats forestiers aux DOCOB achevés, ceci afin de répondre aux interrogations suivantes :

- Tous les DOCOB disposent-ils d'une évaluation de l'état de conservation des habitats ?
- Cette évaluation a-t-elle été réalisée à dire d'expert ? à l'aide d'un protocole bien défini ?
- Le protocole est-il clairement explicité, justifié et détaillé ?

Ensuite, nous comparerons les évaluations réalisées au cours de la rédaction du DOCOB avec celles provenant des FSD.

Nous pourrons ainsi juger de la pertinence du « *dire d'expert* » par rapport à une évaluation réalisée au moment de la rédaction des DOCOB et éventuellement avec recours uniquement aux données du FSD pour évaluer l'état de conservation des sites si le lien est significatif.

2.4.2 Une base de données sur plus de 400 documents de gestion des sites Natura 2000

2.4.2.1 Jeux de données

Grâce à la base de données EMIN2K [Stenger 12] nous avons opté pour une analyse exhaustive des 927 sites Natura 2000 présentant au moins un des 29 habitats d'intérêt communautaire listés à l'annexe I de la DHFF. Les données des FSD, incluses dans la base EMIN2K, datent de la mise à jour de décembre 2009.

Un travail de centralisation de près de 600 DOCOB existants a été réalisé, dans la mesure de leur accessibilité [Demoly 10]. De nombreux DOCOB sont en effet en ligne sur les sites internet des DREAL, des DDT, ou de l'ATEN. A notre connaissance, ils n'avaient encore jamais été rassemblés à l'échelle nationale. Parmi ces 600 DOCOB collationnés par ancienne région administrative, seul 399 mentionnaient au moins un habitat forestier d'intérêt communautaire. Le recueil des informations relatives à l'évaluation de l'état de conservation s'appuiera sur cette base documentaire de 399 DOCOB.

2.4.2.2 Dépouillement des DOCOB

A partir de la base EMIN2K, un champ supplémentaire à 4 modalités a été rajouté indiquant la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats retenus lors de l'élaboration des DOCOB. Il s'agit respectivement de :

1. Uniquement à partir du FSD ;
2. A dire d'expert ;
3. Autres (cahier des charges DDT, DIREN..);
4. Pas de méthode définie.

Puis un champ supplémentaire mentionne si la méthode retenue a qualifié les structures et les fonctions avec comme modalité 0 si la méthode d'évaluation ne les qualifie pas ou bien 1, dans le cas contraire.

La surface de chaque habitat générique a également été ajoutée lorsque cette information était mentionnée dans le DOCOB, issue d'une cartographie.

2.4.2.3 Appréciation de l'état de conservation des habitats

Pour chaque DOCOB, l'extraction des informations a consisté à identifier l'état de conservation des habitats forestiers présents sur le site. La date de rédaction du document d'objectifs a été recueillie. Malgré le soin apporté à la rédaction des FSD, il peut arriver qu'un habitat d'intérêt communautaire ait été mentionné alors que le retour terrain lors de la rédaction du DOCOB infirme sa présence et vice versa.

La présence des habitats mentionné dans le DOCOB a donc été scrupuleusement notée.

Enfin, l'état de conservation de l'habitat a été recueilli.

Compte tenu de la diversité des opérateurs techniques et devant le manque d'harmonisation dans le processus d'évaluation, cet état est une variable qualitative ordinale (par exemple, mauvais, moyen, bon). Le dépouillement a révélé l'extrême diversité des qualificatifs employés (Tab. 2.3). Notre objectif étant de comparer ces états avec ceux des FSD, une table de correspondance a été établie (Tab. 2.3).

TABLE 2.3 – Table de correspondance entre degré de conservation des habitats d'après la notice explicative des FSD (en colonne) et les qualificatifs utilisés dans les évaluations extraites des 399 DOCOB présentant des habitats forestiers (en ligne)

	A. Excellent	B. Bon	C. Moyen à réduite
Bon optimal/ très favorable/excellent (A)	X	-	-
Bon correct/favorable/moyen (B)	-	X	-
Dégradé/mauvais/défavorable/altéré (C)	-	-	X

2.4.2.4 Analyse de la dépendance entre évaluations d'après le FSD et d'après le DOCOB

En croisant les champs du degré de conservation par habitat générique des FSD avec ceux de l'état de conservation des DOCOB, selon les correspondances du tableau ci-dessous, nous avons pu tester le degré d'indépendance du classement de l'état de conservation grâce à un test du χ^2

Compte-tenu des effectifs totaux ou par classe parfois réduits, la *p-value* a été calculée par 100 000 simulations de MONTE-CARLO. Pour chaque table de contingence simulée, la valeur de son χ^2 est calculée. Puis, le calcul de la proportion d'entre eux qui sont supérieurs à celui de notre table de contingence à tester est réalisé : ce pourcentage n'est rien d'autre que la valeur de la *p-value*. Cette méthode nous permet ainsi de calculer une *p-value* pour n'importe quelle table de contingence, quels que soient les effectifs théoriques non nuls.

2.4.2.5 Analyse selon la date du DOCOB

Le contexte réglementaire, l'amélioration des connaissances ainsi que la montée en puissance du réseau d'acteurs ont pu avoir une influence sur les modalités d'évaluation de l'état de conservation. L'effet de la date du DOCOB sur les modalités d'évaluation a été testé en fonction des trois grandes étapes de la mise en place de Natura 2000 en France, à savoir avant 2001 (ordonnance de transcription, premier

décret de gestion), entre 2002 et 2006 et après 2006 (loi DTR, nouvelle circulaire de gestion) par un test du χ^2 , sans avoir recours à des simulations de Monte-Carlo.

2.4.3 Résultats

2.4.3.1 Les protocoles d'évaluation de l'état de conservation des habitats dans les DOCOB sont très disparates et peu détaillés

Entre septembre 2009 et mars 2011, 31 DOCOB en cours de rédaction ont été finalisés (Tab. 2.4 – état du DOCOB non renseigné). 50 DOCOB ont utilisé une méthode qui se rapporte à la notice des FSD, 4 se sont basés sur le dire d'experts, 229 sur d'autres méthodes (cahier des charges des DIREN, cahier des charges CBN, cahier des charges DDT, autres) et 116 n'ont mentionné aucune méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats, notamment des habitats forestiers. En surface (ha), cela représente respectivement 5, 1, 60 et 34 % des 399 DOCOB ($\chi^2= 16,89$, $df = 9$, $p\text{-value} = 0,05$). 16 % en surface totale des sites Natura 2000 forestiers avec un DOCOB approuvé ne font référence à aucune méthode pour l'évaluation de l'état de conservation (Tab. 2.4). Lorsque l'on considère uniquement les DOCOB approuvés, 40 % en surface de ces sites ne mentionnent aucune méthodologie d'évaluation de l'état de conservation.

La date de réalisation des DOCOB a un effet significatif sur la méthodologie utilisée pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers ($\chi^2= 63,33$, $df = 6$, $p\text{-value} = 0,000$). De 2002 à 2006, la proportion d'évaluation « à dire d'experts » est passée de 7,8 % à moins de 1 %. Dans le même temps, la part de DOCOB ayant repris la méthodologie des FSD a baissé de moitié (de 13 % avant 2002 à 7 % après 2007). Cependant, la proportion de DOCOB n'ayant pas spécifié de méthode d'évaluation a augmenté, passant de 21,7 % avant 2002 à 34,1 % après 2007. La proportion de DOCOB ayant eu recours à des cahiers des charges pour l'évaluation n'a pas subi de variation au cours du temps (avant 2002 : 57 %, de 2002 à 2007 : 58 %, après 2007 : 57 %).

TABLE 2.4 – Méthode d'évaluation de l'état de conservation de 399 DOCOB selon leur état d'avancement en mars 2011 (en % de la surface totale)

Méthode d'évaluation	n	Etat d'avancement du DOCOB			
		Non renseigné (0)	en cours (1)	Opérationnel (2)	Approuvé (3)
Idem FSD (1)	50	1 (-%)	3 (-%)	20 (2%)	26 (3%)
À dire d'expert (2)	4	0 (-%)	1 (-%)	3 (-%)	0 (-%)
Autres méthodes (3)	229	25 (8%)	21 (6%)	90 (30%)	93 (18%)
Pas mentionnée (4)	116	10 (1%)	6 (-%)	62 (18%)	38 (16%)

2.4.3.2 Les évaluations de l'état de conservation des habitats entre les FSD et les DOCOB ne sont pas liées

Sur les 29 habitats de l'annexe I de la DHFF, neuf étaient représentés dans au moins trois des quatre domaines biogéographiques des 399 DOCOB analysés. Un seul des neuf habitats forestiers présente des liens significatifs entre l'évaluation d'après les DOCOB et d'après les FSD. Il s'agit des habitats de chênaies pédonculées édaphiques (code EUR 28 : 9160). Les forêts de ravins à *Acer* et *Fraxinus* (code EUR 28 : 9180*) ont dans une moindre mesure des évaluations concordantes ($p\text{-value} = 0,07$). Pour les chênaies pédonculées édaphiques (code EUR 28 9160), un lien hautement significatif entre les sites ou l'état de conservation a été jugé excellent (A) par les FSD et dans les DOCOB a été mis en évidence (Tab. 2.5). Au contraire, pour les forêts de pentes, d'éboulis ou de ravins du *Tilio-Acerion* (code EUR 28 9180*), le lien entre les sites où l'état de conservation a été jugé défavorable (C) par les FSD et dans les DOCOB est peu significatif. Pour les autres habitats analysés, l'indépendance des évaluations entre FSD et DOCOB est confirmée par l'analyse statistique (Tab. 2.5).

TABLE 2.5 – Résultats des tests d'indépendance entre l'état de conservation d'après les FSD (paramètre « structure et fonctions ») et d'après les DOCOB pour 9 habitats forestiers d'intérêt communautaire (significatif au seuil de 10 %, *** significatif au seuil de 0,1 %)

Dénomination de l'habitat forestier	code EUR 28	χ^2	df	p-value
Hêtraies du Luzulo-Fagetum	9110	4,49	4	0,559
Hêtraies acidophiles atlantiques à sous-bois à Ilex et parfois à Taxus	9120	5,76	4	0,193
Hêtraies de l'Asperulo-Fagetum	9130	5,08	4	0,26
Hêtraies calcicoles médio-européennes du Cephalanthero-Fagion	9150	0,83	4	1
Chênaies pédonculées ou chênaies-charmaies sub-atlantiques et médio-européennes	9160	28,93	4	0,001 ***
Forêts de pentes, éboulis ou ravins du Tilio-Acerion	9180	8,59	4	0,07 .
Vieilles chênaies acidophiles des plaines sablonneuses à Quercus robur	9190	3,80	4	0,52
Tourbières boisées	91D0*	1,09	4	1
Forêts alluviales à Alnus glutinosa et Fraxinus excelsior	91E0*	6,07	4	0,19

Nous avons également testé l'existence d'un lien entre l'évaluation de l'état de conservation d'après les FSD et les DOCOB et le domaine biogéographique. Nous n'avons malheureusement pas eu d'effectifs assez nombreux pour pouvoir tester ce lien par habitat générique. Néanmoins, tous habitats confondus, nous constatons qu'à l'exception du domaine alpin, l'évaluation de l'état de conservation selon les FSD et les DOCOB sont liés (Tab. 2.6), ce qui n'a rien d'évident.

Les liens de dépendance ont pu être analysés en détail pour les trois tables de contingence significatives. Pour le domaine atlantique, le lien de dépendance entre les états défavorables du FSD et du DOCOB contribue à hauteur de 50 % à la relation significative et seulement 10% entre le lien des états jugés excellents entre FSD et DOCOB.

Pour le domaine continental, le lien entre état défavorable des FSD et des DOCOB contribue à hauteur de 30 % à la relation significative, puis 27 % entre les états excellents et encore 21 % entre les états favorables d'après les FSD et les états défavorables d'après les DOCOB. Enfin, 18 % du lien de dépendance entre états défavorables d'après les FSD et états excellents d'après les DOCOB est expliqué. Une faible part des DOCOB (2,7 %) a un état de conservation jugé supérieur à celui du FSD.

Dans le domaine méditerranéen, le lien entre l'évaluation d'après les DOCOB et d'après les FSD est significatif ($\chi^2 = 12,15$, $df = 4$, $p\text{-value} = 0,017$). Là encore, 57 % de la contribution significative est extraite par le lien entre état défavorable des FSD et des DOCOB (10,7 % des cas), 18% est expliqué par le lien entre l'état jugé moyen d'après les FSD (B) et l'état jugé défavorable dans les DOCOB (C).

TABLE 2.6 – Résultats des tests d'indépendance entre l'état de conservation d'après les FSD (paramètre «structure et fonctions») et d'après les DOCOB par domaine biogéographique (NS : Non significatif, * significatif au seuil de 5 %, *** significatif au seuil de 0,1 %)

Domaine biogéographique	χ^2	df	p-value
Alpin	3,78	4	0,391 NS
Atlantique	10,43	4	0,031 *
Continental	20,68	4	0,000 ***
Méditerranéen	12,15	4	0,017 *

2.4.4 Discussion

2.4.4.1 Les protocoles d'évaluation de l'état de conservation des habitats dans les DOCOB sont très disparates et peu détaillés

Nous avons montré que les 399 DOCOB analysés ont employé des méthodes ou des protocoles pour évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire de façon très disparate. Nous avons pu dresser ainsi un bilan des pratiques en matière d'évaluation de l'état de conservation.

A la question : « *Tous les DOCOB disposent-ils d'une évaluation de l'état de conservation des habitats ?* » La réponse est clairement non : une part non négligeable (34 % en surface totale des sites) ne fait état d'aucune méthode. Plus 40 % (en surface) des DOCOB approuvés ne mentionnent aucune méthode d'évaluation. Il est légitime, dans ce cas, de se demander si les mesures incitatives peuvent être clairement mises en œuvre alors que le cadrage scientifique de la méthode d'évaluation n'est pas défini.

Cette évaluation a-t-elle été réalisée à dire d'expert ? Il faut nuancer la réponse. En effet, très peu de sites ont mentionné explicitement le « *dire d'expert* » et encore moins après 2006 (Tab. 2.6). Nous aurions dû logiquement nous attendre à une augmentation de la part de DOCOB évaluant l'état de conservation avec des cahiers des charges et corrélativement une baisse de la proportion de DOCOB qui ne mentionne aucune méthode. Or, nous constatons que l'amélioration des connaissances (cahier d'habitats, formation dédiée de l'ATEN) et du cadrage juridique a eu pour effet, certes, de faire baisser l'évaluation à dire d'expert et celle utilisant la méthodologie des FSD, mais dans le même temps, elle a conduit à une augmentation du nombre de DOCOB qui ne spécifient aucune méthodologie d'évaluation.

En poursuivant l'analyse, nous pouvions nous attendre à un effet « *opérateur* ». Or, le type d'opérateur (EPA, EPCI, EPIC, ONG...) est totalement indépendant de la méthode d'évaluation utilisée ($\chi^2 = 16,20$, $df = 12$, $p\text{-value} = 0,15$). Le « *dire d'expert* » a été comme substitué par une absence de mention de la méthode. Pourtant les habitats ont bel et bien été évalués sur ces sites. L'opérateur a jugé bon de ne pas mentionner ce « *dire d'expert* » de peur qu'il fasse vulgaire. Or, comme le met en perspective ARGAGNON (2012) [Argagnon 12], si le « *dire d'expert* » est souvent critiqué pour sa subjectivité, des méthodes élaborées même de manière collégiale et concertée reflètent également les préjugés de ces concepteurs.

La continuité entre opérateur et animateur aurait pu également influencer le choix et le développement des méthodes d'évaluation mais il n'en est rien ($\chi^2 = 2,93$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0,24$).

Enfin, une difficulté supplémentaire aurait pu se rencontrer sur de grands sites Natura 2000 forestiers. Là encore, nous avons pu infirmer cette piste de réflexion :

la surface forestière des sites Natura 2000 n'a pas d'effet sur le choix de la méthode d'évaluation (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 5,94$, $df = 3$, $p\text{-value} = 0,11$).

Cette évaluation a-t-elle été réalisée à l'aide d'un protocole ? Le protocole est-il clairement explicité, justifié et détaillé ? A ces deux questions, le dépouillement des 399 DOCOB apporte un éclairage sur les disparités relevées dans les cahiers des charges élaborés dans ce but. Les critères et les indicateurs mentionnés sont la richesse du cortège floristique, la rareté de certains taxons, la naturalité, la vulnérabilité et parfois la connectivité ou la fragmentation. Ces critères et indicateurs sont d'ailleurs ceux qui ont été largement mis en avant dans des publications anciennes [Blandin 86, Barnaud 98, Rameau 95, Rameau 91] reprises pour la plupart de l'ouvrage de USHER [Usher 86]. Or, les cahiers des charges visaient plutôt à évaluer et à hiérarchiser l'intérêt patrimonial des habitats plutôt que d'évaluer son état de conservation. Bien souvent le degré de conservation est donc apprécié à dire d'expert, sans protocole standardisé, sans distinction entre type d'habitats génériques ou élémentaires et laissé à la diligence de chaque opérateur.

Se pose aussi la question de la révision des FSD, pièce maîtresse dans le dispositif du réseau Natura 2000. Nous avons constaté des erreurs importantes entre la liste des habitats recensés dans le FSD et réellement observés dans le DOCOB. Ce constat est également partagé pour la liste des espèces comme l'ont démontré LISON et al. (2017) pour les sites à chiroptères d'Espagne [Lisón 17]. Ce décalage entre document officiel (FSD) et document technique de planification (DOCOB) n'est pas sans conséquence sur la planification régionale et nationale des actions de restauration à réaliser.

Nous pouvons ainsi reprendre en la citant la même conclusion que le rapport YON et al. de 2003 [Yon 03] : les 399 DOCOB de sites Natura 2000 forestiers apparaissent « *d'une manière générale avoir eu pour vocation prioritaire de consolider la présentation du site et d'assurer la conformité à la directive Habitats, abandonnant pour partie, ou traitant assez superficiellement, les éléments nécessaires pour engager un suivi de l'état de conservation. Le risque est ainsi pris d'une insuffisance vis-à-vis des obligations réglementaires de résultats* ».

2.4.4.2 Les évaluations de l'état de conservation des habitats entre les FSD et les DOCOB ne sont pas liées

Seul un habitat générique a montré un lien significatif entre FSD et DOCOB, les chênaies pédonculés édaphiques (code EUR 28 9160). Pour cet habitat, une part considérable de l'inertie totale (83%) provient des évaluations concordantes entre état excellent (A). Est-ce à dire que dans ce type d'écosystème forestier, les caractéristiques de structures et de compositions sont mieux établies ? La connaissance de ce type d'habitat naturel est-elle meilleure ? ou bien est-il plus évident de distinguer un habitat en excellent état de conservation d'un habitat dans un état

défavorable ?

Pour les 8 autres habitats forestiers, l'indépendance des évaluations entre FSD et DOCOB est significative ; en d'autres termes, ces évaluations divergent. Ainsi, le calage méthodologique entre l'opérateur, l'animateur du site et les services de l'Etat en charge de la gestion des sites Natura 2000 devrait être accompagné systématiquement d'une doctrine claire.

A l'échelle des domaines biogéographiques, tous habitats confondus, l'évaluation fournie par les FSD et par les DOCOB converge surtout pour évaluer un état de conservation défavorable (C) (Tab. 2.6). Il est en revanche, difficile de discriminer des états favorables (B) ou excellents (A) : les résultats fournis par les FSD et les DOCOB divergent alors. Ces résultats renforcent le fait que les opérateurs ou les animateurs des sites ont rencontré des difficultés à objectiver l'état de conservation : il semble plus aisé de discerner un mauvais état de conservation que de dire quel est le bon état écologique, faute de connaissances synthétiques sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

2.4.4.3 Quelques recommandations et perspectives

Cette analyse a été possible grâce à la mise en ligne des DOCOB sur les sites internet des DREAL. Cet accès aux données sources est en effet essentiel dans le cadre d'une analyse de l'évaluation des politiques publiques environnementales et conforme à la convention d'AARHUS et de l'application de la Directive INSPIRE⁹ (Art. 127-1 à 10 du code de l'environnement).

Depuis 2010, une trentaine de sites Natura 2000 forestiers ont mis en oeuvre la méthode validée par le MNHN. Citons par exemple le site de la forêt domaniale de SAINT-ANTOINE [Hatton 10] ou bien le site du massif des MAURES [Carnino 08], dans le Parc national de PORT-CROS, dans le parc naturel régional de la CHAR-TREUSE, dans la réserve naturelle nationale de la COMBE-LAVAUX...[Carasco 13]. Le déploiement de cette méthode et son amélioration devrait permettre à terme d'évaluer l'état de conservation des habitats forestiers français avec des directives claires et précises, avec un protocole harmonisé et standard mais perfectible comme tout outil.

Il n'en reste pas moins que sur un grand nombre de documents d'objectif, les gestionnaires avouent ne pas pouvoir évaluer l'état de conservation faute de protocoles existants et/ou standardisés, ne sachant quels indicateurs utiliser [Jeanmougin 17b]. Ces indicateurs se réduisent le plus souvent à des indicateurs simples comme la surface des habitats naturels.

Notre analyse vient approfondir et enrichir les conclusions du rapport du CGEDD-CGAAER sur l'analyse du dispositif Natura 2000 en France : « *L'évaluation des*

9. La directive 2007/2/CE du Parlement européen et du Conseil du 14 mars 2007 établissant une infrastructure d'information géographique dans la Communauté européenne (INSPIRE).

résultats en termes d'état de conservation à l'échelle des sites est sans doute un des domaines où le modèle Natura 2000 à la française peut progresser. Si la mission a entendu un nombre significatif d'acteurs mettre en avant leur conviction intime sur des résultats positifs constatés, le besoin d'outils pour suivre les évolutions et les relier aux actions menées demeure prégnant. Il sera notamment difficile d'entretenir durablement la motivation des acteurs, sans leur permettre d'évaluer à leur échelle les évolutions attendues au regard des efforts consentis. »[Allag Dhuisme 15].

Points clés

L'état de conservation d'une forêt, c'est

- décrire et analyser la structure, la composition et le fonctionnement d'une forêt, dans le temps et dans l'espace ;
- pris dans une dynamique socio-écologiques ;
- bannir toutes notions à un état de référence *per se*, mais plutôt bâtir un domaine de stabilité fonction du régime de perturbation.

Les deux grandes catégories d'indicateurs forestiers des états et des usages sont

- Basées sur des critères scientifiques quantifiables dont les tendances sont interprétables,
- Basées sur des critères socio-politiques en lien avec les indicateurs de Développement Durable, entraînant un jugement de valeur
- bien inscrites dans des systèmes de suivis et d'observations pour le « *bon usage* » et tardent à l'être pour le « *bon état* » à l'échelle nationale et manquent de cadrage à l'échelle locale.

Chapitre 3

Evaluer l'état de conservation - apport de la modélisation

La végétation européenne est classiquement divisée en trois grandes zones latitudinales : Du Nord au Sud, OZENDA & BOREL (2000) ont distingué (i) la zone boréale, (ii) puis la zone némorale, comprise entre le 56° et le 43° de latitude Nord et enfin (iii) la zone méditerranéenne [Ozenda 00] (Fig. 3.0.1).

La zone némorale est de loin la plus vaste et la plus complexe selon ces mêmes auteurs. La végétation forestière est rangée dans la grande classe phytosociologique des *Quercio-Fagetea*, auquel il convient d'ajouter les classes azonales des *Alnetea* et celle des *Picetea*. Notre attention s'est concentrée sur 19 habitats naturels forestiers des 29 habitats visés à l'annexe I de la DHFF présents en France (Tab. 3.1). Ce chapitre est la synthèse de mes travaux réalisés de 2008 à 2013 au sein du LERFoB. Nous nous attacherons à analyser

- les déterminants écologiques et anthropiques,
- les liens entre la structure et les fonctions : certaines espèces végétales forestières sont-elles plus importantes que d'autres ? peut-on définir la typicité d'une flore ?
- les seuils et les scores obtenus pour qualifier les différents états de conservation.

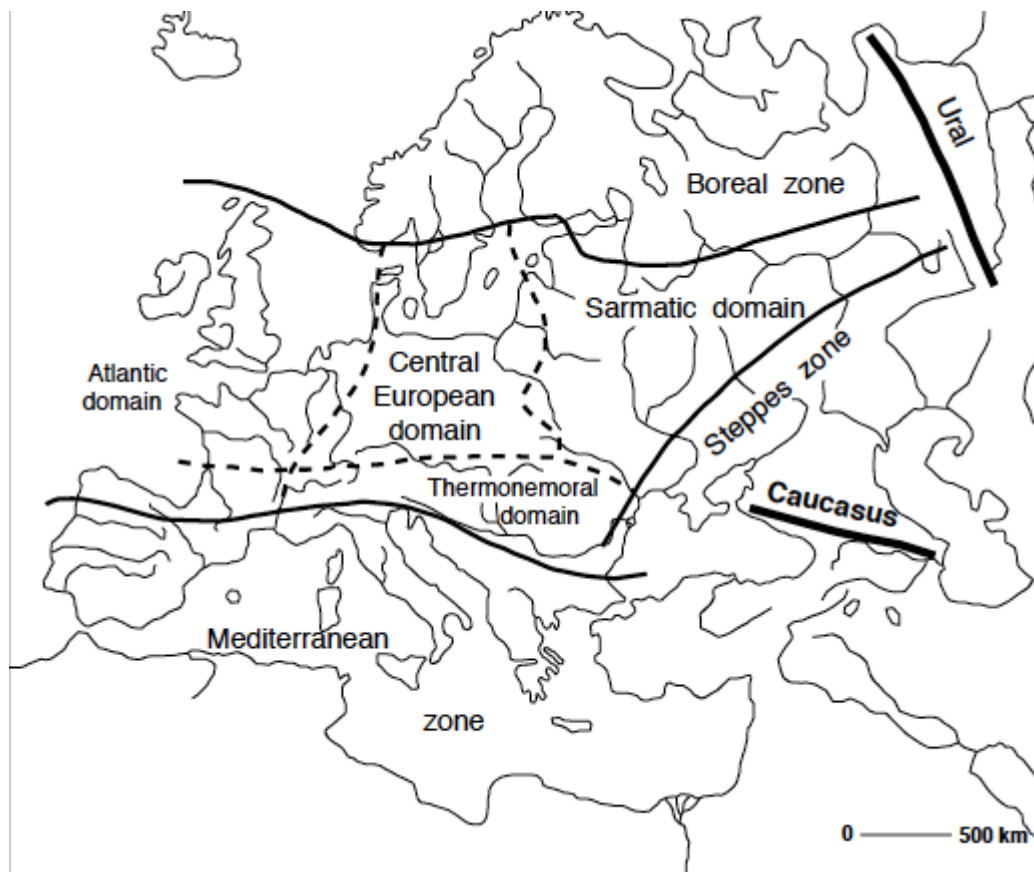


FIGURE 3.0.1 – Les grands domaines biogéographiques de l'Europe d'après [Ozenda 00]

TABLE 3.1 – Les 29 habitats naturels forestiers d'intérêt communautaire présents en France : classification phytosociologique et européenne (d'après [Rameau 97b, Gegout 09, Commission 13])

Classe	Ordre	Alliance	Code Cofre Biotope	Code EUR 28	Forêts de l'Europe tempérée	Etude HOR
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Quercetalia roboris et Fagetetea sylvaticae	Quercus robur <i>per parte</i>	41.11	9110	Hêtraies du Luzulo-Fagorum	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Fagetetea sylvaticae et Quercetalia roboris	Luzulo lucidifolii-Fagion sylvaticae et Quercion roboris	41.12	9120	Hêtraies acétophiles atlantiques à sous-bois à liex et parfois à Tous (Quercion robur-petreae ou liex-Fagion)	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Fagetetea sylvaticae	Carpinio betuli-Fagion sylvaticae et Fagion sylvaticae	41.13	9130	Hêtraies de l'Asperulo-Fagion	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Fagetetea sylvaticae	Acronio pseudoplatani	41.15	9140	Hêtraies subalpines médio-européennes à Acer et Rumeo arifolius	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Fagetetea sylvaticae	Cephalanthero rubrae-Fagion sylvaticae	41.16	9150	Hêtraies calcicoles médio-européennes du Cephalanthero-Fagion	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Fagetetea sylvaticae	Fraxino excelsioris-Quercion roboris	41.24	9160	Hêtraies pédonculées ou chénales-charmales sub-atlantiques et médio-européennes du Carpinion betuli	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Fagetetea sylvaticae	Carpinion betuli	41.26	9170	Hêtraies-charmales du Galio-Carpinatum	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Quercetalia roboris	Polysticho setiferi-Fraxion excelsioris	41.4	9180*	Forêts de pentes, éboulis ou ravins du Tilio-Acerion	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Quercetalia roboris	Nolino caeruleae-Quercion roboris	41.51	9190	Vieilles chénales acétophiles des plaines sablonneuses à Quercus robur	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Quercetalia roboris	Quercion roboris	41.53	9140	Vieilles chénales des îles Britanniques à liex et Bêchum	
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Populetalia albae	Fraxion angustifoliae	41.86	9180	Hêtraies thermophiles à Fraxion angustifolia	
Vaccinio myrtilli-Piceetea abietis et Alnetetea glutinoseae	Spagno-Betuletalia pubescentis et Alnetalia glutinoseae	Betulon pubescentis et Spagno-Alnion glutinoseae	44.A1/A2/A3/A4	9100*	Forêts alluviales à Alnus glutinosa et Fraxion excelsior (Alno-Palud. Alnion incanae, Salicion albae)	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae et Salicetea purpureae	Populetalia albae et Salicetalia albae	Alnion incanae et Salicion albae	44.2/44.3/44.13	9100*	Forêts mixtes à Quercus robur, Ulmus sp., Fraxion sp., rivières des grands fleuves (Unionion minoris)	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Populetalia albae	Alnion incanae	44.4	9110	Forêts méditerranéennes à feuilles caduques	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Fagetetea sylvaticae	Fagion sylvaticae	41.18	9220	Hêtraies des Apennins à Abies alba et hêtraies à Alnus pedunculatis	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Quercetalia roboris	Quercion robur-pyrenicae	41.65	9230	Hêtraies gallico-portugaises à Quercus robur et Quercus pyrenaica	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae et Quercetea ilicis	Quercetalia roboris et Quercetalia ilicis	Quercion robur et Quercion ilicis	41.9	9260	Forêts de Castano sativa	X
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae et Salicetea purpureae	Populetalia albae et Salicetalia albae	Populion albae et Salicion albae	44.51/44.53/44.17	9240	Forêts galéales à Salix alba et Populus alba	X
Neris-Tamaricetea	Tamaricetalia africanae	Tamaricion africanae	44.8	9200	Gaïères et fourrés riverains méridionaux (Neris-Tamaricetea et Securinegion tectoriae)	
Quercetea ilicis	Pistacio lentisci-Rhamnetalia alatern	Oleo sylvestris-Ceratonia siliquae	45.1	9320	Forêts sclérophylles méditerranéennes	
Quercetea ilicis	Quercetalia ilicis	Quercion ilicis	45.2	9330	Forêts à Olea et Ceratonia	
Quercetea ilicis	Quercetalia ilicis	Quercion ilicis	45.3	9340	Forêts à Quercus suber	
Quercetea ilicis	Quercetalia ilicis	Quercion ilicis	45.8	9380	Forêts à Quercus ilex et Quercus rotundifolia	X
		Quercion ilicis	45.8	9380	Forêts à liex aquifolium	
					Forêts de conifères des montagnes tempérées	
Vaccinio myrtilli-Piceetea abietis	Piceetalia excelsae	Alnion excelsae	42.2	9410	Forêts acétophiles à Picea des étages montagnard à alpin (Vaccinio-Piceetea)	X
Lobeliauro procumbentis-Vaccinietea microphylli	Rhododendro ferruginei-Vaccinietalia microphylli	Rhododendro ferruginei-Vaccinon myrtilli et Juniperion nanae	42.31	9420	Forêts alpines à Larix decidua et/ou Pinus cembra	X
Erica-Pinetetea sylvestris et Vaccinio-Piceetea abietis et Lobeliauro-Vaccinietea microphylli			42.42/42.41	9430(*)	Forêts montagnardes et subalpines à Pinus uncinata (*) sur substrat gypseux ou calcaire	X
Erica carnea-Pinetetea sylvestris	Junipero hemisphaericae-Pinetalia sylvestris	Junipero hemisphaericae-Pinon sylvestris	42.63	9500*	Forêts de conifères des montagnes méditerranéennes et macaronésiennes	
Quercetea ilicis	Quercetalia ilicis	Quercion ilicis	42.8	9540	Pinédes (sub-)méditerranéennes de pins noirs endémiques	
Pino sylvestris-Juniperetetea sabinae	Pino sylvestris-Juniperetalia sabinae	Juniperion thuriferae	42.62/A3/A4/A5	9560*	Pinédes méditerranéennes de pins noirs endémiques	
Quercus robur-Fagetetea sylvaticae	Quercetalia pubescenti-sessiliflorae	Carpinion orientalis	42.A7	9580*	Forêts endémiques à Juniperus spp. Bos méditerranéens à Tous buccata	

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

3.1.1 Problématique et inflexions

Le programme TEECH [Marage 12] avait pour ambition de réaliser les cartes de répartition des habitats naturels forestiers pour les 3 domaines biogéographiques que compte la France métropolitaine, soit 19 des 29 habitats génériques forestiers au sens du manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne [Commission 13]. La modélisation a été réalisée au niveau des habitats génériques, dans et en dehors des sites, définis dans le document de références sur les habitats forestiers [Gegout 09].

Face aux enjeux de conservation de la biodiversité dans les territoires, l'une des principales ambitions est de pouvoir cartographier les aires de répartition des habitats forestiers, ainsi que de suivre leur évolution au cours du temps afin de déterminer et prédire leur état de conservation sur le plan de l'occupation de l'espace. Au titre du rapportage pour l'Union européenne, il s'agit des critères « *Aire de répartition* » (EC1) et « *surface* » (EC2). A large échelle spatiale (comme c'est le cas ici ; surface de la France métropolitaine $\sim 546\,000\text{ km}^2$), cette tâche est bien souvent compliquée par le manque de données ou par la disponibilité de données inadaptées (échantillonnage inapproprié, ...) à la cartographie de l'aire de distribution des espèces et des habitats.

Depuis le milieu des années 90, l'émergence de modèles numériques et de méthodes statistiques couplées à la disponibilité croissante d'atlas et de bases de données floristiques géoréférencées, de données environnementales spatialisées et de Système d'Information Géographiques (SIG) a permis l'utilisation de la modélisation pour prédire l'aire de distribution des espèces (Guisan & Zimmermann, 2000 ; Guisan & Thuiller, 2005 ; Elith & Leathwick, 2009 ; [Franklin 10] mais aussi des communautés (Ferrier & Guisan, 2006) selon le concept de niche écologique [Hutchinson 57] (Fig. 3.1.1). On trouve ces modèles sous les noms de Species Distribution Model (ou SDM ; Guisan & Zimmermann, 2000) ou Habitat Suitability Model (ou HSM ; Hirzel & Le Lay, 2008) ou Ecological Niche Model (ou ENM ; Peterson, 2003) dans la littérature. Ils cherchent le plus souvent à prédire la probabilité de présence d'une espèce en fonction des conditions environnementales abiotiques, que l'on peut projeter aussi bien dans l'espace environnemental que géographique. Ces modèles sont dits statiques c'est-à-dire qu'ils cherchent à reproduire le déterminisme environnemental de la distribution des espèces ou des communautés à un instant t .

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

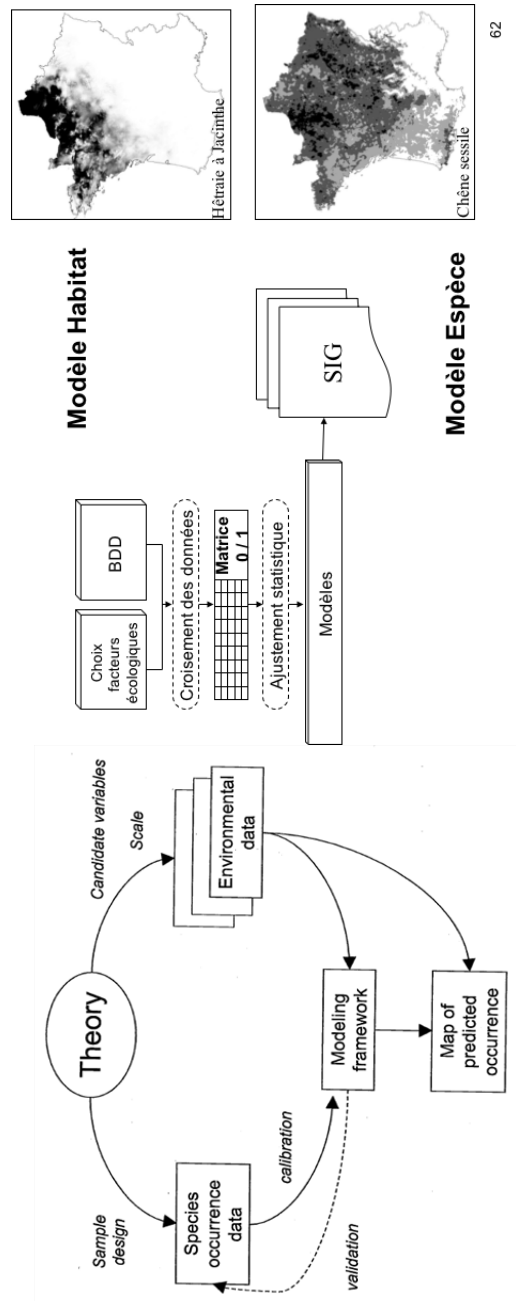


FIGURE 3.1.1 – Schéma illustrant le principe de la cartographie de l'aire de distribution des espèces à partir de la modélisation (tiré de [Franklin 10]) et sa transposition opérationnelle sous SIG [Marage 12]

3.1.2 Matériel et méthodes

3.1.2.1 Bases de données

Habitat forestier

Les données habitats utilisées proviennent de trois sources de données différentes :

- EcoPlant [Gégout 05] : une base de données phytoécologiques conçue par le LERFoB afin d'étudier les relations écologiques existant entre la distribution des espèces végétales et leur environnement sur le territoire français. Les habitats forestiers (au sens de la nomenclature EUR 27) sont renseignés pour 3857 relevés (période 1957-2008).
- Sophy [Brisse 95a] : une base de données phytosociologiques conçue par le CNRS dans le but de décrire les groupes socio-écologiques chez les végétaux. Les habitats forestiers de 3350 relevés sont renseignés (période 1924-2001). La concaténation de ces deux sources de données constitue la base de données Habitat du LERFoB (7207 relevés), qui a notamment été utilisée pour réaliser la typologie et la caractérisation phytoécologique des habitats forestiers de la France tempérée [Gégout 09].
- Conservatoire botanique : 98 relevés avec le classement habitat (au sens de la nomenclature EUR 27) nous ont été transmis par le Conservatoire botanique de FRANCHE-COMTÉ (période 1993-2008).

Au total, 7305 relevés géoréférencés possédant l'information habitat sont disponibles sur la période 1924-2008 (Fig. 3.1.2). Ces données regroupent 19 habitats génériques forestiers d'après la nomenclature EUR 28, parmi lesquels sept habitats référencent l'ensemble des habitats élémentaires les composant, répartis dans les 4 domaines biogéographiques (Tab. 3.1.2).

Pour 453 des relevés de cette base, le classement habitat n'est pas unique, c'est-à-dire que les relevés ont été rattachés à plusieurs habitats différents.

Floristiques

L'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels se fait au niveau de l'habitat générique et par région biogéographique selon l'article 17 de la DHFF. Cependant, il faut garder à l'esprit que de fortes variations écologiques peuvent être observées entre différents habitats élémentaires d'un même habitat générique défini par le manuel d'interprétation des habitats naturels [Commission 13]. Par exemple, sont rangées sous le code EUR28 9130, des hêtraies continentales collinéennes relevant du *Deschampsio cespitosae-Fagetum sylvaticae* (Rameau 1994) Boeuf 2007 et des hêtraies sapinières acidiphiles relevant du *Festuco altissimae-Abietetum albae* (Moor 1952) Hubert 1986. Ainsi, les habitats pris en compte pour définir les listes

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

TABLE 3.2 – Liste des 19 habitats naturels forestiers présents dans le jeu de données

Habitat (code EUR27)	Type climatique	Occurrence	Nombre d'habitat élémentaire	Habitat élémentaire manquant
9110	climatique	672	4/4	0
9120	climatique	1168	4/4	0
9130	climatique	2314	13/13	0
9140	climatique	67	3/3	0
9150	stationnel	387	6/9	9150-2, -7 & -9
9160	édaphique	300	3/3	0
9170	climatique	62	2/2	0
9180	stationnel	258	12/15	9180-3*, -13* & -15*
9190	édaphique	69	1/1	0
91D0	stationnel	37	3/5	91D0-1 & -1.1
91E0	édaphique	502	8/10	91E0-2* & -3*
91F0	édaphique	107	2/3	91F0-1
9230	climatique	388	3/4	9230-3
9260	climatique	293	5/7	9260-3 & -4
92A0	édaphique	123	5/9	92A0-4, -5, -8 & -9
9340	climatique	96	2/12	9340-1, -2, -3, -5, -6, -7, -8, -9, -11 & -12
9410	climatique	389	11/12	9410-9
9420	climatique	99	4/5	9420-5
9430	climatique	247	11/12	9430-6*

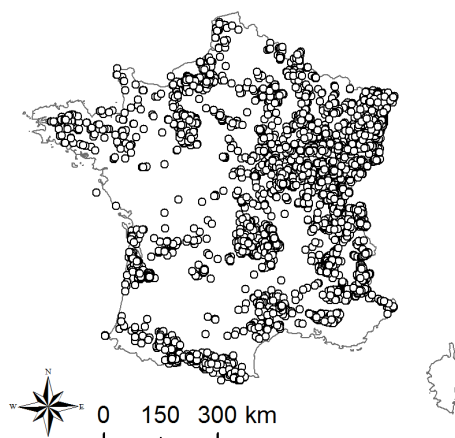


FIGURE 3.1.2 – Répartition géographique des relevés où l'information habitat est renseignée (n=7305 relevés)

d'« espèces typiques » ne seraient pertinents qu'à l'échelle de l'habitat élémentaire d'après les cahiers d'habitats forestiers. Cependant dans le cadre du rapportage au titre de l'article 17 et devant l'impossibilité de disposer de suffisamment de relevés phytosociologiques, nous avons choisi d'établir ces listes au niveau des habitats génériques.

La modélisation de l'aire de distribution potentielle des habitats naturels forestiers via l'approche indirecte par les espèces nécessite l'utilisation de bases de données floristiques afin de modéliser l'aire de distribution potentielle des espèces. Pour ce faire, 4 sources de données ont été associées et homogénéisées sur la période 1964-2008 :

- EcoPlant (Gégout et al., 2005) : 5189 relevés (période 1966-2004)
- Sophy (Brisse et al., 1995) : 34 214 relevés (période 1964-2000)
- IFN [Robert 10] : 128 611 relevés floristiques de la base de données de l'Inventaire Forestier français (période 1987-2008)
- Conservatoire botanique : 98 relevés transmis par le Conservatoire botanique de Franche-Comté (période 1993-2008 ; correspond aux mêmes relevés que la base de données habitat).

Au total, 168 112 relevés floristiques géoréférencés étaient disponibles sur la période 1964-2008. Ces relevés couvrent l'ensemble du territoire métropolitain. Ils regroupent 2144 espèces végétales dont l'occurrence excède 20 présences dans la base de données (le nombre de présences des espèces varie de 20 à 77 856).

Environnementales

Les variables environnementales abiotiques utilisées pour définir conditions environnementales favorables aux habitats forestiers (méthode directe) et espèces (méthode indirecte) ont été sélectionnées de manière à couvrir les principaux facteurs expliquant leur distribution. Ainsi, les conditions énergétiques, hydriques, d'hydromorphie et nutritionnelles ont été pris en compte dans les modèles de distribution [Bertrand 11a, Marage 09] (Tab. 3.3).

TABLE 3.3 – Variables environnementales utilisées pour modéliser la distribution spatiale des espèces et des habitats

Dimension écologique	Variable	Source
énergétique	t°C de janvier (t1)	LERFoB
	t°C période de végétation (t4a9)	
	t°C annuelles (t13)	
hydrique	précipitation de juillet (p7)	LERFoB
	précipitation période de végétation (p4a9)	
	précipitation annuelle (p13)	
	bilan hydrique de juillet (bh7)	
	bilan hydrique période de végétation (bh4a9)	
nutritionnelle	bilan hydrique annuel (bh13)	LERFoB
	pH	
	C/N	
hydromorphie	S/T	LERFoB
	engorgement temporaire (et)	
	engorgement permanent (ep)	
	engorgement total (etep)	

Les conditions énergétiques et hydriques disponibles pour le développement des espèces ont été déterminées par les températures moyennes, le cumul des précipitations et le bilan hydrique climatique annuels et de la période de croissance (défini comme la période d'avril à septembre).

Les conditions énergétiques et hydriques limitantes ont été déterminées par les températures moyennes de janvier, ainsi que les précipitations et le bilan hydrique climatique du mois de juillet. Afin d'améliorer la définition des conditions environnementales favorables au développement des espèces, les conditions énergétiques et hydriques pour un relevé floristique correspondent aux conditions climatiques moyennées sur les 5 dernières années par rapport à la date de l'observation. Les températures et précipitations sont issues de modèles spatio-temporels mensuels couvrant chaque année de la période 1960-2008 avec une résolution spatiale d'1

km². Ces modèles ont été ajustés à partir du croisement d'observations météorologiques et de variables géographiques et topographiques (R^2 validation = 0.986 [n=179183 observations] pour les températures et 0.822 [n=219630 observations] pour les précipitations) [Bertrand 11a, Bertrand 11b]. Le bilan hydrique climatique est issu de la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle calculée d'après la formule de TURC [Turc 61].

Les conditions d'hydromorphie (engorgement temporaire, permanent et total; total = temporaire + permanent) et nutritionnelles (pH, C/Net S/T) sont issues de données spatialisées calculées par bio-indication¹.

L'optimum de l'engorgement temporaire et permanent, pH, S/T et C/N de chaque espèce est déterminé à partir de ces ajustements. Les valeurs d'engorgement, de pH, S/T et C/N sont ensuite bio-indiquées sur les relevés IFN (la valeur bio-indiquée pour un relevé correspond à la moyenne des optimums d'au moins 5 des espèces présentes sur le relevé; Gégout et al., 2003). Les données spatialisées d'engorgement, de pH, S/T et C/N sont obtenues par l'interpolation de leurs valeurs bio-indiquées respectives à la résolution d'1 km².

Au total, il a été pris en compte 15 variables environnementales abiotiques réparties dans 4 importantes dimensions environnementales pour expliquer la distribution des espèces et des habitats forestiers. D'autres variables, en lien avec l'occupation du sol, ont été aussi utilisées dans un second temps (pas utilisées pour ajuster les modèles de distribution) de manière à rendre compte de l'environnement écologique particulier de certains habitats et espèces. Une cartographie potentielle des éboulis a été réalisée en identifiant les zones où les pentes étaient supérieures à 30° (résolution spatiale 50 m, agrégée ensuite à 1 km en accord avec la résolution des données environnementales). Une cartographie des zones alluviales a également été utilisée.

Enfin, le « *fond vert* » de l'IFN a été utilisé pour définir le territoire forestier et évaluer la surface potentielle de chaque habitat.

3.1.2.2 Modélisation de l'aire de distribution potentielle des habitats naturels forestiers

L'échantillonnage des bases de données floristique et habitat

Quelque soit l'approche utilisée, directe ou indirecte, l'échantillonnage des bases de données est primordial pour ajuster des modèles de distribution robustes et non-biaisés (Fig. 3.1.3). Cet échantillonnage a pour but de (i) réduire le sur-

1. <http://www.ifn.fr/spip/spip.php?rubrique182&rub=cat> pour un descriptif détaillé de la démarche pour la variable pH : ajustement de la niche écologique des plantes pour chacun de ces gradients à partir des relevés EcoPlant combinant des données de présence/absence des espèces et des mesures des variables édaphiques et d'hydromorphie (Gégout et al., 2003)

échantillonnage des conditions environnementales et des domaines géographiques qui pourrait fausser la relation entre espèce-environnement ou habitat-environnement, (ii) limiter l'autocorrélation spatiale qui pourrait biaiser l'ajustement des modèles et (iii) équilibrer la gamme de variation environnementale des présences et absences de l'espèce. Pour ce faire, un échantillonnage indépendant est réalisé pour chaque espèce (à partir de la BD floristique) et habitat (à partir de la BD Habitat) de la manière suivante :

- Croisement de la répartition des relevés avec une grille d'1 km de résolution (en accord avec la résolution des variables environnementales).
- Séparation des relevés de présence et d'absence. L'échantillonnage est mené séparément sur chacun de ces sous-jeux de données. Les relevés uniques dans une maille sont sélectionnés et conservés. Les autres sont comparés entre eux à l'intérieur de chaque maille en confrontant les conditions climatiques des relevés (températures moyennes et cumul des précipitations annuelles). Les différences de conditions climatiques observées entre les relevés d'une même maille proviennent de la date d'observation. Deux relevés d'une même maille sont sélectionnés si la différence de température moyenne annuelle excède 0.25°C. Si les relevés n'ont pas pu être départagés alors les relevés ayant une différence de 20 mm de précipitations sont conservés. Si à nouveau les relevés n'ont pas pu être départagés alors un relevé est conservé par tirage aléatoire.

Estimation des conditions environnementales favorables

La cartographie des habitats est réalisée par modélisation de leur distribution à partir de variables environnementales [Araujo 11, Marage 09]. Cette approche est basée sur la théorie de la niche écologique, soit sur le fait qu'une espèce ou un ensemble d'espèces requiert des conditions écologiques particulières pour se développer et être associées in situ [Hutchinson 57]. Pour ce faire, un modèle non-paramétrique a été utilisé : Generalized Additive model (GAM; [Hastie 90]). Ce type de modèle mathématique est très utilisé pour l'ajustement de modèles de distribution [Yee 91]. Ce modèle a été préféré à d'autres (tels que MAXENT, méthode consensus, arbre de régression, réseau de neurones, modèle linéaire généralisé, ...) car :

- il est assez souple au niveau des courbes de réponses modélisées, évitant ainsi la définition arbitraire de fonction mathématique parfois inadaptée [Oksanen 02],
- il utilise des données de présences et d'absences qui rendent la cartographie actuelle de la distribution des habitats plus précise,
- il est simple et robuste, comparé à des méthodes toujours plus complexes, s'apparentant pour certaines à des boîtes noires difficilement interprétables sur le plan des relations espèce-environnement ou habitat-environnement.

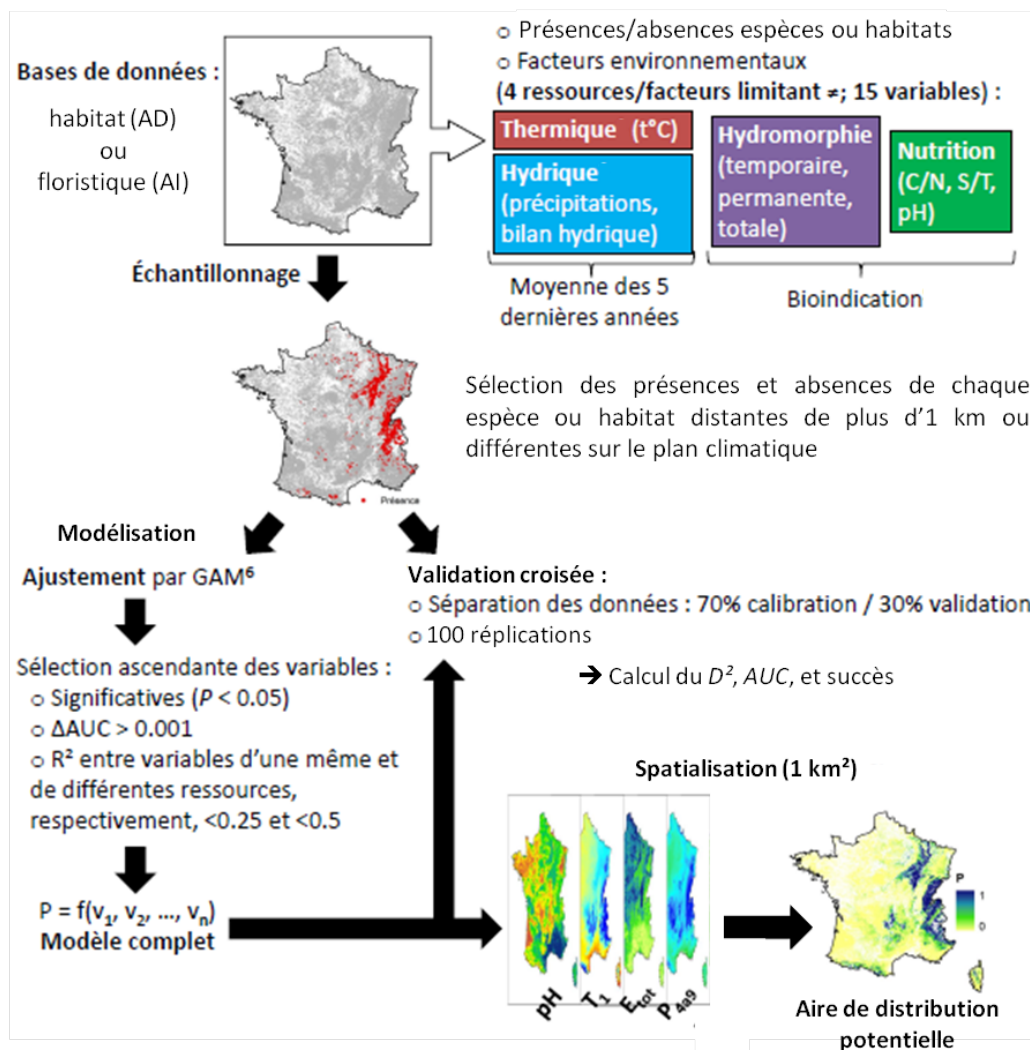


FIGURE 3.1.3 – Protocole d’ajustement, validation et spatialisation des modèles de distribution des espèces et des habitats

Le modèle définit un gradient de probabilités de présence de l'habitat ou des espèces en fonction des variables environnementales retenues. Le grand nombre d'habitats et d'espèces à étudier n'est pas propice à la construction de modèle au cas par cas. A la place, les variables environnementales sont sélectionnées de manière automatique à partir d'un algorithme de sélection pas-à-pas, basé sur deux critères importants : apport d'une information significative et non redondante (Fig. 3.1.3) [Bertrand 11a]. En premier lieu chaque variable environnementale a été testée indépendamment des autres dans un modèle GAM univarié liant la présence/absence des habitats ou espèces aux facteurs environnementaux (Tab. 3.3). L'effet de chaque variable est testé de manière indépendante dans un modèle GAM univarié. La première variable sélectionnée correspond à celle :

- (i) dont l'effet est significativement différent du modèle null (comparaison réalisée par analyse de déviance. La déviance d'un modèle est une généralisation de la somme des carrés des écarts ou des résidus utilisée dans le cas de la régression linéaire. Sa valeur est dérivée de la fonction de vraisemblance :

(L) (déviance = $-2 \times \ln(L)$ - [Hastie 90])

Plus la valeur de la déviance est importante plus le modèle s'éloigne de l'ajustement parfait et moins les variables sélectionnées expliquent la distribution des espèces ou des habitats. Lorsque la probabilité critique du test est inférieure à 1%, nous considérons que la variable explique significativement la présence/absence de l'espèce ou de l'habitat (c'est-à-dire que l'information qu'apporte la variable explique la distribution de l'espèce ou de l'habitat plus qu'un phénomène aléatoire) ; Hastie & Tibshirani, 1990) et

- (ii) qui a la meilleure performance prédictive (valeur maximale d'AUC).

La performance prédictive d'une variable est estimée à partir de la valeur de l'AUC correspondant à l'aire sous la courbe (ROC) et quantifiant la qualité de la séparation des présences et absences de l'espèce par le modèle (varie de 0.5 pour une différenciation aléatoire, à 1 pour une différenciation parfaite) [Manel 01].

Chacune des variables environnementales restantes est tour à tour associée à la variable déjà sélectionnée dans un nouveau modèle de distribution. Une nouvelle variable est sélectionnée si (i) elle contribue à expliquer une part supplémentaire et significative de la déviance du modèle (le modèle intégrant la nouvelle variable est comparée au modèle sans cette variable par analyse de déviance ; la variable est considérée comme significative si la probabilité critique du test inférieure au seuil de 1% ; Hastie & Tibshirani, 1990), (ii) elle améliore la performance prédictive du modèle (différence d'AUC avec le modèle sans la nouvelle variable > 0.005), et (iii) elle n'est pas fortement corrélée à une variable déjà sélectionnée ($R^2 < 0.25$ et 0.5 respectivement pour des variables appartenant et n'appartenant pas à la

même dimension écologique ; Tab. 3.3). Ces restrictions évitent la redondance et la corrélation entre variables explicatives qui peut nuire à la qualité et la performance des modèles. Dans le cas où plusieurs variables répondent à ces critères, nous conservons la variable améliorant le plus la performance du modèle de distribution (c'est-à-dire qui maximise la valeur de l'AUC).

L'étape 2 est répétée jusqu'à ce que plus aucune variable environnementale ne réponde positivement à la totalité des critères de sélections.

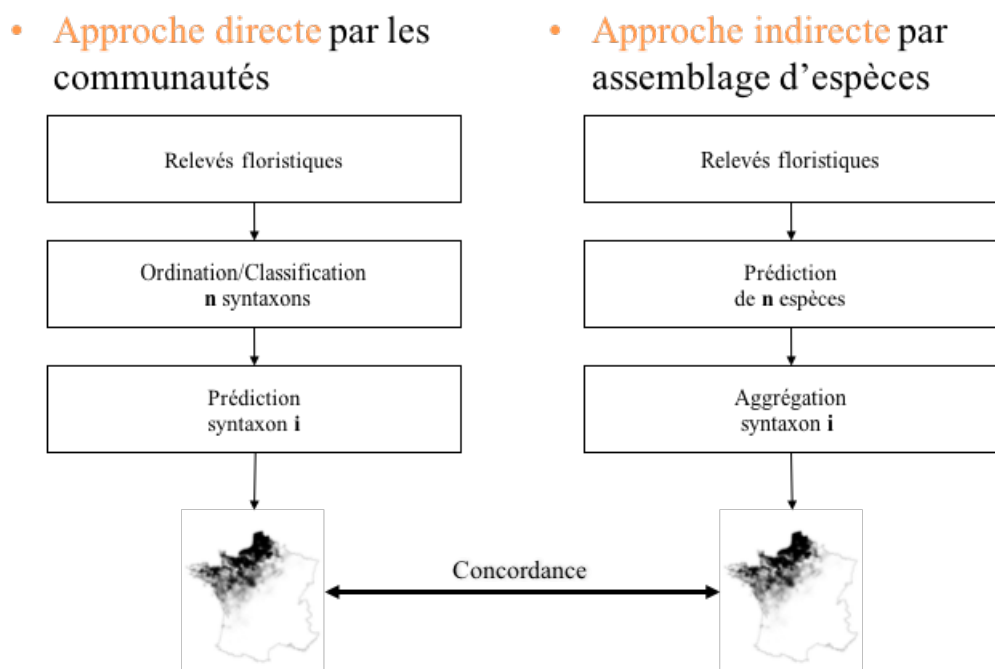


FIGURE 3.1.4 – Modélisation de la distribution des habitats forestiers par approche directe ou indirecte

Modélisation par l'approche directe

Cette approche est l'une des plus couramment utilisée pour prédire la distribution des habitats (voir par exemple [Marage 09]). Les données de présence/absence de chaque habitat sont échantillonnées d'après la méthode décrite supra. Seules les données observées sur la période 1964-2008 sont utilisées en accord avec la période couverte par les données environnementales (n=6861 relevés). Ensuite, le déterminisme environnemental de la distribution des habitats est recherché à partir de la méthode décrite *supra*.

Au total les conditions environnementales favorables de 19 habitats dont l'occurrence varie de 19 (pour l'habitat 91D0) à 1524 (pour l'habitat 9130) ont pu être

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

modélisées (Tab. 3.4). L'ensemble de la méthodologie est décrite à la figure 3.1.4.

TABLE 3.4 – Occurrence des habitats et nombre de relevés (n) après échantillonnage

Habitat (EUR27)	Occurrence	n
9110	389	4460
9120	689	4489
9130	1524	4614
9140	51	4388
9150	240	4401
9160	215	4430
9170	50	4389
9180	182	4399
9190	60	4393
91D0	19	4385
91E0	408	4449
91F0	66	4387
9230	300	4386
9260	211	4391
92A0	88	4379
9340	49	4381
9410	233	4412
9420	36	4392
9430	128	4397

Modélisation par l'approche indirecte

L'approche indirecte nécessite dans un premier temps la modélisation de la distribution des espèces composant les communautés. De la même manière que ce qui a été utilisé pour l'approche directe mais cette fois à l'échelle de l'espèce.

Les données de présence/absence de chaque espèce sont échantillonnées à partir des 168 112 relevés disponibles d'après la méthode décrite supra. Le déterminisme environnemental de la distribution des espèces est recherché à partir de la méthode décrite supra, et le modèle de distribution de chaque espèce dont l'occurrence dans les données échantillonnées excède 20 présences² a été ajusté.

2. Ce seuil est ici fixé de manière arbitraire. Il a toutefois un sens en terme écologique et statistique. Il permet d'éliminer les espèces dites rares ou les espèces dont les données ne sont pas assez complètes pour être représentative de leur distribution. Ce seuil permet aussi de diminuer l'incertitude de l'ajustement des modèles (Coudun & Gégout, 2006).

Au total, la niche écologique de 1856 espèces ou sous-espèces végétales a été modélisée.

L'ensemble de la méthodologie utilisée pour modéliser la distribution des espèces est synthétisé à la figure 3.1.4. Le passage de la distribution des espèces à celle des habitats nécessite leur reconstitution *a posteriori*. Pour ce faire, nous avons utilisé une méthode de classement automatique basée sur les forêts aléatoires d'arbres de classification (Breiman Random Forest ; [Breiman 01]). Cette méthode a pour but de différencier les assemblages d'espèces propres à chaque habitat en tenant compte des interactions entre espèces. L'algorithme d'apprentissage de la classification BRF est basé sur une procédure bootstrap, soit la calibration d'une collection d'arbres de régression à partir de la sélection aléatoire d'un nombre fixe de variables explicatives (dans ce cas les espèces) et de l'échantillonnage aléatoire avec remplacement de n relevés (n correspondant au nombre de relevés présents dans le jeu de données de calibration). La calibration de chaque arbre de classification consiste en la recherche de groupe d'espèces permettant de différencier les habitats par scission répétée des données dont la position du nœud est déterminée par les espèces selon une règle simple. A chaque nœud, les données sont partagées en deux groupes aussi homogènes que possible sur le plan d'une ou des espèces. La longueur des arbres est contrôlée par des fonctions d'élagages qui suppriment de manière récursive les nœuds qui contribuent peu à différencier les habitats. La calibration d'un arbre est particulièrement sensible aux modifications du jeu de données utilisées. La collection d'arbres obtenue par le modèle BRF permet de stabiliser cet ajustement.

Dans un premier temps, une première classification a été menée à partir (i) des données de présence/absence des espèces (observations in situ) dont les modèles avaient les meilleures performances prédictives ($AUC \geq 0.75$) et (ii) des données environnementales spécifiques à certains habitats (pente supérieure à 30° pour les habitats forestiers observés dans les éboulis et zone alluviale pour les forêts alluviales). La calibration de cette classification a été menée sur l'ensemble des relevés disponibles dans la base de données Habitat ($n=7305$ relevés). Dans ce cas, l'ensemble des données a été conservé pour que l'ensemble des compositions d'espèces des habitats soit pris en compte.

De plus, il n'est pas nécessaire ici de travailler sur la période 1964-2008 puisque les données environnementales ne sont pas prises en compte dans la classification. Cette classification a pour but de déterminer les 200 espèces les plus importantes pour classer les habitats. Cette sélection permet notamment de réduire l'effet du bruit et de l'incertitude que peut générer l'utilisation d'un grand nombre d'espèces dans le classement des assemblages d'espèces en habitats. Les 10 espèces contribuant le plus à la caractérisation floristique des habitats sont sélectionnées. Ces espèces ne peuvent pas être considérées comme des espèces caractéristiques

car parmi elles figurent des espèces qui sont absentes de l'habitat. Ces espèces caractérisent les habitats par leur absence. La liste est complétée par les espèces non-sélectionnées mais qui ont un rôle important pour différencier les habitats entre eux. Dans un second temps, une nouvelle classification a été menée à partir de ces 200 espèces et des variables environnementales utilisées précédemment. Cependant dans ce cas, l'ajustement est mené à partir des données de probabilité de présence des espèces extraites des modèles de distribution préalablement ajustés à l'emplacement des 7305 relevés couplant les informations floristique et habitats. La classification réalisée permet de calculer une probabilité de classement des habitats à partir de la combinaison des probabilités de présence des espèces déterminées en chaque point de l'espace (valeur comparable à la probabilité de présence calculée à partir des modèles de distribution utilisés dans l'approche directe).

Validation

Une validation croisée a été utilisée pour évaluer la qualité et la performance prédictive des modèles de distribution et de la classification. Pour ce faire, le jeu de données est scindé en deux de manière aléatoire : un jeu de données de calibration (deux tiers du jeu de données initiale) et un autre de validation (les données restantes). Le jeu de calibration est utilisé pour ajuster le modèle à partir des variables préalablement sélectionnées ou calibrer la classification.

Le jeu de validation (indépendant au jeu de données de calibration) est lui utilisé pour calculer la qualité de l'ajustement. Elle est déterminée par le pourcentage de déviance du modèle expliquée par les variables environnementales (nommé D^2 , équivalent au coefficient de détermination pour un modèle linéaire ; Hastie & Tibshirani, 1990) :

$D^2 = 100 \times (\text{déviance du modèle null} - \text{déviance du modèle testé}) / \text{déviance du modèle null avec déviance} = -2 \times \ln(L)$

L représente la vraisemblance du modèle, c'est-à-dire la probabilité d'observer les présences et les absences d'une espèce sur un échantillon à partir du modèle (plus cette valeur est importante plus l'ajustement du modèle est de bonne qualité) ;

n correspond au nombre total d'observations ;

y_i correspond à l'état de l'espèce à la i ème observation (codé 1 et 0 lorsqu'elle est respectivement présente et absente) ;

et p_i est la probabilité de présence définie par le modèle conditionnelle aux valeurs environnementales rencontrées à la i ème observation.

Cette statistique n'est calculée que pour les modèles de distribution des espèces et habitats. La puissance prédictive est estimée à partir de la valeur d'Area Under the Curve(), le succès global des prédictions (S, défini comme le pourcentage de présences et absences d'une espèce ou d'un habitat dans un échantillon bien prédites par le modèle), la sensibilité (S_n , défini comme le pourcentage de présences

d'une espèce ou d'un habitat bien prédites par le modèle), et la spécificité (Sp , défini comme le pourcentage d'absences d'une espèce ou d'un habitat bien prédite par le modèle) [Manel 99].

Ces valeurs statistiques peuvent être confrontées entre modèles et méthodes car les modèles ont été ajustés à partir de données couvrant la même emprise géographique (Lobo et al., 2008). Cette méthode est répétée 500 fois par ré-échantillonnages successifs afin d'avoir une estimation robuste de la qualité de l'ajustement et de la performance du modèle.

3.1.2.3 Cartographie de la distribution des espèces et des habitats

La probabilité de présence des espèces et des habitats ou de classement des habitats (dans le cas de l'approche indirecte) est prédite puis projetée à l'échelle de la France à une résolution d'1 km quelque soit l'occupation du sol connue.

L'aire de distribution potentielle des habitats (c'est-à-dire l'aire pour laquelle l'habitat a le plus de chance d'être observé) est déterminée par conversion de la probabilité de présence ou de classement des habitats en présence/absence. Cette conversion est réalisée à partir du seuil qui maximise les prédictions correctes des présences et des absences. Le seuil correspond à la valeur de probabilité de présence qui maximise la distance entre le taux de présences bien prédites et le taux d'absences mal prédites de l'habitat (c'est-à-dire $\max(Sn - (1-Sp))$).

Le fond vert de l'IFN est ensuite utilisé comme masque géographique afin de prédire la présence/absence des habitats sur les seuls espace en l'état boisé. La surface potentiellement occupée par les habitats est calculée par multiplication de l'aire de distribution potentielle des habitats (codée 0 pour absence et 1 pour présence) et de la surface forestière (calculée d'après le fond vert IFN ; précision 250 m², c'est-à-dire la résolution du fond vert).

Afin de déterminer l'intervalle de la surface potentiellement occupée par les habitats, les cartes et calculs ont été réalisés à partir de deux autres seuils de probabilité :

- Le seuil maximisant le taux d'absences bien prédites de l'habitat qui permet de délimiter l'aire de distribution potentielle minimale de l'habitat.
- Le seuil maximisant le taux de présences bien prédites de l'habitat qui permet de délimiter l'aire de distribution potentielle maximale de l'habitat.

Pour le rapportage au titre de l'article 17, l'ensemble des cartes réalisées à une résolution d'1 km a été agrégé pour chaque maille de la grille européenne LAEA de résolution 10×10 km (Fig. 3.1.5) :

- la valeur moyenne et l'écart-type de la probabilité de présence ou de classement des habitats a été calculée et affectée à chaque maille de la grille LAEA (valeur variant de 0 à 1).

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

- la somme de la surface potentiellement occupée par les habitats a été calculée et affectée à chaque maille de la grille LAEA (valeur variant de 0 à 100 km²).

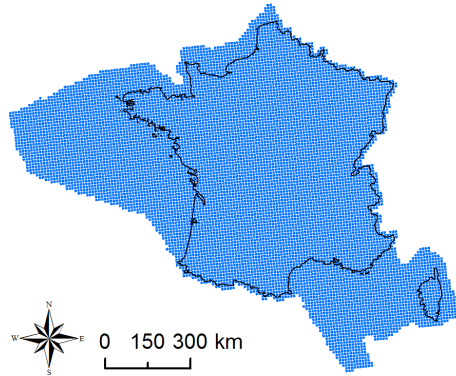


FIGURE 3.1.5 – Etendue de la partie française de la grille européenne LAEA utilisée pour l'évaluation Natura 2000

La distribution ainsi que l'estimation surfacique prédite sont potentielles. Il n'est donc pas aberrant de prédire un habitat ou une espèce en-dehors de son domaine biogéographique connu. En effet, le déterminisme de la distribution des espèces et des habitats n'est pas seulement environnemental, l'historique de gestion [Peterken 84, Hermy 99] et la migration des espèces [Bertrand 11b, Clark 01b, Lenoir 08, Lenoir 10, Marage 10a], l'interaction entre celles-ci, et l'effet de perturbations sont autant de facteurs qui participent à définition de leur distribution [Bertrand 11a].

3.1.3 Résultats et discussions

3.1.3.1 Approche directe par les communautés

Tous les habitats ont un déterminisme environnemental expliquant significativement leur occurrence (Tab. 3.5). L'environnement explique en moyenne 36.5% (écart-type=16.9%) de la distribution des habitats. Cette valeur est relativement élevée, ce qui montre l'importance de l'environnement dans le déterminisme de la distribution des habitats forestiers et donc du développement des espèces les composant. La performance prédictive des modèles est jugée excellente comme le prouve les fortes valeurs d'AUC (moyenne=0.911 ; écart-type=0.068) et de succès de prédictions (moyenne=85% ; écart-type=9.4). La performance du modèle excède la valeur d'AUC de 0.9 pour 13 des habitats. Cela signifie que les modèles sont capables de distinguer la présence ou non de l'habitat entre deux observations tirées aléatoirement avec une certitude excédant une probabilité de 0.9 [Pearce 00].

TABLE 3.5 – Description, qualité de l'ajustement et performance des modèles de distribution des 19 habitats forestiers par l'approche directe. Sont présentés dans le tableau la contribution des variables explicatives dans le modèle (D^2 exprimé en %), la significativité du modèle (probabilité critique de la comparaison de déviance entre le modèle nul ou aléatoire et le modèle complet), la performance prédictive du modèle (valeur comprise entre 0.5 et 1 ; AUC) et le pourcentage d'observations bien prédites (succès) estimées à partir de la validation croisée des modèles. P : probabilité de présence.

Habitat (EUR27)	Formule	Qualité de l'ajustement		Performance du modèle	
		D2 (%)	Significativité	AUC	Succès (S; %)
9110	P~ph+t1+p7+et	26,8	P<0.00001	0,863	79,6
9120	P~ph+bh7+t4a9+epet	26,9	P<0.00001	0,856	76,6
9130	P~bh7+cn+t4a9+ep+et	20,9	P<0.00001	0,794	69,3
9140	P~bh4a9+t4a9+et	42,0	P<0.001	0,962	91,9
9150	P~ph+epet+t13+bh7	42,8	P<0.00001	0,936	87,2
9160	P~t1+et+st+ep	24,2	P<0.001	0,871	75,2
9170	P~t4a9+bh4a9+et+ep+cn	31,2	P<0.00001	0,941	93,8
9180	P~et+bh7+cn+t1+ep	15,8	P<0.00001	0,816	76,7
9190	P~et+ph	25,0	P<0.001	0,908	78,6
91D0	P~st+p7	24,5	P<0.05	0,940	91,8
91E0	P~ep+t1+cn+et	13,5	P<0.00001	0,757	67,6
91F0	P~ep+bh13+t1+cn+et	31,5	P<0.001	0,928	88,0
9230	P~t1+p13+ph+et+ep	47,1	P<0.00001	0,945	87,7
9260	P~p13+et+t1+st	37,7	P<0.00001	0,922	82,7
92A0	P~bh7+st+t4a9+et	81,5	P<0.00001	0,999	99,6
9340	P~t13+et+bh7+ph	61,5	P<0.01	0,991	96,8
9410	P~t4a9+cn+ep+et+bh13	37,9	P<0.001	0,930	84,4
9420	P~t1+p7+st+et	50,0	P<0.001	0,984	97,1
9430	P~et+ph+t13+ep+p4a9	52,7	P<0.00001	0,970	90,4
Moyenne		36,5	P<0.00001	0,911	85,0

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

Le déterminisme environnemental des habitats est assez bien réparti entre les dimensions environnementales. L'hydromorphie et la capacité nutritionnelle ou toxicité des sols sont les dimensions écologiques les plus représentées dans les modèles (présentes chez 18 des 19 habitats). La dimension nutritionnelle est principalement portée par le gradient d'acidité et du niveau d'azote (significatif pour 7 et 6 habitats, respectivement). La dimension énergétique est significative pour 17 habitats avec une forte contribution de la température de janvier (facteur limitant ; 8 habitats sont concernés) et une contribution plus faible de la température de végétation (facteur de croissance ; 6 habitats sont concernés). La dimension hydrique explique la distribution de 16 habitats pour lesquels on observe une forte contribution de la disponibilité en eau du mois de juillet (facteur limitant ; 9 habitats sont concernés). La totalité des dimensions environnementales se retrouvent associée dans les modèles chez 14 habitats démontrant la pertinence des facteurs utilisés. Les dimensions énergétique et hydrique interviennent souvent comme premier facteur discriminant.

Le déterminisme environnemental de la distribution des habitats forestiers semble tout à fait pertinent sur le plan écologique. Par exemple, l'engorgement permanent est la première variable discriminante des deux habitats alluviaux (91E0 et 91F0), ce qui traduit l'aptitude des espèces en place à tolérer la saturation en eau des sols (c'est-à-dire la principale particularité environnementale des zones alluviales). De plus, les dimensions énergétiques et hydriques sont les premières variables discriminantes dans les modèles des habitats présents principalement dans les régions alpines ou méditerranéennes (cas du 9140, 9260, 92A0, 9340, 9410, et 9420), ce qui traduit les limites climatiques propres à ces deux domaines biogéographiques.

Il n'en reste pas moins que ces variables expliquent seulement 20,9% et 26,9% respectivement pour les hêtraies neutrophiles continentales et atlantiques (9130) et les hêtraies atlantiques à Houx (9120), habitats très répandus sur notre territoire national. C'est que d'autres facteurs expliquent le déterminisme de leur répartition, à commencer par les actions anthropiques anciennes [Thomas 97, Decocq 02, Dupouey 02b, Wesche 6, Lindbladh 08].

3.1.3.2 Approche indirecte par les espèces

Modélisation de la distribution des espèces

Au total, la distribution de 1666 espèces ou sous-espèces végétales (sur les 1856 disponibles dans la base de données floristique) est déterminée par au moins une variable environnementale. Ces espèces ou sous-espèces sont composées de 129 arbres, 292 arbustes, 1202 herbacées et 43 ptéridophytes. Le déterminisme environnemental explique en moyenne 25.1% de la distribution des espèces (écart-type = 12.7%) (Fig. 3.1.6). 1416, 1348, 1334 et 1261 des espèces sont sensibles, respecti-

vement, aux conditions nutritionnelles, aux conditions thermiques, à l'engorgement et aux conditions hydriques. Seulement 56 espèces sont uniquement sensibles au climat. Occupant majoritairement les premières places dans les modèles, les variables nutritionnelles expliquent une grande part de la distribution des espèces (1094 espèces les intègrent aux deux premières positions). Si le climat occupe une dimension importante de la niche écologique des espèces, les conditions nutritionnelles ainsi que l'engorgement la régulent fortement. Les distributions de 750 espèces sont déterminées simultanément par les 4 dimensions environnementales. La performance prédictive des modèles est bonne comme le prouvent les fortes valeurs d'AUC (moyenne=0.898 ; écart-type=0.073) (Fig. 3.1.7).

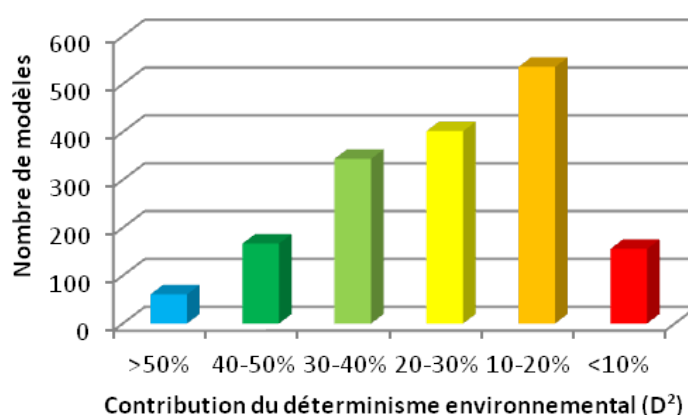


FIGURE 3.1.6 – Répartition du niveau de contribution du déterminisme environnemental dans les modèles de distributions des espèces (n=1666 espèces)

Classement habitat à partir des espèces

Les présences et absences observées in situ de 1598 espèces (pour lesquelles les modèles ont les meilleures performances, AUC = 0.75) ont été utilisées pour définir les 200 espèces les plus importantes pour différencier et classer les habitats.

Les espèces sélectionnées sont composées de 41 arbres, 42 arbustes, 108 herbacées et 9 ptéridophytes. Une nouvelle classification des habitats a été réalisée à partir de la probabilité de présence de chacune des espèces sélectionnées afin de pouvoir prédire leur distribution à l'échelle de la France métropolitaine. La qualité globale du classement des habitats à partir des prédictions de la distribution des espèces est excellente comme le prouvent les fortes valeurs d'AUC (moyenne=0.955 ; écart-type=0.036), du succès de classement (moyenne=91.9% ; écart-type=6), du succès

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

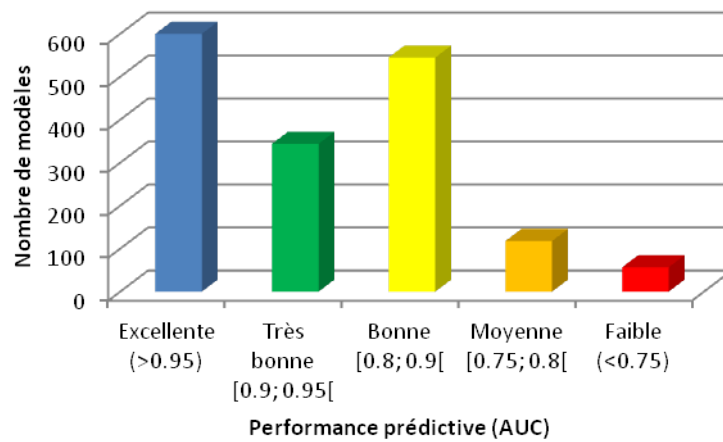


FIGURE 3.1.7 – Répartition du niveau de performance prédictive des modèles de distribution des espèces (n=1666 espèces)

de classement des présences de l'habitat (moyenne=91.4% ; écart-type=5.4) et du succès de classement des absences de l'habitat (moyenne=91.6% ; écart-type=6.6). La performance du modèle excède la valeur d'AUC de 0.9 pour 17 des habitats. Cela signifie que la méthode de classement de ces habitats est capable de distinguer la présence ou non de chaque habitat entre deux observations tirées aléatoirement avec une certitude excédant une probabilité de 0.9 (Pearce & Ferrier, 2000).

3.1.3.3 Quelle approche conservée ?

Plusieurs éléments tendent à démontrer que l'approche indirecte de prédiction de la distribution des habitats par les espèces est meilleure que l'approche directe car :

- Elle augmente la capacité de discrimination des absences et des présences de l'habitat dans les prédictions (+0.044 en moyenne sur la valeur d'AUC ; écart-type = 0.06) (Fig. 3.1.8). Seuls trois habitats ont une capacité de discrimination inférieure à la méthode directe : il s'agit des hêtraies subalpines (9140), les chênaie à Molinie (9190) et les forêts alpines à Mélèze et Pin cembro (9420). Par exemple pour les chênaies à molinie, cette incertitude provient d'une sous-estimation des présences prédites. Pour ces trois habitats, les espèces sélectionnées pour les caractériser ne sont peut-être pas les plus adéquates et/ou que les prédictions de leur modèle de distribution soient plus incertaines. Ce sont trois habitats pour lesquels les contraintes environnementales sont très fortes (hydromorphie excessive, enneigement, gel prolongé).

TABLE 3.6 – Performance prédictive de la classification des 19 habitats génériques forestiers à partir de la flore. Sont présentés la performance prédictive de la méthode estimée par l'AUC (valeur comprise entre 0.5 et 1), le pourcentage d'observations bien classées (succès), le pourcentage de présences (sensibilité) et d'absences (spécificité) de l'habitat correctement classées. L'ensemble de indicateurs est estimé par validation croisée

Habitat (EUR27)	Performance prédictive				
	AUC	Succès (S; %)	Sensibilité (Sn ; %)	Spécificité (Sp ; %)	Performance
9110	0,949	87,0	89,4	86,8	Excellente
9120	0,915	81,8	89,8	80,3	Excellente
9130	0,883	79,4	86,8	76,1	Bonne
9140	0,960	95,1	89,1	95,2	Excellente
9150	0,971	93,3	91,6	93,4	Excellente
9160	0,930	82,6	91,2	82,2	Excellente
9170	0,965	96,5	90,5	96,6	Excellente
9180	0,960	91,1	87,5	91,3	Excellente
9190	0,864	87,9	75,6	88,0	Bonne
91D0	0,987	98,2	92,6	98,2	Excellente
91E0	0,967	91,6	92,1	91,6	Excellente
91F0	0,990	96,7	98,4	96,7	Excellente
9230	0,986	94,6	97,3	94,4	Excellente
9260	0,938	87,6	92,7	87,4	Excellente
92A0	1,000	99,4	99,9	99,4	Excellente
9340	0,991	97,6	98,8	97,6	Excellente
9410	0,962	91,1	91,5	91,1	Excellente
9420	0,953	97,9	88,1	98,0	Excellente
9430	0,977	95,8	94,1	95,9	Excellente
moyenne	0,955	91,9	91,4	91,6	Excellente

- A l'inverse l'augmentation la plus importante de la capacité de discrimination est observée pour les aulnaies alluviales (91E0) et les érablaies de ravin (9180), deux habitats que l'on trouve exclusivement dans des conditions particulières (éboulis pour l'habitat 9180 et zones alluviales pour l'habitat 91E0). Cela provient à la fois de la prise en compte dans la classification de la distribution potentielle des éboulis et des zones alluviales, mais aussi de modèles de distribution d'espèces de meilleure qualité du fait de conditions environnementales particulières (lorsque l'on ne prend pas en compte la distribution des éboulis et des zones alluviales, ces deux habitats profitent toujours le plus de cette approche). Elle augmente le pourcentage de succès de classement (Fig. 3.1.8) : +6.9 points en moyenne sur les présences et absences de l'habitat (S ; écart-type=5.5), +7.9 points en moyenne sur les seules présences de l'habitat (S_n ; écart-type=7) et +6.9 points en moyenne sur les seules absences de l'habitat (S_p ; écart-type=5.6).
- D'un point de vue conceptuel, l'approche indirecte semble plus adaptée car il est peu probable que les communautés végétales migrent en une seule et même entité [Hobbs 06, Williams 07, Bertrand 11b]. En effet, il a été prouvé que les communautés végétales ne peuvent pas (dans la plupart des cas) suivre les changements environnementaux du fait de la différence de déterminisme environnemental entre espèces (variation de tolérance et résistance des espèces aux changements environnementaux) et de la différence de capacité migratoire (variation interspécifique de la durée de vie et de la distance de dispersion des graines). Dans ces conditions, les communautés végétales ont une plus grande probabilité d'être remaniées que de se déplacer en une seule et même entité.

Cependant, une des principales écueils de l'approche indirecte réside dans l'absence de prise en compte des interactions entre espèces [Ferrier 02, Ferrier 06, Marage 09, Soberon 07]. Bien que la méthode de classification utilisée ici ne permette pas d'identifier la nature des interactions entre les espèces, celle-ci a été choisie de manière à ce que les interactions biotiques soient prises en compte. L'approche indirecte de prédiction de la distribution des habitats par les espèces permet de limiter quelques incertitudes. En effet, les espèces composant les habitats sont identifiées en amont (en croisant classement habitat et composition floristique), et l'information habitat n'est ensuite plus nécessaire pour modéliser et cartographier la distribution des habitats. Cela permet d'utiliser des bases de données plus conséquentes telles que la base de données IFN. L'occurrence des espèces dans la base et la représentativité spatiale de celle-ci permettent d'augmenter la précision des prédictions et de modéliser de manière plus robuste la distribution des habitats pour lesquelles nous n'avons que peu de données à disposition (sous réserve que les espèces utilisées dans l'approche indirecte soit caractéristique des

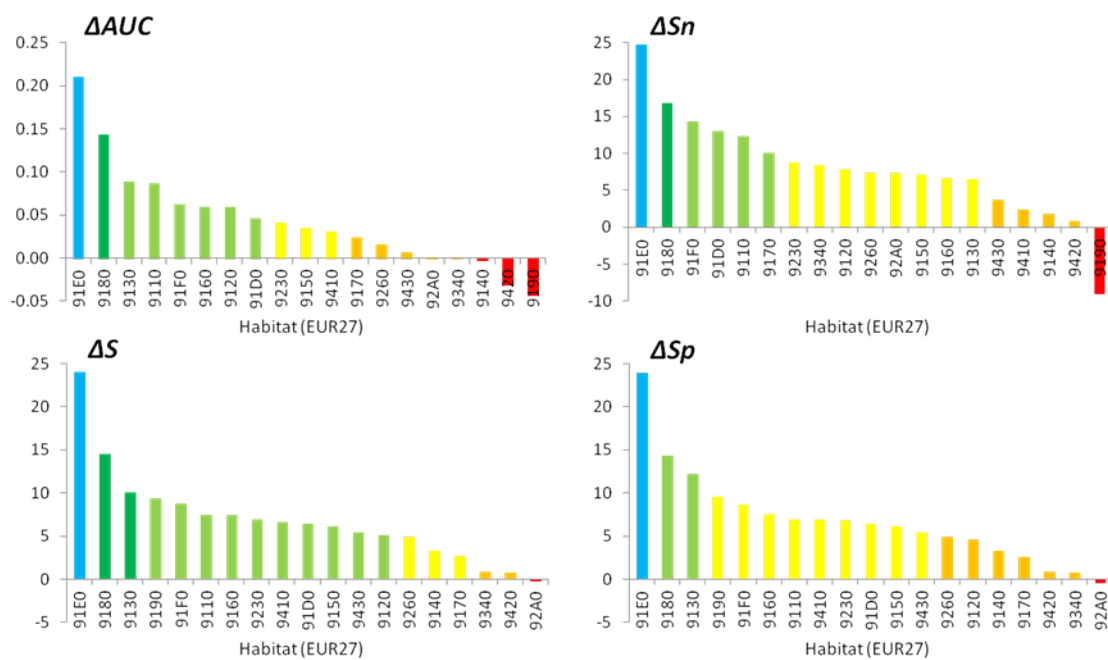


FIGURE 3.1.8 – Différence de performance prédictive entre les approches indirectes et directes. Plusieurs indicateurs sont représentés : différence d'AUC (ΔAUC), de succès (ΔS), de sensibilité (ΔSn) et de spécificité (ΔSp). Une valeur positive signifie que le classement des habitats par l'approche indirecte discrimine mieux les présences des absences de l'habitat (ΔAUC) et prédit mieux les emplacements où l'habitat est observé ou pas (S , Sn , Sp) que l'approche directe

habitats). A l'inverse certaines espèces rares ont été modélisées avec difficulté alors qu'elles sont cruciales dans la composition des habitats.

3.1.3.4 Aire de répartition et surface des 19 habitats forestiers

L'ensemble des résultats présentés dans cette partie concerne l'approche indirecte de prédiction de la distribution des habitats à partir des espèces.

Synthèse

Une fiche descriptive de la performance des prédictions et de la distribution de chaque habitat a été réalisée [Marage 12]. Le tableau 3.7 synthétise l'estimation de l'aire de répartition occupée pour chaque habitat par domaine biogéographique et à l'intérieur des Sites d'Intérêt Communautaires. Il s'agit donc des critères EC1 et EC2 selon le guide de l'agence européenne [Evans 11]. D'après les prédictions réalisées, la surface potentiellement occupée s'élève en moyenne à 13 403 km² par habitat. Une forte variation de cette surface entre habitats est observée : de 147 km² pour un habitat très localisé comme les tourbières boisées (91D0) à 53 124 km² pour un habitat plus largement représenté comme les hêtraies acidiphiles (9120).

La seule validation géographique possible des prédictions est la confrontation de nos résultats à l'estimation de la surface occupée par chaque habitat dans les SICs d'après les données des Formulaires Standards de Données (Tab. 3.8).

Les prédictions de la surface potentielle des habitats dans les SICs est significativement corrélée à l'estimation des FSD pour 18 des habitats (la relation pour les tourbières boisées n'est pas significative). Cependant cette corrélation est assez faible (R^2 moyen = 0.28 ; écart-type = 0.19). Cela provient très probablement

- d'un problème de concordance de résolution entre les projections spatiales de la distribution des habitats et celles des SICs,
- du fait que les données FSD ne renseignent pas sur la distribution géographique des habitats à l'intérieur des SICs. Cette dernière raison est sûrement l'une des causes de la large surestimation de la surface potentielle des habitats dans les SICs. La qualité globale de classement des habitats dans les SICs est correcte comme le prouve les valeurs d'AUC (moyenne=0.771 ; écart-type=0.119). Nous notons toutefois que des prédictions sont considérées comme bonnes à excellentes pour 8 habitats ($AUC \geq 0.8$). Le succès de prédiction des absences et présences de l'habitat dans les SICs est élevé (moyenne=88.4% ; écart-type=7). Toutefois la méthode de classification des habitats a tendance à mieux prédire l'absence des habitats dans les SICs (moyenne=90.8% ; écart-type=7.1) que leur présence (moyenne=63.4% ; écart-type=26.9).

TABLE 3.7 – Estimation de l'aire de répartition occupée par les habitats forestiers (exprimée en km²). Les résultats sont issus des prédictions de l'approche indirecte. La surface potentielle de chaque habitat est estimée pour chaque domaine biogéographique. Surf. totale définit la surface potentielle totale prédite à l'intérieur des domaines biogéographiques favorables à l'habitat. SIC définit la surface potentielle prédite de chaque habitat dans les Sites d'Intérêt Communautaire présents à l'intérieur des domaines biogéographique où la présence de l'habitat est avérée

Habitat (code EUR 27)	Domaine biogéographique				Surf. totale	SIC
	Alpine	Atlantique	Méditerranéenne	Continentale		
9110	110	17	0	9730	9840	674
9120	4789	21629	1367	25350	53134	6841
9130	2086	11417	34	27027	40565	3510
9140	736	0	0	537	1273	406
9150	3731	5177	15325	3419	27652	4491
9160	15	1294	0	5872	7181	595
9170	0	0	0	294	294	87
9180	489	133	36	1975	2633	381
9190	1	15181	2	4000	19181	3082
91D0	9	0	0	138	147	24
91E0	412	4710	1558	4903	11583	1471
91F0	1	429	58	440	928	105
9230	453	21720	771	1371	23090	1081
9260	1560	3449	15255	7269	15255	2475
92A0	0	4	10962	0	10962	1731
9340	0	3009	5985	27	8994	1293
9410	6785	10	396	4242	11423	2665
9420	2656	0	103	19	2656	964
9430	5220	27	1705	939	7864	2355
Total	29052	88204	53559	97551	254655	34231

3.1 Les modèles de niche écologique pour évaluer les paramètres « aires de répartition » et « surfaces » à l'échelle biogéographique

TABLE 3.8 – Qualité des prédictions de l'aire de répartition occupée par les habitats et de leur distribution géographique dans les SICs. La valeur de R^2 quantifie la relation entre la surface FSD et la surface prédite des habitats dans les SICs (seules les valeurs significatives au seuil de 5% sont présentes dans la table). La performance prédictive de la classification dans les SICs est estimée par l'AUC (valeur comprise entre 0.5 et 1), le pourcentage d'observations bien classées (succès), le pourcentage de présences (sensibilité) et d'absences (spécificité) de l'habitat correctement classées. NS : non significatif

Habitat (EUR 27)	R^2	AUC	Succès (S ; %)	Sensibilité (Sn ; %)	Spécificité (Sp ; %)
9110	0,486	0,783	93,8	61,3	95,3
9120	0,005	0,837	76,2	93,7	73,6
9130	0,202	0,805	82,0	78,1	82,9
9140	0,108	0,882	97,1	78,8	97,6
9150	0,091	0,735	80,1	65,2	81,8
9160	0,320	0,695	90,1	44,5	94,4
9170	0,691	0,666	99,2	33,3	99,8
9180	0,094	0,610	83,6	28,6	93,4
9190	0,474	0,765	89,1	62,5	90,4
91D0	NS	0,532	91,6	6,6	99,8
91E0	0,163	0,689	73,9	52,9	85,0
91F0	0,242	0,640	94,4	30,0	97,9
9230	0,526	0,914	87,5	95,5	87,4
9260	0,379	0,779	82,3	73,3	82,5
92A0	0,044	0,840	94,4	72,1	95,9
9340	0,116	0,684	89,5	43,0	93,8
9410	0,306	0,890	88,8	89,3	88,8
9420	0,480	0,949	93,9	96,0	93,8
9430	0,307	0,957	91,8	100,0	91,5
Moyenne	0,280	0,771	88,4	63,4	90,8

Un exemple-type : Les hêtraies acidiphiles à Luzule (code EUR 28 : 9110)

La qualité du classement de cet habitat est excellente comme le prouve sa forte valeur d'AUC (0.949), du succès de classement des observations (87%), du succès de classement des présences de l'habitat (89.4%) et du succès de classement des absences de l'habitat (86.8%). Cela signifie que la méthode utilisée est capable de distinguer la présence ou non de l'habitat entre deux observations tirées aléatoirement avec une certitude égale à une probabilité de 0.949 (Pearce & Ferrier, 2000).

Comme le montre la figure 3.1.9, la répartition géographique d'après le premier rapportage au titre de l'article 17 de la DHFF de 2007 et l'aire de répartition calculée concordent globalement. L'habitat modélisé s'étend sur 9857 km² et sur 9840 km² dans son aire biogéographique (9730 et 110 km² respectivement dans les régions continentale et alpine ; Tab. 3.7).

Par conséquent, une très faible surface de l'habitat est prédite en dehors de son aire biogéographique (17 km² dans la région atlantique, à la limite de la région continentale). La comparaison avec la répartition géographique montre que les prédictions de l'approche indirecte ont tendance à sous-estimer la présence de l'habitat et sa surface dans une partie du quart Nord-Est (entre les Ardennes et les Vosges), dans le Jura, et dans la partie sud de l'Isère. A l'inverse les prédictions semblent surestimer la présence et la surface de l'habitat dans la partie Nord du Massif central. Cette surface reflète des conditions environnementales propices au développement des hêtraies du *Luzulo-Fagetum* mais à un endroit où l'habitat n'est vraisemblablement pas présent, en raison de barrières de dispersion et/ou l'occupation de cet espace par un autre ensemble d'espèces plus compétitives.

Il est difficile de conclure quant à l'incertitude spatiale des prédictions de part la différence de précision entre la répartition géographique (issue de dires d'experts) et les prédictions, et de part la non-exhaustivité possible de la répartition géographique connue de cet habitat. La distribution prédite de cet habitat dans les SICs concorde globalement avec l'estimation FSD (succès de prédiction = 93.8% ; Tab.3.8) (Fig. 3.1.9). Toutefois, c'est essentiellement l'absence de l'habitat dans les SICs qui est bien prédite par l'approche indirecte (95.3% contre 61.3% de présences bien prédites dans les SICs). L'estimation de la surface FSD est également assez bien corrélée à la surface prédite de l'habitat ($R^2 = 0.486$; Fig. 3.1.10).

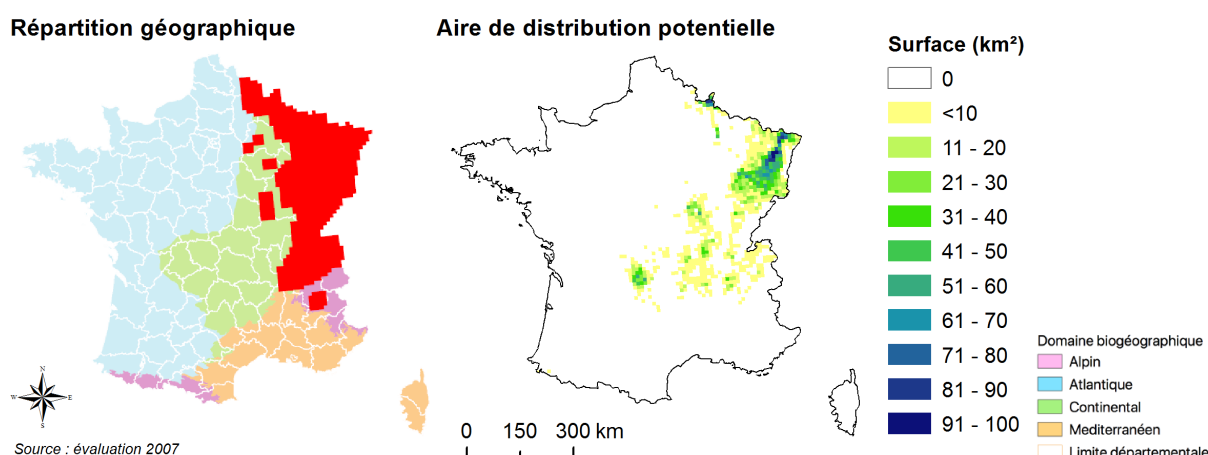


FIGURE 3.1.9 – Répartition géographique et aire de distribution des hêtraies acido-philiques à Luzule (EUR 28 : 9110) selon les rapportages de 2007 et de 2012 et notre modèle de prédiction (source MNHN/SPN, EEA)

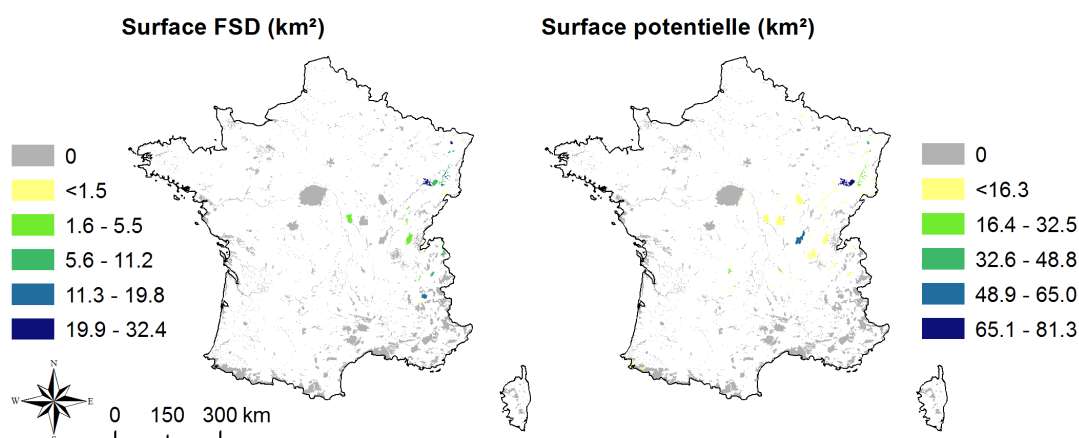


FIGURE 3.1.10 – Comparaison de la répartition spatiale de la prédiction par l'approche indirecte et l'estimation FSD de la surface occupée par l'habitat 9110 dans les SICs

3.2 Des modèles de distribution d'abondance pour évaluer le paramètre « structure et fonction »

L'annexe 5 du guide d'application de l'article 17 de l DHFF [Evans 11] indique les paramètres à prendre en compte pour évaluer la structure et les fonctions d'un

habitat naturel et notamment les espèces « *typiques* » de l'habitat. La notion de typique, la typicité, revêt un caractère polysémique : les définitions du Littré, de l'Encyclopedia Universalis ou de l'Oxford Dictionary soulignent, toutes, qu'il s'agit de la propriété caractéristique d'un groupe mais cette notion peut également recouvrir une acception symbolique.

En première approche, le terme « *espèce typique* » n'est fondé sur aucune notion scientifique. En général, le sens donné à « *espèce typique* » fait référence à « *patrimoniale* » ou « *emblématique* ». Il est clairement apparu lors de la première évaluation de 2007 que les Etats membres ont interprété ce terme de différentes manières.

En France, le Muséum national d'histoire naturelle a établi un guide méthodologique sur l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces par domaine biogéographique, et a présenté les espèces typiques comme les espèces les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat. Le document ne présente pas de définition précise, mais plutôt des recommandations pour le choix des espèces typiques [Combroux 06].

COMBROUX et al. (2006) ont recommandé de choisir parmi les espèces de la flore :

1. les espèces caractéristiques au sens phytosociologique, c'est-à-dire des espèces localisées exclusivement ou à peu près dans une association donnée ;
2. elles doivent avoir les fréquences les plus élevées dans les relevés, et également y être plus fréquentes que dans les relevés de toutes les autres associations où elles sont susceptibles d'être inventoriées [Braun-Blanquet 32],
3. les espèces indicatrices appartenant à la liste préétablie dans les cahiers d'habitats par habitats élémentaires ([Bensettiti 01],
4. les espèces avec un fort coefficient de fidélité , [Chytry 02],
5. les espèces ni trop communes, ni trop rares, facilement identifiables même par un non-spécialiste, pérennes à moyen ou long terme.

Rappelons que l'un des fondements de la méthode phytosociologique sigmatiste repose sur la notion de fidélité. Cette fidélité des espèces est variable selon les unités de végétation et leur classement en tant qu'espèce caractéristique dans les divers rangs de la classification phytosociologique [Géhu 06]. Cette notion est trop restrictive pour pouvoir être utilisée dans le cadre de l'évaluation des habitats naturels. La notion d'espèces typiques a été réfléchié dans la DHFF comme un bioindicateur de l'état de conservation des habitats. Depuis NOSS (1990), on définit classiquement cinq catégories d'espèces [Noss 90] :

- les espèces indicatrices de perturbations,
- les espèces «clés»,
- les espèces «parapluies»,

- les espèces «étendards»,
- les espèces intrinsèquement vulnérables.

Puisque la DHFF exige que ces espèces doivent être appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat naturel, les critères 1 et 2 de Noss (1990) peuvent être retenus.

A l'échelle d'une communauté végétale, une espèce à elle seule ne peut permettre un diagnostic de l'état de conservation de la structure et des fonctions d'un habitat. Il est donc important de considérer cette notion au travers d'un pool d'espèces. La structure des groupements végétaux et leur organisation numérique peuvent être analysées grâce aux modèles de distribution d'abondance [Whittaker 65, Wilson 91]. Ces derniers permettent de mettre en évidence une structure quantitative de la communauté, notamment à partir de relevés floristiques.

La définition des espèces typiques ne pourra donc être donnée qu'en examinant dialectiquement leur relation avec la structure et les fonctions d'un habitat naturel.

3.2.1 Etat de l'art

La notion d'indice de diversité a été rapportée pour la première fois dans la littérature par FISHER, CORBET et WILLIAMS en 1943 [Fisher 43]. Ils ont représenté la diversité spécifique, la biodiversité, selon une courbe de fréquence rétro-cumulée, c'est à dire que les espèces étaient représentées par leur abondance relative en fonction de leur rang, l'espèce de rang un étant la plus abondante. Ils ont pu ainsi comparer deux communautés en analysant la forme de la courbe et en ajustant des modèles paramétriques, modèles connus aujourd'hui sous le terme « **modèle de distribution d'abondance** » et comprendre la réponse des communautés à des gradients de perturbations [Whittaker 65, Amanieu 81].

3.2.1.1 Diagrammes rang-fréquence

Une représentation statistique, la distribution d'abondance

Pour réaliser une représentation de la distribution d'abondance d'une communauté (ou de manière équivalente une distribution de fréquences puisque la fréquence est égale à l'abondance divisée par le nombre total d'individus), on définit des classes d'abondance puis on somme le nombre d'individus qui appartiennent à chacune de ces classes. On construit un histogramme en représentant chaque classe d'abondance $[X_i; X_j]$ par un intervalle de l'axe des abscisses, et en élevant au-dessus de chaque intervalle un rectangle d'aire proportionnelle au nombre d'espèces d'abondance comprise entre X_i et X_j .

Si le nombre d'espèces considérées est très grand, on peut lisser l'histogramme obtenu et mettre en place une représentation continue de la distribution d'abondance. Dans ce cas, le nombre d'espèces d'abondance comprise entre X_i et X_j sera proportionnel à l'intégrale de la fonction d'abondance entre les abscisses X_i et X_j . [Frontier 98]

Cependant, en pratique, le nombre d'espèces dans une communauté est rarement assez grand pour pouvoir lisser l'histogramme et obtenir une représentation continue. C'est pour cette raison qu'on utilise plus généralement des courbes :

- de fréquences cumulées : l'aire du rectangle construit au dessus de l'intervalle $[X_i; X_j]$ est, cette fois-ci, proportionnelle au nombre d'espèces d'abondance inférieure ou égale à X_j
- ou bien des courbes de fréquences rétro cumulées : l'aire du rectangle construit au dessus de l'intervalle $[X_i; X_j]$ est, quant à elle, proportionnelle aux nombres d'espèce d'abondance supérieure ou égale à X_i .

Le diagramme rang-fréquence

Le plus souvent, les espèces les plus communes dans la biocénose présentent une abondance beaucoup plus grande que les espèces les plus rares. Ainsi, les diagrammes rang-fréquence ont tous une forme hyperbolique et il est difficile de les comparer et d'en extraire des informations concernant la diversité d'une communauté. Pour pallier ce problème, l'abondance des espèces en ordonnée est représentée en échelle logarithmique. Pour une meilleure lecture, il est possible d'en faire autant pour l'axe des abscisses et de porter le rang des espèces considérées en logarithmique [Frontier 98].

Ainsi, les courbes obtenues présentent des formes très différentes qui permettent d'apprécier la diversité spécifique et d'en donner une représentation globale plus détaillée qu'une simple valeur numérique. En effet, dans un premier temps, la richesse spécifique peut être obtenue en considérant l'extension de la courbe vers la droite (plus le nombre d'espèces est important, plus l'abscisse du point d'intersection entre l'axe des abscisses et la courbe a une valeur élevée).

Puis, pour déterminer l'équitabilité, il suffit d'observer la concavité de la courbe :

- Si la courbe $\log n = f(\log r)$ (où n représente l'abondance et r le rang de la r -ième espèce la plus commune) est convexe, la communauté présente une faible équitabilité car elle est constituée d'un faible contingent d'espèces très communes (grandes abondances) et d'un nombre élevé d'espèces rares.
- Au contraire, si la courbe est concave, alors la communauté présente une grande régularité dans le partage des individus entre espèces (nombre élevé d'espèces présentant une abondance importante).

D'autre part, les diagrammes obtenus présentent une «queue» de distribution à l'extrémité de la courbe qui rend compte d'une rupture de pente. Cette rupture de

penne va à l'encontre de la régularité attendue dans la distribution des individus en espèces. Cette « queue » s'explique par le fait que le nombre d'espèces rares est toujours fortement sous-estimé lors d'un échantillonnage. Il est en effet rarement possible d'échantillonner toutes les espèces d'une communauté.

De plus, les espèces rares recensées ont souvent une fréquence d'apparition plus faible dans l'échantillon que dans la communauté. Une manière simple et intuitive de déterminer la richesse spécifique est d'extrapoler la courbe.

Pour finir, le diagramme rang-fréquence peut présenter des paliers. Ceci peut être le signe que l'échantillonnage a été réalisé sur une surface trop importante ou sur une durée de temps trop longue, englobant plusieurs sous-communautés composées des mêmes espèces mais présentant une distribution des abondances différente.

3.2.1.2 Revues des modèles de distributions d'abondance

Cette partie est en grande partie le fruit d'un projet tutoré d'ingénieurs de l'école des Ponts ParisTech initiée et réalisée sous ma direction³.

La distribution géométrique de Fisher

Le premier modèle mathématique de la distribution d'abondance des espèces dans une communauté a été proposé par Fisher en 1943. Considérons un échantillon d'une communauté donnée. Fisher propose une série donnant l'abondance des espèces dans l'échantillon.

Notons N le nombre total d'individus échantillonnés et S le nombre d'espèces associées.

On supposera que les deux grandeurs sont reliées par

$$S = \alpha \ln\left(1 + \frac{N}{\alpha}\right)$$

qui a justement été proposé par Fisher, α étant l'indice de Fisher.

Si n_j représente le nombre d'espèces qui possèdent j individus dans l'échantillon alors, d'après le modèle de Fisher, on a pour j non nul :

$$n_j = \frac{\alpha \times x^j}{j}, \text{ où } x = \frac{N}{N + \alpha}$$

(on voit en particulier que $0 < x < 1$).

3. Sarah MAMY, Mathieu MURE-RAVAUD, Romain TAILHADES, Yann ZONGO (2012). Distribution de Pareto : importance dans la gestion de la biodiversité. Projet tutoré, Département de 1ère année, Ecole des Ponts ParisTech.

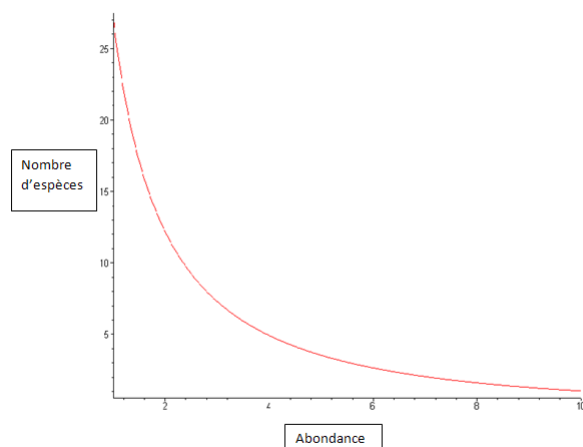


FIGURE 3.2.1 – Distribution géométrique du modèle de Fisher avec $\alpha=30$ et $x=0,9$

En particulier, plus le nombre N d'individus échantillonnés augmente (ce qui signifie que la distribution d'abondance obtenue par échantillonnage se rapproche de plus en plus de la distribution réelle dans la communauté étudiée), plus le paramètre x se rapproche de 1 (et il sera possible de trouver des espèces possédant de fortes abondances) (Fig.3.2.1).

D'autre part, la distribution de Fisher possède une propriété très intéressante : si la distribution de fréquences des espèces de la communauté est en «log-séries» alors quelque soit l'effort d'échantillonnage, la distribution de fréquences sera également en «log-séries» avec le même paramètre α mais avec un paramètre x d'autant plus élevé (proche de 1) que l'effort d'échantillonnage est important.

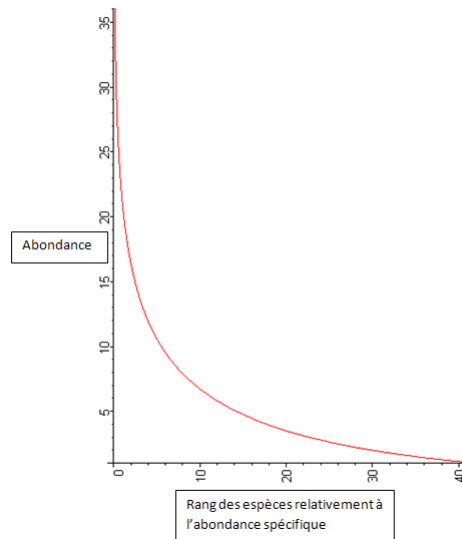


FIGURE 3.2.2 – Distribution du modèle de Fisher avec $\alpha=30$, $x=0,9$.

En observant le diagramme rang-fréquence (Fig. 3.2.2), le modèle de Fisher prévoit peu d'espèces de fortes abondances mais un nombre élevé d'espèces d'abondances moyennes et faibles.

Le modèle du bâton brisé de Mac Arthur ou modèle nul

En 1957, Mac Arthur souligne que la distribution d'abondance dans des communautés d'oiseaux varie peu avec le temps pour un biotope fixé, et peu avec l'espace à une date t donnée [MacArthur 57]. Il propose alors trois hypothèses pour expliquer les distributions d'oiseaux observées.

Hypothèse 1

La première hypothèse est celle des « *Nonoverlapping niches* », c'est-à-dire l'hypothèse selon laquelle les niches écologiques des différentes espèces sont disjointes. Pour Mac Arthur, une niche écologique est « *un nœud dans un réseau trophique et est strictement définie par ce que mange l'espèce et ce qui la mange* ».

Dans ce modèle, la ressource globale est représentée par un bâton de longueur unitaire sur lequel $n-1$ points sont jetés de manière aléatoire. Ainsi, le bâton est divisé en n segments dont la longueur est proportionnelle à l'abondance de chacune des n espèces de la communauté étudiée. Ensuite, les segments sont rangés par ordre décroissant de longueur, le plus long étant situé à l'extrémité gauche et le plus court à l'extrémité droite. En répétant cette opération un très grand nombre de

fois et en calculant les moyennes pour chacun des segments, on peut obtenir la longueur attendue du r-ième segment le plus court (Fig. 3.2.3).

Selon Mac Arthur, ce segment doit mesurer

$$L_r = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^r \frac{1}{n-i+1}$$

et si l'on note m le nombre total d'individus dans la communauté, l'abondance de la r-ième espèce la plus rare est donc donnée par

$$\frac{m}{n} \times \sum_{i=1}^r \frac{1}{n-i+1}$$

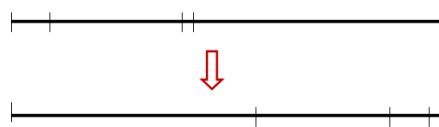


FIGURE 3.2.3 – Schéma illustrant le modèle du “bâton brisé” proposé par Mac Arthur (1957)

Par exemple, un bâton de longueur unitaire est "brisé" en trois morceaux pour trois espèces, puis ceux-ci sont rangés par taille décroissante, ces tailles étant proportionnelles à l'abondance spécifique.

Ce modèle est souvent assez bien réalisé pour des échantillons de petite taille (ou bien pour la « queue » du diagramme qui comme nous l'avons expliqué a une forme caractéristique du mauvais échantillonnage des espèces les plus rares). Si le nombre d'individus devient important, les pentes obtenues sont souvent trop grandes (en valeur absolue). On observe alors théoriquement un nombre d'espèces rares trop faible par rapport à la réalité, et un nombre d'espèces communes trop élevé. La communauté peut ainsi être vue comme formée de plusieurs sous-communautés qui respectent le modèle du bâton-brisé. La différence entre la courbe d'échantillonnage et la courbe théorique du modèle mesure alors l'hétérogénéité de la communauté (et donc la diversité β).

Ce modèle du bâton brisé est souvent vérifié pour des communautés jeunes où les espèces sont indépendantes, des connexions n'ayant pas eu le temps de s'établir.

Hypothèse 2

L'hypothèse 2 est celle des « *Overlapping niches* », c'est-à-dire des niches écologiques qui se chevauchent : le partage de la ressource initiale ne se fait plus « d'un

seul coup et au hasard». Mac Arthur rejette d'emblée cette hypothèse car elle prévoit un nombre élevé d'espèces communes, un nombre élevé d'espèces rares et un nombre relativement faible d'espèces d'abondance moyenne, ce qui est rarement le cas dans les communautés réelles.

Hypothèse 3

Cette troisième hypothèse est celle des «niches particulières et discontinues». Dans ce modèle, les espèces sont comparées à des urnes dans lesquelles on jetterait un nombre fini de boules, les boules représentant des unités d'abondance. Ces jets se font de manière aléatoire. On voit clairement que si le nombre de jets était infini toutes les espèces auraient la même abondance (loi des grands nombres). C'est pour cette raison que la méthode n'a d'intérêt que si le nombre de jets est considéré comme fini.

Cette troisième hypothèse est également infirmée par Mac Arthur car, bien qu'il soit plus ou moins possible d'ajuster les variables du modèle pour se rapprocher de la distribution d'abondance obtenue par échantillonnage, ce modèle ne permet pas de rendre compte des prédictions qui se fondent sur des hypothèses biologiques. D'autre part il souligne que la variance obtenue avec ce modèle est trop importante et s'éloigne de celle obtenue expérimentalement.

Finalement, Mac Arthur conserve l'hypothèse 1.

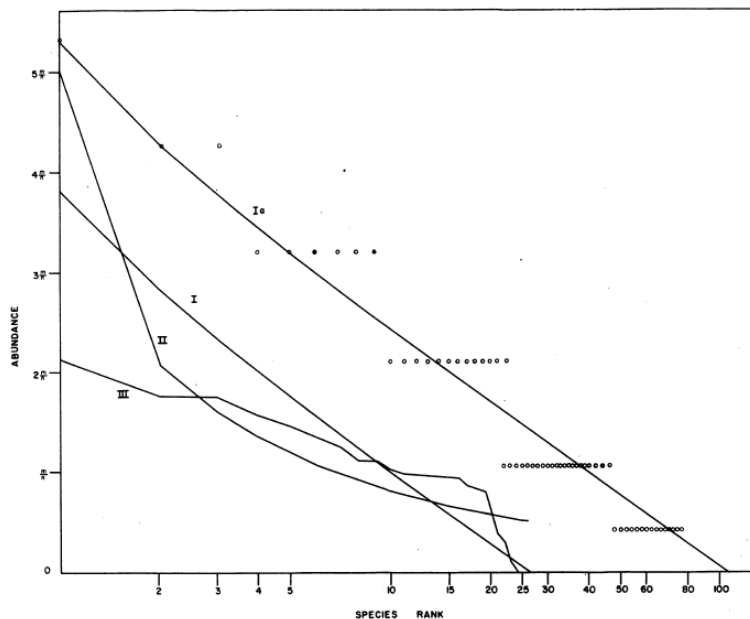


FIGURE 3.2.4 – Distributions d'abondance dit du « bâton brisé » comparant les différentes hypothèses d'après Mac Arthur (1957)

La courbe I illustre l'hypothèse 1 pour 25 espèces tandis que la figure I.a illustre la même hypothèse mais pour une communauté de 106 espèces. La courbe II représente l'hypothèse pour 25 espèces. Enfin, la courbe III est la moyenne de trois jeux de lancés aléatoires de 76 individus dans 25 catégories (nombre d'espèces). m est le nombre total d'individus et n le nombre total d'espèces (Fig. 3.2.4).

Le modèle de Motomura dit modèle de préemption

Le modèle de MOTOMURA est caractérisé par un diagramme rang-fréquence rectiligne par tranche lorsque seul l'axe des ordonnées est passé en échelle logarithmique. On observe donc une succession de portions de droites de pentes différentes (Fig. 3.2.5).



FIGURE 3.2.5 – Représentation schématique d'une distribution d'abondance d'après le modèle de MOTOMURA

Selon FRONTIER (1998), MOTOMURA interprète cette distribution selon les hypothèses suivantes :

- les nombres d'individus sont proportionnels à la fraction de ressource accaparée par l'espèce. En d'autres termes, chaque individu, quelque soit son espèce, utilise la même quantité de ressources ;
- la première espèce à s'installer utilise une fraction k de la ressource globale, la seconde accapare une part de ressource égale à une proportion k de ce qui reste, soit une fraction $k(k-1)$ de la ressource initiale ; la troisième espèce une fraction k de ce qui reste, soit $k(1-k)^2$, et ainsi de suite. L'espèce de rang r dans le classement par abondance décroissante a donc un nombre d'individus proportionnel à $k(1 - k)^{r-1}$; son logarithme est de la forme $\log k + (r -$

1) $\log(1 - k)$, équation d'une droite de pente $\log(1-k)$ dans le diagramme (r, log N).

Le modèle log-normal de Preston

Dans le modèle de PRESTON, la distribution d'abondance est dissymétrique mais le logarithme de cette abondance (l'axe des abscisses est passé en échelle logarithmique) suit une loi «normale».

En effet, la densité de probabilité d'une variable aléatoire X suivant une loi log-normale est

$$f_x(x, \mu, \sigma) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} \times \exp\left(\frac{-(\ln x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right), x > 0$$

où μ et σ sont respectivement l'espérance et la variance de la variable $\ln(X)$.

Le diagramme rang-fréquence associé à ce modèle a l'allure d'une sigmoïde si seul l'axe des ordonnées (représentant l'abondance) est passé en échelle logarithmique (Fig. 3.2.6).

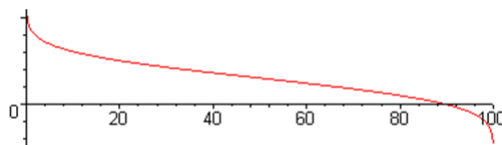


FIGURE 3.2.6 – Graphe du modèle de PRESTON, avec $\mu=1.5$, $\sigma=1.2$

Lorsqu'on le superpose avec un diagramme rang-fréquence, l'axe des abscisses représente le rang des espèces dans la communauté (relativement à l'abondance spécifique) tandis que l'axe des ordonnées représente le logarithme de l'abondance. En particulier, on voit que cette courbe a une forme en "s" caractéristique des sigmoïdes.

Le modèle de PRESTON est relativement intéressant dans le sens où seuls les paramètres μ et σ permettent de caractériser la communauté étudiée. En pratique, ce modèle est très utilisé. Il s'ajuste souvent très bien avec les données empiriques. Il peut également refléter les «*processus exponentiels*» qui existeraient majoritairement dans les communautés et qui conduiraient à cette distribution log-normale [Bell 01].

Le modèle de Zipf-Pareto-Mandelbrot

La loi de Zipf

George Kingsley ZIPF (1902-1950) est un linguiste de nationalité américaine. Il a entrepris d'analyser l'œuvre de James JOYCE « *Ulysse* ». Il compta le nombre de mots différents puis les rangea par ordre décroissant d'apparition dans le texte. Il remarqua que le mot le plus fréquent apparaissait environ 8000 fois, le dixième mot le plus fréquent apparaissait environ 800 fois, le centième mot 80 fois, et le millièmème mot 8 fois. ZIPF a donc conjecturé que la fréquence d'apparition d'un mot dans un texte était de la forme $f(k)=K/k$ où K est le nombre de fois que le mot le plus fréquent apparaît dans le texte et k le k -ième mot le plus fréquent.

Nous pouvons remarquer que l'utilisation d'une telle loi ne permet pas de considérer que la langue utilisée contient une infinité de mot.

En effet,

$$\sum_{k \geq 1} \frac{K}{k} = +\infty, \text{ or } \sum_{k \geq 1} f(k) \neq +\infty$$

ZIPF a également remarqué que, si on classe les mots d'une langue donnée par fréquence d'utilisation décroissante, et que l'on représente sur un graphique la fréquence des mots en fonction de leur rang, les axes de coordonnées étant passées en échelle logarithmique, on obtient une droite décroissante.

La relation observée est donc de la forme :

$$\ln(f(k)) = -\gamma \times \ln(k) + \ln(K)$$

où γ est l'opposé de la pente de la droite obtenue.

Ainsi, la loi donnant la fréquence d'utilisation des mots dans le livre de JOYCE n'est qu'un cas particulier de la loi précédente (cas où $\gamma=1$).

Dans la pratique, on définit la loi de ZIPF de la manière suivante : soit N et k deux entiers non nuls, et s un réel strictement positif. La fonction de masse de la loi de ZIPF est donnée par

$$f(k) = \frac{1}{H_{N,s}} \times \frac{1}{k^s}$$

où $H_{N,s}$ est le N ième nombre harmonique généralisé égal à

$$\sum_{n=1}^N \frac{1}{n^s}$$

Dans de nombreux cas, N tend vers l'infini et la fonction de masse f de la loi de ZIPF n'est définie que pour les $s > 1$, on a

$$f(k) = \zeta(s) \times \frac{1}{k^s}$$

où ζ est la fonction zêta de RIEMANN valant $\sum_{n \geq 1} \frac{1}{n^s}$ ($\zeta(s)$ est fini puisque l'on a choisi s strictement supérieur à 1).

La distribution de Pareto

Vilfredo PARETO (1848-1923) était un scientifique italien, professeur à LAUSANNE, qui s'est illustré dans les domaines de la sociologie et de l'économie. PARETO observa que 20% de la population concentrait 80% des richesses. Ses travaux ont abouti à l'établissement de la loi éponyme dite la loi des 20/80. La densité de probabilité de la loi de PARETO est donnée par :

$$p(x) = \frac{k \times x_{min}^k}{x^{k+1}}$$

pour tout $x \geq x_{min}$ où x_{min} est la valeur minimale positive que peut prendre la variable aléatoire (Fig. 3.2.7).

La loi de PARETO est, en fait, l'équivalent de la loi de ZIPF pour les variables aléatoires réelles (c'est-à-dire qu'elle est l'équivalent continu du modèle de ZIPF qui est discret). Par construction, les diagrammes rang-fréquence utilisés en écologie sont liés à des modèles discrets. Cependant, pour une meilleure lisibilité et lorsque certaines conditions sont réunies (nombre d'espèces échantillonnées suffisant, par exemple) il est préférable de lisser l'histogramme donnant la distribution de fréquence des espèces. Dans ce cas, on utilise plutôt la distribution de PARETO qui est un modèle continu. PARETO a qualifié d'optimum un état de l'économie où il est impossible d'améliorer strictement la situation d'un agent sans dégrader celle d'un autre agent. Cette notion d'optimum ignore totalement celle d'équité. Par exemple, pour un ensemble de deux ménages où un ménage possède l'intégralité des actions et l'autre en est dépourvu, la situation qu'on vient de décrire est un optimum au sens de PARETO mais n'est pas équitable.

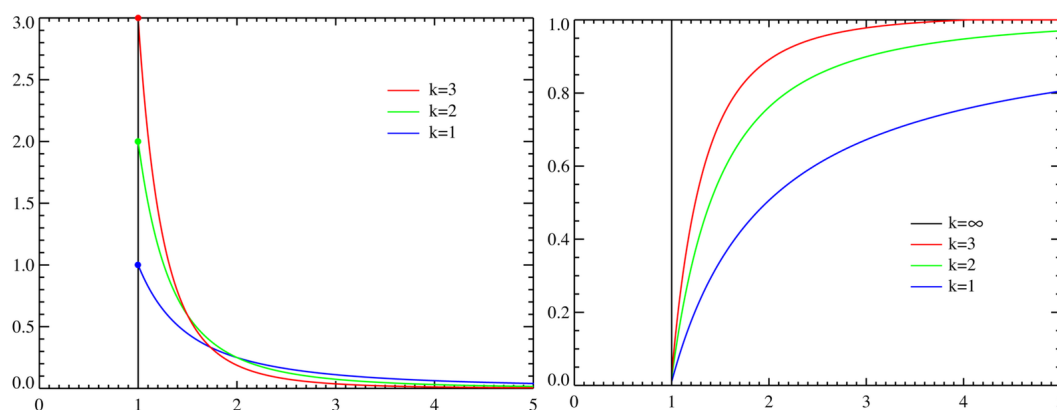


FIGURE 3.2.7 – Densité de probabilité (à gauche) et fonction de répartition de la distribution de PARETO pour $x_{min}=1$ et pour différentes valeurs du paramètre k . Sur le graphe de gauche les axes, ne sont pas en échelle logarithmique.

La loi de Mandelbrot

En 1953, Benoît MANDELBROT (1924-2010) améliore le modèle proposé par ZIPF et en donne une première interprétation. Il transforme la loi de ZIPF, qui prend désormais la forme suivante :

$$f(k) = f_0 \times (k + \beta)^{-\gamma}$$

où β et γ sont deux paramètres de la loi et où f_0 est choisi de telle sorte que :

$$\sum_{k=1}^{\infty} f(k) = 1.$$

La valeur de β modifie, de manière notable, la forme de la courbe pour les faibles valeurs de rang. En particulier, en échelle logarithmique, la courbe obtenue n'est plus une droite mais est concave si $\beta > 0$ et convexe si $\beta < 0$.

3.2.1.3 Apports et interprétations écologiques du modèle de Zipf-Pareto-Mandelbrot

Une première interprétation par la théorie de l'information

Une première interprétation du modèle de ZIPF-PARETO-MANDELBROT (ZPM) a été donnée par MANDELBROT en 1953. Cette interprétation se rapporte à la théorie de l'information de SHANNON [Shannon 48] et fait intervenir la notion de « coût » d'un signal dans un code de communication. MANDELBROT observe que ce modèle est souvent lié à des systèmes complexes dont les composantes sont fortement interconnectées.

En écologie, un système complexe renvoie souvent à un écosystème mature [Frontier 98, Couvet 10] ayant établi un réseau complexe d'interconnexions [Couvet 10]. La spécialisation de des espèces permet de réduire la compétition et entraîne un partage des ressources. La diversité et la régularité de la communauté sont également élevées. Les espèces sont souvent des stratégies démographiques caractéristiques dites stratégie K [Gadgil 70, Gadgil 72], c'est à dire qui tendent à exploiter la ressource d'un habitat jusqu'à sa capacité limitante. Ces espèces ont des traits d'histoire de vie caractéristiques comme une grande longévité, une maturité sexuelle tardive, un faible investissement dans la reproduction.. Parmi les arbres, ce sont des espèces sciaphiles, longévives à bois dur e.g. *Quercus*, *Fagus*, *Taxus*.. Un tel écosystème est stabilisé de l'intérieur et les flux énergétiques (comme le flux trophique) qui le traversent sont régulés grâce à des homéostasies au niveau des populations. Pour revenir sur la théorie de l'information, les écosystèmes matures sont ceux qui ont réussi à optimiser les flux d'informations qui y transitent et les coûts associés à ces flux.

MANDELBROT explique que pour qu'un code soit performant, il faut que les signaux les plus coûteux soient en même temps les plus rares, sans pour autant disparaître des messages : il s'agit de la loi dite « *dynamique* » de SHANNON [Shannon 48]. Il se trouve que le code le plus efficace est obtenu justement lorsque la fréquence d'utilisation des signaux suit la loi de ZPM.

L'interprétation de MANDELBROT peut être facilement transposée aux communautés d'espèces. Il suffit de supposer que chaque espèce de la communauté possède un coût (dans cette première interprétation, MANDELBROT ne définit pas vraiment la nature de ce coût). Dans ce cas, la communauté qui parvient à optimiser ses propriétés de régulation de stabilité (faisant intervenir les interactions entre espèces) est celle dont la distribution d'abondance (ou de manière équivalente dont la distribution de fréquence) suit la loi de PARETO.

Cependant, MANDELBROT souligne le fait que ce modèle n'est applicable qu'à certaine échelle spatio-temporelle. En effet, un écosystème peut être parvenu à optimiser ses flux énergétiques et à s'être stabiliser, mais si l'on se place à une échelle plus petite et que l'on considère par exemple un sous-habitat et une sous-communauté rien s'assure, *a priori*, que l'on y retrouve une telle optimisation.

...ou l'on reparle de linguistique

Cette deuxième interprétation nous permet d'appréhender de manière plus précise la notion de « *coût* » d'une espèce.

MANDELBROT se rapporte en fait à la linguistique en étudiant l'apparition des mots dans un langage. Cette apparition est fonction d'une plus ou moins grande exigence pour un mot donné relativement à des conditions préalables. L'interprétation que propose MANDELBROT est facilement transposable à l'écologie. Dans ce

cas, l'apparition de nouvelle espèce dans une communauté est fonction par exemple des conditions environnementales ou des interactions interspécifiques.

MANDELBROT considère qu'une espèce généraliste ou ubiquiste, peu exigeante vis-à-vis des conditions environnementales apparaîtra très tôt dans la communauté et sera très abondante. En pratique ces espèces sont les espèces pionnières, opportunistes. Ce sont des espèces robustes à stratégie démographique r dans le sens où elles se reproduisent et croissent rapidement, et ont une espérance de vie plus faible que les espèces à stratégie K [Gadgil 72]. Lorsque ces espèces ont suffisamment transformé le milieu, les conditions nécessaires à l'apparition d'espèces plus rares et plus spécialisées peuvent être réunies.

La formalisation se fait sous la forme suivante :

Supposons qu'un premier facteur écologique (A) puisse se présenter sous plusieurs formes notées (a_1, a_2, \dots) . Supposons également que parmi ces différentes formes, une seule configuration permet l'apparition de la première espèce dans la communauté. Dans ce cas, la probabilité d'apparition de S_1 est $p(S_1) = p(a_1) \times p(\frac{S_1}{a_1})$ où $p(a_1)$ est la probabilité que le premier facteur écologique (A) soit dans la configuration a_1 .

Considérons maintenant un deuxième facteur écologique (B) et supposons que ce facteur puisse exister sous différentes configurations que l'on note (b_1, b_2, \dots) . Si pour apparaître, l'espèce S_2 a besoin que a_1 et que b_2 soient réalisées par exemple, alors sa probabilité d'apparition vaut $p(S_2) = p(a_1) \times p(b_2) \times p(\frac{S_2}{a_1 \text{ et } b_2})$.

On remarque que $p(S_2) < p(S_1)$. On voit ainsi que les conditions préalables nécessaires à l'apparition de S_2 sont plus exigeantes que pour S_1 .

On obtient en itérant le processus une liste d'espèces de plus en plus rares (car ayant une probabilité d'apparition de plus en plus faible) que l'on retrouvera dans la communauté avec une probabilité $p(S_i)$.

MANDELBROT démontre alors que la probabilité d'apparition de la r -ième espèce de cette suite est justement de la forme

$$p(S_r) = K \times (r + \beta)^{-\gamma}$$

Ce dernier interprète le paramètre β comme étant le nombre moyen de configurations possibles pour les facteurs écologiques. β rend donc compte de la diversité de l'écosystème. Le paramètre γ est lié à la probabilité conditionnelle $p(S_r/a_i, b_j, \dots)$. Il caractérise la prévisibilité du système. Enfin, le dernier paramètre K est choisi de telle sorte que :

$$\sum_{r=1}^S p(S_r) = 1$$

où S est le nombre total d'espèces dans la liste (S_1, S_2, \dots) .

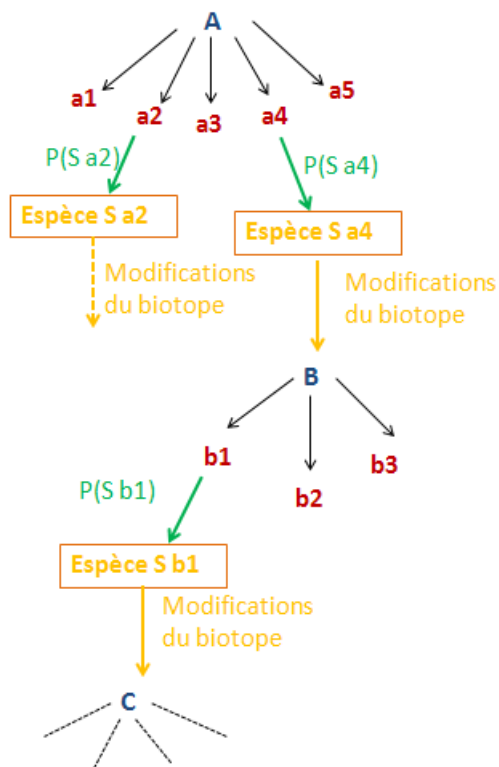


FIGURE 3.2.8 – La dynamique des populations, leurs interactions avec le biotope d'après le modèle de ZIPF-PARETO-MANDELBROT

MANDELBROT explique que le coût d'une espèce renvoie « *au temps d'évolution nécessaire de l'écosystème pour que les conditions préalables à son apparition puissent se réaliser. Le caractère "improbable a priori" de l'apparition d'une espèce, donc très exactement son contenu en information et sa contribution à la diversité, sont liés à la conjonction des facteurs qui ont permis son apparition* ». (Fig. 3.2.8).

Complexité et succession écologique

Par analogie avec l'optimisation des coûts, la distribution ZPM correspondrait à celle d'écosystèmes anciens et complexes. Comme nous l'avons détaillé, ce modèle est issu d'une théorie de la gestion de l'information à l'intérieur d'un système complexe. Le signal est caractérisé par son « coût » et par sa valeur informative qui est plus ou moins liée à sa fréquence d'apparition. Ainsi, plus un signal est rare, plus il est susceptible de contenir des informations. C'est WILSON, en 1991, qui donne une première interprétation pour les communautés végétales [Wilson 91]. Pour lui, la présence d'une espèce dans une communauté, est tributaire des conditions physiques et de la présence d'autres espèces précédentes. Ainsi, les espèces les plus tardives dans la succession ont un coût plus élevé contrairement aux espèces pionnières qui ne requièrent que peu de conditions préalables avant l'installation. WILSON donne une interprétation écologique des coefficients γ et β qui interviennent dans la loi de distribution de MANDELBROT. β représente la diversité des paramètres mésologiques et γ la prédictibilité de l'écosystème, à savoir la probabilité moyenne d'apparition d'une espèce. On retrouve là, les caractéristiques des communautés dites complexes ou matures. Les distributions ZPM, ne sont rencontrées que dans ces types d'écosystèmes plus évolués.

3.2.1.4 Des travaux pionniers en écologie

POISSONET et DAGET 1968 ont été les premiers à introduire et à utiliser la loi de PARETO dans le cadre d'études floristiques et phytosociologiques des formations herbacées [Daget 68]. POISSONET a mis en évidence que 20% des espèces d'une communauté végétale donnée cumulent 80% des présences. POISSONET considère l'indice de concentration 20/80 comme caractéristique d'une végétation en équilibre [Daget 68].

En écologie marine, Nicole GOURBAULT et Charles LECORDIER ont analysé la structure des peuplements de Nématodes de la Baie de MORLAIX [Gourbault 84]. Le but était de prévenir les conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, après le naufrage de l'"AMOCO CADIZ", d'automne 1978 à automne 1979. Le meilleur ajustement est obtenu avec le modèle de PARETO (Fig. 3.2.9). Par ailleurs, au-delà de l'étude de l'abondance des nématodes, les auteurs ont cherché à vérifier parmi les modèles de distribution d'abondance, quels étaient ceux qui

3.2 Des modèles de distribution d'abondance pour évaluer le paramètre
« structure et fonction »

rendaient compte le mieux de la structure des peuplements et de leurs fluctuations. Ils ont également cherché à ajuster des modèles permettant d'une part d'effectuer une comparaison entre les peuplements et d'autre part d'estimer l'évolution des espèces au sein des peuplements suite à l'impact éventuel de la marée noire (Fig. 3.2.9)

FIGURE 3.2.9 – Droites d'ajustement de la loi de PARETO - pour les trois périodes automnales (o=1978 ; a=1979 ; d=1980), aux six stations. Les valeurs observées sont indiquées pour les échantillons d'automne 1978 uniquement.

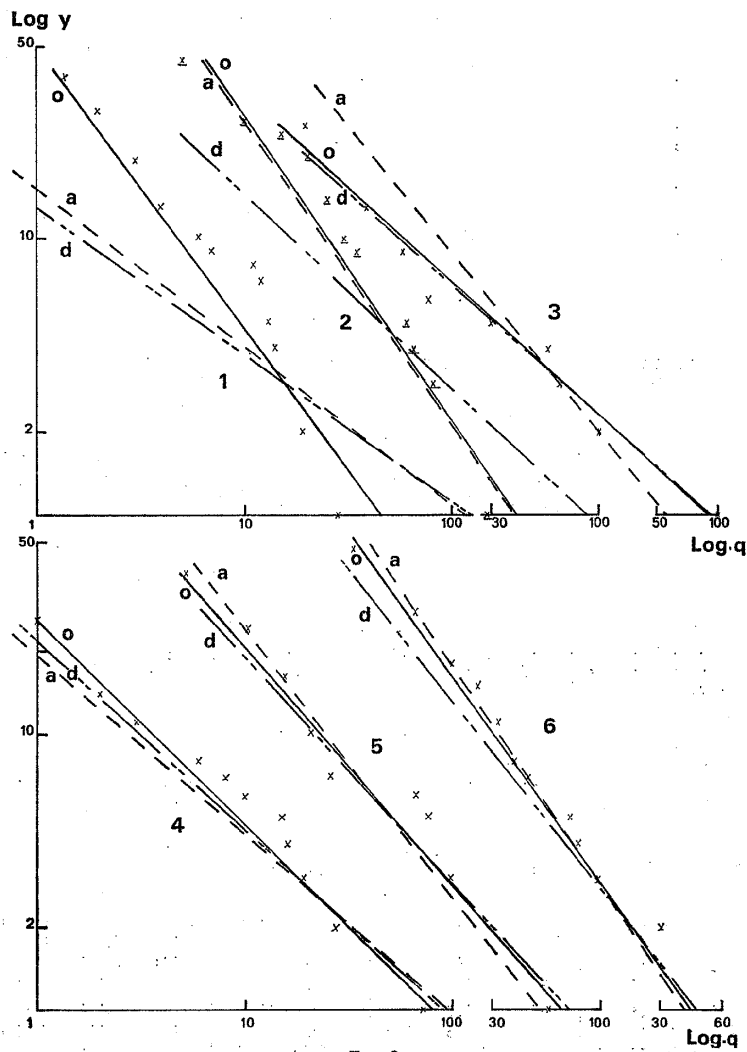


FIG. 3.
Droites d'ajustement de la loi de Paréto — pour les trois périodes automnales (o = 1978; a = 1979; d = 1980), aux six stations du transect. Les valeurs observées sont indiquées pour les échantillons d'automne 1978 uniquement.

Rita SCHEEL-YBERT (1998) a appliqué le calcul de ces indices aux prélèvements de charbon fossile dans les forêts du littoral sud-est brésilien [Scheel-Ybert 98]. L'objectif de sa thèse était de réaliser, d'une part, une identification du peuplement forestier du littoral de l'Etat de RIO DE JANEIRO au cours des six derniers millénaires. D'autre part, d'évaluer les interrelations entre occupation humaine et milieu, en ayant recours à l'anthracologie. Les résultats montrent que les relevés présentent un indice entre 40/60 et 9/91 avec une faible fréquence de l'indice 20/80. D'après l'auteur, ces résultats indiquent que les indices inférieurs à 20/80 sont nettement plus nombreux que les indices plus élevés. Elle en tire, comme conclusion, que les formations végétales à plus forte diversité sont plus fréquentes que celles à diversité plus faible dans une région tropicale comme celle de la forêt brésilienne littorale.

Une question récurrente soulevée par de nombreux auteurs est celle de l'influence de la mesure de l'abondance dans les communautés sur les ajustements de tels modèles. En 1975, PIELOU avait suggéré que cette mesure n'avait pas d'effets. Mais en 1985, FRONTIER pense lui au contraire que la forme de l'ajustement est différente si l'abondance est estimée à partir de la biomasse ou du nombre d'individus, ce que WHITTAKER avait déjà démontré 20 ans auparavant [Whittaker 65]. Compter le nombre d'individu n'est généralement pas recommandé car les variations de biomasse individuelles peuvent-être très importantes. De plus, il est souvent délicat de distinguer les individus, surtout chez les végétaux. La plupart des travaux sur l'ajustement de modèles de distribution dans les communautés végétales ont recours à des mesures de biomasse [Kubicek 75, Al-Mufti 77, Wilson 91, Chiarucci 99, Wilson 1]. Ces dernières sont fastidieuses et coûteuses à réaliser. La difficulté d'isoler les individus de la strate herbacée rend difficile le calcul d'un indice de diversité basé sur des dénombrements [Frontier 98] en raison surtout des phénomènes de multiplication végétative. On pourrait alors leur substituer la biomasse, les fréquences des espèces de l'échantillon représenteraient dans ce cas les proportions en biomasse des différentes espèces. Cette démarche est d'autant plus justifiée lorsque les tailles des espèces sont hétérogènes (Frontier, 1983). Gilliam et Turrill (1995) ont montré, dans le cas de forêts décidues des Appalaches (USA), que la biomasse de la strate herbacée (sur des placettes d'un m²) était très significativement corrélée à l'estimation des couverts ($r^2=0.71$, $P<0.001$). Néanmoins l'habitude prenant le pas sur la rigueur, la littérature foisonne quant à l'utilisation de l'indice de SHANNON-WIEVER. La méthode consiste généralement (Gilliam et al., 1995 ; Gilliam & Turrill, 1993 ; Koener, 1999 ; Pitkänen, 1997) à substituer à l'abondance relative (p_i/N), le coefficient d'abondance-dominance [Godron 65, Godron 68] relatif d'une espèce par rapport à la somme des abondance-dominance de toutes les espèces d'un relevé floristique. C'est pourquoi, de nombreux auteurs ont démontré qu'il existait une estimation sans biais de

la biomasse par la mesure du recouvrement [Kubicek 75, Chiarucci 99, Moelder 8].

Une autre raison aux choix de la biomasse pour les calculs trouve sa justification dans l'origine même de la formule, la théorie de l'information. La transmission de l'information s'effectue sur la base de l'énergie interne à l'organisme. Compte tenue des difficultés majeures qui résident dans la quantification in situ des flux énergétiques espèces par espèces, la biomasse en est l'estimation la moins biaisée [Frontier 98]. L'indice de SHANNON-WIEVER renseigne donc sur la stratégie démographique globale à une certaine échelle spatiale et pour un peuplement d'un même niveau trophique. La biomasse peut se quantifier à tous les niveaux d'organisation du vivant et quelque soit l'échelle spatiale. WHITTAKER (1965) puis MAY (1975) proposaient déjà que l'utilisation de l'énergie par les organismes soit à la base de la mesure de la diversité au sein des peuplements. Compte tenu des difficultés majeures qui résident dans la quantification in situ des flux énergétiques espèces par espèces, la biomasse en est l'estimation la moins biaisée.

L'indice de SHANNON-WIEVER s'avère justement le plus approprié pour passer de l'échelle microscopique (voie métabolique-individu) à l'échelle macroscopique (population) en compactant cette information. En effet, la théorie de l'information établie une égalité entre l'information et l'inverse de l'entropie i.e. néguentropie [Godron 65]. Il y a donc équivalence entre information et biomasse : cela signifie qu'un système biologique qui accroît sa biomasse, en adéquation fluctuante avec son environnement, augmente sa néguentropie donc sa capacité à nous fournir de l'information. La transmission de l'information s'effectue sur la base de l'énergie interne à l'organisme. Existe t-il un lien entre la diversité floristique et une forme de « *pattern* » qui serait issue de conditions mésologiques spécifiques, d'une structure particulière du peuplement ligneux ? Cette transposition théorique est-elle valable chez les végétaux chlorophylliens ? Un exemple :

- chez l'éléphant, grand mammifère phytophage, il piétine, broye et ingère plusieurs centaines de kilos de végétaux par jour. Il assure son métabolisme (sa croissance donc sa biomasse) au détriment de son environnement. Il abaisse son entropie au prix de l'augmentation de celui de son environnement.
- Au contraire, les végétaux chlorophylliens concentrent l'énergie de leur environnement. En effet, les chloroplastes abaissent leur entropie en captant des photons ce qui leur permet d'élaborer plus de matières qu'ils n'en consomment.

A l'échelle d'une communauté les espèces utilisent de façon très différentes un même pool de ressources. Or pour accroître leur biomasse donc leur énergie interne, elles le vont au dépend de son environnement, sinon le principe de la thermodynamique généralisée et son application dans les systèmes biologiques est violé. Hormis l'invariant lumineux, l'utilisation des ressources va donc nous renseigner sur la stratégie adaptative des espèces, sur la dynamique de la communauté, sur l'état d'équilibre des différentes populations en présence.

Avec la mesure de biomasse, nous passons de l'organisation numérique à l'organisation fonctionnelle des écosystèmes. Les paramètres explicatifs qui déterminent la biomasse sont différents de ceux qui déterminent l'abondance des espèces (richesse spécifique et équitabilité).

D'ailleurs, la biodiversité à l'échelle spécifique n'a t-elle pas avant tout une signification adaptative et fonctionnelle? [Blondel 95]. Un jardin botanique peut-être d'une richesse sans égale mais la teneur des interactions nulles.

Compte tenu du lien significatif entre couvert et biomasse, il est possible par la suite de quantifier la biomasse sans passer par des méthodes destructives, à condition cependant d'ajuster des modèles en fonction des différentes formes de croissance en présence [Moelder 8, Wilson 1]. Nous avons également testé la relation entre couvert mesuré au moyen du coefficient d'abondance-dominance et la biomasse dans nos travaux de thèse et dans le programme TEECH.

3.2.2 Applications à l'échelle biogéographique

3.2.2.1 Matériel et méthodes

Les données floristiques

Ce sont les mêmes données utilisées pour la modélisation de l'aire de distribution.

Création des « métacommunautés »

Les relevés ont été sommés comme si leurs surfaces cumulées avaient été échantillonnées en une seule fois. Tous les relevés disponibles ont été utilisés quelque soit leurs dates de réalisation. Ces dernières s'échelonnent de 1924 à 2008. La moyenne des dates de réalisation est égale à 1983. 50% des relevés a été réalisé avant 1986, c'est à dire avant l'influence du réchauffement climatique sur la flore forestière française [Lenoir 08, Bertrand 11b](Fig. 3.2.10). L'écart inter-quartile est compris entre 1974 et 1994.

Cette opération conduit, par domaine biogéographique, à la création de « *métacommunautés* » par habitat générique.

Pour sommer les relevés correspondant au même habitat générique, la formule du coefficient de recouvrement a été employée [Géhu 06]. Le calcul du coefficient de recouvrement d'une espèce dans un tableau phytosociologique détaillé est fondé sur la notion de quantité moyenne (Tab. 3.9). Celle-ci correspond à la fraction exprimée en pourcentage de la surface recouverte en moyenne par une espèce, représentée dans un relevé par son coefficient d'abondance-dominance.

Afin d'éviter à la fois tout biais lié au choix des relevés et d'augmenter la précision des estimations faites sur les abondances et par conséquent le rang des espèces, un tirage aléatoire de 1000 répétitions avec remise (bootstrap) a été réalisé par

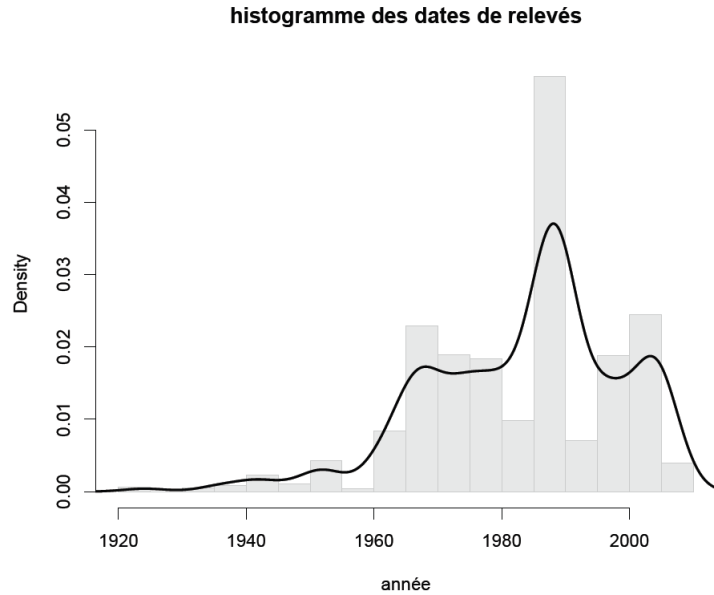


FIGURE 3.2.10 – Histogramme des dates des relevés floristiques utilisés dans les analyses sur l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire

TABLE 3.9 – Coefficient de conversion des coefficients d'abondance-dominance de BRAUN-BLANQUET en quantité moyenne de recouvrement (d'après [Van der Maarel 79])

	Tüxen	Braun-Blanquet	Géhu	Van der Maarel
r, +	0,1	0,1	0,2	2
1	2,5	5	2,5	3
2	15	17,5	15	5
3	37,5	37,5	37,5	7
4	62,5	62,5	62,5	8
5	87,5	87,5	87,5	9

habitat et par domaine biogéographique. Un script sous R a été mis au point à cet effet (*tcov*) et plusieurs conversions ont été testées au cours des analyses (Tab. 3.10). C'est la conversion de GÉHU qui a été retenue dans la suite des analyses.

Ces métarelevés représentent en quelque sorte des métacommunautés au sens de HUBBELL (2001), c'est à dire des communautés en réseau qui expriment les notions d'équilibres mutation-dérive et migration-dérive dans le champ de l'écologie [Hubbell 01, Bell 01]. Mais dans ce cas, les types d'allèles sont des espèces et le taux de mutation est un taux de spéciation. La métacommunauté est un pool d'individus fermé à grande échelle de temps et d'espace, où l'équilibre spéciation-dérive est exprimé. Les communautés au sein de la métacommunauté connaissent une dynamique interne marquée par une dérive locale et par des événements de migration depuis l'extérieur : on y exprime un équilibre migration dérive. Le modèle est neutre car toutes les espèces sont identiques [Munoz 07].

TABLE 3.10 – Matrice de corrélations entre les abondances médianes des espèces selon les différents coefficient de conversion pour 1000 répétitions (même résultat pour 100 répétitions) pour les habitats du 9110 ATL et 9130 CON

	Tüxen	Braun-Blanquet	Géhu	Van der Maarel
Tüxen	1			
Braun-Blanquet	0.99	1		
Géhu	0.99	0.99	1	
Van der Maarel	0.91	0.91	0.92	1

Obtention de la liste des espèces typiques

Pour chacun des 1000 métarelevés, l'indice de GINI-LORENZ (équivalent de l'indice de PARETO) a été calculé. Cet indice moyen nous a permis déterminer le nombre d'espèces à retenir comme étant :

1-indice de GINI-LORENZ

De cette manière, **la liste des espèces typiques n'est plus déterminé de façon arbitraire**. Puis, les espèces typiques retenues ont été représentées sous la forme d'un histogramme horizontal, assorti d'un intervalle de confiance à 95% pour la moyenne des abondances relatives de chaque espèce.

Ajustement des modèles de distribution d'abondance

Quatre modèles [Wilson 91, Wilson 98] en plus du modèle nul (modèle du « *bâton brisé* ») ont été ajustés pour la distribution d'abondance des espèces des 19

habitats forestiers retenus.

Il s'agit respectivement des modèles de :

- MOTOMURA dit «de préemption»,
- PRESTON ou « log-normal »,
- de ZIPF et de ZIPF-PARETO-MANDELBROT (ZPM).

Pour comparer les cinq ajustements, deux critères ont été utilisés : le critère de déviance et le critère D'AKAIKE (AIC) qui tend à pénaliser des modèles qui intégreraient trop de paramètres.

Les modèles ont été ajustés d'une part, pour chaque relevé soit 7305 modèles et d'autre part, pour 100 métarelevés générés par habitat et par domaine biogéographique soit un total de 44 ajustements. Dans chaque cas, un histogramme des fréquences de chaque modèle a ensuite été réalisé par habitat et par domaine biogéographique.

3.2.2.2 Résultats

A l'échelle des méta-communautés

C'est le modèle de ZIPF (échelle de GÉHU) ou le modèle de PRESTON (échelle de VAN DER MAAREL) qui s'ajuste dans 100% des cas. Le modèle de PRESTON peut également refléter les «*processus exponentiels*» qui existeraient majoritairement dans les communautés et qui conduiraient à cette distribution log-normale [Bell 01]. Il n'est pas étonnant de trouver un tel résultat à l'échelle des métacommunautés puisqu'il s'agit d'une concaténation de plusieurs dizaines voir milliers de relevés qui ont été sélectionnés et qui représentent des forêts le plus souvent matures. Mais également, cela vient du fait que la concaténation de relevés augmente nécessairement la richesse spécifique et qu'il est très difficile, voir impossible de décorréler les effets combinés de l'augmentation de l'échelle spatiale et de la richesse spécifique compte tenu de la relation Aire-espèces [Preston 48, Wilson 98].

Exemple détaillé pour les hêtraies du *Luzulo-Fagetum* du domaine continental (EUR 28 9110)

La distribution d'abondance des espèces végétales de cet habitat s'ajuste à un modèle de PRESTON pour 85% et 15% à un modèle de ZIPF.

L'indice moyen de GINI-LORENZ est égal à 0,92, c'est à dire qu'à l'échelle des 1000 métacommunautés simulées, la courbe moyenne de GINI-LORENZ est du type 8/92 (Fig. 3.2.11).

26 espèces ont été retenues comme typiques sur les 221 du pool d'espèces total (Fig. 3.2.12). Les dix espèces les plus abondantes sont respectivement par ordre décroissant : *Fagus sylvatica*, *Quercus petraeae*, *Abies alba*, *Deschampsia flexuosa*,

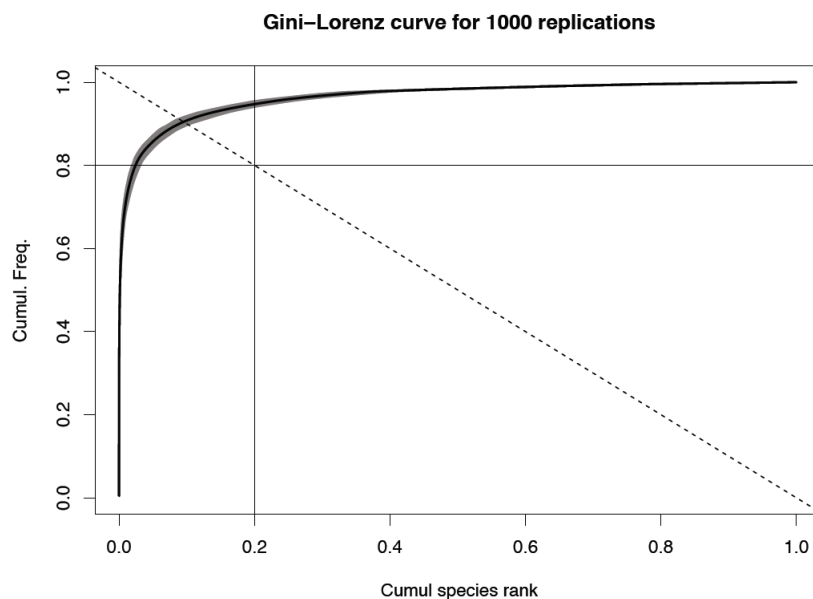


FIGURE 3.2.11 – Courbe de GINI-LORENZ (PARETO) pour les hêtraies acidiphiles du *Luzulo-Fagetum* du domaine continental (code EUR 28 9110) (n=1000 simulations)

Vaccinium myrtillus, *Luzula luzuloides*, *Pteridium aquilinum*, *Picea abies*, *Molinia caerulea*, *Pinus sylvestris*. Ces 10 représentent 75% des abondances cumulées, c'est dire leur importance dans la structure et le fonctionnement de ce type d'écosystème. Parmi ces espèces, 7 sont mentionnées dans le manuel EUR 27 (*Fagus sylvatica*, *Abies alba*, *Picea abies*, *Luzula luzuloides*, *Deschampsia flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*, *Pteridium aquilinum*) et ces espèces sont également des espèces indicatrices des cahiers d'habitats forestiers [Bensettiti 01].

A l'échelle des communautés

A l'exception des érablaies de ravin (9180 ATL), des chênaies pédonculées à Molinie (9190 CON) et les tourbières boisées (91D0), les modèles s'ajustent à des distributions de ZIPF pour tous les habitats analysés. Les fréquences varient de 3% pour les chênaies vertes (9340 ATL) à 81% pour les chênaies à chêne tauzin (9230 MED) (Tab. 3.11). 27% des habitats ont plus de 50% des relevés qui s'ajustent à la distribution de ZPM. Il s'agit majoritairement d'habitats du domaine alpin et quelques habitats du domaine méditerranéen. 31% d'habitats s'ajustent à une distribution ZPM mais avec des valeurs ne dépassant pas 20%. Selon WILSON, les coefficients γ et β des distributions de ZIPF ou ZPM représentent respectivement la prédictibilité de l'écosystème et la diversité des conditions écologiques. Ce sont des

The 26 typical species of the 9110_CON

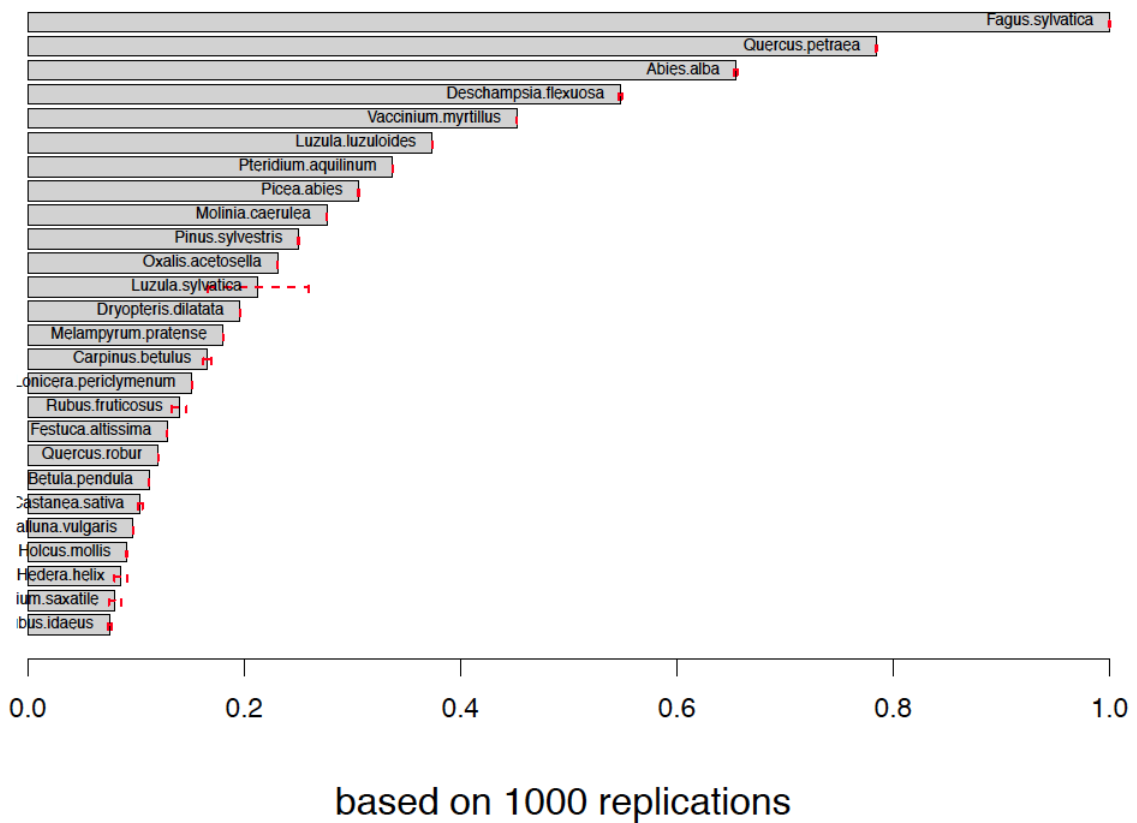


FIGURE 3.2.12 – Liste des espèces typiques des hêtraies du *Luzulo-Fagetum* du domaine continental (code EUR 28 9110)

caractéristiques des communautés dites complexes et/ou matures. Dans notre cas, cela signifie que le tapis herbacé représente des communautés végétales saturées et en état d'équilibre dynamique stable. Ces écosystèmes se caractérisent par une grande diversité et richesse, ce que nous confirmons effectivement. La richesse spécifique par relevé varie en effet de $10,89 \pm 2,29$ espèces pour les tourbières boisées (91D0) à $49,12 \pm 12,35$ espèces pour les hêtraies subalpines (9140 ALP). En moyenne, les habitats concernés en majorité par des modèles de ZIPF et ZPM ont des richesses spécifiques supérieures à ceux s'ajustant aux autres types de distribution (Tab. 3.11).

Le modèle nul a été ajusté dans 43% des 44 communautés analysées, mais dans de faibles proportions (maximum de 15% pour les tourbières boisées (91D0 CON)). Le modèle de MOTOMURA a été ajusté dans quasiment tous les types d'habitats à l'exception des aulnaies (91E0 MED) et des chênaies à chêne tauzin (9230 MED) dans des proportions variant de 1% pour les hêtraies calcicoles (9150 ALP) à 65% pour les tourbières boisées (91D0 CON).

Le nombre de cas où les modèles nuls et de MOTOMURA s'ajustaient en important, ce qui est surprenant pour des modèles s'ajustant normalement dans le cas d'écosystèmes pionniers ou paucispécifiques. N'y-a-t-il pas ici un moyen, une méthode pour déterminer l'état de conservation ? Les modèles de distribution d'abondance seraient-ils révélateurs du lien entre structure et fonctions ?

Lien avec l'état de conservation des habitats

Si pour un habitat donné, la distribution d'abondance des espèces passe d'un modèle de MOTOMURA à ZIPF, c'est que, selon la théorie, l'organisation numérique de la communauté se modifie ; et si nous reprenons les hypothèses évoquées dans la section précédente (cf. 3.2.1), la communauté a été affectée par un stress ou une perturbation ou bien encore a changé de stade dynamique.

Nous pourrions donc envisager de faire correspondre pour chaque type de distribution d'abondance un état de conservation de l'habitat. La distribution d'abondance des espèces semble refléter notamment le degré de maturation sylvigénétique [Rameau 87], climax stationnels ou édaphique pour le modèle de PRESTON ($\chi_{0,95}^2 = 4,89^*$) et climax climatiques pour les modèles de ZPM ($\chi_{0,95}^2 = 4,6^*$). Puis au sein d'un même type d'habitat, la distribution d'abondance pourrait indiquer un certain niveau de perturbation, qui en modifiant l'abondance relative des espèces et la richesse de la communauté, modifie sa structure et son fonctionnement.

Nous proposons donc d'indexer le type de distribution d'abondance à l'état de conservation de la structure et des fonctions de la manière suivante (critères du guide méthodologique de l'Agence européenne de l'environnement [Evans 11] p. 47) :

3.2 Des modèles de distribution d'abondance pour évaluer le paramètre
« structure et fonction »

TABLE 3.11 – Fréquences des modèles de distribution d'abondance ajustés (échelle de GÉHU) pour les 19 habitats forestiers d'intérêt communautaire français analysés par domaine biogéographique (en %)

Habitat (EUR27)	Type de climax	Modèle de distribution d'abondance				
		Null	Motomura	Preston	Zipf	Zipf-Mandelbrot
9110 ALP	Climatique	0	6	0	52	42
9110 CON	Climatique	7	37	3	40	13
9120 ALP	Climatique	1	8	2	59	30
9120 ATL	Climatique	7	55	6	14	19
9120 CON	Climatique	3	23	4	52	17
9130 ALP	Climatique	0	7	2	42	48
9130 ATL	Climatique	1	23	8	15	53
9130 CON	Climatique	2	20	5	37	37
9140 ALP	Climatique	0	3	3	31	63
9140 CON	Climatique	0	13	2	53	33
9150 ALP	Stationnel	0	1	6	55	38
9150 ATL	Stationnel	0	8	0	39	53
9150 CON	Stationnel	0	13	4	33	48
9150 MED	Stationnel	0	2	0	75	23
9160 ATL	Edaphique	0	23	0	10	67
9160 CON	Edaphique	3	22	7	17	52
9170 CON	Climatique	10	27	10	8	45
9180 ALP	Stationnel	0	16	2	22	60
9180 ATL	Stationnel	0	41	5	0	54
9180 CON	Stationnel	1	21	4	38	35
9190 ATL	Edaphique	0	54	5	13	28
9190 CON	Edaphique	0	59	14	0	28
91D0 CON	Stationnel	15	65	3	18	0
91E0 ALP	Edaphique	0	17	0	55	28
91E0 ATL	Edaphique	0	9	10	27	53
91E0 CON	Edaphique	6	26	1	28	37
91E0 MED	Edaphique	0	0	0	39	61
91F0 ATL	Edaphique	0	41	0	41	18
91F0 CON	Edaphique	1	11	7	20	61
9230 ALP	Climatique	0	1	6	66	27
9230 ATL	Climatique	0	28	6	28	38
9230 MED	Climatique	0	0	9	81	10
92A0 MED	Edaphique	1	8	0	55	35
9260 ALP	Climatique	0	5	5	65	25
9260 ATL	Climatique	0	23	12	41	23
9260 CON	Climatique	0	22	4	56	18
9260 MED	Climatique	2	3	11	43	40
9340 ATL	Climatique	0	42	6	3	48
9340 MED	Climatique	2	5	6	32	55
9410 ALP	Climatique	0	9	2	43	46
9410 CON	Climatique	5	21	4	44	25
9420 ALP	Climatique	1	24	0	21	54
9430 ALP	Climatique	1	6	5	55	33
9430 CON	Climatique	6	23	0	18	53

- Si plus 60% des communautés s'ajustent aux modèles null et/ou de MOTOMURA : Etat défavorable mauvais (U2)
- Si plus de 70% des communautés s'ajustent aux modèles de ZIPF et/ou de ZPM et moins de 20% aux modèles nul et/ou de MOTOMURA : Etat favorable (FV)
- Autres cas : Etat défavorable inadéquat (U1)

Par exemple, pour les forêts riveraines à *Fraxinus* et *Alnus* (91E0 ATL), 9% des communautés s'ajuste à un modèle de MOTOMURA, 10% à un modèle de PRESTON et 27% restant à un modèle de ZIPF. Dans les 9% de relevés s'ajustant au modèle de MOTOMURA, on a pu relever l'abondance d'espèces invasives comme *Impatiens glandulifera* et/ou *Reynoutria japonica* ou bien encore l'abondance de *Pteridium aquilinum* ou la dominance exclusive d'*Alnus glutinosa* : il semble qu'il y ait donc bien un lien entre les modèles de distribution d'abondance et l'état de conservation des habitats.

Nous avons repris les éléments du rapportage de 2006 pour le paramètre EC3 « structure et fonctions » et classé les habitats évalués en fonction de la fréquence du type de modèles ajustés (Tab. 3.1.2). Malheureusement, seulement 19 sur 44 combinaisons habitat X domaine biogéographique avaient été évaluées en 2006. Pour les 3 habitats évalués en bon état, la fréquence du modèle ZIPF et de ZPM dépasse les 70 %. Tous les habitats du domaine alpin sont dans un état jugé favorable. Dans ce contexte pédo-climatique, l'utilisation des ressources y est très efficace voire quasi-optimale car il y a peu de perte d'énergie par optimisation du cycle biogéochimique [Bashkirov 00]. D'après Jean-Claude RAMEAU, ces écosystèmes forestiers montagnards ont atteint le plus haut degré de maturité sylvigénétique [RAMEAU 87]. Pour les 4 habitats évalués dans un état défavorable inadéquat la proportion des modèles nuls et de MOTOMURA dépassent plus de 20% tandis que chute la proportion des modèles de ZIPF. Pour les 12 habitats évalués dans un état défavorable mauvais, il est nécessaire de distinguer les habitats riverains (91E0 et 91F0, 92A0) des autres. En effet, ces habitats ont des distributions qui s'ajustent à des modèles de ZIPF. Comme précédemment, il s'agit d'écosystèmes forestiers ou les cycles biogéochimiques sont rapides voir très rapides. Pour les autres habitats, la proportion des modèles nuls et de MOTOMURA peut atteindre 70%, comme pour les hêtraies acidiphiles à houx (9120 ATL).

Les résultats détaillés de l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers de 2012 [Bensettiti 15](p. 129 du rapportage - Tab. 28 et Tab. 3.12) sont parfois discordants avec notre proposition d'évaluation. En effet, si pour 36% des cas l'évaluation est concordante, 31% des évaluations est minorée et 17% est majorée. Ces choix de minoration s'expliquent aisément pour les forêts alluviales (91E0 et 91F0). Evaluées dans un état défavorable inadéquat en 2006, le groupe d'expert aurait eu des difficultés à argumenter le retour à un état favorable en si peu de

temps. Pour les hêtraies calcicoles (9150), le groupe d'expert a souhaité minorer notre proposition sur la base d'un argumentaire stratégique c'est à dire de pouvoir être capable en 2019 de montrer que l'état de conservation s'est amélioré. De même, pour les cas de majoration, notamment pour les hêtraies acidiphiles à Houx (9120), il ne fallait pas envoyer un signal négatif vers les gestionnaires forestiers, donc le groupe d'expert a souhaité majorer le critère « structure et fonction » sur la base de considération socio-économiques.

D'autres critères structuraux tels que la quantité de très gros bois et de bois mort sont à prendre en compte. Cela nécessite de combiner pour un même site des mesures dendrométriques et floristiques. Nous avons donc approfondi l'étude de ce lien entre état de conservation et modèle de distribution d'abondance par une validation empirique à l'échelle de sites Natura 2000 dans la section suivante.

Lien avec l'ancienneté de l'état boisé

Le mode de reproduction est capital à considérer pour la connectivité entre populations. On aurait tort de penser que les listes d'espèces typiques doivent forcément refléter le caractère naturel ou ancien de la végétation. Pour des écosystèmes forestiers en particulier pour les hêtraies européennes, leurs mises en place ont été tardives au cours de l'Holocène et nettement perturbées par des activités anthropiques telles que le défrichement et l'exploitation forestière [Hannon 00, Lindbladh 08]. Un travail récent a permis de numériser les cartes de Cassini pour la France entière [Vallauri 12]. Disposant de cette information spatialisée, nous avons voulu tester s'il y avait un effet de l'ancienneté de l'état boisé sur le type de modèles de distribution d'abondance.

Dans les habitats de hêtraies, hêtraies-sapinières et hêtraies-chênaies, le % de relevés est assez bien équilibré. Les relevés de hêtraies sèches relevant du 9150 n'ont pas été réalisés dans des forêts anciennes. Les relevés de Chênaies pédonculés édaphiques (9190) ont été même majoritairement effectués dans des forêts anciennes. La plupart des relevés de forêts alluviales n'ont pas été réalisés dans des forêts anciennes, de même que les relevés de forêts d'éboulis (9180).

Nous avons testé pour quelques habitats la relation entre l'ancienneté de l'état boisé et le type de modèle. Selon nos hypothèses, les relevés réalisés dans des forêts anciennes devraient s'ajuster à des modèles de ZIPF ou ZPM. Pour cela, nous avons retenu les habitats qui présentaient un nombre de relevés à peu près équilibré entre forêts anciennes et les autres cas de figures. Les relevés des forêts anciennes des hêtraies acidiphiles à houx (9120 ATL), neutrophiles à Aspérule (9130 CON), subalpines (9140 CON) ont significativement plus de modèles ZIPF et ZPM que les relevés réalisés dans d'autres modes d'occupation anciens du sol. En revanche pour les hêtraies acidiphiles à Luzule (9110 CO, les modèles de ZIPF sont significativement plus nombreux dans les autres cas de figure (Tab. 3.13).

TABLE 3.12 – Evaluation proposée et officielle pour le paramètre « EC3 - Structure & fonctions » des 19 habitats forestiers d'intérêt communautaire français par domaine biogéographique d'après la table de critère basée sur les fréquences des modèles de distribution d'abondance ajustés à l'échelle des communautés. Rappel pour mémoire de l'évaluation 2006 ; (- = inconnu ou non évalué)

Habitat (EUR27)	Etat de conservation		
	Eval. 2006	Eval. 2012 proposée	Eval. 2012 officielle
9110 ALP	-	FV	XX
9110 CON	U1	U1	U1
9120 ALP	-	FV	U1
9120 ATL	U2	U2	U1
9120 CON	-	U1	FV
9130 ALP	-	FV	FV
9130 ATL	U1	U1	U1
9130 CON	U1	U1	U1
9140 ALP	-	FV	FV
9140 CON	-	FV	FV
9150 ALP	-	FV	U1
9150 ATL	-	FV	U1
9150 CON	-	FV	U1
9150 MED	-	FV	U1
9160 ATL	-	U1	FV
9160 CON	-	U1	U1
9170 CON	FV	U1	FV
9180 ALP	-	FV	FV
9180 ATL	-	U1	U2
9180 CON	-	U1	U1
9190 ATL	-	U1	XX
9190 CON	U1	U1	XX
91D0 CON	U1	U2	U1
91E0 ALP	U2	FV	U1
91E0 ATL	U2	FV	U2
91E0 CON	U2	U1	U2
91E0 MED	U2	FV	U1
91F0 ATL	U2	U1	U1
91F0 CON	U2	FV	U1
9230 ALP	-	FV	-
9230 ATL	U1	U1	FV
9230 MED	-	FV	-
92A0 MED	U2	FV	U1
9260 ALP	U2	FV	U2
9260 ATL	U2	U1	-
9260 CON	U2	U1	XX
9260 MED	U2	FV	U2
9340 ATL	-	U1	XX
9340 MED	FV	FV	FV
9410 ALP	-	FV	FV
9410 CON	-	U1	U1
9420 ALP	-	U1	U1
9430 ALP	-	FV	FV
9430 CON	FV	U1	FV

3.2 Des modèles de distribution d'abondance pour évaluer le paramètre « structure et fonction »

Les relevés réalisés dans les hêtraies acidiphiles à houx (9120 ALP), les chênaies pédonculées (9160 CON), les chênaies-charmaies (9170 CON) et forêts alpines à *Larix* et *Pinus cembra* (9420 ALP) ne présentent pas de différences significatives.

D'autres mécanismes doivent intervenir comme par exemple les contraintes édaphiques pour les chênaies pédonculées (9160 CON) et climatiques pour les chênaies-charmaies (9170) et le pâturage pour les forêts alpines à *Larix* et *Pinus cembra* (9420 ALP).

TABLE 3.13 – Ventilation du nombre de relevés floristiques par domaine biogéographique selon l'ancienneté de l'état boisé d'après la carte de Cassini numérisée de [Vallauri 12]

Habitat (EUR27)	Forêt ancienne	Autres	χ^2	d.f.	<i>P-value</i>
9110ALP	3	4			
9110CON	316	347	53,84	5	0,00***
9120ALP	53	106	3,09	4	0,54
9120ATL	369	305	12,87	5	0,02*
9120CON	127	187			
9130ALP	19	39			
9130ATL	381	277			
9130CON	825	690	20,4	5	0,00***
9140ALP	12	5			
9140CON	31	39	8,42	3	0,03*
9150ALP	15	75			
9150ATL	5	31			
9150CON	24	63			
9150MED	34	90			
9160ATL	15	14			
9160CON	123	171	3,81	5	0,57
9170CON	28	34	5,03	4	0,28
9180ALP	13	46			
9180ATL	2	16			
9180CON	37	126			
9190ATL	15	24			
9190CON	22	8			
91D0CON	15	22			
91E0ALP	2	15			
91E0ATL	23	63			
91E0CON	96	259			
91E0MED	4	14			
91F0ATL	0	18			
91F0CON	23	65			
9230ALP	22	60			
9230ATL	47	238			
9230MED	4	17			
9260ALP	28	74			
9260ATL	1	16			
9260CON	18	60			
9260MED	14	83			
92A0MED	6	117			
9340ATL	0	33			
9340MED	10	53			
9410ALP	63	107			
9410CON	29	84			
9420ALP	22	23	2,927	3	0,40
9430ALP	47	147			
9430CON	0	17			

3.2.3 Application à l'échelle de sites Natura 2000

Nous avons démontré qu'il existe un lien entre le type de modèle de distribution d'abondance et l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle biogéographique.

Nous avons analysé et testé ce lien, à l'échelle de sites Natura 2000, sur des hêtraies neutrophiles du domaine continental. L'état de conservation a été évalué à l'aide du protocole standard [Carnino 08, Carnino 10].

3.2.3.1 Matériel et méthodes

Jeu de données floristiques et dendrométriques

Le jeu de données utilisé comprenait les relevés de Lise MACIEJEWSKI (2010), de Cécile DIDELLOT (2011) et de Petr MÜLLER (2011) (Tab. 3.14) réalisés dans trois sites Natura 2000 du domaine continental dans le cadre du projet TEECH et dans le programme BEFOFU.

TABLE 3.14 – Source des données utilisées pour la validation empirique de l'état de conservation des habitats forestiers

Site Natura 2000	Nom du site	Auteur	Année	Nb.	EUR27	Programme
FR4301332/FR4301322		Maciejewski	2010	72	9130-5,-6,-8,-12	TEECH
Hors réseau		Didellot	2011	3	9130-5	TEECH
FR4301348		Müller	2011	24 (12 hors site)	9130-7	BEFOFU ⁴

Les 99 placettes relèvent toutes des hêtraies neutrophiles à Aspérule (9130) avec plusieurs habitats élémentaires (9130-5, -6,-7,-8 et -12) [Bensettiti 01].

Protocole et score de l'état de conservation

Grace aux données dendrométriques, nous avons pu calculer, par placette, l'état de conservation selon le protocole mis au point par CARNINO (2009). Pour cela, nous avons créé une fonction sous R, nommée CONSTAT (CONservation STATus) qui calcule le score et permet de récupérer des graphiques et un tableau standard avec les résultats pour chaque paramètre. La fonction CONSTAT a trois arguments, à savoir, le nom du tableau de données, le facteur à tester (choix parmi l'effet habitat, actions et site) et enfin la méthode (uniquement la méthode « CARNINO » à ce stade).

Calibration des modèles de distribution d'abondance

Après transformation des coefficients d'abondance-dominance selon l'échelle de GÉHU, les 99 relevés floristiques ont fait l'objet d'un ajustement de modèles de distribution d'abondance selon le même traitement que celui de l'échelle biogéographique.

3.2.3.2 Résultats et discussion

Ajustement des modèles de distribution d'abondance

36% des placettes s'ajustent à une distribution de ZIPF-PARETO-MANDELbrot, 19% à une distribution de ZIPF, 5% à une distribution log-normal (PRESTON), 36% à une distribution de MOTOMURA (modèle de préemption) et 4% à une distribution en bâton brisé (modèle nul) (Fig. 3.2.13). On observe ici la même « signature » fréquentielle que celle obtenue pour le même habitat générique (9130 du domaine continental) réalisé à partir de 1523 placettes (Tab. 3.11) de l'échelle biogéographique. La table de critère utilisé au chapitre précédent donne un état de conservation du paramètre « *structure et fonction* » défavorable inadéquat, tous comme le résultat de l'évaluation à l'échelle biogéographique.

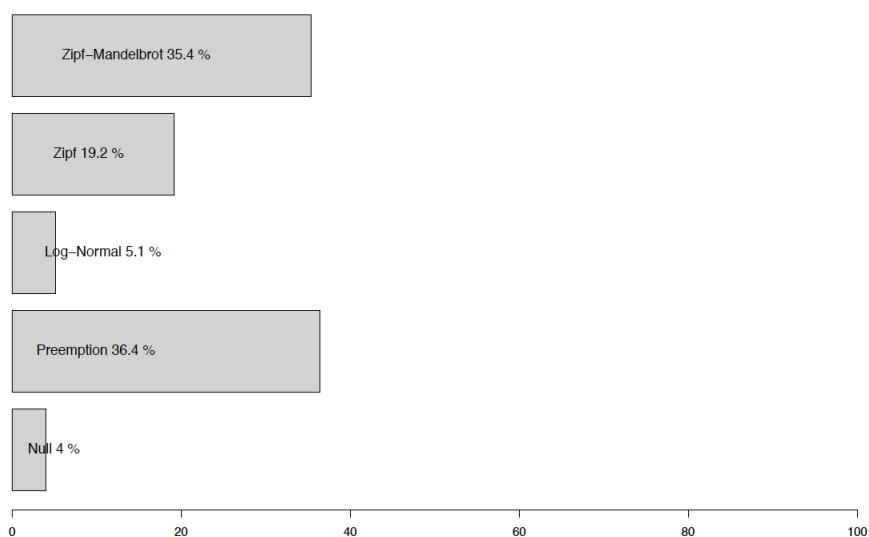


FIGURE 3.2.13 – Fréquence des modèles de distribution d'abondance dans les 99 communautés du tapis herbacé de hêtraies neutrophiles du domaine continental (9130)

Scores de l'état de conservation

Le score global est de $68,9 \pm 9,9$, ce qui correspond à un état altéré ou bon-correct selon l'erreur standard selon la grille de CARNINO.

Les scores varient selon le type d'habitats élémentaires et le site (Tab. 3.15). Le meilleur score est obtenu pour le 9130-7 hors du site Natura 2000 et le plus faible pour le 9130-8 du site Natura 2000 FR4301332. Pour le 9130-7, le score est significativement différent dans et hors réseau (Tab. 3.15). Au sein d'un même site, les scores sont significativement différents entre habitat (Tab. 3.15). Pour les sites jurassiens, les scores étaient respectivement de 65 pour le 9130-5, 78 pour le 9130-6, 60 pour le 9130-8 et de 85 pour le 9130-12 [Maciejewski 10]. Nos résultats obtenus par la fonction CONSTAT concordent donc tout à fait avec ceux obtenus par MACIEJEWSKI et CARNINO [Carnino 10]. Le mauvais score obtenu dans le 9130-8 est dû à la présence d'essences allochtones, à une quantité insuffisante de très gros arbres vivants et de bois morts. Dans ce secteur géographique, *Buxus sempervirens* pose d'importants problèmes de renouvellement des peuplements. Autrefois son bois était très recherché et utilisé en tournerie. Son exploitation a été abandonnée depuis et cette espèce devient dominante dans la strate arbustive. Elle colonise le sous-bois et aucune autre espèce ne peut s'installer sous son couvert très dense, ce qui entraîne une très forte perte de diversité floristique au niveau du tapis herbacé.

TABLE 3.15 – Score [$\bar{X} \pm SE$, 95%] de l'état de conservation de hêtraies neutrophiles relevant du 9130 (-n° habitat élémentaire) par sites selon la méthode CARNINO (n=nombre de placettes)

Région	Site Natura 2000	Code EUR 27	n	Score	Etat de conservation
Franche-Comté	FR4301322	9130-5	21	56,9 [54,6-59,2]	altéré
		9130-6	20	63,8 [61,5-66,1]	altéré
	FR4301332	9130-8	12	51,2 [44,7-57,7]**	altéré
		9130-12	19	78,7 [74,3-83,1]**	bon-correct
Lorraine	-	9130-5	3	60 [-]	altéré
Territoire de Belfort	FR4301348	9130-7	12	93,7 [89,1-98,2]**	bon-optimal
	-	9130-7	12	77,9 [72,8-83,0]**	bon-correct

Les placettes en bon état de conservation s'ajustent à des modèles de Zipf et de Zipf-Pareto-Mandelbrot

Le score est très significativement dépendant du type de modèles ($F=7.995$, $df=4$, $P=0,000$) mais également du type d'habitats sachant le modèle ($F=6.178$, $df=12$, $P=0,000$) (Tab. 3.16 et Fig. 3.2.14).

TABLE 3.16 – Analyse de variance du score de l'état de conservation (méthode CARNINO) en fonction du type de modèles de distribution d'abondance et du type d'habitats élémentaires (n=99) (0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1)

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
RAD	4	4988	1246.9	7.995	1.79e-05 ***
RAD :EUR27	12	11564	963.6	6.178	1.46e-07 ***
RAD :EUR27	80	12477	156.0	-	-

Une comparaison multiple de moyenne (test de Tukey - t-value) montre une différence hautement significative entre ZIPF et ZPM et au seuil de 10% entre PRÉEMPTION, ZIPF et PRÉEMPTION et ZPM. Pour le 9130-5, -6, -7 et -8, les modèles de ZIPF et ZPM ont des moyennes significativement supérieures à celle des autres modèles (Fig. 3.2.14).

L'évaluation à l'échelle des sites doit donc se faire impérativement au niveau de l'habitat élémentaire.

Pour un même habitat, les variations de score pour un même modèle peuvent s'interpréter également selon les coefficients directeurs des droites ajustées. Rappelons que selon WILSON (1991), les coefficients γ et β des distributions de ZIPF ou ZPM représentent respectivement la prédictibilité de l'écosystème et la diversité des niches écologiques.

A titre d'exemple, nous avons choisi parmi les trois habitats présents au sein du site FR4301332, 7 placettes avec des scores allant de 20 à 80.

TABLE 3.17 – Paramètres des modèles de ZIPF ou ZPM selon le score de l'état de conservation pour trois types de hêtraies neutrophiles dans le site Natura 2000 FR4301332 (Jura)

Habitat (EUR27-n°)	Score	Richesse	Abondance	γ	β
9130-12	20	14	120	-1,54	-
	80	19	130	-1,67	-
9130-6	45	30	246	-2,21	3,3
	60	17	238	-5,0	11,8
9130-8	20	11	134	-3,6	2,8
	60	22	156	-2,5	3,9
	80	18	192	-5,0	8,5

L'augmentation du paramètre β correspond à une augmentation de la diversité des niches écologiques ce qui est cohérent avec les scores obtenus : ce paramètre augmente de 2,8 à 8,5 dans le 9130-8 lorsque la quantité de bois mort et de très

3.2 Des modèles de distribution d'abondance pour évaluer le paramètre
« structure et fonction »

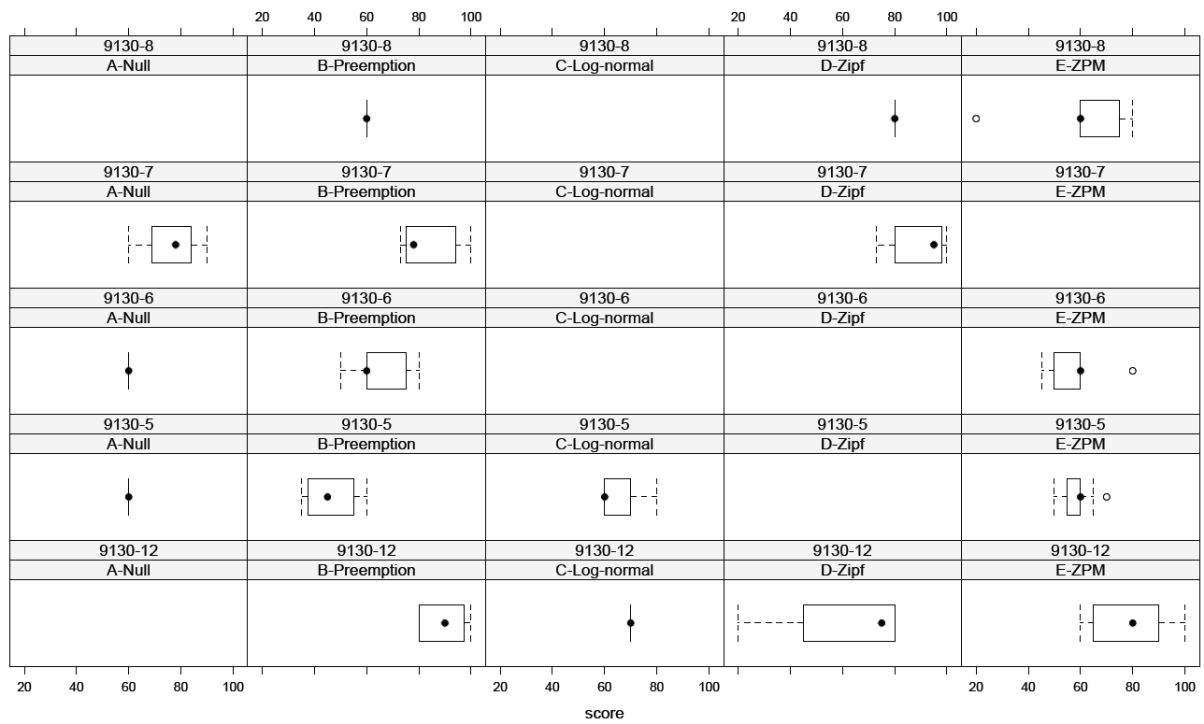


FIGURE 3.2.14 – Score de l'état de conservation en fonction du type de modèle par habitat élémentaire dans des hêtraies neutrophiles du domaine continental (n=99)

gros bois augmente. Il en va de même pour le 9130-6. Concernant le paramètre γ , plus ce paramètre diminue (en valeur absolue), plus la prévisibilité de l'écosystème augmente : les processus déterministes prennent le pas sur les processus stochastiques (Tab. 3.17). Ceci est cohérent avec l'augmentation des très gros bois et du bois mort et la diminution du couvert d'essences non typiques (ici *Abies alba*).

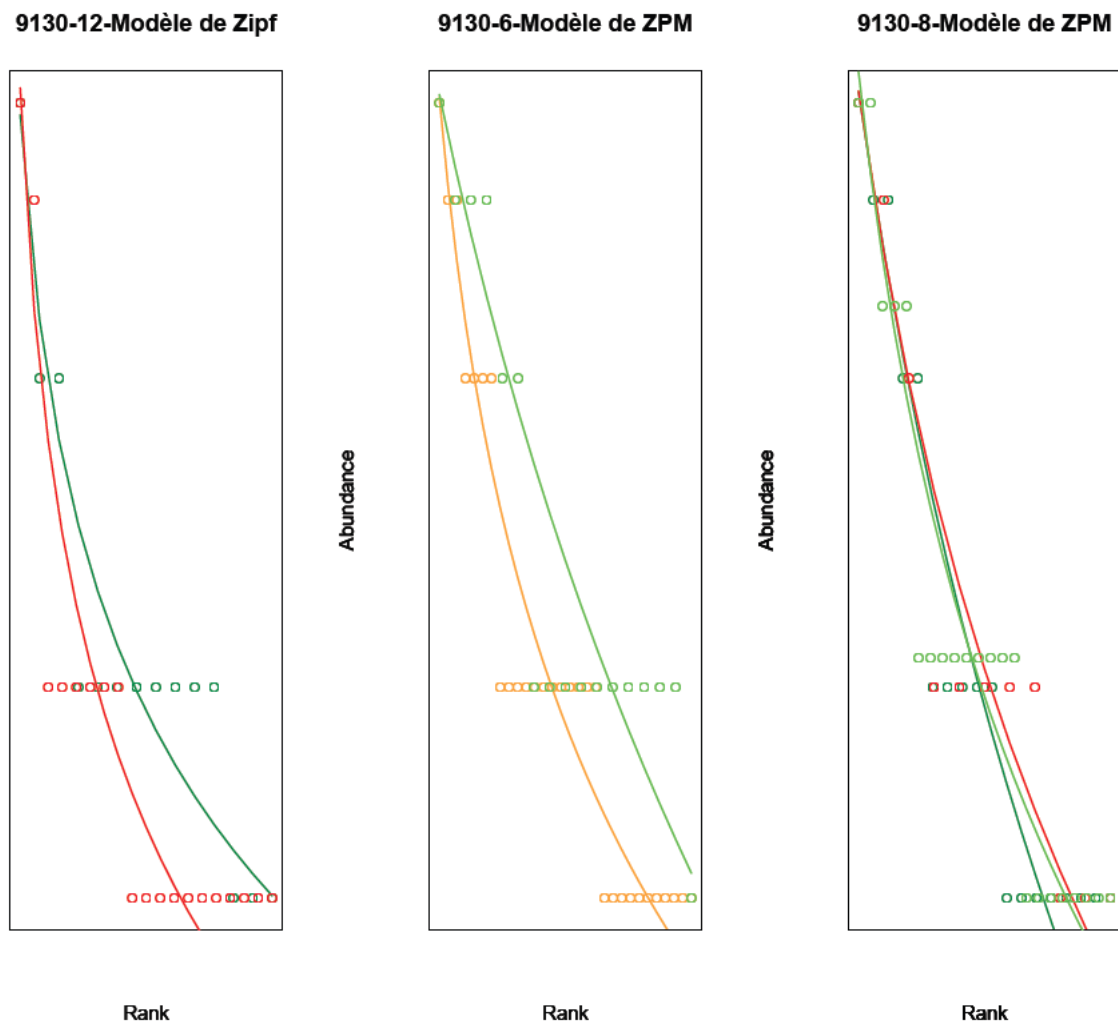


FIGURE 3.2.15 – Variation de la pente de la droite (γ) d'un modèle de ZIPF ou ZIPF-PARETO-MANDELbrot selon l'état de conservation (score d'après méthode « CARNINO »)

Cette analyse peut-être conduite placette par placette mais être également agrégée à l'échelle d'un site par type d'habitat.

Nous avons créé 4 métacommunautés et ajusté des modèles de distribution d'abon-

dance pour les deux sites Natura 2000 jurassien (Tab. 3.18). Les 2 métacommunautés s'ajustent à un modèle de ZPM, respectivement le 9130-6 et -8 et 2 à un modèle de ZIPF pour le 9130-5 et -12 (Tab. 3.18).

Pour les habitats du 9130-6 et -8, nous confirmons ce que nous avons pu analyser à l'échelle des placettes.

**Le lien est significatif entre score de l'état de conservation et le type de modèle de distribution d'abondance.
Les paramètres de diversification des niches (β) et de prévisibilité du système (γ) augmentent avec le score de l'état de conservation.**

TABLE 3.18 – Paramètres des modèles de ZIPF ou ZPM selon le score de l'état de conservation pour quatre habitats élémentaires de hêtraies neutrophiles à Aspérule, à l'échelle de deux sites Natura 2000

Site Natura 2000	EUR27	n	Score	Etat	γ	β
FR4301322	9130-5	21	56,9 [54,6-59,2]	Altéré	-0.997	-
	9130-6	20	63,8 [61,5-66,1]	Altéré	-1.419	0.701
FR4301332	9130-8	12	51,2 [44,7-57,7]	Altéré	-0.853	0.113
	9130-12	19	78,7 [74,3-83,1]	Bon correct	-0.902	-

3.3 La modélisation pour évaluer l'état de conservation : limites et perspectives

3.3.1 Entre aire de répartition et surface

3.3.1.1 Incertitudes des prédictions

Bien que la pertinence de l'utilisation de l'approche indirecte par les espèces ait été démontrée sur le plan statistique et écologique comparée à l'approche directe, elle contient comme toutes méthodes de modélisation une part d'incertitude liée :

- à la qualité des données des bases phytoécologiques et phytosociologiques
- Le premier est que certains habitats élémentaires n'étaient pas présents dans la base de données et/ou que l'occurrence de ces habitats était très déséquilibrée au sein d'un même habitat générique. Du fait que les habitats élémentaires sont caractérisés par des cortèges d'espèces et des conditions environnementales spécifiques, il est évident qu'un tel déséquilibre ou l'absence de données, pour certains habitats élémentaires, participe à l'incertitude des prédictions et limite leur représentativité. Cependant, ce

- point peut être comblé en ayant recours aux milliers de relevés phytosociologiques des Conservatoires botaniques nationaux.
- Le second est la faible couverture spatiale de ces données renforcée par la distribution grégaire des relevés (liée au fait que les données proviennent de la concaténation d'études locales). Cela limite la représentativité des prédictions et peut même les biaiser au bénéfice des conditions les plus inventoriées. Notons toutefois que l'approche indirecte limite très probablement plus ce type d'incertitude comparée à l'approche directe du fait que le classement habitat est basé sur des modèles de distribution d'espèces qui sont ajustés sur des données représentatives du territoire forestier français (données floristiques de l'IFN).
 - La dernière incertitude provient de la possible présence d'erreurs dans le renseignement de l'habitat des relevés. En effet pour 453 d'entre eux le classement habitat n'est pas unique. Toutefois, cette incertitude est limitée par le fait que l'information sur la détermination de habitat forestier a été renseignée sur le terrain par des experts, phytosociologues ou phytoécologues. Là encore, l'amélioration des algorithmes de classement permet de pallier à cette incertitude [Gégout 10, Maciejewski 16c].
 - à l'incertitude des modèles de distribution des espèces. Bien que les espèces utilisées pour le classement des habitats soient celles dont les modèles de distribution sont les plus performants, il n'en est pas moins vrai que les prédictions réalisées à partir de chacun de ces modèles sont entachées d'un certain niveau d'incertitude qui peut se cumuler lors de la classification habitat. L'incertitude provient de l'ajustement des modèles de distribution des espèces mais aussi des variables environnementales utilisées pour les calibrer. En effet, l'erreur de classement des habitats obtenue à partir des observations in situ de la flore (19.5% d'erreur) est inférieure à celle obtenue lorsque les prédictions des modèles de distributions sont utilisés (33.7% d'erreur).
 - à l'utilisation d'un seuil pour définir l'aire de distribution potentielle de l'habitat et sa surface : bien que nécessaire le passage d'un gradient de probabilité de présence ou de classement des habitats à des données de présence/absence à partir d'un seuil de probabilité n'est pas optimal. L'incertitude liée à cette méthode est d'autant plus forte que la capacité de discrimination du classement est faible.
 - Nous avons autant que possible réduit la variance de la date du relevé mais cela n'a pas toujours été possible. Il aurait été intéressant de calibrer les modèles de distribution d'abondance uniquement avec des relevés pour la période 2006-2012. Bien évidemment, le nombre de relevés par habitat générique est très réduit, moins de 100 relevés. Or, la variabilité des communautés végétales du tapis herbacé des habitats forestiers tempérés

est attestée depuis de nombreuses années [Al-Mufti 77]. A cette variabilité temporelle s'ajoute celle du cycle sylvicole. De même, il est attesté que la structure et la composition du tapis herbacé sont déterminées par des paramètres d'abondance [Barbier 09] et de composition de la strate arborescente [Auclair 71, Moelder 8]. Tous les relevés retenus sont des relevés effectués dans les phases de maturité des peuplements forestiers avec des couverts fermés.

3.3.1.2 La cartographie des milieux naturels et leur état

« *Importante pour l'agriculture, la sylviculture...la phytogéographie l'est aussi pour l'économie nationale. Une bonne carte phytogéographique peut souvent, donner une meilleure vue d'ensemble sur la capacité productrice d'un pays et les possibilités de son accroissement que beaucoup de tableaux statistiques. Une connaissance précise des rapports entre climat et végétation permet d'éviter beaucoup de dépenses inutiles.* » Voilà en substance comment s'exprimait SCHOUW en 1822 dans les « *Principes d'une phytogéographie générale* » cité par Josias BRAUN-BLANQUET et al. dans son introduction à la cartographie des groupements végétaux [Braun-Blanquet 47]...comment ne pas lui donner raison !

L'apport de nos modèles de distribution d'aire de répartition des habitats forestiers dépasse le dilemme d'une carte des groupements végétaux établie au 1/20 000e selon l'approche phytosociologique et celle de la végétation de la FRANCE au 1/200 000e des phytogéographes. Nos modèles permettent de prédire la répartition et la surface des principaux habitats forestiers de la zone némorale française. Aujourd'hui, il n'existe pas de cartes harmonisées des habitats naturels à l'échelle française, comme il peut en exister, depuis de longues dates en HONGRIE, République tchèque, et partiellement en ITALIE, en ESPAGNE, dans certains Lander allemand ou encore en AUTRICHE [Ichter 15]. Le programme national de cartographie des habitats de FRANCE, CarHAB, porté par la fédération des Conservatoires botaniques nationaux n'est pas encore achevé. Un bilan en 2012 a montré que la connaissance sur la répartition des habitats naturels et semi-naturels à grande échelle (1/25 000) reste incomplète dans notre pays, malgré plus de 1882 cartes inventoriées [Olivier 10]. L'échéance, initialement prévue en 2018, a été repoussée à 2025 (*comm. perso MTES*) donc bien après le prochain rapportage au titre de l'article 17 de la DHFF (2019). Dans le programme CarHAB, la télédétection et la modélisation d'habitats sont utilisées pour produire des couches de base avant une importante phase de validation sur le terrain. Cette modélisation utilise la méthode du maximum d'entropie (MAXENT). Cette approche donne de bons résultats pour les milieux ouverts y compris à grande échelle [Redon 12]. Mais pour les habitats forestiers, l'agence européenne de l'environnement, qui a testé à petite échelle cette méthode, a obtenu un succès modéré et ne s'est pas risquée à estimer

des surfaces [Spyropoulou 15].

Pour déterminer la structure et fonction, nous n'avons pas tenons compte de paramètres comme la fragmentation (dimension des massifs, distance entre patch..).

Les indicateurs de gestion durable fournissent d'ailleurs de type de cartes [Maaf 16]

tout comme l'Observatoire national de la biodiversité (<http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/fr/des-milieus-naturels>).

Habitat « menacé » : a-t-on besoin d'une liste rouge ?

Nous avons vu que l'état de conservation au sens de la DHFF peut-être « *défavorable-mauvais* » lorsque les habitats sont menacés d'extinction (au moins régionalement).

Il faudra attendre 2008, pour voir émerger la notion d'habitats menacés au sens de l'UICN et que soit proposé une méthodologie pour le qualifier (2013). Le guide

d'interprétation de l'article 17 indique que le fait qu'un habitat naturel ne soit pas menacé (c'est-à-dire qu'il ne soit pas confronté à un risque d'extinction directe)

ne signifie pas qu'il se trouve dans un état de conservation favorable. L'objectif de la DHFF est défini en termes positifs, orientés vers une situation favorable, qui

doit être définie, atteinte et maintenue. C'est donc plus qu'éviter les extinctions !

Cependant, le guide [Evans 11] indique (p.20) : « *Si possible, des listes rouges de types d'habitats, de communautés végétales ou de biotopes correspondant aux types*

d'habitats de l'annexe I de la directive devraient être prises en compte pour identifier la zone favorable des types d'habitats. Par exemple, dans les cas où les types

d'habitats sont « menacés d'extinction », « en danger critique d'extinction » ou similaires, il est peu probable que la superficie actuelle du type soit suffisante pour être

considérée comme favorable. » : ce sont des arguments à tout le moins en complète

contradiction avec les premières pages du guide !

L'UICN, qui s'inscrit dans l'agenda international de la Convention sur la diversité biologique, a donc développé une méthodologie cohérente pour établir une liste

rouge des écosystèmes (<https://iucnrle.org>). Les efforts de surveillance de l'état des écosystèmes

sont entravés par l'absence d'un cadre scientifique cohérent, avec des critères transparents pour identifier lesquels de ces écosystèmes sont plus suscep-

tibles de disparaître. Après la reconnaissance de cet important vide scientifique, le IVe Congrès mondial de la nature de l'UICN (BARCELONE, Espagne, 5-14 octobre

2008) a approuvé une motion visant à initier le développement d'une norme mondiale d'évaluation des risques écosystémiques qui pourrait devenir un nouvel outil

de conservation politiques. Ainsi, l'UICN a jeté les bases de la Liste Rouge des Ecosystèmes (Red List Ecosystem), un outil clé, car elle permet d'aborder diffé-

rents aspects des politiques publiques dans une perspective mondiale et nationale. La LRE a été officiellement reconnue par l'UICN en 2014. Jusque-là, un protocole

d'évaluation de l'écosystème qui sépare l'analyse des risques de l'écosystème et l'établissement des priorités de conservation n'était pas disponible. Actuellement,

la première évaluation LRE continentale est en cours d'achèvement, en Amérique, et plusieurs LRE nationaux ont été achevés, ainsi que des évaluations de multiples écosystèmes du monde entier. L'objectif est d'avoir une évaluation complète de tous les écosystèmes du monde d'ici 2025 (d'après <https://iucnrle.org>).

Or l'article de KEITH et al. publié dans Plos One en 2013 repose sur une méthodologie critiquable car basée sur des états de référence post-industriels (e.g. 1750) [Keith 13], qui n'est pas sans rappeler l'indice d'intégrité de SCHOLES & BIGGS [Scholes 05]...toujours cette lancinante question du référentiel et de paradis perdu !

3.3.2 Typicité, une « valeur » parmi d'autres

Comme le souligne Michel GODRON (*comm. pers.*), la définition la plus restrictive serait qu'une espèce est typique si sa présence est nécessaire pour la pérennité d'un habitat naturel où elle est présente. Les cas où cette définition s'appliquerait sont extrêmement rares. L'un des exemples les plus nets serait la disparition du pollinisateur unique d'une espèce végétale présente puisqu'elle entraînerait la disparition de la plante qu'il pollinisait. Pour que l'habitat lui-même soit menacé par cette double disparition, il faudrait que l'espèce pollinisée soit indispensable pour la survie de l'habitat, et le problème est donc seulement repoussé un peu plus loin [Godron 12].

Cette réflexion n'est-elle pas proche de celle d'Henri GAUSSEN lorsqu'il assène lors du premier colloque d'écologie en FRANCE (1950) : « *Comment désigner cette biocénose autrement qu'en la nommant Hêtraie en constatant que l'essentiel de son organisation dépend de la dominance du Hêtre ? Nous justifions ainsi la nécessité d'étudier les biocénoses sous le signe des végétaux qui en déterminent la structure par leur importance biologique et non par leur caractère « phytosociologique ».* Une « caractéristique » de premier ordre peut n'avoir aucun intérêt biologique » ? [Gausсен 51].

Les espèces typiques que nous avons définies sont bien des espèces structurantes. Au delà d'un seuil d'abondance, elles modifient les paramètres abiotiques de leur environnement ; elles peuvent être assimilées à des organismes-ingénieurs au sens de JONES et al. [Jones 94], notamment les arbres [Aubert 11, Moelder 8, Wilson 1]. Ils sont d'ailleurs tous dans les premiers rangs de nos listes d'espèces typiques d'habitats de climax climatiques, à l'exception de certains habitats à climax stationnel comme le 9180 (Forêts d'éboulis, Le lierre en rang 1), le 9190 (Chênaie pédonculée, Molinie bleue en rang 1), le 91D0 (Tourbière boisée, Myrtille en rang 1) ou de végétation azonale comme le 91F0 (Forêts alluviales, Gaillet grateron en rang 1) et le 92A0 (Forêts alluviales, Lierre en rang 1). GAUSSEN publiera trois ans plus tard dans la revue forestière française un article, passé inaperçu⁵, et pourtant d'une

5. Jamais, mon mentor Jean-Claude RAMEAU ou d'autres collègues phytosociologues, n'ont

importance cruciale pour le devenir de l'écologie des communautés : « *La hêtraie sans hêtre* » [Gausсен 53b, Gausсен 53a] « *De même, diverses Hêtraies n'ont pas exactement la même liste de plantes ; la présence ou l'absence de ces plantes n'a pas d'importance. Enlevons tous les pieds d'Asperula odorata dans notre Hêtraie, elle continuera à vivre ; voilà une « caractéristique » qui n'a pas d'importance pour l'équilibre de l'association.... Supprimons le Hêtre : l'association disparaît avec lui, à moins qu'il ne soit remplacé par un autre arbre portant une ombre analogue et donnant un humus accepté par les plantes de l'association* » : c'est toute la question de l'équivalence fonctionnelle. « *L'arbre crée le milieu* ». D'où l'extrême importance de raisonner en terme de dominance, et de l'estimer en biomasse. « *Cette notion d'inégalité foncière entre les plantes de l'association devrait être une base de leur étude. Dans les listes on sépare les « caractéristiques », et je reconnais parfaitement leur intérêt ; on indique aussi, de façon peu apparente, la dominance. Mais la liste est encombrée par les noms de nombreuses plantes dénuées de signification. Il me paraît inutile de nommer des espèces qui n'ont pas d'intérêt. Je m'en excuse auprès d'elles, mais dans la strate herbacée de la forêt, la présence de certaines plantes ne signifie rien. Les citer au même titre que les plantes dominantes qui créent le paysage et le milieu biologique alourdit les listes sans rien nous apprendre. C'est une des raisons pour lesquelles je ne suis pas un fidèle défenseur de la « saine doctrine »* ».

Nous avons démontré qu'il importait au contraire de travailler avec l'ensemble du cortège floristique pour ajuster des modèles de distribution d'abondance.

En 1954, René ROL note certains désaccords entre phytosociologues et forestiers, notamment sur cette question de hêtraie sans hêtre dans le JURA et des espèces caractéristiques : « *Mais le forestier qui voit dans l'association un instrument de travail estime qu'une telle caractéristique est sans intérêt. Il attachera, par contre, beaucoup d'intérêt à la notion de constance...* » [Guinier 95]. La même année, Roger MOLINIER répond à Henri GAUSSEN dans un article publié dans la même revue [Molinier 54]. Se sont-ils concertés avec René ROL ? On ne le sait pas. « *Car un arbre, s'il est caractéristique d'une association, l'est au même titre que des espèces de moindre importance physiologique dont la fidélité au biotope commun est parfois plus grande que celle de l'arbre considéré. C'est là une conception phytosociologique qu'il ne faut pas perdre de vue. Que l'arbre soit un élément essentiel de la forêt pour le Forestier — à juste titre d'ailleurs — il ne fait pas pour cela à lui seul la forêt ; celle-ci est une biocénose complexe, dont tous les éléments réagissent les uns sur les autres, et si le Hêtre contribue à faire la Hêtraie, c'est concurremment avec tous les éléments de la biocénose Hêtraie (nous considérons des espèces édifcatrices, conservatrices, destructrices), et seulement dans la mesure où les conditions du milieu lui permettent de s'installer. Dire que « l'arbre*

évoqué cette article, alors qu'il est bien connu des géographes.

créé le milieu » n'est que partiellement exact; et la meilleure preuve, c'est qu'il peut former des peuplements en des stations à caractères écologiques nettement distincts ».

Il prend alors l'exemple des hêtraies de la SAINTE-BAUME : c'était bien mal choisir son exemple de contre-argument : « *En ce qui concerne la Sainte-Baume, forestiers et botanistes sont ainsi d'accord pour l'interprétation ci-dessus et les forestiers peuvent se demander, non sans de très bonnes raisons, si le Hêtre aujourd'hui étroitement cantonné à l'ubac du massif, ne pourrait pas être réintroduit en dehors de la forêt domaniale proprement dite, et précisément là où la présence des caractéristiques du Fagetum ou de hêtres isolés accompagnés de ces caractéristiques révèle des conditions de milieu qui paraissent convenir à la réintroduction du Hêtre. La considération d'une Hêtraie, d'un Fagetum sans Hêtre, n'est en tous cas applicable qu'à des groupements très modifiés, surtout par une action humaine plus ou moins ancienne et l'on doit tout de même remarquer que les hêtraies décrites par les phytosociologues sont bien, dans la très grande majorité des cas, des bois de hêtres ».* Or, la forêt de la Sainte-Baume est un cas extrêmement particulier : elle ne subsiste que grâce à sa stricte protection juridique constante depuis l'époque médiévale : "La hêtraie n'est développée que dans un rayon de 1 à 2 km aux alentours de la grotte sacrée. Au sanctuaire religieux correspond un "sanctuaire" végétal qui en fait le plus bel ornement" in CORVOL-DESSERT [Corvol-Dessert 10].

Depuis, comme GÉHU l'exprimait si justement, " *Si la phytosociologie reste fondée sur la priorité donnée à la composition floristique, elle a abandonné les " exagérations de la fidélité " des espèces réparties en caractéristiques de divers ordres au profit de la notion plus réaliste et plus universelle de " combinaison floristique " caractéristique ou différentielle.* [Géhu 06]" Nous pensons que la création de « *métacommunautés* » ne contredit pas ces propos et renforce, compte tenu du grand nombre de relevés et du nombre de répétitions (n=1000), la notion de combinaison floristique.

Henri Gaussen a rejeté très tôt les idées de la phytosociologie. Dans son petit livre de synthèse sur la Géographie des plantes (1933), n'écrit-il pas « *Traiter de certaines associations méditerranéennes sans parler de la chèvre est une absurdité.* » Depuis, bon nombre de phytosociologues ont comblé ce manque patent d'analyse des causes historiques et anthropiques dans le déterminisme des communautés végétales [Dubois 91, Rameau 87, Rameau 96].

Un exemple, dans la forêt domaniale des SAUVAS (Hautes-Alpes), le bois des DONNES est une hêtraie pure sans aucune strate herbacée ou arbustive. Est-ce une hêtraie ? Une hêtraie-sapinière sans aucun doute. Est-elle dans un bon état de conservation ? Le bois mort abonde et les très gros bois sont légions (Fig. 3.3.1).

Ce sylvofaciès s'ajusterait-il à un modèle de PRESTON ou de ZIPF ? A un modèle de PRESTON, sans aucun doute. Et pourtant l'ancienneté de ce bois est attesté



FIGURE 3.3.1 – Hêtres multi-séculaires traités en émonde dans le Bois des DONNES (Hautes-Alpes) - Crédits photographiques : D. MARAGE

depuis le XIV^e siècle par la Chartreuse de DURBON. A l'échelle locale des sites Natura 2000, il est donc crucial de prendre en compte cette variable « *ancienneté* » comme le soulignent CATEAU et al. (2015).

Aujourd'hui la convergence entre phytoécologues, phytosociologues et phytogéographes est en bonne voie [Alexandre 08, Alexandre 12]. La réconciliation est en passe d'être achevée.

La notion et la définition des listes d'espèces typiques, dans le cadre de la DHFF, doit rapidement aboutir et de façon harmonisée à l'échelle des domaines biogéographiques. Nos travaux ont d'ailleurs permis d'enrichir le guide méthodologique pour le rapportage au titre de l'article 17, notamment pour la définition des listes d'espèces typiques (p. 50-51) [Evans 11] et figurent dans le rapport officiel (p. 38-39) que la FRANCE a remis à l'Union européenne [Bensettiti 15]. Les listes d'espèces établies le sont au niveau de l'habitat générique mais le suivi doit se faire sur des sites, à l'échelle locale, donc au niveau d'habitats élémentaires [Maciejewski 16d].

Quand la DHFF s'inquiète de "*la survie à long terme des espèces typiques*" d'un habitat, elle implique que ces espèces sont présentes de manière permanente dans cet habitat. Cette introduction de la dynamique de la végétation dans le raisonnement est un progrès considérable. En effet, un raisonnement synchronique classique montre que, quand le nombre des relevés est grand, les espèces qui sont souvent trouvées ensemble appartiennent à des habitats permanents, même si la réciproque n'est pas toujours vraie. Il reste alors à voir si les ensembles de relevés rattachés à un habitat possèdent une structure floristique caractérisable et pérenne. Le modèle adopté permet de préciser le rôle que les espèces typiques peuvent jouer dans le fonctionnement de l'habitat, puisqu'il suffit de retirer les présences de chacune des candidates dans la matrice des présences et de voir si l'état de conservation est modifié. D'ores et déjà, le guide d'application de l'article 17 de la DHFF indique que ces espèces doivent indiquer un état de conservation favorable. La surveillance de l'espèce doit être non-destructive et il doit y avoir une méthodologie documentée. L'espèce doit être facilement identifiable, idéalement par des non experts. L'aspect géographique doit être pris en compte, une « *espèce typique* » n'a pas besoin d'être présente dans toute l'aire de répartition de l'habitat. Les « *espèces typiques* » sont susceptibles d'être relativement peu communes, mais toujours assez présentes dans la plupart des sites accueillant l'habitat en question. En se basant sur le rang d'abondance relative des espèces, la probabilité de les observer est nécessairement augmentée.

Enfin, le choix d'« *espèces typiques* » ne devrait pas être limité aux plantes vasculaires. La prise en compte des autres espèces végétales, notamment la bryoflore, d'autant plus que certaines d'entre elles figurent dans les annexes II, IV et V de la DHFF. Mais des problèmes liés à l'estimation de leur abondance, à leur détermination, souvent affaire de spécialistes, limitent leur intégration dans les

listes d'espèces typiques. Pourtant, ce sont de bons indicateurs car ces organismes répondent plus rapidement à certains changements environnementaux comme la qualité de l'air, la l'hygrométrie notamment.

La prise en compte d'autres taxons, comme la fonge, les cortèges d'oiseaux, d'insectes, de mammifères n'a pas été abordée dans notre analyse. Ce sont pour certaines d'entre-elles des espèces forestières « *remarquées* » (Lynx, Loup, Grand Tétras...) ou « *étendards* » [Noss 90] qui accomplissent tout ou partie de leur cycle biologique en forêt, ce sont aussi des éléments de la biodiversité forestière

Grâce à notre approche, le nombre d'espèces typiques à retenir par habitat n'est plus arbitraire : il est fonction de la distribution d'abondance de l'ensemble de la communauté. Ceci peut conduire dans certains cas à des listes d'espèces assez longue (e.g. 91F0) et donc peu opérationnelles pour la qualification de l'état de conservation à l'échelle des sites. C'est pourquoi, il est nécessaire d'analyser la place de chacune des espèces dans la communauté en se focalisant sur les plus abondantes ou les plus fonctionnellement indispensables.

Enfin, il est nécessaire d'améliorer les connaissances en lien avec les flux de matières, notamment de la matière organique (MO) et son devenir (minéralisation, humification) comme les travaux de AUBERT semblent le démontrer [Aubert 11]. Dans le cadre de la mise en place d'un dispositif de surveillance des habitats forestiers, les listes d'espèces typiques prendront leur réel intérêt lors de la mise en place d'un réseau de surveillance national. Ceci étant, des analyses de la variabilité de l'abondance des espèces selon les phases sylviculturales et/ou sylvigénétiques seraient indispensables dans le cadre de la surveillance et la mise en place du futur réseau. Dans ce cas, les modèles de distribution d'abondance ajustés permettraient de suivre dans le temps la structure numérique et fonctionnelle des communautés et de prédire l'état de conservation comme nous l'avons démontré.

3.3.3 Perspectives futures : structure, fonctions et changement climatique

Les prédictions de la distribution des habitats forestiers par la flore, réalisées dans le cadre du projet TEECH, pourraient être utilisées pour prédire et anticiper l'effet des changements environnementaux futurs sur la distribution des habitats. La figure 3.3.2 illustre l'évolution de la distribution des probabilités de présence des hêtraies acidiphiles à Luzule (9110) prédite à l'horizon 2050 d'après le scénario climatique A2 et le modèle général de circulation HadCM3 [Johns 03]. Le niveau de développement économique et de croissance de la population mondiale y est soutenu [IPCC 07]. Ce type de prédiction future est d'autant plus intéressant dans le cadre de l'évaluation Natura 2000 que la définition des perspectives futures (critère EC4) prise en compte dans l'évaluation au titre de l'article 17 de

la DHFF. Les prédictions de ces modèles seront toujours moins sûres parce qu'ils sont intrinsèquement des extrapolations. Étant donné le risque de « surprises » écologiques [Williams 07] et la perte des services écosystémiques déjà constatés [Chevassus-au Louis 09, Maes 13], la confrontation des modèles prédictifs avec les valeurs et les objectifs du réseau Natura 2000 revêt un enjeu considérable pour l'avenir.

Enfin, il faudra veiller à retenir, dès maintenant, des espèces typiques qui pourraient également être sensibles aux changements globaux [Lenoir 08, Bertrand 11a, Lenoir 10] [Steinbauer 18]. C'est le travail qu'a entrepris notamment Lise MACIEJEWSKI depuis 2016 au sein du laboratoire SYLVA [Maciejewski 16c].

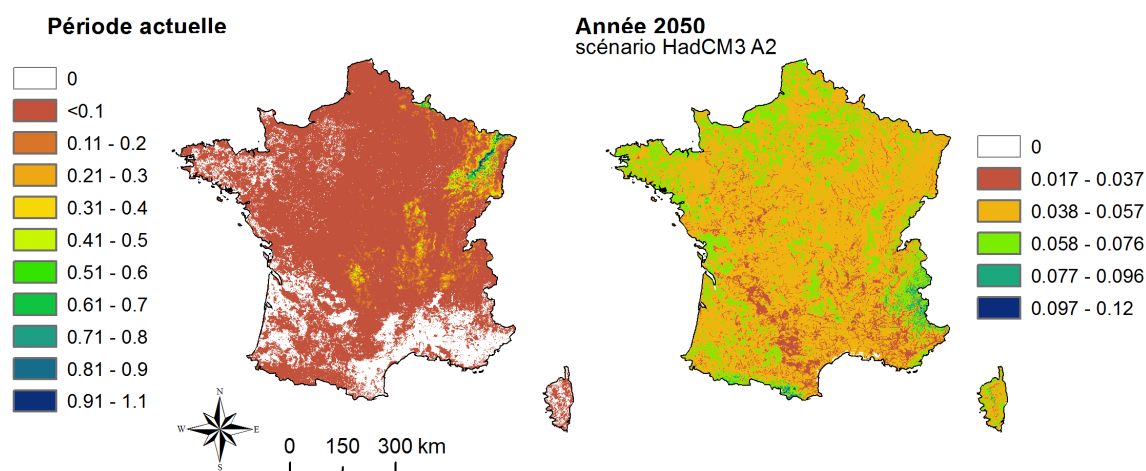


FIGURE 3.3.2 – Etat actuel et futur de la distribution des probabilités de présence de l'habitat 9110 prédites par l'approche indirecte. Les prédictions futures sont calculées en 2050 à partir du scénario climatique A2 et du modèle général de circulation HadCM3

3.3.4 Des avancées, depuis 2012, certes, mais encore ?

Le seul véritable reproche que mérite l'application de la directive Habitat est d'avoir gaspillé l'acquis de ce nouveau schéma de conservation de la nature, en maintenant la vieille dichotomie entre scientifiques et gestionnaires, au travers du postulat de deux séquences bien séparées comme le soulignait déjà Jean-Claude RAMEAU [Rameau 97a], puis Christian BARTHOD [Barthod 08] : D'abord l'identification et la désignation des sites, puis la détermination des modalités de gestion et de son évaluation. Ce schéma aurait pu être valide dans le contexte d'une approche utilitariste reposant sur un consensus scientifique et technique. Force est de constater que c'est un échec. Dans une approche renouvelée de la conservation de

la nature, ce schéma est une lourde erreur dès lors qu'il s'applique à une démarche éthique qui suppose l'adhésion à des valeurs communes et l'implication de tous les acteurs.

Une tentative de réconcilier les objectifs de résultats du « *bon état* » de la DHFF avec ceux du « *bon usage* » de la gestion durable des forêts est néanmoins en cours. La plate-forme biodiversité pour la forêt (PBF), instance de concertation, a été créée en juin 2012 par le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt (MAAF). Il s'agit de mettre en œuvre l'engagement issu de la Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) 2011-2020 relatif à l'intégration des enjeux de la biodiversité dans toutes les politiques publiques, en l'occurrence la politique forestière. Elle rassemble des acteurs de la recherche, de la forêt publique et privée et du monde associatif. Jusqu'en 2015, la PBF a notamment contribué aux travaux d'élaboration du Programme national de la forêt et du bois (PNFB) avec la production de deux notes sur la prise en compte de la biodiversité et l'équilibre sylvo-cynégétique. Dans ce cadre, la PBF s'est vu confier trois missions principales dans le PNFB (i) mener une réflexion sur la coordination des objectifs et des moyens de la R&D autour des enjeux de biodiversité forestière; (ii) en lien avec le programme « *Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE)* » et avec l'appui de l'IGN, constituer un groupe de travail pour mettre en place un système de recueil et de partage d'informations géo-référencées sur les valeurs des services retirés du fonctionnement des écosystèmes forestiers; enfin (iii) élaborer des recommandations, à l'attention du comité spécialisé « *gestion durable* » du Conseil supérieur de la forêt et du bois (CSFB) dans le cadre de son bilan annuel, concernant la prise en compte de la biodiversité au niveau national et régional. Par ailleurs, la PBF a du continuer d'être l'instance de référence pour la mise en œuvre des engagements de la SNB relatifs à la politique forestière, et également poursuivre le programme de travail dont elle s'était dotée en 2012. Depuis l'adoption du PNFB en mars 2017, pour faire face aux vives tensions qui s'étaient exprimées, l'animation a été confiée, en juin 2017, au binôme FNE/GIP ECOFOR, avec le soutien du MAAF et du MTES. En octobre 2017, la première réunion plénière de la PBF sous cette nouvelle configuration a décidé de mettre en place deux groupes de travail : « *Recherche* » et « *Politiques publiques* »... toujours la pensée visionnaire de WESTOBY (1967). Y aurait-il quelques problèmes à résoudre ?

Cette masse de données, qu'elles proviennent de l'IFN, des sites Natura 2000, des bases de données floristiques et écologiques, mise ou pas sous forme d'observatoires, aussi importante soit-elle, est-elle à même de traduire l'ensemble des enjeux liés à la gestion forestière d'un territoire ?

Les territoires ont sûrement d'autres attentes que celui de dispositifs de surveillance nationaux. Ces réseaux de surveillance n'ont d'ailleurs pas vocation à

embrasser la pluralité des points de vues. Or rappelons-nous que « *le bon état de conservation au titre de la DHFF n'est pas une référence absolue ni un pur concept scientifique, mais une co-construction entre des principes écologiques et des choix sociaux.* » [Evans 11] Mais qui est convié à la table de cette co-construction ? avec ou sans les experts ? En France, les rapportages de 2005 et de 2012, ne comptaient ni géographes, ni sociologues.

Il y aurait comme un hiatus entre la sphère de la connaissance et celle de la gestion comme JEANMOUGIN et al. l'ont souligné récemment [Jeanmougin 17a, Jeanmougin 17b] : la sphère de la conservation, des biologistes, malgré les efforts intenses de ces dernières années, notamment par le truchement du programme du GIP ECOFOR « *Biodiversité, politique et gestion forestière* », et le monde des gestionnaires n'arrivent toujours pas à se comprendre.

Il est temps à présent de détailler ce qu'est réellement une évaluation pour, comme concluait si justement Christian BARTHOD, « *...travailler à une synthèse du meilleur de la tradition forestière européenne du « bon usage », qu'incarne aussi PINCHOT, et des réponses possibles aux questions fortes et provocantes sur le « bon état », qu'a formulées LEOPOLD sur la base d'une vision façonnée par les découvertes de l'écologie scientifique* » [Barthod 05], car nous pensons, comme Robert HARRISON (1995), qu'« *Il est évident que nous n'avons plus peur de « faire l'Actéon », c'est à dire de regarder au coeur de la forêt. La raison, c'est peut-être que, désormais, les forêts manquent de déesses protectrices. Ou du moins le croit-on. En ignorant les yeux qui ne font pas voir, nous finissons par croire que l'oeil du savoir - l'oeil qui fixe les objets et les analyse et les quantifie et les interprète - est le seul à posséder la vision. Mais quand le regard ne va que dans un sens, le monde est réduite à l'inanimation.* » [Meiller 95]

Points clés

Apport de la modélisation

Avec nos modèles nous réussissons à prédire la présence, l'abondance de telle ou telle espèce et leur combinaison permettent de prédire l'assemblage de telle ou telle type de communauté, aujourd'hui et demain. Cela participe à enrichir ce que nous nommons la connaissance par le biais des outils informatiques et mathématiques, probabilistes notamment. Or avec un regard plus aiguisé, nos modèles ne font finalement que « valider » l'empirisme acquis au fil des siècles par des générations d'hommes. C'est un peu comme si l'homme jadis en lien quotidien avec son environnement, avait « intégré » l'ensemble de ses paramètres biotiques et abiotiques. Nous ne faisons que « redécouvrir » aujourd'hui formellement et quantitativement cet acquis, à la différence près que nous n'avons plus besoin d'être au quotidien dans ces territoires. Il s'est opéré une distanciation. Cette confrontation de la modélisation avec l'empirisme est riche d'enseignements :

1. *Primo*, ces travaux plaident pour la reconnaissance et la connaissance des savoirs traditionnels et ancestraux dans ce qui convient d'appeler des socio-écosystèmes. Dans beaucoup de cas, pour ne pas dire dans la plupart, c'est le bon sens, la constance qui a valeur de référence et d'usage dans la gestion de ces territoires. Au passage, les idéologies empreintes de non-interventionisme sont égratignées, puisque l'homme n'est pas le bienvenu, thèse, au combien, anti-humaniste.
2. *Secundo*, l'approche modélisatrice permet, dans des contextes où l'homme n'est pas ou peu présent (systèmes arctiques, boréaux), ou dans des espaces desquels il s'est retiré (déprise, exode...) de remobiliser des connaissances qui ont été perdues, avec la possibilité de valider les modèles par des sources textuelles (géohistoire) ou cartographiques (cadastre ancien par exemple). Parfois, lorsque ces savoirs ne sont pas perdus, l'approche modélisatrice permet de remobiliser ces connaissances empiriques.
3. *Tertio*, l'approche modélisatrice permet de générer différents scénarii, de tester des hypothèses dans le cadre d'environnement changeant ou contraint.

Ces évaluations, en réalité, n'en sont pas : ce sont des suivis, des dispositifs de surveillance de l'état de conservation

- ❑ Alors qu'elles se veulent aider à la décision et censé « évaluer » une politique publique comme celle du réseau Natura 2000,
- ❑ Elles visent simplement à approfondir les connaissances, à réduire les incertitudes, à évaluer des risques, rien de plus.

Chapitre 4

De l'évaluation de l'état de conservation des forêts à celui des territoires

Partir d'un **suivi** de l'état écologique des populations ou des écosystèmes, réalisé par des biologistes, des écologues [Gosselin 12] afin de rendre compte de l'adéquation entre les moyens, les objectifs et les résultats d'une politique environnementale sort de la conception de l'évaluation telle que nous l'envisageons et tels que cela a été définis préalablement dans le chapitre 3.

En effet, nous nous sommes focalisés dans les chapitres précédents sur l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle biogéographique et à l'échelle des sites Natura 2000 selon une méthodologie guidée par les impératifs de la mise en oeuvre d'une politique publique de conservation de la nature, la directive Habitats. Quelle que soit l'échelle, les méthodes de recueil de l'information qui servent à produire ces indicateurs d'états, eux-même repris dans un système de notation, sont à présent standardisées [Carnino 10, Evans 11, Maciejewski 16a, Maciejewski 16d]. Tout au long de ce processus d'évaluation, nous avons démontré combien le « *dire d'expert* » était mobilisé à toutes les échelles. Ce suivi de l'état écologique échappe à la société pour n'être captée que par les « *sachants* », comme l'ont déjà démontré des chercheurs notamment impliqués dans la recherche-action [Etienne 03, Etienne 05, Bouleau 12, Gondran 15].

Il est temps que l'ensemble des acteurs du territoire se saisissent de cette problématique. Philippe ROQUEPPO se demandait d'ailleurs, dès 1995, qui est habilité à affirmer que la forêt est en bon état ? [Meiller 95]. Les propriétaires ? Les gestionnaires ? Les scientifiques ? Les citoyens ? On peut les questionner d'ailleurs chacun sur le niveau et l'étendu de leurs savoirs. Cette question de l'évaluation de l'état des forêts ne peut échapper au débat social. Comment, dans ces conditions, opé-

rer un débat public sur cette question ? car la moralité d'un acte n'est-t-elle pas fonction de l'état et de la norme du système social où il est accompli (FLECHTER, 1966 cité par [Blondel 95]). C'est bien à cela également qu'Aldo LEOPOLD nous invite dans son introduction à la *Land Ethic*.

Parce qu'elle structure nos paysages, qu'elle est source de multiples usages, parce qu'elle hante nos inconscients collectifs, la forêt invite, chacun de nous, à poser des regards pluriels, **elle est chose publique**.

Or, les choix de gestion forestière et du territoire sont systématiquement motivés au nom d'une « *sacro-sainte notion d'intérêt général* » [Buttoud 83] et de durabilité. Notion, au combien équivoque, puisqu'on voudrait tout à la fois conserver les forêts, tout en alimentant la filière-bois locale ou internationale et répondre aux attentes d'une société du divertissement (e.g. sports de nature, chasse...). La gestion multifonctionnelle des forêts doit être questionnée.

Cette partie est le fruit de mes réflexions, en outre, de cinq années passées dans un service déconcentré du ministère en charge de l'environnement, mais également de mes échanges avec la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale sous la direction de Bertrand GALTIER, des animations dans le cadre de la révision ou de l'élaboration des chartes de parcs naturels régionaux en région Bourgogne-Franche-Comté avec le bureau d'études « *Consortium Consultant* » et de mes enseignements dans les post-master d'AgroParisTech.

Avertissement

Compte-tenu de mes fonctions dans un service déconcentré du ministère en charge de l'environnement, je ne peux trahir le secret professionnel au sens de l'article 26 de la Loi n°83-634 du 13 juillet 1983. C'est pourquoi j'ai été contraint, pour certains exemples, d'être imprécis afin de protéger scrupuleusement les intérêts matériels et moraux des particuliers ou des entreprises.

4.1 Evaluer, c'est questionner

4.1.1 Ce qu'est réellement une évaluation

Pour le Conseil Scientifique de l'Evaluation [Leca 96], évaluer¹, c'est rassembler, analyser et interpréter l'information concernant la mise en oeuvre et l'impact des mesures visant à agir sur une situation, ainsi que préparer des nouvelles mesures.

1. Evaluation est l'action d'évaluer, d'apprécier la valeur (d'une chose) ; technique, méthode d'estimation. (Quasi-)synon. estimation. Dans toute évaluation, la chose qu'on évalue est une quantité donnée, à laquelle rien ne peut être changé. (...) L'autre terme de la comparaison est variable dans sa quantité, parce que l'évaluation peut être portée plus ou moins haut (Say, *Écon. pol.*, 1832, p. 314). <http://www.cnrtl.fr/definition/évaluation>

Selon la Charte de l'évaluation des politiques publiques et des programmes publics de la Société française d'évaluation², « *L'évaluation cherche à fonder des jugements sur la valeur des actions publiques. Elle vise à donner plus de cohérence à l'action publique, à améliorer son efficacité et à mobiliser tous ses acteurs. L'évaluation contribue à la prise de décision publique ; elle concourt à moderniser la gestion de l'administration et des services publics et à rendre plus efficace la dépense publique ; elle contribue simultanément au développement de la responsabilité et des pratiques de compte rendu interne ou externe, ainsi qu'à l'apprentissage organisationnel. En cela, l'évaluation participe au débat démocratique à tous les niveaux de gouvernement* ».

Pourquoi évaluer une politique, un programme, un dispositif, une action ? Pour apprécier la valeur des actions menées afin de les améliorer, et ainsi aider les responsables à prendre pour l'avenir de bonnes décisions. Il ne suffit pas de dire ce qu'on fait et de vérifier qu'on l'a fait, il faut aussi apprécier si l'action menée a obtenu des résultats, « *répond* » aux besoins et aux attentes des citoyens et de la société en général. Un des objectifs d'une évaluation est de produire des recommandations, qui permettent de « *réajuster le tir* » d'une politique ou d'une action en particulier. L'évaluation doit aussi mettre en avant la réussite d'une politique ou d'une action. L'évaluation n'est pas forcément la modalité la plus pertinente pour piloter une politique ou une action, autrement dit « *on ne peut pas tout évaluer* ». Le simple suivi de la politique/du programme/de l'action peuvent être plus adaptés.

Une évaluation répond généralement à trois finalités, non exclusives :

1. une finalité démocratique, qui consiste à rendre compte de l'action publique, à communiquer sur ses résultats, ou à mobiliser les citoyens par une mise en débat public ;
2. une finalité stratégique : adapter, réorienter la politique publique, améliorer la connaissance des besoins et des attentes, ou partager le diagnostic et les orientations avec les partenaires ;
3. une finalité opérationnelle : clarifier les objectifs et les résultats à atteindre, s'accorder avec les acteurs sur un diagnostic et des recommandations partagées, ou conduire le changement avec les agents chargés de la mise en œuvre du programme.

En pratique, une évaluation consiste à se poser les questions suivantes :

- Qu'a-t-on fait ?
- Fallait-il le faire ?
- A-t-on bien fait ?
- Comment faire mieux ?

2. <http://www.sfe-asso.fr/ressource-sfe/publications-sfe>

Les quatre questions précédentes recourent trois aspects de l'évaluation :

1. apporter des connaissances nouvelles,
2. apprécier la **valeur de l'action** (publique ou pas). Il ne faudrait pas penser que l'évaluation est réservée aux politiques publiques : tout dépositaire légitime d'une autorité (au sein d'une association, d'une entreprise) est en droit de mener une évaluation de ses actions.
3. et aider à la décision. Toute bonne évaluation a une dimension rétrospective en tirant les leçons de l'expérience, et prospective en formulant des recommandations utiles pour améliorer l'action.

L'évaluation se distingue des autres approches que sont :

- Le contrôle qui consiste à vérifier systématiquement la conformité à des normes et/ou des réglementations. Par exemple dans les Préfectures, il existe un contrôle de légalité systématique de l'ensemble des actes administratifs. Le contrôle a pour finalité de faire respecter les normes,
- L'audit est une activité de contrôle thématique (juridique, financier, organisationnel), au regard de standards professionnels. L'audit a pour finalité d'alerter sur les écarts, conseiller en vue d'apporter des solutions et/ou des améliorations,
- Le contrôle de gestion mesure la performance des actions. Il a pour but de rectifier des trajectoires, déplacer ou réaffecter des crédits,
- L'observation/observatoire dont l'activité consiste à connaître l'évolution socio-économique et environnementale d'un territoire. L'observation produit un état des lieux à différents moments permettant de connaître un territoire et ses enjeux,
- Le suivi mesure l'état d'avancement d'un projet ou d'une action en continu. L'objectif d'un suivi est de recueillir des informations régulièrement et mesurer les évolutions.

Les confusions persistantes entre ces différentes approches s'expliquent, en partie, par le fait les normes environnementales comme celles des systèmes ISO 14 001 sont nées de manière concomitante avec les principes de l'évaluation [About-de Chastenet 16].

4.1.2 Le cadre juridique de l'évaluation environnementale

4.1.2.1 Éléments de contexte

Une autorité publique est constituée des Etats et de leurs agences et des organisations intergouvernementales qui s'y rattachent. Cette autorité est construite autour de valeurs et de finalités en **lien avec l'intérêt général**, visant une transformation d'une partie ou l'ensemble d'une société à moyen et long termes, sur la base de moyens d'actions variées, dans un cadre temporel défini (mandat). Cette

autorité est inscrite dans une **réalité géographique multi-acteurs complexe** (Fig 4.1.1).

Par exemple, dans le cadre d'une planification régionale de la récolte de bois, comme les plans régionaux de la forêt et du bois³, certains acteurs comme des ONG et leurs intérêts particuliers participent aux solutions, aux connaissances. Ils peuvent influencer le contexte (e.g. remise en cause de la dynamisation de la filière-bois) mais sont aussi influencés par le contexte (e.g. souhait de lutter contre le changement climatique). Ils contribuent à définir les besoins sociétaux mais ils ne sont pas garantis que leurs intérêts soient pris en compte dans le cas où les effets de cette politique ne démontrent pas leurs inconvénients (i.e. pas d'altération du « *bon état* » des forêts.)

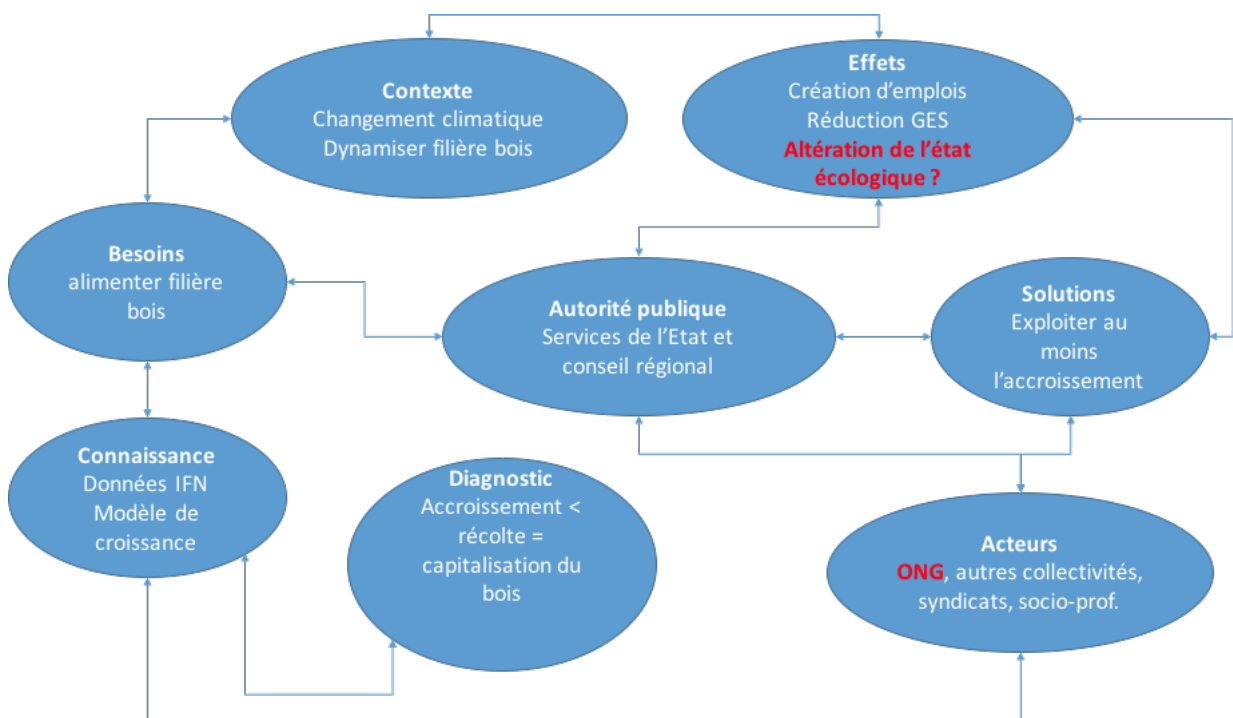


FIGURE 4.1.1 – Place de l'action publique dans une réalité multi-acteurs complexe d'un territoire : exemple avec la mise en oeuvre d'un plan régional forêt-bois

En ces temps de crises écologiques, économiques et financières, l'importance croissante de l'efficacité de l'action publique est donc fondamentale. Devant les défaillances de certaines d'entre-elles, face à des subventions et des incitations fiscales néfastes générant des effets pervers en matière environnemental [Sainteny 11],

3. La loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt - Article L.122-1 du code forestier

l'évaluation s'est petit à petit imposée dans le droit [Lerond 03] et dans la pratique [Jégou 12, Gondran 15].

Lorsqu'une action relève d'une politique publique environnementale, elle devient alors, *de facto* une problématique politique. La complexité de cette réalité multi-acteurs (Fig. 4.1.1) se caractérise par des enjeux environnementaux globaux [Barthod 95a, Chapin 00, Rockstrom 09], leurs interdépendances avec les acteurs de toute la planète [Reghezza 15] i.e. car « *ce qui est fait ici, à des conséquences ailleurs* » ; des catégories d'acteurs de plus en plus diversifiées qui s'organisent autrement que dans les schémas traditionnels (i.e. syndicats, association type Loi 1901...), à différentes échelles depuis le secteur privé (multinationales ; petites entreprises), les associations et les ONG, les collectivités [Garmendia 0]. Aujourd'hui, la vision linéaire de l'action publique fondée sur une problématique sociétale est dépassée. La réalité des problématiques environnementales nous place dans le registre des systèmes complexes adaptatifs (CAS)[Holling 73]. L'évaluation permet ainsi d'adapter les plans, programmes et politiques à la complexité des systèmes écologiques, sociaux et économiques c'est à dire des **socio-écosystèmes** [Holling 01, Gunderson 10, Couvet 10].

Cette transition sociétale s'accompagne de formes diversifiées de débats publics et de l'expression démocratique et interroge sur la place de la décision publique, qui n'est plus seulement celle de l'Etat. Le positionnement de l'action publique est donc remis en question.

4.1.2.2 Systématisation de l'évaluation dans la planification des territoires

En application de la directive 2001/42/CE du Parlement européen et du Conseil européen du 27 juin 2001, relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, de nombreux documents de planifications territoriaux font l'objet d'un avis de l'autorité environnementale nationale ou régionale. Cette autorité indépendante est chargée de formuler un avis. Cet avis est joint au dossier d'enquête publique relative au projet en question.

Le contenu du rapport est précisé par l'article R. 122-20 du code de l'environnement et la circulaire du 12 avril 2006 relative à l'évaluation de certains plans, schémas, programmes et autres documents de planification ayant une incidence notable sur l'environnement. (BO ministère de l'écologie et du développement durable n°2006-09 du 15 mai 2006).

C'est, d'après l'article R.122-20, plus de quarante documents qui sont soumis d'office à cette évaluation et une dizaine d'autres après un examen au cas par cas.

Dans les chartes de Parcs nationaux et celles de parcs naturels régionaux

Le décret n°2011-1030 du 29 août 2011, par son article 1, soumet les chartes des Parcs nationaux et celles des Parcs naturels régionaux à l'évaluation stratégique environnementale (ESE).

Parc national

Le cadre juridique des parcs nationaux français est fixé par le code de l'environnement (articles L.331-1 et suivants et articles R.331-1 et suivants). Il est issu de la loi n°60-708 du 22 juillet 1960, modifiée en 1976, 1985 et 1995⁴, et profondément révisée par la loi n°2006-436 du 14 avril 2006, et de leurs textes réglementaires d'application.

Le contenu de la charte d'un parc national est fixé par l'article L. 331-3 du code de l'environnement. L'arrêté du 23 février 2007 dicte les principes fondamentaux applicables à l'ensemble des parcs nationaux.

La charte est un document de planification territoriale à un niveau stratégique, elle définit un **projet de territoire**. Ce n'est pas un document de programmation.

La procédure d'élaboration de la charte du parc national est fixée par les articles L. 331-2, R. 133-1, R. 331-7 à R. 331-9, R. 331-47 et R. 331-60. Le régime juridique de la charte du parc national est fixé par les articles L. 331-3 et R. 331-14.

Parc naturel régional

Les parcs naturels régionaux concourent à la politique de protection de l'environnement, d'aménagement du territoire, de développement économique et social et d'éducation et de formation du public. Ils constituent un cadre privilégié des actions menées par les collectivités publiques en faveur de la préservation des paysages et du patrimoine naturel et culturel.

La charte d'un Parc naturel régional est le contrat qui **concrétise le projet de protection et de développement durable élaboré pour son territoire**. Après enquête publique, elle est approuvée par les communes constituant le territoire du Parc, la (ou les) Région(s) et Départements concernés, les partenaires socioprofessionnels et associatifs.

Elle fixe les objectifs à atteindre, les orientations de protection, de mise en valeur et de développement du Parc, ainsi que les mesures qui lui permettent de les mettre en œuvre. Elle permet d'assurer la cohérence et la coordination des actions menées sur le territoire du Parc par les diverses collectivités publiques. Elle a une validité de 15 ans, une procédure de révision de la charte permet, au vu de l'action du Parc, de redéfinir son nouveau projet et de reconduire son classement.

4. par les lois n°76-629 du 10 juillet 1976, n°85-30 du 9 janvier 1985, n°95-101 du 2 février 1995

Au titre V de l'article 333-1, l'Etat et les collectivités territoriales ainsi que les établissements publics de coopération intercommunale à fiscalité propre ayant approuvé la charte appliquent les orientations et les mesures de la charte dans l'exercice de leurs compétences sur le territoire du parc. Ils assurent, en conséquence, la cohérence de leurs actions et des moyens qu'ils y consacrent, ainsi que, de manière périodique (i.e. dans la pratique tous les 6 ans), **l'évaluation** de la mise en œuvre de la charte et le suivi de l'évolution du territoire. Au moment du renouvellement de la charte, un bilan des actions du PNR doit être réalisé. Ce bilan reprend les indicateurs de la charte à réviser. Ces indicateurs sont de nature environnementales (e.g. nombre d'espèces menacées selon IUCN), sur la qualité des paysages (e.g. point noir paysager), mais aussi sur l'appropriation des missions et des actions du PNR sur son territoire. Dans certains cas, comme dans le PNR du VEXIN ou les habitants ne s'identifiaient pas au territoire lors de la première charte, 12 ans plus tard, le constat est inverse : les habitants se sentent dans le PNR et s'identifient à son image. Au contraire d'habitants qui s'interrogent sur les actions du Parc alors qu'ils y sont très attachés comme dans le MORVAN.

Dans les plans de gestion des réserves naturelles nationales et régionales

L'article R.332-22 du code de l'environnement précise que le plan de gestion est arrêté pour une durée de cinq ans par le préfet, qui consulte notamment le conseil scientifique régional du patrimoine naturel. Le premier plan de gestion d'une réserve naturelle nouvellement créée est soumis pour avis au Conseil national de la protection de la nature.

A l'issue de la première période de cinq ans, la mise en oeuvre du plan fait l'objet d'une **évaluation** et le plan est renouvelé et, le cas échéant, modifié par décision préfectorale.

Le très récent guide commun d'élaboration des plans de gestion dans les espaces naturels, fruit d'une importante concertation de tous les acteurs de la gestion des espaces naturels français, a mis au coeur de son dispositif l'évaluation (Fig. 4.1.2). Il est toutefois surprenant de constater sur le schéma global, qui accompagne toute la démarche (Fig. 4.1.2.), l'absence des acteurs, des parties-prenantes. Ils semblent être « *fondus* » dans le cercle en grisé de « *gouvernance* ». C'est la vision du gestionnaire qui semble ici primer.

Dans le réseau Natura 2000

Natura 2000 repose sur l'engagement des Etats membres à obtenir des résultats concrets en termes de biodiversité : l'objectif est de maintenir ou restaurer le bon état de conservation des habitats et espèces inscrits aux annexes des deux Directives. Par ailleurs, dans le cadre du rapportage au titre des directives com-



FIGURE 4.1.2 – L'évaluation au cœur du dispositif des outils de planifications locaux de la gestion des espaces naturels en France d'après l'Agence française pour la biodiversité (AFB) - consultable en ligne <http://ct88.espaces-naturels.fr>

munautaire, les Etats doivent rendre compte des progrès réalisés en termes d'état de conservation des milieux pour chaque domaine biogéographique mais aussi de « *la contribution de Natura 2000 à la réalisation des objectifs* » (Directive Habitat Faune Flore, art. 17), nous l'avons largement détaillé dans les chapitres 2 et 3.

Pour le gestionnaire, l'évaluation de l'efficacité des mesures permet de connaître les modes de gestion qui fonctionnent le mieux dans un contexte donné, et qui sont à privilégier, et d'améliorer ou d'abandonner ceux qui ne donnent pas de résultats satisfaisants. Pour les décideurs, qu'ils soient locaux, régionaux ou nationaux, l'évaluation de l'efficacité permet à la fois de justifier, le cas échéant, les efforts menés et d'orienter les stratégies de conservation en s'appuyant sur ce retour d'expérience (source : MTES).

4.1.3 Evaluer, c'est un processus

L'évaluation est un processus plutôt qu'une technique. L'objectif est de produire une connaissance utile pour guider la prise de décision.

Faire une évaluation, c'est :

- Mesurer un écart à un cadre de référence : État observé versus État, cible à atteindre,
- Baser sur des critères, de préférence quantifiables e.g. superficie, présence et/ou abondance d'espèces, moyens financiers et humains . . .
- et hiérarchiser selon une échelle de valeurs qui est fonction des actions à évaluer. Jean-Pierre LEDANT indique dans son article sur les « *remarques critiques sur le choix des critères d'évaluation biologique* » que la valeur est par définition une grandeur comparative, qui range des entités dans un ordre de préférence. Elle est une notion relative au sujet donc subjective, même si la subjectivité en cause est collective [Ledant 91].

Evaluer consiste à porter un jugement sur la valeur, à déterminer l'importance d'un phénomène (fonctions, processus écologiques) ou d'une entité (espèces, écosystème, paysage).

Classiquement, on distingue trois types d'évaluation (Fig. 4.1.3) :

1. Evaluation *ex-ante* : Elle a lieu avant la mise en œuvre, pendant le processus d'élaboration ou en appui de la définition de la stratégie et du plan d'action. Cette évaluation permet de faciliter le choix des objectifs et de la stratégie, d'établir un jugement anticipé. Les enjeux ont-ils été bien diagnostiqués ? La stratégie et les objectifs proposés sont-ils pertinents ? Cette évaluation aide à la mise en place d'un dispositif de suivi et d'évaluation, et permet d'interpeler les acteurs locaux sur les effets attendus du territoire évalué.
2. Evaluation *in itinere* : Tout au long de la mise en œuvre du plan d'actions, cette évaluation accompagne le suivi des réalisations et des résultats. Elle fa-

ilite la gouvernance du territoire pour favoriser une meilleure appropriation des actions et des effets.

3. Evaluation *ex-post* : Après la fin du plan d'actions, elle évalue le territoire au regard des questions à enjeux . Elle mesure les effets produits et les impacts, notamment la contribution du plan d'actions à l'évolution du territoire en prenant en compte les facteurs externes et les extrants économiques et sociaux. Elle permet de tirer des enseignements et de formuler des recommandations pour la suite.

4.1.3.1 Le cadre de référence technique

Il décrit la situation initiale, le « scénario de référence », les intentions initiales et leurs évolutions. Il transforme les objectifs flous, contradictoires, incomplets, en un système hiérarchisé de résultats attendus susceptibles d'être mesurés ou objectivés.

Extrait de l'évaluation à mi-parcours de la charte du Parc naturel régional du Haut-Jura

Annexe 1 - État d'avancement et priorisation des mesures par thématiques		Résultats des questionnaires			Evaluation retenue par les instances d'évaluation (Cotech et Copil)
Evaluation de la réalisation des engagements sur la période 2011-2016 inclus		Réalisation plutôt limitée	Réalisation plutôt satisfaisante	Niveau de priorité	
Urbanisme, Architecture-patrimoine bâti, Paysage	Mesure 1.1.2 Engager une politique d'aménagement du territoire cohérente et solidaire	-	++++		Satisfaisant
	Mesure 1.1.3 Faire des documents de planification intercommunaux des outils d'un aménagement du territoire de qualité	-	++++	prioritaire++	Satisfaisant
	Mesure 1.2.3 Construire ensemble un urbanisme et une architecture de qualité	-	++++		Satisfaisant
	Mesure 1.3.1 Construire le lien social par de nouvelles formes d'habiter	-	+++		Limité
	Mesure 2.2.1 Valoriser les paysages naturels et bâtis du Haut-Jura, créer ceux de demain	-	++++	prioritaire +	Assez limité
	Mesure 2.2.2 Valoriser le patrimoine bâti et créer une architecture adaptée au territoire	-	+++		Assez satisfaisant
	Mesure 2.2.3 Conjuguer projets d'aménagement et d'infrastructures avec le paysage	-	++++		Assez limité
	Mesure 2.2.4 Faire le choix d'un urbanisme frugal	-	++++		Satisfaisant

4.1.3.2 Les objectifs

Les objectifs stratégiques définissent la finalité de la démarche (les impacts en termes d'évaluation) et doivent répondre à deux impératifs (Fig. 4.1.3) :

1. Être en lien avec ce qui a été diagnostiqué, pertinents par rapport aux enjeux du territoire et apporter une réponse à chaque enjeu,
2. Être évaluables chiffrés ou observables concrets, traduisant la stratégie en objectifs spécifiques et opérationnels.

Les objectifs spécifiques et opérationnels (les résultats et les réalisations en termes d'évaluation) déclinent les objectifs stratégiques. Ils doivent répondre aux mêmes impératifs. Ils permettent d'identifier les problèmes et les attentes du « *ici et maintenant* » et non pas définir des objectifs à court et long terme dans l'absolu.

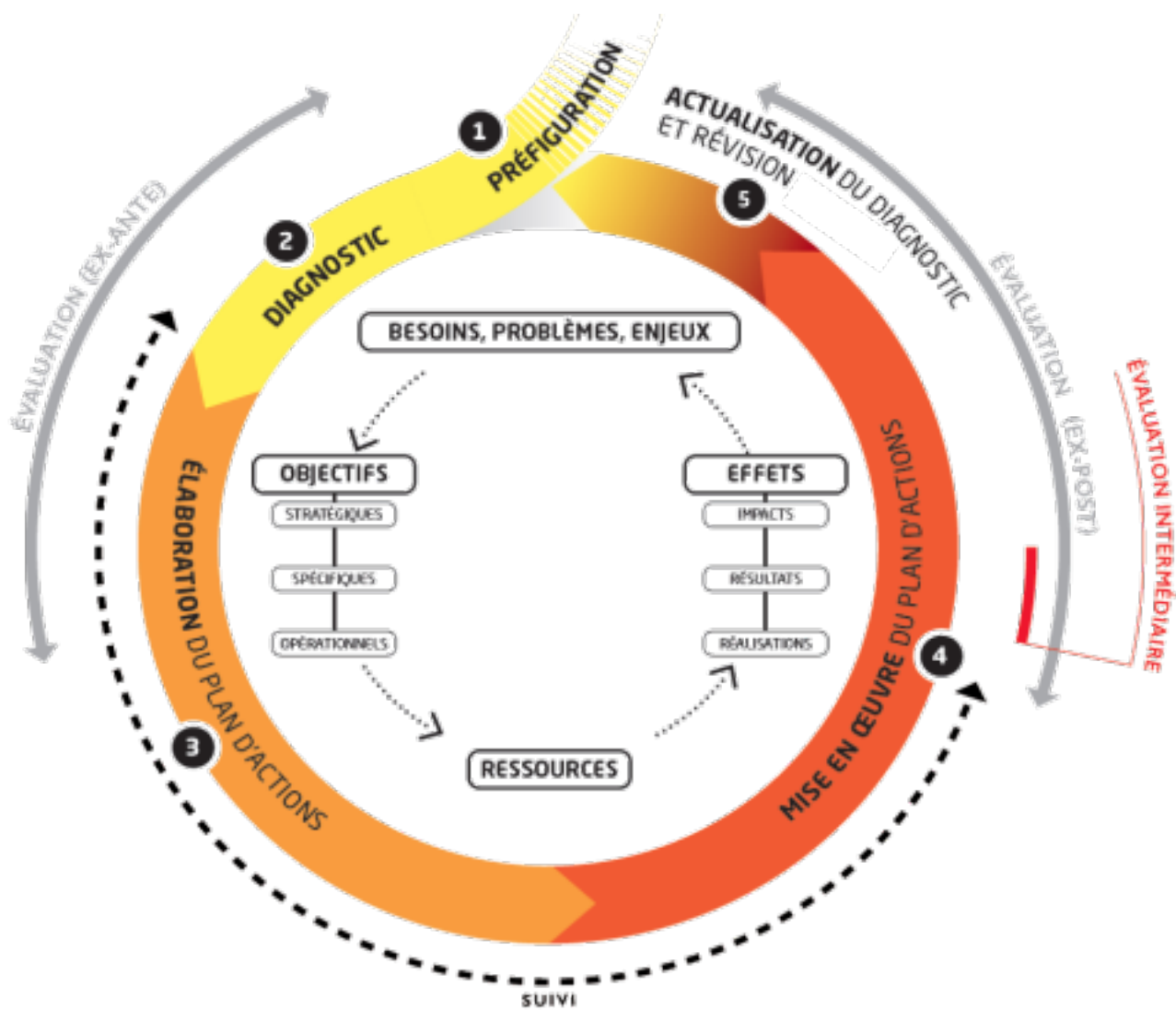


FIGURE 4.1.3 – Les différentes phases du processus d'évaluation (source : Consortium Consultant)

4.1.3.3 Les critères de l'évaluation

Pertinence

C'est l'adéquation des objectifs de l'action aux besoins auxquels elle doit répondre et aux problèmes qu'elle doit résoudre. C'est toute la question du sens de l'action politique. Mais qui décide que ces besoins doivent-êtré traités? et avant cela qui juge que ces besoins ont été bien identifiés? Le gestionnaire, le citoyen, le porteur de la politique?

Les travaux de Hervé BRÉDIF et de Benoît BOUTEFÉU, par exemple, ont bien montré l'importance de considérer et de prendre en compte les besoins des acteurs locaux lorsqu'il s'agit de politiques environnementales, notamment forestières [Bredif 04, Boutefeu 06, Brédif 08].

Cohérence interne

C'est l'appréciation de l'adéquation des ressources affectées à un programme et des instruments avec les objectifs qui lui sont assignés.

Cohérence externe

C'est l'appréciation de l'adéquation entre le programme évalué et d'autres programmes ou politiques connexes.

Efficacité

C'est l'appréciation des résultats obtenus, traduite par la mise en oeuvre d'actions, par rapport aux objectifs : une action est dite efficace lorsque ses objectifs ont été atteints. La difficulté est de distinguer, dans ces résultats, ce qui est attribuable à la politique de ce qui s'explique par d'autres causes. Il faut aussi replacer l'action dans son contexte, la question étant « *qu'observerait-t-on si la politique n'avait pas été mise en oeuvre?* »

L'efficacité écologique du réseau Natura 2000 ^a

Pour le dispositif Natura 2000, la multiplicité des enjeux et la complexité des socio-écosystèmes constituent autant de difficultés. L'approche retenue par le ministère en charge de cette politique s'intéresse logiquement à trois échelles spatiales : le domaine biogéographique, le réseau de sites et la parcelle.

L'efficacité au niveau du domaine biogéographique se traduit par des résultats visibles. A cette échelle, on cherche à identifier des corrélations entre les données d'occurrence ou de description des habitats et espèces disponibles à grande échelle et le périmètre du réseau de sites Natura 2000. Deux grandes questions sont alors posées : Le réseau Natura 2000 couvre-t-il, pour chaque espèce et habitat, une part suffisante de son aire de répartition pour qu'une action significative soit possible ? L'état de conservation et les tendances des espèces et habitats ciblés par les directives est-il meilleur à l'intérieur du réseau qu'à l'extérieur ?

L'efficacité au niveau du réseau de sites replace l'effort de gestion dans son contexte. La dernière échelle d'analyse consiste à faire le lien entre la dynamique des milieux, soumis à des pressions, négatives ou positives, diversifiées et l'effort de gestion mené sur l'ensemble des sites. En suivant les principes de l'Analyse Stratégique de la Gestion Environnementale [Mermet 05], il s'agit d'isoler l'effet de Natura 2000 sur les milieux naturels des autres influences intentionnelles ou non, et d'évaluer en quoi tous les enjeux de conservation identifiés sont intégrés dans le dispositif de mesures mises en œuvre.

Enfin, l'efficacité au niveau des parcelles repose sur des résultats à l'échelle de l'unité de gestion. De nombreuses mesures mises en œuvre dans le réseau Natura 2000 font l'objet de suivis. Un travail de synthèse de ces suivis a révélé que nombre d'entre eux n'étaient pas conclusifs faute d'une méthodologie adaptée [Locquet 16]. De façon générale, les animateurs des sites Natura 2000 manquent souvent de cadre méthodologique, de temps ou de moyens pour mener à bien ces suivis (cf. Chapitre 2, section 2.3). Dans ce contexte, il est nécessaire de définir, pour une série de mesures de gestion, des méthodes de suivis, incluant un dispositif expérimental et des indicateurs de réussite.

^a. Il est bien évident que l'évaluation d'une politique comme celle de Natura 2000 intègre aussi des éléments du patrimoine social et économique

Efficiences

C'est l'appréciation des résultats obtenus par rapport aux ressources (financières et humaines) mobilisées.

Efficiences des contrats forestiers Natura 2000

Le plan de développement rural hexagonal (PDRH) de [2007-2013] a permis de conclure 143 contrats forestiers pour un montant total de 2,6 M€. La valeur moyenne des contrats était de 20 000 €.

Ces contrats sont conclus pour maintenir, améliorer ou restaurer tous les types d'habitats et toutes les espèces d'intérêt communautaire forestier dans un état de conservation favorable. Nous avons conduit avec l'European Forest Institute une analyse de l'efficacité de ces contrats sur un ensemble de 36 contrats forestiers Natura 2000 (*article soumis, cf. Volume 1*). Ces contrats ont été sélectionnés pour la période du précédent plan de développement rural [2002-2007], puis analysés en 2012 [Garcia 14]. Les résultats indiquent que plus les mesures de conservation sont retardées, plus les habitats sont dégradés et donc le coût de la conservation sera exponentiel. En tant que tel, les mesures de conservation peuvent très rapidement perdre de leur justification puisque leurs coûts pourront dépasser le plafond de paiement spécifique des mesures (e.g. 7500 € / ha pour l'élimination des espèces invasives) voir même la valeur marchande de la forêt. En France, 17% des habitats forestiers d'intérêt communautaire sont dans un état favorable de conservation [Bensettiti 15]. C'est dire, combien la maxime populaire « *mieux vaut prévenir que guérir* », a du sens, eu égard aux montants astronomiques qu'il faudrait engager pour restaurer 100% des habitats forestiers. Cette étude montre également que le rapport coût-efficacité des contrats Natura 2000 peut être grandement amélioré grâce à la mise en œuvre de mesures plus rentables par des gestionnaires hautement qualifiés dans des contextes de forêts à forte productivité.

Exemple pour la mesure F22712 du PDRH « *Dispositif favorisant le développement de bois sénescents* » dans les hêtraies acidiphiles à Luzule du domaine continental (9110)

La surface estimée dans les sites Natura 2000 est de 24 469 ha [Thauront 08]. Leur degré de conservation est considéré comme moyenne à dégradé sur 20 % de leur surface (4 894 ha). Le coût de restauration est de 81 €/ha. Pour passer de cette catégorie à la catégorie « bon état », il faut élever le score de 30 points (selon la grille de la méthode « CARNINO ») soit un coût de 11 892 4210 €. Sur les 19 575 ha restant, le maintien du « *bon état* » passe par la mise en œuvre, sur 2% de la surface [Office National des Forêts 09], de la mise en place d'îlots de sénescence soit un coût de 103 747 €. Le coût total de ce dispositif favorisant le développement du bois sénescents s'élèverait donc à plus de 12 M. d'€.

Effectivité

C'est l'appréciation des effets, attendus ou non, positifs ou négatifs, d'une politique à moyen et long terme.

Utilité

C'est l'adéquation des effets obtenus à des besoins liés aux problèmes socio-économiques à résoudre. A la différence de sa pertinence, l'utilité ne s'apprécie pas par rapport aux objectifs affichés.

4.1.3.4 Les modèles

Modèle Pression-Etat-Réponse

Le modèle de P-E-R a été initialement développé par l'OCDE pour structurer ses travaux sur les politiques environnementales et leur rapports [O.E.C.D 03]. Il considère que les activités humaines exercent des pressions sur l'environnement et affectent la qualité et la quantité des ressources naturelles ("*Etat*"). La société répond à ces changements par la mise en place de politiques environnementales, économiques et sectorielles générales associées à des approches sociologiques et comportementales («*réponse sociétale*»).

Le modèle P-E-R met en évidence ces relations de causes à effets et aide les décideurs et le public à interconnecter l'environnement et les questions économiques. Il fournit ainsi un moyen de sélectionner et d'organiser les indicateurs d'une manière utile pour les décideurs et le public, et de veiller à ce que rien d'important n'ait été négligé.

Le modèle P-E-R a l'avantage d'être facile à comprendre et à mettre en oeuvre.

Or, ce modèle oblitère la réalité des relations complexes entre les écosystèmes et les sociétés.

Pour Gabrielle BOULEAU et al (2016), les indicateurs de gestion durable en forêt (i.e. «*bon usage*»), pilotés à l'échelle européenne par *Forest Europe*, ne s'appuient pas sur ce cadre pression-état-réponse. Contrairement à ceux du domaine de l'eau, les indicateurs de gestion durable en forêt ne s'articulent pas à des valeurs limites explicites et il n'y a pas de programme d'action visant à rétablir une situation antérieure jugée souhaitable. C'est pourquoi, le modèle DPSIR (Driving Force-Pressure-State-Impact-Response) lui est actuellement préféré, notamment par l'agence européenne de l'environnement.

Modèle Driving forces-Pressure-State-Impact-Response

Le schéma du modèle DPSIR s'appuie sur cinq pôles qui décrivent l'articulation entre l'analyse du risque, l'évaluation des dommages et la décision publique.

- D : éléments moteurs : Il s'agit d'évolutions structurelles économiques et sociales ;
 - D/P efficacité : couplage ou découplage entre les évolutions structurelles et le niveau de pression sur l'environnement ;
- P : Pressions : pressions directes sur l'environnement
 - P/S : conditions environnementales : conditions environnementales dans lesquelles s'exercent les pressions, vulnérabilité des milieux ;
- S : Etat : diagnostic d'une dégradation de l'environnement liée aux pressions identifiées en P ;
 - S/I : alerte : relations existant entre le diagnostic d'une nuisance et la constatation d'un impact (sanitaire, environnemental, . . .) ;
- I : Impacts : diagnostic d'un impact sanitaire et/ou environnemental (biodiversité, paysages . . .) lié à la dégradation identifiée en S ;
 - I/R : externalités : externalités environnementales, analyse coûts/bénéfices ;
- R : Réponses : description des mesures institutionnelles ou privées ;
 - R/D : efficacité des instruments de l'intervention publique.

Il a été déployé à toutes les échelles spatiales et sur de très nombreuses problématiques comme le changement climatique [Omann 9], les espèces invasives [Rodriguez-Labajos 9], la perte des pollinisateurs [Kuldna 9], la qualité des cours d'eau [Skoulikidis 9], la pollution chimique [Maxim 9], le littoral [Pirrone 5, Atkins 1], les mares [Zacharias 08].

Le modèle DPSIR est un modèle précis, exhaustif, adéquat pour gérer les systèmes complexes.

Ce schéma permet de concevoir un système d'information de l'intégration environnementale dans des politiques sectorielles comme la politique forestière par exemple et sur les effets de cette politique vis-à-vis de l'environnement (Fig. 4.1.4). Toutefois, ce modèle considère la société et les acteurs sous l'angle uniquement des pressions. Pour la protection des aires marines, ATKINS et al. (2011) ont démontré la faiblesse d'un tel modèle [Atkins 1]. D'autres, comme TSCHERNING et al. (2012) estiment que certaines forces motrices peuvent être positives e.g. la société peut vouloir plus d'espaces verts, de forêts, d'espaces naturels. Ces forces-motrices « *positives* » conduira l'action politique à se mobiliser pour et pas seulement contre mais la décision politique ne suit pas forcément ces recommandations [Tscherning 2]. La pertinence de ce modèle mérite donc d'être à l'avenir questionnée.

4.1.4 Evaluation : l'apport de la docimologie

Un système d'évaluation est bâti par des hommes pour des hommes. L'évaluation repose *in fine* sur un jugement de valeur, même si elle est conçue à travers un processus cognitif rigoureux. Penser que l'évaluation est objective pourrait être un

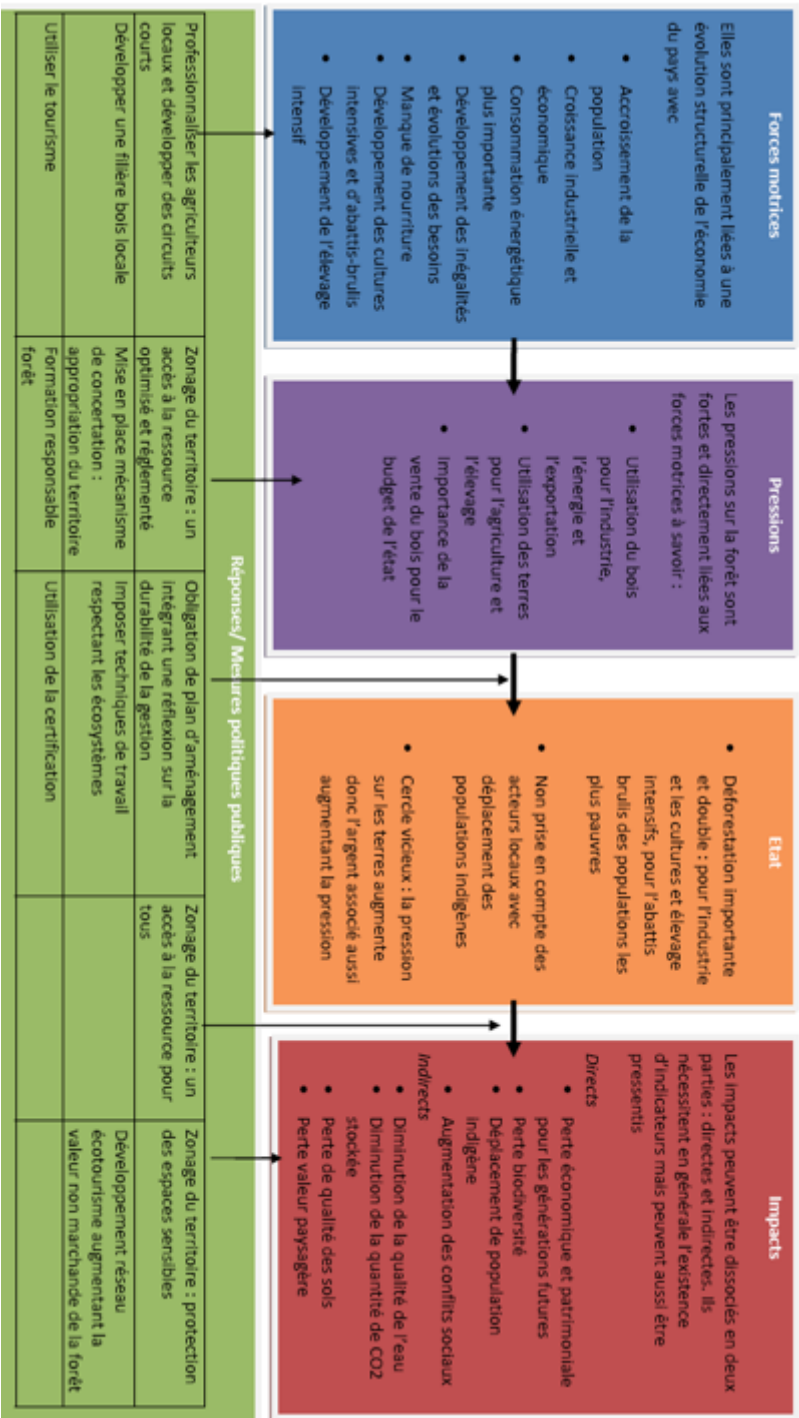


FIGURE 4.1.4 – Exemple fictif de modèle DPSIR appliqué aux espaces forestiers - extrait d'un TD en Master Forêt, Nature et Société (2010)

leurre. La docimologie, cette science de l'évaluation, peut, selon moi, nous apporter des éléments pertinents.

Mais d'abord, un détour sur quelques expériences cruciales.

4.1.4.1 Quelques expériences cruciales

Second ou avant dernier ? Admis à l'agrégation ou éliminé ? En 1930, le professeur LAUGIER sème un malaise pernicieux en effectuant une expérience de multicorrection de copies d'agrégation d'histoire puisées dans les archives. 166 copies ont été corrigées par 2 professeurs travaillant séparément, sans connaître leurs appréciations respectives. Tous les deux avaient une longue expérience et corrigeaient méticuleusement. Les résultats furent surprenants. La moyenne des notes du premier correcteur dépassait de près de deux points celle du second. Le candidat classé avant dernier par l'un était classé second par l'autre. Les écarts de notes allaient jusqu'à 9 points. La moitié des candidats reçue par un correcteur était refusée par l'autre [Laugier 30].

Deux ans plus tard, en 1932, la Commission CARNÉGIE effectua une expérience de multi-corrrection en prélevant, au hasard, cent copies dans les archives du baccalauréat à PARIS. Ces copies furent distribuées à 6 groupes de 5 examinateurs. Les disciplines concernées étaient : le français, la philosophie, le latin, les mathématiques et la physique. On demanda aux examinateurs de noter les copies et de fournir un rapport sur - les qualités exigées - le classement des dites copies - la méthode de notation utilisée. Les résultats montrèrent une forte dispersion des notes ; aucune copie ne reçut deux fois la même note ; l'écart maximum des notes dépassa même les prévisions, y compris pour les mathématiques et la physique-chimie.

Ces deux expériences cruciales ont amené la communauté scientifique à s'interroger sur les sources d'erreurs des procédures d'évaluation. La docimologie⁵ était née [Quinton 05, Gaillot 06].

4.1.4.2 Les biais de l'évaluation

BACHER (1969) in [Gérard 01] distingue trois sources d'erreurs dans les évaluations :

1. **L'évaluateur.** Les évaluateurs ne classent pas dans le même ordre une même série de travaux ou de réponses. Ils ne sont pas d'accord entre eux et en plus l'évaluateur n'est souvent pas d'accord avec lui-même ! Par exemple, un professeur de physiologie accepta 37 copies dactylographiées et anonymes qu'il avait corrigées trois ans et demi auparavant. Dans 7 cas seulement,

5. Science des examens et des concours, étude de la qualité et de la validité des différents systèmes de notation scolaire et de contrôle des connaissances d'après H. PIÉRON, Examens et docimologie, PUF, 1963. (source CNRLT)

il remet la même note au même devoir. Dans les 30 autres cas, il y eut des divergences comprises entre 1 et 10 points. L'admissibilité, avec ses nouvelles notations, aurait été modifiée; la moitié des précédents admissibles aurait été refusée et la moitié des refusés déclarée admissible! L'évaluation est donc fortement teintée par la personnalité de l'évaluateur. L'enseignant s'évalue autant qu'il évalue ses élèves!

Les docimologues ont identifié plusieurs effets liés à l'évaluateur :

- a) Effet de « *halo* » : Le professeur, influencé par des caractéristiques de présentation (soin, écriture, orthographe) ou de préjugés sociaux, surestime ou sous-estime la note. Citons les travaux de CHASE (1968) qui ont mis en évidence l'influence de la qualité de l'écriture sur les notes attribuées aux rédactions et ceux de WILSON qui ont montré que les enfants des zones géographiquement défavorisées sont cotés au plus bas, par le fait même qu'ils appartiennent à ces zones.
 - b) Effet de « *relativisation* » : Plutôt que de juger intrinsèquement d'un travail, l'évaluateur juge ce dernier en fonction des travaux dans lesquels il est inséré. Devant un nouveau travail ou un nouveau candidat à évaluer, un évaluateur se laisse influencer par la qualité du candidat précédent. Un travail moyen paraîtra bon s'il suit un travail médiocre.
 - c) Effet de « *contamination* » : Les notes attribuées successivement aux différents aspects d'un même travail s'influencent mutuellement. Selon l'humeur du moment, la lecture de la veille, les soucis du jour, l'amabilité, la gentillesse ou l'insolence dont ont pu faire preuve les élèves dans la classe du jour précédent, les réactions psychiques de l'évaluateur diffèrent.
2. **Le sujet** : Il est en effet peu satisfaisant de généraliser à l'ensemble des candidats une constatation ponctuelle, fondée sur l'un seulement des innombrables sujets qui auraient pu lui être proposés. Le sujet peut comporter des erreurs. Mais cette situation peut également être voulue pour tester par exemple la réactivité du candidat, sa capacité à prendre du recul, à douter de l'autorité.

Là encore, plusieurs effets ont été découverts :

- a) Effet de « *flou* » : Les objectifs poursuivis et les critères de notation ne sont pas toujours définis avec précision. Le choix même du sujet d'un contrôle ou d'un examen, les conditions de passage, interviennent également dans une large mesure. Des éléments, choisis pour éviter toute variation intempestive, tels que barèmes et coefficients de pondération sont loin de remplir les conditions de fiabilité souhaitées. Les évaluations font intervenir des barèmes plus ou moins précis selon les matières. Ce barème a pour but d'uniformiser la codification des appréciations. Mais

ce barème que les correcteurs sont priés de respecter scrupuleusement est-il un instrument fiable ? Par exemple, en 1970, l'Institut de recherche sur l'enseignement des mathématiques (IREM) de RENNES a fait corriger 22 copies de mathématiques de niveau Brevet des collèges par 10 professeurs. Cinq d'entre eux l'ont fait avec barème, les autres sans barème. L'analyse des résultats a mis en évidence que les utilisateurs du barème ont corrigé plus sévèrement, que l'écart entre les notes extrêmes est moindre quand on tient compte du barème mais que le barème ne supprime pas la dispersion des notes. La formulation d'une question portant sur un concept donné détermine souvent l'exactitude de la réponse, tout comme, selon PIAGET, la façon de poser une question orale à un candidat influence la réponse de ce candidat. Autre exemple, L'I.R.E.M. de REIMS a effectué une enquête sur ce thème en 1975. Il a mis en évidence la variabilité de l'exactitude des réponses selon les différents items d'un concept donné. L'énoncé du problème était le suivant : "*On achète deux pains, on donne dix francs, la marchande rend une pièce de cinq francs et une de un franc ; quel est le prix d'un pain ?* » : 93,44 % de réponses exactes dans une population d'élèves de troisième. A la question : "*Résoudre dans \mathbb{R} : $2x+6=10$* ", le pourcentage de réponses exactes tombe à 81,49 %. Enfin si la question prend la forme suivante "*Résoudre dans \mathbb{R} : $2000x+6000=10000$* ." on n'obtient plus que 60,34 % de bonnes réponses. Il suffit donc de multiplier des données numériques par 2, 6, 10 par 1000 pour qu'un quart des élèves ayant bien répondu à la question précédente se trompe à la dernière. Les résultats de cette enquête incitent à la prudence dans le choix des critères qui permettent de déterminer le degré d'acquisition et de compréhension d'un concept mathématique.

b) Enfin, en psychologie cognitive, Elizabeth LOFTUS a mené l'expérience suivante : elle a montré le film d'un accident à plusieurs élèves, et leur a demandé la vitesse à laquelle s'est produit le choc et s'il y avait des bris de vitre. Si elle utilisait le mot « *fracassé* », la vitesse est estimée plus rapide que si elle utilisait le mot « *percuté* » dans l'énoncé de la question. Et alors que le film ne montre pas de verre brisé, de nombreuses élèves affirment qu'elles en ont vu si l'évaluateur utilise le mot « *fracassé* ».

3. **L'évalué** : D'un jour à l'autre, d'un moment à l'autre, se produisent des fluctuations aléatoires de la capacité qu'il s'agit d'évaluer. C'est l'effet « *stochastique* ». « *La réaction affective de chaque élève à la situation diffère selon sa stabilité émotionnelle du moment, son état de santé, la pression familiale ; en outre, du fait du temps limité, un incident mineur, même le bris d'une pointe de crayon, constitue un handicap inaperçu par le professeur. Dans des épreuves comme la dictée, la place occupée dans la salle peut fausser les ré-*

sultats. De tels facteurs d'irrégularité sont spécialement actifs au cours des périodes de rapide évolution physique ou intellectuelle; en particulier, plusieurs auteurs les ont mis en évidence au moment de la puberté. » [Hotyat 68]

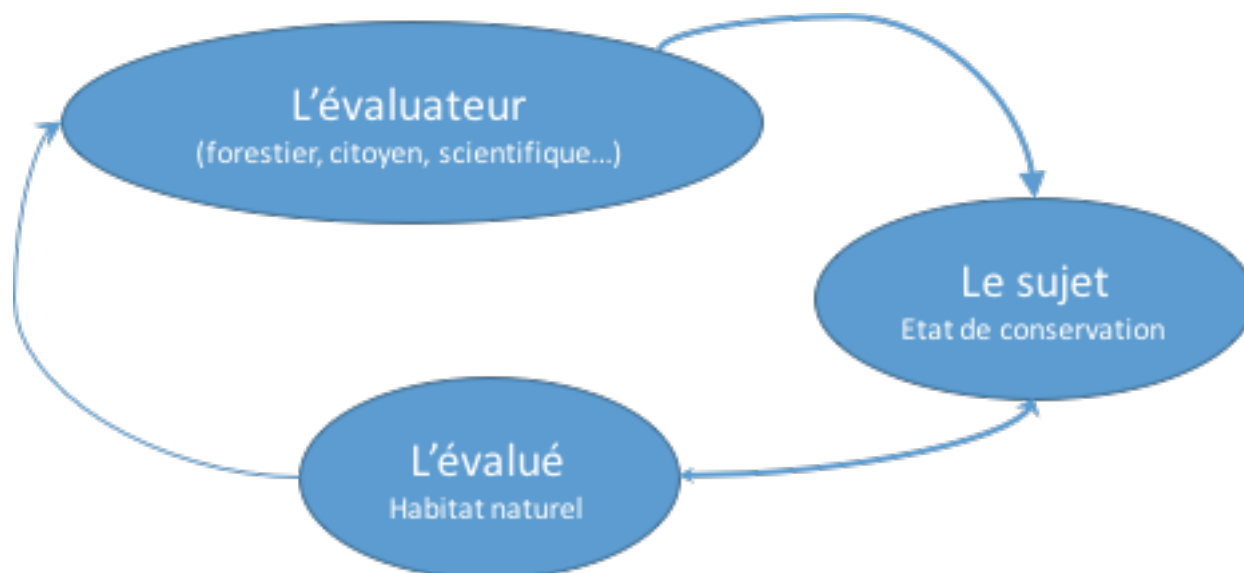


FIGURE 4.1.5 – Le trio de l'évaluation en docimologie appliqué à l'évaluation de l'état de conservation des forêts

4.1.4.3 Apport de la docimologie à l'évaluation de l'état de conservation

En docimologie, l'évaluation est d'abord considérée comme un moyen de suivre les progrès des évalués. C'est également valable pour une politique publique comme Natura 2000 qui a des objectifs à atteindre (obligation de résultats), en termes de transmission de savoirs (connaissances), des savoir-faire (e.g. retour d'expérience sur les modalités de gestion, sur des itinéraires techniques de restauration, sur la cartographie, de communication, de gestion des conflits...), et de légitimité (e.g. engagement d'une collectivité, d'un propriétaire dans cette démarche). L'évaluation permet donc de situer cette politique vis-à-vis de ces objectifs. Cela permet de motiver les opérateurs et les animateurs de cette politique, de leur faire prendre conscience qu'ils ont besoin de fournir un effort, de leur montrer qu'ils se sont améliorés, mais cela permet aussi à l'évaluation de se remettre en question, d'adapter ces méthodes.

Car « **Evaluer, c'est accompagner** » pour le docimologue Bernard-André GAILLOT [GAILLOT 06]; analyse rejoint par les conclusions du rapport du CGEDD sur l'analyse de la politique Natura 2000 en FRANCE [Allag Dhuisme 15].

Le tableau 4.1 présente la transposition dans le champ de l'évaluation de l'état de conservation les biais étudiés en docimologie. Les effets possibles de ces biais sur le score d'une évaluation d'un habitat naturel à l'échelle d'un territoire est également présenté (Tab. 4.1). Tous les effets ne sont pas transposables comme l'effet « *contamination* ». Par exemple, l'évaluateur (scientifique, animateur du site, expert...) peut être influencé positivement par le statut de protection du site si celui-ci est localisé dans un coeur de parc national ou dans une réserve naturelle nationale. D'autant que, nous l'avons vu au chapitre 2, le degré de conservation est majoritairement évalué à dire d'expert. Si l'évaluateur réalise son évaluation pour un type particulier d'habitat naturel, il aura des difficultés à évaluer d'autres habitats par manque de recul. Si l'état de conservation objectif n'est pas collectivement partagé ou mal formulé, ou bien si certains indicateurs sont mal définis, la note sera impactée. Enfin, sous la pluie ou par condition de brouillard, le score sera vraisemblablement plus faible que sous des conditions clémentes, *idem* en fonction des saisons.

La note n'est pas seulement mesure, elle est aussi message ; avec toute l'ambiguïté inhérente aux messages. Un message, c'est de l'information, faite d'un signal et de « bruit » [Shannon 48].

Pour le docimologue, évaluer, c'est avant tout, **donner du sens au résultat observé...** En élargissant le champ de la réflexion, GÉRARD et al (2002) ont montré en quoi et pourquoi toutes les étapes du processus d'évaluation sont fondamentalement subjectives (Fig. 4.1.6), et doivent l'être [Gérard 02].

La subjectivité⁶ est inévitable dans tout processus d'évaluation, mais elle est aussi indispensable. **Subjectivité, oui... mais arbitraire, non !**

C'est également toute la question du sens de l'action politique, de sa légitimité et de son acceptation sociale. C'est la traçabilité des arguments (e.g. le barème et la formulation des objectifs pédagogiques) qui fonde la légitimité du jugement (e.g. la note) ; énoncé tout autant valable en docimologie que lors de l'évaluation d'une politique.

6. En philosophie, HEIDEGGER a pu montrer la dissociation qui existe entre subjectivité et affectivité. Dans notre philosophie occidentale, la subjectivité occupe une noble place : elle est fondatrice de l'individu, en liaison avec sa rationalité. Elle s'exprime dans le cogito cartésien, selon lequel le sujet est celui pour qui le monde est une représentation, un tableau déployé devant le regard [Gérard 02].

TABLE 4.1 – Les biais possibles en docimologie et leur transposition dans le champ de l'état de conservation

<i>Effets</i>	<i>Catégories</i>	<i>Conservation des habitats naturels</i>	<i>Effets sur le score</i>
<i>Halo</i>	<i>Évaluateur</i>	<i>Statut de la parcelle/forêt si parcs, réserves, forêts d'exception, site classé</i>	<i>++</i>
<i>Relativisation</i>	<i>Évaluateur</i>	<i>Évaluation limitée à une échelle locale sur un habitat particulier</i>	<i>--</i>
<i>Flou</i>	<i>Sujet</i>	<i>Critères, indicateurs, objectifs de gestion pas, peu ou mal définis, mal formulés</i>	<i>+ / -</i>
<i>Stochastique</i>	<i>Évalué</i>	<i>Météorologie et phénologie</i>	<i>+ / -</i>

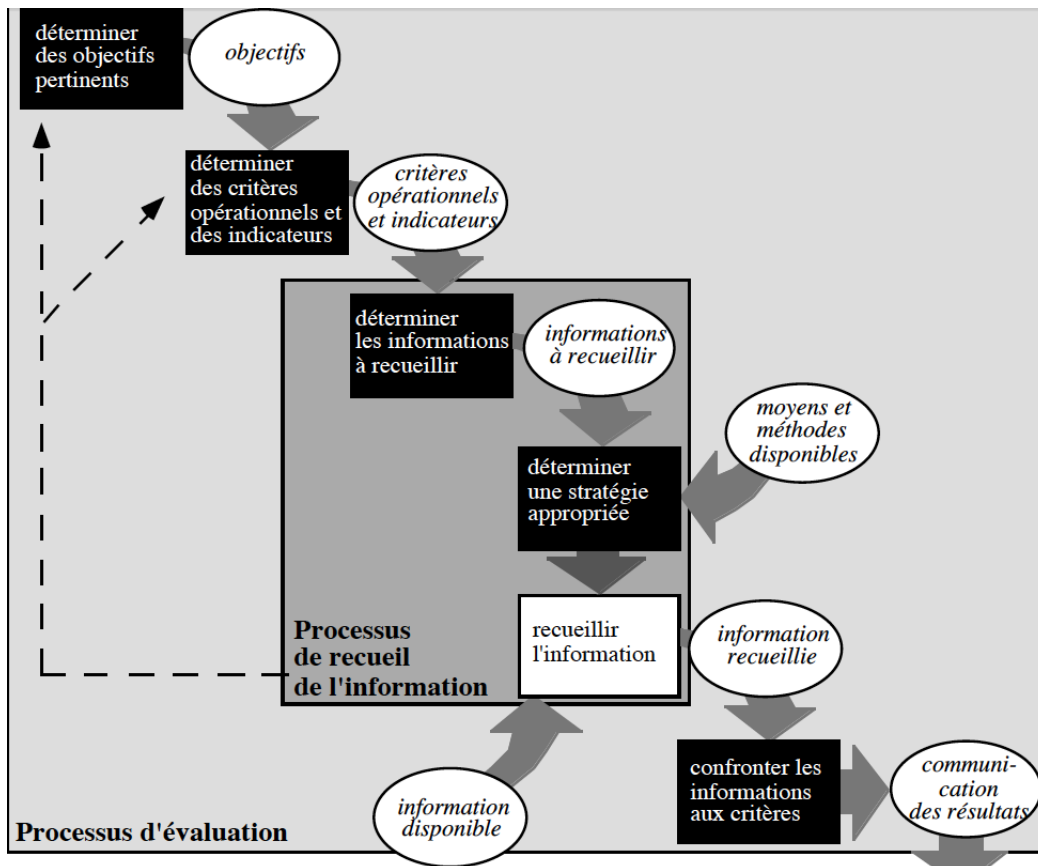


FIGURE 4.1.6 – A toutes les étapes du processus d'évaluation, la subjectivité intervient (*en blanc sur fond noir*) [Gérard 02]

4.2 Evaluer l'état d'un territoire est, par essence, politique

L'état d'un territoire n'est pas pensé ici dans sa dimension fixiste, d'autant que le territoire est de plus en plus abordé sous l'angle des processus de territorialisation [Auger 92, Brunet 05, Moine 06, Simon 06, Husson 09]. Le rapprochement de ces deux termes est emprunté à l'étude des systèmes dynamiques [Holling 73] et la théorie de la hiérarchie [Allen 82, Auger 92] ou des « *portraits de phase* » sont établis c'est à dire les trajectoires des points caractérisant l'état du système selon l'ensemble des conditions initiales.

4.2.1 Evaluer l'état d'un territoire

4.2.1.1 C'est responsabilisant

D'après la charte de l'évaluation, les enjeux de l'évaluation des politiques et programmes publics dépassent ceux de ses protagonistes directs et concernent **l'ensemble des citoyens**. Ces évaluations engagent **l'intérêt général**.

Pour « *apprécier son efficacité en comparant ses résultats aux objectifs assignés et aux moyens mis en œuvre* » (décret du 18/11/1998) ou « *former un jugement sur sa valeur* » (rapport « Viveret ») ou bien encore « *se préoccuper de l'utilité, de la mise en œuvre, de l'efficacité et de l'efficience des mesures qui ont pour but d'améliorer le sort des membres de la société* » (FREEMAN et ROSSI) in [Lerond 03], il faut recourir aux principes suivant :

- Principe de pluralité
 - L'évaluation prend en compte, de façon équilibrée, les différents points de vue légitimes qui ont été exprimés sur l'action évaluée.
- Principe de distanciation
 - L'évaluation est conduite de façon impartiale. Les personnes participant à l'évaluation à titre professionnel informent les autres partenaires de tout conflit d'intérêt éventuel. Le processus d'évaluation est conduit de façon autonome par rapport aux processus de gestion et de décision. Cette autonomie préserve la liberté de choix des décideurs publics.
- Principe de compétence
 - Les personnes participant au processus d'évaluation à titre professionnel mettent en œuvre des compétences spécifiques Elles s'appuient sur des méthodes reconnues, en explicitant leurs limites (modèles PER, modèles DPSIR...).
- Principe de respect des personnes
 - Les participants au processus d'évaluation respectent les droits, l'intégrité

et la sécurité de toutes les parties concernées.

— Principe de transparence

- La présentation des résultats d'une évaluation s'accompagne d'un exposé clair de son objet, de ses finalités, de ses destinataires, des questions posées, des méthodes employées et de leurs limites, ainsi que des arguments et critères qui conduisent à ces résultats.

— **Le principe de responsabilité**

- Au-delà de la répartition des rôles entre les différents acteurs de l'évaluation, dans le cadre d'une gestion holistique, systémique du territoire, MEFFE et al (2002), justifient l'évaluation par ce principe (*accountability*⁷) [Meffe 02]. Sans le nommer, ces auteurs tirent, à l'aune des changements globaux, cette justification du principe inspiré et théorisé en 1979 par Hans JONAS : « *Dans le choix entre l'homme et la nature, tel qu'il se pose toujours à nouveau dans chaque cas particulier de la lutte pour l'existence, l'homme vient sans doute toujours en premier et la nature, même une fois admise sa dignité, doit lui céder le pas, ainsi qu'à sa dignité supérieure. Ou bien, à supposer qu'on conteste ici l'idée d'un quelconque droit « supérieur », c'est pourtant la nature elle-même qui veut que l'égoïsme des espèces vienne d'abord, et l'exercice du pouvoir humain à l'encontre du reste du monde vivant est un droit naturel, résultant seulement de sa capacité. C'était pratiquement là le point de vue de toutes les époques au cours desquelles la nature paraissait globalement invulnérable, et la raison pour laquelle elle paraissait être à la libre disposition de l'homme pour qu'il en use à sa guise. Mais même si l'obligation à l'égard de l'homme continue encore à avoir une valeur absolue, elle n'en inclut pas moins désormais la nature comme condition de sa propre survie et comme un des éléments de sa propre complétude existentielle. Nous allons encore plus loin et nous disons que **la solidarité de destin entre l'homme et la nature**, solidarité nouvellement découverte à travers le **danger**⁸, nous fait également redécouvrir la dignité autonome de la nature et nous commande de respecter son intégrité par-delà l'aspect utilitaire » (p. 263) [Jonas 79].*

C'est pourquoi l'action politique en matière environnementale est difficile à mettre en oeuvre car cette durabilité forte est rarement mise en oeuvre [Tubiana 00].

7. The fact or condition of being accountable; responsibility. synonymous : responsibility, liability, answerability answerability, responsibility, reporting, obedience - accountable : Required or expected to justify actions or decisions (source : <https://en.oxforddictionaries.com/definition/accountability>)

8. l'heuristique de la peur

On comprend mieux dès lors « *pourquoi l'écologie⁹ n'est pas prise au sérieux par la société et les décideurs* ». Cette question, je l'ai soumise pendant dix ans (2005-2015), aux élèves-ingénieurs de l'Ecole des Ponts ParisTech, soit environ 350 étudiants. L'analyse des réponses permet de dégager quatre tendances de fond :

1. la peur et son corrélat, l'ignorance,
2. le coût des actions de conservation de la nature à relier à l'efficacité des politiques publiques,
3. la difficulté de mesurer la distance entre « *ici et ailleurs* » et la prise de conscience de l'écart entre « *maintenant et demain* »,
4. le référentiel des valeurs souvent orthogonales entre une partie de la société (e.g. utopiste) et le pragmatisme des décideurs et des gestionnaires.

On discutera plus particulièrement de la première de ces tendances dans la section suivante.

4.2.1.2 C'est s'inscrire dans des processus adaptatifs complexes

Le territoire, cette portion de la surface terrestre, plus ou moins nettement délimitée présente une certaine unité et a souvent un caractère particulier¹⁰. Le territoire est surtout « *un système complexe dont la dynamique résulte de la boucle de rétroaction entre un ensemble d'acteurs et l'espace géographique qu'ils utilisent aménagent et gèrent* » [Moine 06].

Le territoire se définit par un projet de société à un moment donné de son histoire : la société agraire et rurale du Moyen-Age a dessiné le contour de nos espaces : l'*Ager*, la *Sylva*, le *Saltus* ; la société industrielle du XIXème, un autre. Enfin la société post-moderne du XXIème siècle est face à la conception d'aménagement plus intégrateur (e.g. SCOT « *Grenelle* ») et prône de nouvelles formes d'intendance environnementale puisque le territoire est notre patrimoine commun (Code de l'urbanisme L.101-1).

Code de l'urbanisme - L. 101-1

Le territoire français est le patrimoine commun de la nation.

Les collectivités publiques en sont les gestionnaires et les garantes dans le cadre de leurs compétences.

En vue de la réalisation des objectifs définis à l'article L. 101-2, elles harmonisent leurs prévisions et leurs décisions d'utilisation de l'espace dans le respect réciproque de leur autonomie.

9. *au sens politique*

10. <http://www.cnrtl.fr/definition/territoire>

Pour le géographe et l'aménageur, le paysage s'appuie sur l'idée de perception d'après la Convention européenne du paysage¹¹. Cette perception est fonction du cadre de représentation de l'observateur. Il est le « *miroir* » de la société qui gère une portion d'un espace ; c'est la traduction de sa cohésion et de ses contradictions. Pour être accepté, un paysage doit fonctionner correctement dans ses composantes écologiques, socioéconomiques et culturelles. Si les évolutions s'opèrent de manière logique et compréhensible c'est à dire de telle façon à ne pas heurter le sens commun. Par exemple, dans un paysage bocager, le sens commun veut que l'on y voit des troupeaux de vaches pâturant dans des petites parcelles de prairies seing de haies multistratifiées. Si, des panneaux photovoltaïques remplacent le troupeau de vaches, la logique du paysage est rompu.

Le paysage est donc un puissant révélateur de l'équilibre ou des mutations d'un territoire à un moment donné [Bertrand 78]. Dans ce cadre, les relations Homme-Nature sont donc abordées sous l'angle de l'esthétique et de l'identité : consubstantiellement le paysage a vocation à être « *beau* », et la nature a vocation à être en « *bon état* ».

Les géographes ont développé des théories et des méthodes quantitatives relatives à l'organisation de l'espace géographique [Forman 86, Turner 90, Beroutchachvili 91]. Ils tentent d'évaluer la place de l'espace dans les changements socio-culturels et socio-économiques. Des modèles géométriques, démographiques et en réseaux sont généralement distingués [Turner 90]. Les géographes et les historiens du XXe se sont efforcés d'analyser ce que, dans chaque cas particulier, les hommes ont fait à partir des potentialités que leur offrait le milieu dans lequel ils vivaient en fonction des circonstances économiques et culturelles [Bertrand 78, Bertrand 14]. La remise en cause de la notion de vocation des sols par les géographes, puis par les agronomes eux-mêmes (i.e. améliorations technologiques, comportements différents des agriculteurs, a fait basculer cette question chez les économistes pour qui elle se résume à la rente foncière, c'est à dire à la valeur marchande de la production des terres (variable synthétique).

Aujourd'hui, c'est un changement de paradigme avec l'intégration des aménités à la construction du bien marchand : l'entretien, la conservation de la nature de façon à permettre le renouvellement des ressources [Domon 04], une démarche inscrite dans le développement durable. Faut-il pour autant maintenir des paysages « *sous perfusion* » pour leur conserver leur forme traditionnelle ?

Pour FORMAN & GODRON (1986), le paysage est « *a kilometer-wide area where a cluster of interacting stands or ecosystems is repeated in similar form* », c'est à dire un espace hétérogène dont les différentes parties sont en interactions. L'éco-

11. «Paysage» désigne une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations

logie du paysage, littéralement *Landscape Ecology* a été développée aux USA sur le constat que la recherche en écologie ne fournissait pas « *les résultats escomptés dans les domaines de l'application et notamment de l'aménagement du territoire, de la gestion des ressources renouvelables et même de la conservation de la nature* » [Forman 86]. Cette nouvelle approche tente de remédier à cet état de fait par un niveau d'intégration des processus, non plus au niveau de l'écosystème, mais au sein d'une combinaison d'une structure et d'un fonctionnement propre, issus d'une histoire particulière : l'éco-complexe [Blandin 88]. Pour ses laudateurs, elle tente de réaliser l'ambition ultime de l'écologie : fournir une modélisation globale des éco-complexes et en dériver des règles de gestion. Le paysage est la plus petite entité géographique qui peut pragmatiquement et quotidiennement être contrôlée. Cette façon très normative de percevoir le paysage doit en passer par une phase de négociation, rentrer en dialogue avec le territoire, pour ne pas imposer une gestion du territoire d'après des critères purement scientifique car « *il est clair qu'on ne peut dissocier la pure signification écologique des fonctions de leur signification socio-économique* » [Lamotte 84]. Cet ouvrage, « *Fondements rationnels pour l'aménagement du territoire* » était d'ailleurs lié à un cours post-universitaire créé en 1969 à l'initiative de la commission nationale française pour l'UNESCO, cours dont Maxime LAMOTTE fut l'un des fondateurs (Patrick BLANDIN, comm. pers.)

Aménager et gérer des territoires, sous cet angle, c'est faire de l'ingénierie écologique et territoriale. Cette approche intégrée considère l'ensemble des écosystèmes en interactions et solidairement liés aux activités humaines. Elle a vu le jour aux USA sous la houlette d'Aldo LEOPOLD qui recommande, pour la première fois, un aménagement qui tienne compte de l'utile, de l'esthétique et l'éthique. L'objectif de la gestion fondée sur les écosystèmes (*Ecosystem Based-Management*) est de maintenir un écosystème en bon état, productif et résilient afin qu'il puisse fournir les services écosystémiques que les humains veulent et ont besoin pour aujourd'hui et pour demain [Meffe 02]. La gestion écosystémique diffère des approches classiques qui se concentrent généralement sur une seule espèce, ou sur un secteur d'activité. Il considère d'emblée les impacts cumulatifs des différents secteurs d'activités. Pour cela, sont intégrés sur le territoire :

- les objectifs écologiques, sociaux et économiques,
- la reconnaissance des humains comme des éléments clés de l'écosystème,
- les limites écologiques, politiques et historiques,
- la complexité des processus naturels et des systèmes sociaux,
- une approche de gestion adaptative face aux incertitudes qui en résultent,
- de multiples parties prenantes dans un processus de collaboration pour définir les problèmes et trouver des solutions,
- la compréhension des processus écosystémiques et la réaction des écosystèmes

- aux perturbations environnementales,
- les préoccupations liées à la durabilité des sociétés.

De nombreux parcs nationaux et réserve de biosphère mettent en oeuvre ces principes (e.g. parc national KRUGER, le parc RAMAT HANADIV en ISRAËL, la plupart des parcs nationaux canadiens et américains) [Meffe 02, Folke 04, Gunderson 10, Guay 13]) mais également dans la gestion forestière européenne [Schlaepfer 02, Holman 8, Reed 8, Gaube 9, Garmendia 0] et nord-américaine [McAfee 08] en permettant au secteur forestier de regarder et d'engager au-delà de soi.

Derrière cette gestion écosystémique, qui se veut exemplaire, Sylvain GUYOT a démontré toute la dimension géopolitique et géostratégique d'un parc comme le KRUGER en Afrique du Sud, dans ses fronts écologiques [Guyot 15]. Stéphane HÉRITIER en a fait de même pour le CANADA sur les dimensions culturelles et les enjeux économiques des grands parcs nationaux en ALASKA [Héritier 10, Héritier 11].

Un projet crédible sur le territoire et son paysage nécessite donc une réflexion interdisciplinaire, comme par exemple l'avait initié les travaux de RAMEAU dans la vallée de la LOUE (DOUBS) [Rameau 96] : Par un traitement des attentes culturelles (sociologie et anthropologie), un enrichissement et la validation du projet par la population appelée à faire vivre le paysage. Dans nos sociétés, le territoire et son paysage ne peuvent plus être le fruit d'une décision supérieure, pas plus que celle des experts scientifiques, mais le fruit d'un consensus large entre les différents groupes sociaux. Le paysage ne peut plus être déconnecté des choix économiques de notre société. À travers des monographies de familles paysannes puis de terroirs, ces disciples de Le PLAY comme Charles de RIBBES (1827-1899), martèlent que la forêt ne peut être gérée indépendamment du contexte socioéconomique local [Boutefeu 07]. Le paysage devient à la fois un patrimoine, un capital dont les acteurs attendent les intérêts, un terroir avec sa production locale.

Or, le débat sur la biodiversité et son arbitrage, dans un contexte de multi-usages de l'espace rural, oriente très souvent les opérations d'aménagement vers des opérations de contrôle de la dynamique des ligneux, opérations qui se révèlent difficiles et conflictuelles (LEPART et al., 2001). Dans un contexte de gestion durable et multifonctionnelle des territoires, l'aménagement forestier est face à l'obligation d'intégrer davantage les aspects écologiques, de promouvoir des modes de production de bois compatibles avec l'exigence de gestion durable et enfin de s'intégrer à une gestion globale des territoires dans laquelle la forêt n'est qu'une composante de la mosaïque paysagère [Bertrand 80, Fischesser 91, Arnould 02].

Aujourd'hui la *Sylva* est devenue étrangère à l'*Ager* alors qu'elle faisait corps avec l'espace cultivé : c'est la dislocation du couple forêt-tenure paysanne documenté par Andrée CORVOL [Corvol-Dessert 93]. Gaston ROUPNEL nous rappelle qu'au Moyen-Âge, cette association du village avec la forêt se manifeste de manière très précise comme la fédération des « *Sept-Villes de Bleu* » qui réunissait en un

groupement organisé les sept villages riverains de la forêt de BLEU en NORMANDIE, aujourd'hui en partie rattaché à la forêt domaniale de LYONS [Roupnel 32]. Il poursuit en indiquant qu'« *en bien d'autres régions, la forêt était analogue occasion d'entente. Habituellement chevauchée par les limites des territoires communaux, elle unissait plus qu'elle ne séparait...Elle était, dans la composition de la campagne française, l'élément de liaison et d'entente.* » (ibid, p. 110).

Les forestiers sont-ils capables de s'ouvrir au monde ?

Puisque la raison d'être de l'évaluation est d'aider à la décision, nous proposons un cadre théorique rénové par la dialectique connaissance-action.

4.2.2 Renouveler la dialectique connaissance-action

4.2.2.1 Problématique et inflexions

« La biosphère ne contient pas de classe prévisible d'objets ou de phénomènes mais constitue un évènement particulier compatible avec la théorie de la relativité et des quanta, mais non déductible de ces principes, donc imprévisible. Imprévisible en fonction de ces deux théories mais explicable avec ces mêmes théories. La biosphère est donc aussi imprévisible que la configuration des atomes constituant un caillou. On ne peut reprocher à une théorie universelle de ne pas affirmer et prévoir l'existence de cette configuration particulière d'atomes. Il suffit que cet objet actuel, unique et réel soit compatible avec la théorie. Selon cette dernière cet objet n'a pas le devoir d'exister, il en a le droit. Nous sommes comme le caillou : il faut accepter le postulat de l'objectivité et par conséquent énoncer la proposition de base d'une éthique de la connaissance. » Le hasard et la nécessité, Jacques MONOD [Monod 70]

Comment peut-on rationaliser et améliorer la prise de décision puis l'action publique en matière d'intégration du vivant dans les politiques d'aménagement du territoire au terme d'un processus rigoureux ?

Notre réflexion s'ancre dans la dialectique « *connaissance-action* » en prenant appui sur l'analyse politique de Raymond ARON [Draus 84]. Pour ce dernier, l'action, pris au sens politique, est un acte singulier, elle est une intervention pratique. L'action relève du probable et du possible, elle est contingente, elle se fonde sur un calcul du risque, sa finalité est avant tout l'efficacité, indicateur standard de l'évaluation. Tandis que la connaissance, acte de nature intellectuelle, est une recherche de la vérité par la compréhension [Draus 84]. Une des caractéristiques de la connaissance est d'être en proie au doute. Une connaissance, une fois acquise, est universelle alors que l'action, elle, est toujours singulière et peut donner lieu à contestation. Il faut sans cesse la légitimer.

Classiquement, la connaissance guide l'action, qui elle-même est soumise à évaluation (Fig. 4.2.1). L'étape cruciale qui précède l'action, c'est à dire la prise la décision d'agir, est bien documentée. Depuis les travaux de BERNARD ROY [Roy 96] jusqu'aux récentes synthèses des méthodes d'analyses multicritères appliquées à l'environnement [Munier 11, Bunnefeld 17]. Ces méthodes n'interrogent cependant ni le décalage d'échelle, ni le laps de temps entre la prise de décision et l'action.

La séquence, que nous nommons, **Connaissance, Décision, Action, Evaluation** (Fig. 4.2.1), nous permettra justement de montrer quelles sont les contraintes propres à la prise de décision en univers incertain relevant de l'intégration de la biodiversité dans l'aménagement du territoire. Nous soulèverons ensuite la problématique de la légitimation de l'action.

Enfin nous évoquerons la problématique de la synchronisation des décisions de la puissance publique avec la société, la problématique des délais de réponse entre la connaissance et l'action, la dilatation du lien connaissance-action et ses conséquences dans la gestion des territoires. Au travers d'études de cas, nous ferons ressortir les manques, les besoins et les écueils pour considérer de nouveaux outils conceptuels et opérationnels en matière d'aide à la décision dans la territorialisation des politiques publiques environnementales.

4.2.2.2 La connaissance : entre incomplétude et expertise

La connaissance, selon Serge ABITEBOUL (2012), procède de la séquence logique suivante :

- une **donnée** est une description élémentaire, typiquement numérique d'une réalité. C'est, par exemple, une observation ou une mesure.
- À partir de données collectées, de l'**information** est obtenue en organisant ces données, en les structurant pour en dégager du sens.
- En comprenant le sens de l'information, nous aboutissons à des **connaissances**, c'est-à-dire à des faits considérés comme vrais dans l'univers d'un locuteur, et à des lois, des règles logiques, de cet univers [Abiteboul 12].

Suivi d'un piézomètre

La hauteur d'une nappe d'eau est relevée chaque heure par une station piézométrique, pendant 10 ans : ce sont des données (n=87 600). Une courbe donnant l'évolution dans le temps de la hauteur moyenne de la nappe d'eau dans ce lieu, c'est une information (n=10). Le fait que la hauteur de la nappe d'eau sur ce bassin versant ait diminué en fonction de l'activité humaine pendant 10 ans, c'est une connaissance (n=1). Il faut généralement du temps pour acquérir une connaissance, ici 10 ans. Nous sommes loin de l'instantanéité des données.

Nous remarquons, au passage, une organisation en « entonnoir » puisqu'il faut

souvent des dizaines de milliards de données pour dégager des milliards d'informations qui ne « *produiront* » que des milliers de connaissances et à partir desquelles ne resteront que des « *miettes* » de savoir.

Dans la gestion des territoires, la connaissance nourrit l'action en ce sens ou pour agir, il faut connaître la réalité dans et sur laquelle on veut agir. C'est d'ailleurs l'apanage de nombreux gestionnaires d'espaces naturels comme les Conservatoires d'espaces naturels, les parcs naturels régionaux ou du réseau des Réserves naturelles de France... pour qui « *mieux connaître, c'est mieux gérer* ». La plupart des pays industrialisés ont déployé des observatoires nationaux de l'environnement [Pereira 13]. Comme le souligne CHEVASSUS-AU-LOUIS en 2009 (p. 252) « *l'importance de pouvoir associer dans ces systèmes d'information des indicateurs d'état et des indicateurs de pression sur la biodiversité liés aux diverses activités humaines. Cette préoccupation rejoint la question de la définition d'entités spatiales pertinentes – qualifiées de « socioécosystèmes » – pour la description, l'analyse et la gestion de la biodiversité* » [Chevassus-au Louis 09]. La multiplication, depuis dix ans, des observatoires territoriaux socio-économiques ou environnementaux en témoigne [Lemoisson 16]. La gestion d'un territoire commence par la gestion des données. Or, on emploie souvent « données » à la place de connaissance. Par exemple, près de 42 millions de données d'occurrence d'espèces sont diffusées par l'inventaire national du patrimoine naturel (INPN) selon l'observatoire national de la biodiversité. D'après l'INPN (2018), « *Le nombre de données diffusé a augmenté de 13 % depuis 2017, soit environ 5 millions de données en plus, grâce à la poursuite des partenariats dans le cadre du Système d'information sur la Nature et les paysages (SINP). Grâce à cet apport, une diminution des lacunes de connaissance en métropole est amorcée. L'indicateur sur les lacunes de connaissance naturaliste produites et partagées en métropole, dénombrant le pourcentage moyen de groupes taxonomiques mal connus (mal inventoriés) par maille 10 x 10 km, est passé de 76 % à 72 % entre janvier 2017 et février 2018* »..La méconnaissance est donc importante. Or il est question de données et non de connaissance. Cette « *soif* » d'exhaustivité, sous couvert du principe « *mieux connaître, pour mieux gérer* » peut entraîner des dérives : d'abord, nous n'aurons jamais le temps d'achever l'inventaire du Vivant. D'ailleurs, comme il évolue sans cesse, c'est sûrement une opération vaine. Aujourd'hui, 1,9 millions d'espèces ont été décrites, 8,7 millions restent à découvrir, à décrire, à classier [Mora 11]. Au rythme actuel de description des espèces, l'inventaire sera terminée en 2300. D'ici ce temps, les conséquences du changement global auront vraisemblablement anéanti une bonne part de cet effort d'inventaire et surtout fait disparaître de nombreuses espèces [Cardinale 12].

Pierre-Henri GOUYON [Gouyon 94] s'interrogeait déjà en 1994 sur l'approche à conduire en biologie de la conservation « *A l'heure actuelle, si les responsables*

d'un parc régional viennent nous demander comment conserver sa diversité, on n'a pas de réponse à leur fournir. C'est d'ailleurs un enjeu pour la recherche. Le problème peut être abordé de deux manières : comprendre comment ça marche pour être capable d'agir intelligemment et ne pas continuer à voir les espèces s'éteindre dans les parcs ; on peut aussi se dépêcher de décrire toutes les espèces avant que certaines ne s'éteignent. Avons-nous les moyens de réaliser les deux ? Voilà l'enjeu des choix à faire aujourd'hui sur le plan scientifique. Pour ma part, j'ai effectivement choisi de laisser des espèces s'éteindre sans les connaître et de travailler sur les autres pour comprendre le fonctionnement du système. » C'est bien la connaissance et non l'information, ni la donnée qui peut aider à la prise de décision par calcul de risque au moyen de modèles prédictifs. Aujourd'hui, force est de constater que les gestionnaires sont dans une logique d'acquisition de données. Trop peu de sites, de territoires sont entrés dans une logique de compréhension des processus, à l'exception des rares zones labellisées « Zones ateliers » par le CNRS.

Mais la connaissance ne peut dicter la décision à prendre, au risque de tomber dans ce que TAGUIEFF dénomme l'expertocratie [Taguieff 00]. En ce sens, on exige d'un expert qu'il fasse le point sur un problème, parfois le reformule lorsque ce dernier est mal posé, qu'il caractérise les solutions qui peuvent être apportées et évalue ces dernières de façon à proposer aux responsables publics une appréciation susceptible d'orienter la décision [Godard 12b]. Pour ROQUEPLO (1997) *in* TAGUIEFF (2000), il y a expertise scientifique quand des détenteurs des dit savoirs, qui ne sont pas de connaissance commune, sont sollicités par un tiers dans un contexte d'action. Il existe, pour toute activité d'expertise, un axe de tension entre la recherche de l'objectivité de la connaissance et l'orientation par les besoins d'une action, d'une décision. L'expert ne peut se fonder que sur la mobilisation de ses connaissances, de ressources théoriques relevant des faits, de la science faite. En cela, l'expert relève du magistère de l'objectivité [Larrère 97]. L'expertise doit se dérouler dans un **cadre collégiale** comme l'a bien fait ressortir Olivier GODARD [Godard 12b]. Dans les « *Fondements rationnels de l'aménagement du territoire* » [Blandin 84], Maxime LAMOTTE et Patrick BLANDIN conçoivent l'aménagement comme *la mise en forme d'un projet social portant sur l'organisation du territoire : on se propose de remodeler celui-ci afin d'orienter son fonctionnement en vue de la satisfaction d'un certain nombre d'objectifs" (sic) ... l'analyse scientifique n'a pas pour rôle de définir ces objectifs. Par ailleurs, d'une façon générale, la science ne peut par elle-même apporter les fondements d'un projet social*". Pour TAGUIEFF, le rôle de l'expert est donc de rendre la science utile. D'un chercheur, on attend qu'il fasse état de sa docte ignorance. L'expert n'est pas forcément sur le front de la science. Il ne formule aucune hypothèse ou conjecture, il ne met pas en place des expérimentations pour les réfuter. Pourtant, certains gouvernements n'hésitent pas à se référer exclusivement aux experts pour décider ou non de l'in-

tégrité des sites en vertu de l'article 6 de la directive Habitats, comme dans le province flamande de la Belgique (RAMAN et al., 2015).

4.2.2.3 Une casuistique socio-écologique

La casuistique se définit comme l'examen d'un cas particulier à la lumière des principes de la discipline dont il relève. Or, pour Patrick BLANDIN, l'écologie est aussi une science de la singularité [Blandin 10], de même qu'en sociologie, où l'individu singulier répond néanmoins aux lois sociales.

Nous pensons que l'opérationnalité et la légitimité de l'action découle d'une dialectique entre des lois générales écologiques et biogéographiques empiriques ou non, des retours d'expériences, notamment dans le cadre de la restauration écologique et le cas particulier à traiter. De cette confrontation entre ces lois générales et les retours d'expérience est censée émerger une action la plus légitime possible. Nous nommerons donc cette approche **la casuistique socio-écologique**.

Nous distinguons pour cela trois catégories selon une échelle locale, celle du territoire, c'est à dire l'entité géographique qui fait « *projet* » et l'échelle globale, échelle spatiale immédiatement *supra* du territoire jusqu'à l'échelle planétaire. La connaissance se situe dans un vaste « *entonnoir* » depuis les données jusqu'aux savoirs.

Quand localement l'absence de connaissance n'est pas un frein à l'action

D'un point de vue formel, les sphères de la connaissance et de l'action peuvent être radicalement séparées et autonomes (Fig. 4.2.1 - cas 1). La décision est prise sans se référer à une quelconque connaissance. Il s'agit bien évidemment d'une vision non durable de la gestion d'un territoire, comme peuvent l'être, des concessions minières ou forestières. Cette stratégie ne relève plus du cadre connaissance-action mais touche alors au cadre action-morale [Draus 84] que nous n'étudierons pas ici.

Quand l'hypertrophie de la connaissance globale paralyse l'action locale

Ce cas de figure peut se résumer par l'adage suivant : « *L'immensité de notre savoir collectif est la source de nos ignorances individuelles.* »

Par exemple, la répartition d'une espèce ou d'un habitat naturel est connue à l'échelle planétaire ou nationale. Mais, à l'échelle locale, ces répartitions ne disent rien sur les relations entre espèces ou habitat naturel vis-à-vis des paramètres environnementaux locaux, précis. Cela n'aide en rien la prise de décision à l'échelle locale car cette connaissance est imprécise à cette échelle.

Dans le cadre du changement climatique, des modèles climatiques mondiaux [Johns 03, IPCC 07] et régionaux [Castel 10, Boulard 16] sont développés sur des

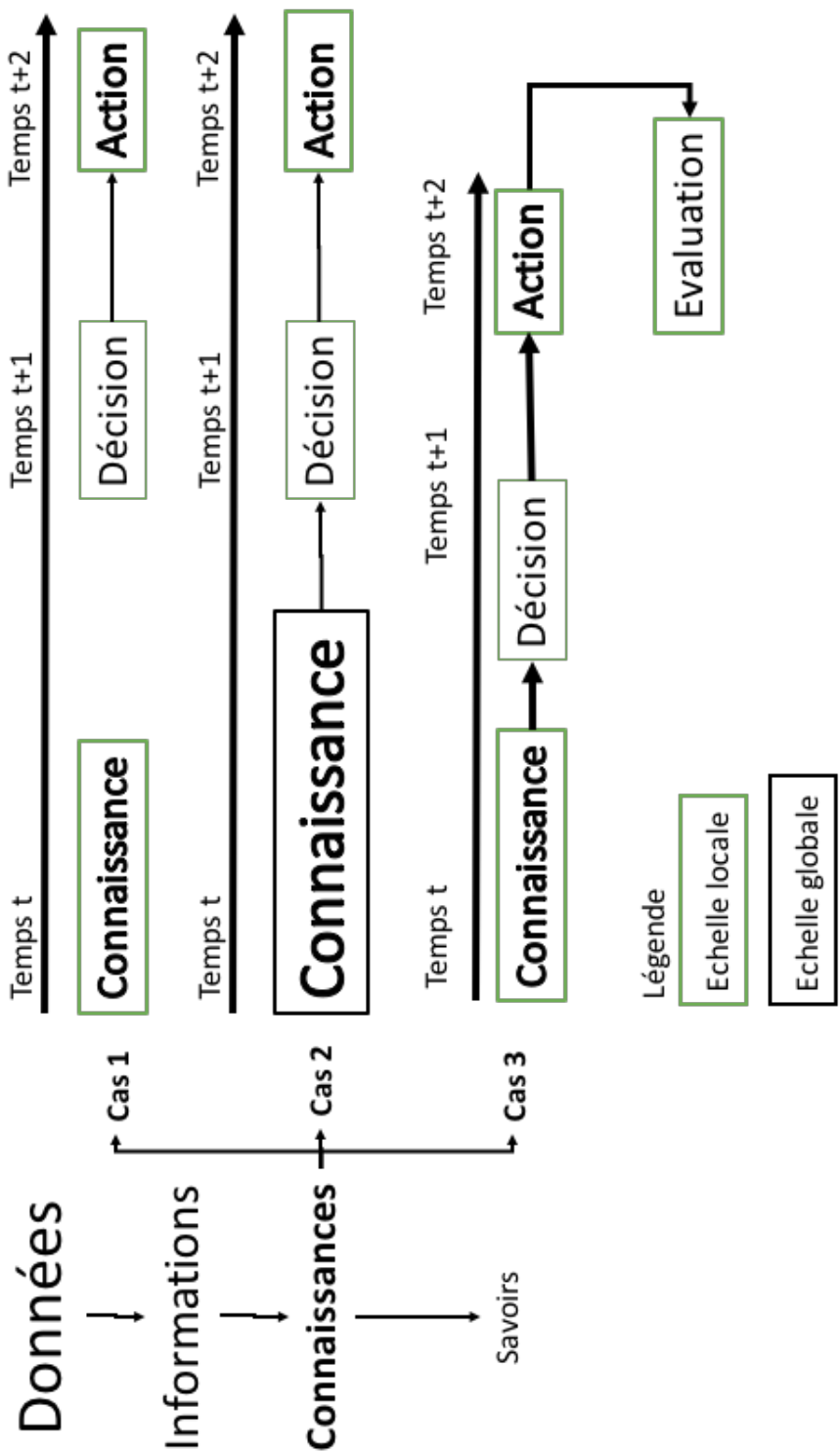


FIGURE 4.2.1 – Dialectique Connaissance-Action : une casuistique socio-écologique

mailles très larges, de 16 km² à 2 km². Sans même tenir compte de l'incertitude de ces modèles, le gestionnaire ou le propriétaire forestier, à l'échelle de quelques hectares, est comme paralysé : Il peut soit rester indécis et être dans la non-décision, donc dans une stratégie du laisser-faire ou bien adopter une stratégie sans regret. Certains institutionnels prévoient d'exploiter toutes leurs forêts avant 2050, quitte à faire des sacrifices d'exploitabilité (i.e. les arbres n'auront pas encore atteints des diamètres donc des volumes commerciaux rémunérateurs), de peur de tout perdre par des événements climatiques extrêmes (tempêtes, incendies...).

Dans ces deux situations, les mailles du territoire apparaissent comme des boîtes noires, trop imprécises pour mener une action probante. Le décideur est pris d'une sorte de paralysie, d'immobilisme (Fig. 4.2.1 - cas 2).

Quand localement l'absence de connaissance est un frein à l'action

C'est le cas le plus classique (Fig. 4.2.1 - cas 3). La décision est d'autant plus aisée à prendre que le degré de complétude de la connaissance est élevé. Ce cas relève de la **prise de décision en univers incertain** [Aulong 06]. En effet, les différents « *Etats du monde* » ne sont jamais connus. Comment réduire l'incertitude sur ces changements d'états ?

L'absence de connaissance ne veut pas dire absence de données ou d'informations. De même, la mobilisation des savoirs traditionnels, empiriques peuvent être utilisés, non pas pour prendre la décision, mais pour juger du bon sens de l'action. Lorsque les actions possibles pour un décideur ont chacune une seule conséquence possible, on dit que le décideur prend sa décision en univers certain. Ses préférences sur les actions et ses préférences sur les conséquences sont alors confondues.

Lorsqu'au moment de la décision, une au moins des actions possibles a plus d'une conséquence possible, on dit que le décideur prend sa décision en univers incertain. Il faut alors distinguer ses préférences sur les conséquences et ses préférences sur les actions.

Supposons le cas d'une espèce végétale thermophile, protégée au niveau national. Un projet d'infrastructure de transport prévoit de la détruire. En matière d'autorisation de destruction d'espèces protégées (au titre du L. 411-1 du code de l'environnement), l'autorité publique doit prendre sa décision (i.e. son arrêté) avant les travaux soit des mois, parfois des années à l'avance. Si l'autorité envisage de délivrer cette arrêté (i.e. la destruction (localisée) d'individus de cette espèce protégée), alors l'action « *prendre l'arrêté de destruction* » a donc deux conséquences possibles :

- conséquence A : dégrader encore plus l'état global de la population
- conséquence B : maintenir l'état global de cette population ¹²

12. on supposera que la séquence Eviter-réduire-compenser aboutira à des mesures compensa-

Puisque au moment où elle prend sa décision, l'autorité ne sait pas laquelle des deux conséquences, A ou B, se réalisera, elle doit prendre sa décision en **univers incertain** car l'état global de cette population est fonction du climat : S'il fait chaud, elle augmente, s'il fait froid elle diminue. L'autorité se peut pas prévoir les conditions climatiques au moment des travaux.

Par exemple, on ne sait jamais à l'avance où se trouve tous les individus d'une espèce à l'échelle du territoire, car ils se déplacent sans cesse. Les végétaux ne se déplacent pas mais peuvent constituer des banques de graines du sol, parfois très longévives, ce qui constitue une forme de déplacement « *temporel* » [Bakker 96, Fenner 00]. Au cours de travaux de terrassement, certaines graines peuvent à nouveau germer, ni les inventaires préalables (dossier d'études d'impact), ni les données historiques n'avaient connaissance de ces populations. Là encore, la décision prise se trouve caduque.

Les modèles prédictifs de distribution d'espèces ou d'habitats (cf. chapitre 3) sont de nature pourtant à réduire cette incertitude. Mais force est de constater que les gestionnaires ou les services de l'Etat ou les collectivités préfèrent s'en référer à des données d'inventaires, plus tangibles (l'espèce a été vue ou pas) qu'à des modèles prédictifs de distribution. Dans la majorité des cas, le décideur se trouve dans une situation de prise de décision en univers incertain. Par exemple, lorsqu'une espèce est présente au moment de l'étude d'impacts mais qu'elle disparaît ensuite, alors la décision sera nulle et l'action « *prendre l'arrêté* » perdra toute légitimité. De même, si une nouvelle espèce apparaît entre la prise de l'arrêté et le début des travaux alors la décision est nulle, caduque c'est à dire qu'il faut reprendre un arrêté. C'est pourquoi, il faut toujours veiller à la **réversibilité** de l'action.

Les modèles de distribution d'abondance analysés, au chapitre 3, notamment ceux ajustés à l'échelle de sites Natura 2000 (i.e. à l'échelle d'un territoire), permettent de détecter les paramètres de diversification des niches (β) et de prévisibilité du système (γ). Il est donc possible, à l'échelle d'un territoire de spatialiser ces paramètres et d'identifier les secteurs où le socio-écosystème est le moins stable, de manière à y planifier des mesures d'ingénierie écologique.

4.2.2.4 Vers un discours performatif

En 1995, Pierre-Henri GOUYON tenait ce discours : « *La connaissance et l'action sont bien connues pour constituer des activités aussi complémentaires dans l'abstrait qu'antinomique dans les faits* » [Gouyon 95]. Comment ne pas lui donner raison à l'aune de l'évaluation de l'état de nos écosystèmes [Bensettiti 15, européenne 15] et de l'érosion de la biodiversité [Chapin 00, Ass 05, Cardinale 12,

toires efficaces. Ce que nous ne discuterons pas ici (cf. [Regnery 13, Bigard 18])

Tilman 17], 23 ans plus tard !

Le principal écueil réside dans la définition de règles d'équivalence fonctionnelle spatiales et temporelles entre deux espaces géographiques contigus ou non [Regnery 13].

La question de la répartition spatiale de différents états de conservation au sein d'une mosaïque paysagère a été étudiée du point de vue des biologistes et des écologues [Maes 05]. L'écologie du paysage et la biogéographie ont largement documenté ces trente dernières années la problématique de la qualité des tâches (*patch*) [Forman 86, Hanski 91, Hanski 94, Burel 99, Opdam 03] et ont élaboré l'édifice conceptuel et opérationnel des trames vertes [Hanski 99, Hanski 04]. La répartition spatiale des états de conservation à l'échelle locale et leur contribution à l'amélioration de l'état à l'échelle territoriale peuvent s'écrire sous la forme suivante :

$$CS\gamma = \overline{CS\alpha} + CS\beta$$

avec $CS = Conservation\ Status$ (Etat de conservation)

L'état de conservation d'un territoire est égal à la somme des moyennes des états de conservation locaux (de chaque tâche) plus l'état de conservation entre chaque tâche. La figure 4.2.2 représente cette relation entre les états de conservation à l'échelle locale ($CS\alpha$) et globale ($CS\gamma$).

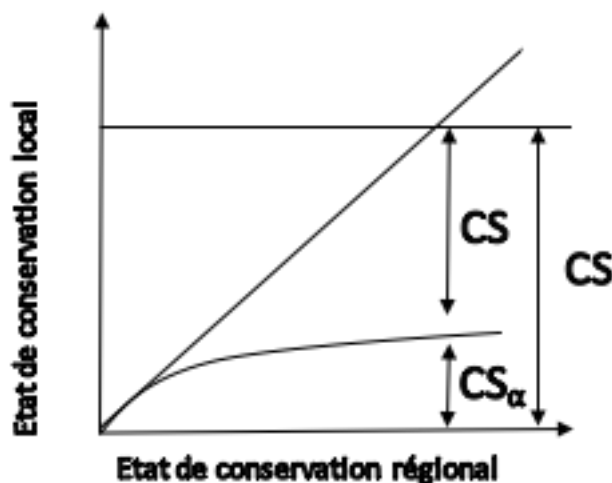


FIGURE 4.2.2 – Relation entre les états de conservation locaux (α et β) et l'état de conservation à l'échelle d'un territoire (γ)

La décision est d'autant plus aisée à prendre que le degré de complétude de l'information est élevé. Les incertitudes spatiales et temporelles étant levées, les

actions correspondant aux opérations de génie écologique, seront plus précises dans le temps et dans l'espace (i.e. au bon moment, au bon endroit) et fiables.

S'inscrivant sur le long, voire le très long terme, on ne peut plus faire fi du principe d'incertitude. Sans renoncer à toutes formes de projections sur le long terme, le forestier doit être conscient que celles-ci ne peuvent être que des visions prospectives appartenant à un éventail de scénarii tout aussi probables qu'incertains. Comme le souligne Chris MASER, « *the only constant feature in a forest is change* » [Maser 94] In [Boutefeu 07]. L'imprédictibilité est la règle, même si la tentation est toujours forte de croire aux modèles prédictifs. Pourtant, il ne faudrait pas se réfugier derrière une prétendue imprédictibilité pour justifier l'immobilisme et adopter une posture sceptique douteuse, mais avoir la lucidité de reconnaître que « *l'action est aussi un pari* » (Morin EDGAR, 1990, p. 103). Le principe d'action nous impose, en effet, d'agir sans que nous ayons toutes les connaissances pour cela. Le recours à l'indice de concentration de GINI-LORENZ (Loi de PARETO) est un moyen de s'assurer, en travaillant sur les processus clé et/ou certaines espèces dominantes que la décision sera moins contestée. Cependant, **cette légitimité** de la décision politique « *ne fait pas parti de la vocation de la science* » (Max WEBER in [Taguieff 00]). C'est bien l'autorité publique qui décide qu'un projet est d'intérêt général ou d'intérêt public majeur. Le bilan des commissions locales d'information a fait ressortir l'insuffisance de cette démarche pourtant au cœur de la charte de la concertation de 1996 [Godard 12b]. Le ministère en charge de l'Environnement a en effet produit en 1996 une Charte de la concertation en 9 articles. En 2016, il renouvela ce texte en publiant une Charte de la participation (<https://i-cpc.org>). Dans le cadre des grands projets d'infrastructures, les demandes de dérogation de destruction d'espèces ou d'espaces sont facilitées lorsque le projet est déclaré d'intérêt public majeur. De manière caricaturale, lorsqu'un tel projet est déclaré d'intérêt public majeur, l'autorité donne un blanc-seing à détruire avec toutefois une garantie de compensations écologiques qui s'inscrit dans la séquence Eviter-Réduire-Compenser. Sauf que nous connaissons les limites et les biais de la compensation [Regnery 13, Camproux Duffrène 16, Bigard 18] : le vivant et ses services ne sont ni divisables, ni divisibles : la compensation est dans une sorte d'impasse. C'est à la jurisprudence de trancher, avec des cas parfois très divergents pour la même problématique. Par exemple pour le tribunal administratif de DOUAI¹³, cette notion d'intérêt public majeur ne doit pas être examinée intrinsèquement mais plutôt ressortir d'une mise en balance au cas par cas entre l'intérêt du projet et les atteintes portées par celui-ci à l'environnement. Pour la cours européenne de justice¹⁴, un arrêté de dérogation accordé en vue de la réalisation

13. CAA Douai, 15 oct. 2015, n° 14DA02064, Écologie pour Le Havre : JurisData n° 2015-027553

14. Solvay contre région Wallonne (CJUE, 16 févr. 2012, aff. C-182/10, Solvay c/ région Wal-

d'un siège administratif ne s'inscrivant dans aucune politique publique d'aménagement et ne créant, par nature, aucun emploi puisque le siège administratif reçoit la fonction support de l'activité productive, ne peut être retenu aux motifs de raison impérative d'intérêt public majeur justifiant que soit portée atteinte à l'objectif de préservation de l'environnement porté par la directive Habitat Faune Flore.

Or les sciences humaines, en particulier la géographie, savent appréhender les dimensions multiples d'un processus comme celui des socio-écosystèmes, notamment dans la résolution des conflits d'usage [Ostrom 07, Ostrom 10b]. Très souvent, la décision prise « *ici* » aura des conséquences « *ailleurs* ». Ainsi, la prise en compte de l'ensemble des acteurs, notamment ceux qui ne sont pas associés à la fourniture de services écosystémiques localement, mais qui dépendent de leur régulation et d'autres services écosystémiques, est crucial.

Car l'état souhaitable ou jugé bon d'un socio-écosystème dépend largement des valeurs culturelles, comportementales et économiques en lien avec les dynamiques écologiques. La complexité des arbitrages entre les acteurs dépend du nombre des activités anthropiques exploitant le système car le bon état ou l'état jugé souhaitable varie avec les acteurs (Fig. 4.2.3). Pour une exploitation de type concession forestière, même si le propriétaire/exploitant juge qu'il s'agit d'un bon usage, l'état de conservation est mauvais, la base de ressource est épuisée : la résultante est une gestion non-durable (N) (Fig. 4.2.3). Pour une réserve intégrale de parc national, le propriétaire /gestionnaire forestier jugera que l'usage est mauvais (i.e. pas de coupe de bois) mais l'état de conservation sera bon : la résultante est la non-gestion (R). Selon cette approche, une gestion forestière multifonctionnelle a un pourcentage médian de bon usage et de bon état en vertu de l'optimum de PARETO (D) (Fig. 4.2.3).

Alors que la grande majorité des processus écologiques bénéficie au plus grand nombre, sans forcément que le gestionnaire en ai conscience, le gestionnaire n'aura guère intérêt à court terme à contribuer au maintien de ces processus : c'est la fameuse tragédie des biens communs développée par HARDIN [Hardin 68], largement contestée notamment par François OST (1995) et Elinor OSTROM [OSTROM 10A]. Cette dernière insiste sur l'importance du « **capital social** » comme ensemble de relations de confiance s'établissant entre les utilisateurs de la ressource. Des pâturages, des forêts ont pu être ainsi gérées efficacement sur de très longue durée par des collectivités, sans privatisation ou contrôle par une autorité extérieure. Finalement, nous nous rattachons à la proposition d'Olivier GODARD pour qui « *la gestion rationnelle du territoire est un fantasme d'ingénieur* ». Gérer implique maîtrise et contrôle du double point de vue juridique et technique. Les socio-écosystèmes ont leurs propres dynamiques, sources d'incertitudes [Ostrom 07, Ostrom 10b, Godard 12a, Godard 12c]. Nous ne pouvons pas gérer la nature, mais seulement

lonne

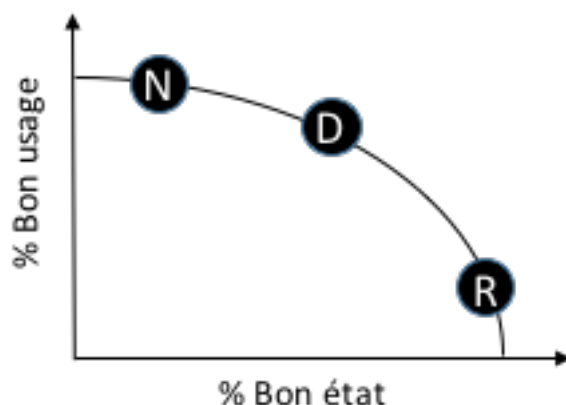


FIGURE 4.2.3 – Relation entre le « *bon usage* » et le « *bon état* » d'une forêt dans un territoire sur un front de PARETO

nos interactions avec elle : ce que nous mettons dedans, ce que nous en retirons : c'est bâtir ensemble des règles de solidarité de fait et d'actions à l'échelle des territoires.

Nous espérons que cette casuistique socio-écologique est porteuse d'un renouveau en matière d'évaluation. En réduisant l'incertitude des connaissances à l'échelle d'un territoire, le délai de décision est réduit, ce qui améliore de facto la légitimité de l'action : **les problèmes sont d'ordre humain, les réponses seront humaines et les solutions seront politiques et sociales.**

4.3 Ré-enchanter la multifonctionnalité des forêts

« *Le renard sait beaucoup de choses, le hérisson n'en sait qu'une, mais grande* » ARCHILOQUE de PAROS (680-640 av. J.-C.)

Ce poème lapidaire d'ARCHILOQUE est, selon Isaiah BERLIN (1953), comme « *l'une des différences les plus profondes qui divisent les êtres humains* » in [Taguieff 00]. Pierre-André TAGUIEFF reprend à son compte cette thèse dans « *L'effacement de l'avenir* » pour étayer sa problématique de l'expertocratie [Taguieff 00]. L'ouvrage posthume de Stephen J. GOULD « *The Hedgehog, the fox and the magister's pox* », dans une démarche épistémologique, explicite clairement la posture de ces deux animaux entre les sciences dures et les sciences humaines [Gould 03] :

- Le monisme du hérisson avec sa vision unitaire, son principe organisateur, unique et universel des sciences physiques et du vivant qui s'oppose ...
- au pluralisme du renard d'une vision empirique, explorateur de toutes les voies possibles, critiques indéfinies, discussion perpétuelle des sciences hu-

maines.

Stephen J. GOULD propose alors une réconciliation entre ces deux visions du monde...

4.3.1 Une multifonctionnalité de plus en plus remise en question

En matière d'aménagement du territoire, cette métaphore se transpose aisément dans des territoires « *renard* » qui explorent, émettent des « *branches* » dans des directions nouvelles, innovent, expérimentent, bref jouent la carte de la multifonctionnalité et des territoires « *hérisson* » qui se spécialise dans la production de telle ou telle production de biens et services : la problématique est bien celle de la spécialisation des territoires. En est-il de même dans la gestion forestière à l'échelle des territoires ?

Dans un rapport de mai 2017 sur un parangonnage international en matière de gestion forestière [Gault 17], le poids de la fonction de production de bois est majoritaire, variant de 41% en POLOGNE à 97% en FRANCE, au même niveau que l'Etat du MAINE ou la province du QUÉBEC. Les auteurs soulignent (p. 16) que « *les données du tableau correspondent au pourcentage de surface forestière où la production de bois est l'objectif principal et/ou coexiste avec la préservation des écosystèmes et la récréation, dans le cadre d'une gestion dite multifonctionnelle ou intégrée. Cette notion n'est pas homogène* ».

La notion de multifonctionnalité ne serait-elle pas appréciée de la même manière en FRANCE, en POLOGNE ou au QUÉBEC ? Nous pensons au contraire que « non », compte-tenu des travaux engagés sur ce sujet depuis 1990 grâce aux différents processus forestiers [Barthod 93a, Barthod 12]. Les auteurs de poursuivre : « *Un fort pourcentage, tel qu'enregistré en FRANCE, en WALLONIE, en FINLANDE . . . illustre la recherche de la multifonctionnalité au niveau de chaque forêt, la spécialisation des territoires boisés restant exceptionnelle (réserves de biodiversité, forêt de protection contre les risques naturels)* ». Les auteurs ont-ils sous-entendu « *massif forestier* » lorsqu'ils écrivent « *au niveau de chaque forêt* » se référant sur-ement à la loi de programmation agricole de 2012 ? Elle renvoie bien évidemment à une question d'échelle. Les deux exemples cités « *réserves de biodiversité* » et « *forêt de protection* » sont-ils vraiment une spécialisation des territoires ?

Toute la foresterie mondiale est aujourd'hui encore traversée par ces deux courants [Kimmins 92, Weiss 02] :

- les tenants d'une approche ségrégative, un monde « vide » selon [Costanza 07] ou chaque espace a sa fonction, sa vocation, son usage,
- une vision intégratrice (un espace, plusieurs fonctions), ce sont des mondes « pleins » en prise avec les dynamiques économiques, sociales et écologiques

Ces deux courants encapsulent à la fois les usages matériels et immatériels et les fonctions économiques, sociales et environnementales dans un même espace.

Déjà en 1979, Georges PLAISANCE se posait cette question en parlant de l'avenir des forêts françaises : « *probablement sera-t-elle amenée à se spécialiser ?* » (p. 294)[Plaisance 79] . En 1990, Jean-Louis BIANCO s'interrogeait de même en conclusion du colloque « *Gérer la nature* » (p. 48) : « *Si quelqu'un a dit que l'on irait peut-être vers des forêts spécialisées, il faut essayer autant que possible de ne pas aller jusque-là* » [Dunglas 90]. Plus récemment, dans un essai de prospective sur le devenir de la forêt française en 2050-2100 [Bourgau 09], les auteurs proposent logiquement pour les scénarii « *tout pour l'énergie* », « *tout pour l'alimentation* » ou « *concurrence alimentation-énergie* », une spécialisation des fonctions de la forêt dans les territoires avec, pour le scénario 5a, un retour de la production et sanctuaire de l'autre (Fig. 4.3.1). Ces auteurs restent toujours sur le paradigme dominant, voir prégnant de la filière bois qui paye la forêt puisqu'ils affirment (p. 60-61) : « *la nouvelle pondération que paraissent envisager les responsables de la politique forestière dans le cadre de la multifonctionnalité pourrait infléchir les orientations retenues à la fin du siècle dernier...[...], **le bois est, avec la chasse, la source essentielle de revenu de la plupart des forestiers.** Sa récolte reste le fondement du renouvellement de la forêt et par conséquent de sa gestion durable. Cette situation est susceptible de se maintenir à moyen, voir à long terme, alors que la monétarisation des autres fonctions sur une vaste échelle reste encore embryonnaire* ».

En 2015, en réponse à un article de [De Morogues 15], Christian BARTHOD pose la question suivante : « **La multifonctionnalité des forêts entre discours et pratiques : illusion ou réalité à assumer ?** » [Barthod 15a]. La référence à une durabilité appréciée au niveau de l'unité de gestion est supprimée en 2012 par la loi. On ne fait désormais plus mention que de l'échelle de massif. Celle-ci peut donc très bien autoriser une spécialisation géographique. On ne cherche plus alors à concilier des objectifs diversifiés et des qualifications multiples à l'échelle des propriétés [Barthod 15a]. BARTHOD rajoute que « *de manière a priori surprenante en termes de continuité des positionnements sur ce sujet manifestement délicat, l'article 67 de la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (loi no 2014-1170 du 13 octobre 2014) a réintroduit dans le Code forestier une référence cette fois explicite à la gestion durable et multifonctionnelle en lien avec une échelle spatiale, mais cette fois au niveau du massif forestier : « Il [le programme régional de la forêt et du bois] fixe, par massif forestier, les priorités économiques, environnementales et sociales et les traduit en objectifs. Il définit des critères de gestion durable et multifonctionnelle et des indicateurs associés. » La référence à la gestion durable et multifonctionnelle se situe désormais dans une logique d'orientations générales de planification et de priorisation des objectifs à l'échelle des (grands ?) massifs*

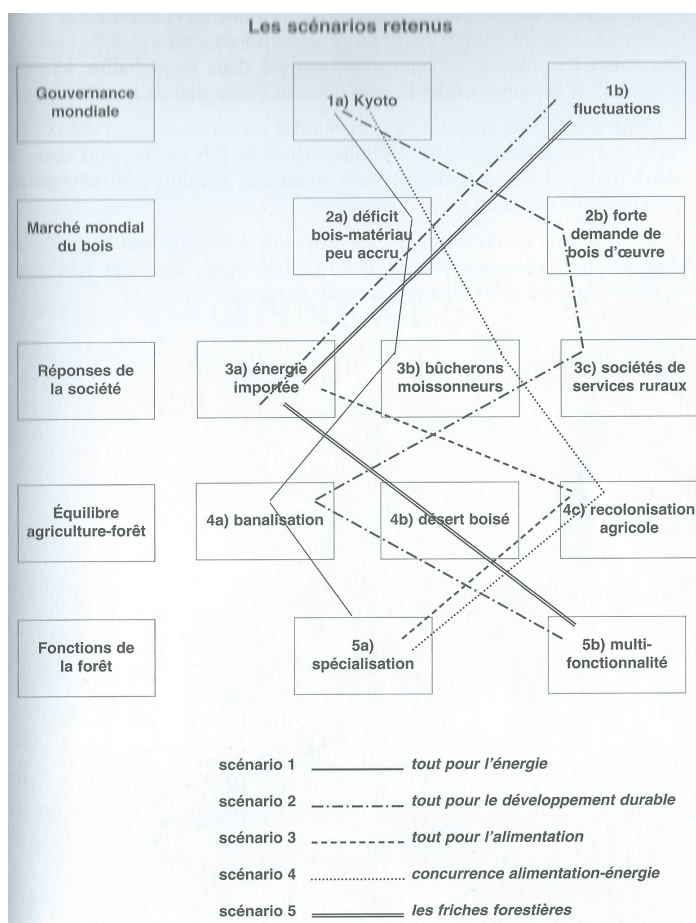


FIGURE 4.3.1 – Cinq scénarii prospectifs de la forêt française en 2050-2100 d'après [Bourgau 09]

forestiers, sans conséquence réglementaire évidente à ce jour pour les unités de gestion. »

Qu'elle soit multi- ou mono-fonctionnelle, la gestion forestière est souvent le résultat de l'action d'un animal, l'homme, un organisme-ingénieur qui s'ignore ! A l'instar du castor [Jones 94], dont les activités structurent et modifient les conditions physico-chimiques du territoire, cette modification entraînant selon un schéma causal classique une modification des autres communautés biotiques.

La combinaison de plusieurs modes de traitements sylvicoles génère une hétérogénéité spatiale à l'échelle du territoire, augmentant la diversité β donc la diversité régionale et tout le territoire peut en bénéficier. Les travaux de FERRY, BLONDEL et FROCHOT l'ont bien documenté pour les oiseaux forestiers par exemple [Blondel 95, Frochot 12].

Le problème dans un territoire, c'est qu'il n'y a pas qu'un « *castor* » et qu'entre eux, ils ne sont pas tous d'accord ! Il est donc nécessaire d'analyser leurs différents profils.

4.3.2 Les acteurs, leurs profils

La valeur économique pour le « *bon usage* » revient seule au propriétaire qui pourra rétribuer son gestionnaire. La valeur écologique pour le « *bon état* » est en revanche partagée entre le propriétaire, le gestionnaire et la société. C'est pourquoi des démarches multicritères comme celle de DU BUS DE WARNAFFE et DEVILLEZ ont été mises au point plus récemment [de Warnaffe 02]. Cette démarche, en particulier distingue une valeur conservatoire ayant une connotation historique et culturelle et une valeur naturelle synonyme de naturalité.

La prise de décision concernant l'aménagement de territoire s'accompagne d'une nécessaire ouverture aux acteurs sociaux impliqués dans les activités de loisir et dans la protection de la nature. L'irruption de groupes qui revendiquent une légitimité dans le débat sur l'aménagement oblige à des interactions entre différents types d'acteurs et d'utilisateurs. La multiplication des négociations multipartenariales signifie la fin du monopole des forestiers de profession en matière d'expertise concernant les forêts, des urbanistes, des paysagistes, bref toute corporation experte. Une posture d'humilité e.g. « *tout ce que je sais, c'est que je ne sais rien* » des experts est généralement facilitatrice.

Il est important d'identifier l'ensemble des parties prenantes, leur rôle et leurs interactions [Young 05, Ostrom 07]. Ainsi, il sera plus facile de sélectionner les publics cibles et les acteurs à mobiliser, d'anticiper les éventuels freins liés aux jeux d'acteurs [Bousquet 01, Etienne 03] et d'assurer une composition équilibrée d'une instance pluraliste d'évaluation. Le recours au sociogramme des acteurs permet de visualiser et de regrouper les acteurs en fonction de leur rôle (décideurs, gestionnaires de la mise en oeuvre, cibles).

L'implication des parties prenantes est nécessaire pour garantir la qualité de la connaissance produite, pour ne laisser personne de côté i.e. un point de vue différent, décalé, pour légitimer l'évaluation, renforcer l'adhésion à la démarche et favoriser l'appropriation des résultats. On peut notamment prévoir pour ces points de vue « *décalé* » des entretiens bi-latéraux (évaluateur-acteur) de manière à apprécier le « *décalage* ». N'oublions pas qu'évaluer, c'est accompagner.

C'est pourquoi, cette évaluation territoriale doit-être participative c'est à dire que les parties prenantes doivent-être impliquées dans tout ou partie des phases de l'évaluation. La mise en place d'une instance d'évaluation, c'est-à-dire un groupe *ad hoc* comprenant les principales parties prenantes des objectifs/mesures évalués, constitué spécifiquement pour contribuer aux analyses et co-produire un avis final [Reed 8, Mathevet 15, Garmendia 0]

Cette approche participative a été testée en AUTRICHE [Gaube 9, Garmendia 0], en FRANCE [Bailly 14], en ANGLETERRE et au PAYS BASQUES espagnol [Garmendia 0]. La participation des acteurs est loin d'être évidente dans certains cas de figures comme en ESPAGNE ou en ANGLETERRE [Garmendia 0]. En FRANCE, cette démarche semble porter ses fruits dans le plateau des Millevaches [Brédif 17].

Selon que l'on s'adresse aux « *consommateurs* » ou aux « *citoyens* », à l'« *acteur* » ou à l'« *agent économique* », les réponses peuvent diverger fortement [Rounsevell 2]. Par exemple, dans un document d'urbanisme, les personnes publiques associées (PPA), les élus s'accordent facilement sur des objectifs du Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD). Il s'agit d'objectifs généraux, globalisants, qui n'engagent pas la responsabilité : en bref, tout le monde est d'accord pour « *sauver le monde* », c'est la vision citoyenne qui l'emporte. En revanche, lorsque, pour le même document d'urbanisme, on passe au Document d'Orientation et d'Objectifs (DOO), le document opérationnel du SCOT (prescriptif en matière de droit à urbaniser), alors les avis divergent, et ce sont les postures de « *consommateurs* » qui l'emportent.

Ces deux figures du « *consommateur* » et du « *citoyen* » sont des idéaux types pour penser les relations d'intérêts qu'un acteur peut avoir vis-à-vis de sa participation aux démarches d'évaluation. Le « *citoyen* » a un intérêt pour des méthodes d'observation permettant de voir le phénomène qu'il met en accusation. Le « *consommateur* » a intérêt à choisir des indicateurs sur lesquels il peut agir. Le « *citoyen* » qui se pose en porte-parole d'une cause court à l'échec s'il ne parvient pas à créer une dynamique collective. Il doit organiser des allers-retours entre sa propre compréhension de la cause et le collectif. Ceci le situe dans une certaine logique du consommateur. À l'inverse, une organisation n'est jamais étanche et les théories d'action contingentes qu'elle invente, pour créer une dynamique collective d'apprentissage, doivent aussi se positionner de manière partisane dans un contexte plus large. « *Citoyens* » et « *consommateurs* » ont en commun d'avoir

une relation intéressée aux indicateurs, aux méthodes de mesure et aux données, donc à la production de connaissances [Bouleau 12]. Pour Philippe DEUFFIC, la construction d'indicateurs environnementaux, notamment les indicateurs forestiers de la gestion durable, est un processus à l'interface entre science et politique. En effet, les opérations scientifiques de catégorisation et quantification de l'environnement constituent aussi des ressources politiques. La manière dont ces indicateurs, une fois construits et institués, sont mobilisés dans la régulation environnementale favorise plus ou moins l'action collective et la participation du public. Par exemple, pour l'indicateur bois mort, la production de connaissance dans ce domaine a été telle que, sur les 35 indicateurs produits, l'indicateur bois mort est l'un des rares indicateurs retenus par l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) pour refléter de manière synthétique le niveau de biodiversité en forêt. L'indicateur bois mort est ainsi passé en FRANCE du statut d'indicateur inutilisable en 2005 à celui d'indicateur de référence en 2011. Cette institutionnalisation de l'indicateur bois mort a été possible parce que le contexte international, en particulier européen, a contraint les autorités françaises à prendre cette question au sérieux [Deuffic 16]. Mais l'instruction sur la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière de 2009 [Office National des Forêts 09], logiquement normative et prescriptive, a été déclinée en 2010 dans une fiche technique (ONF, 2010, p. 77). Cette fiche introduit un détail surprenant : la conservation pour la biodiversité de 3 arbres par hectare (1 arbre mort ou sénescant, 2 arbres à cavité ou gros ou vieux) « doit se faire de façon volontaire et raisonnée ». D'obligatoire, la norme d'application secondaire devient « volontaire », laissant finalement à l'agent forestier la responsabilité de mener ou pas des actions favorables à la conservation de bois mort et corrélativement à la biodiversité forestière et l'amélioration de l'état de conservation.

4.3.3 Règles de solidarité de fait et d'actions

En 1998, Marcel BOURNÉRIAS dans sa flore des Orchidées de FRANCE, BELGIQUE et LUXEMBOURG avait utilisé ce terme de **solidarité écologique** des biotopes en parlant des liens fonctionnels entre les pelouses calcicoles sèches et leurs habitats contigus, les forêts sèches et les grandes cultures [Bournerias 98]. Mais c'est MATHEVET et al. (2010) qui l'ont définie comme l'étroite interdépendance des êtres vivants, entre eux et avec les milieux naturels ou aménagés de deux espaces géographiques contigus ou non [Mathevet 10].

4.3.3.1 Rappel des règles de solidarité écologique

MATHEVET et al. (2010) distinguent :

– la solidarité écologique de fait, qui souligne la « *communauté de destin* » entre l'homme, la société et son environnement en intégrant, d'une part, la variabilité, la complémentarité et la mobilité de la diversité du vivant et des processus écologiques dans l'espace et le temps et, d'autre part, la coévolution des sociétés humaines et de la nature au travers des usages de l'espace et des ressources naturelles; On retrouve ici le lien évident avec le principe de responsabilité de JONAS (1979).

– la solidarité écologique d'action, qui se fonde sur la reconnaissance par les habitants, les usagers et les visiteurs qu'ils font partie de la communauté du vivant, et qui traduit leur volonté de « *vivre ensemble* » avec les autres êtres vivants, au sein des espaces dans lesquels ils interviennent, jugeant de leurs actions ou de leur non-action selon leurs conséquences sur les composantes de cette communauté.

La solidarité écologique participe ainsi à la capacité d'adaptation du système écologique et social dans un monde changeant. En favorisant la reconnaissance des interactions, l'apprentissage des incertitudes, le maintien de la diversité du vivant et des fonctions écologiques dans le temps et l'espace, la solidarité écologique favorise la durabilité du système écologique et social face aux changements globaux [Folke 04], définition en phase avec la communauté scientifique du Stockholm Resilience Centre (<http://www.stockholmresilience.org/about-us.html>)

4.3.3.2 Ces règles ne sont pas encore bien reconnues par les forestiers

Le moment clé se situe lors de la rédaction des documents de gestion (aménagement forestier ou Plan Simple de Gestion (PSG)). Ce doit être le lieu d'une agora, d'un partage pour une gestion intégrée, un espace de paroles mais aussi d'écoute. L'élaboration des aménagements forestiers dans les forêts soumises au régime forestier sont, la plupart du temps, des moments de concertation étroits entre le propriétaire (la collectivité) et le gestionnaire (Office national des forêts). La collectivité est en droit, si elle le souhaite, de mieux faire reconnaître ses préoccupations environnementales. Elle pourrait demander, par exemple, que soit en application de l'instruction sur la conservation de la biodiversité de 2009 [Office National des Forêts 09]. Elle a également la possibilité de créer une réserve biologique forestière ou une trame d'îlots de sénescence.

Quant aux PSG, les propriétaires restent dans leur pré-carré. Le code forestier en exige le minimum : ce sont des documents simples voir simplistes qui se résument à la liste des coupes et travaux à prévoir sur la forêt en question. L'analyse socio-économique et écologique est bâclée, voir inexistante alors même que la connaissance existe. Par exemple, la carte des stations forestières n'est pas jointe au PSG alors que la forêt est dans un site Natura 2000 et que cette carte existe donc ! S'agissant des forêts privées, le propriétaire, en vertu de son droit de disposer des choses (article 544 du Code civil), est le seul dépositaire de ces décisions [Rivière 17]. Dès 1932, MAZOYER, qui étudie les conflits sociaux autour de la forêt

en Franche-Comté au XVIIIe siècle, se demande si « *L'essentiel apparaît plutôt de savoir, parmi des intérêts inconciliables et des égoïsmes irréductibles, lesquels vont triompher - et parmi des classes sociales, déjà moins opposées par des distinctions juridiques que par des divergences économiques, lesquelles sauront imposer leur point de vue* ». [Mazoyer 32].

Il ne faut oublier que certains acteurs forestiers définissent leurs stratégies à des échelles nationales, tout comme l'Etat. Prenons l'exemple de la Société Forestière de la Caisse des Dépôts, le « *Premier gestionnaire d'actifs forestiers privés* » (<https://www.forestiere-cdc.fr>). Elle a définie, selon les grandes régions écologiques forestières, des spécialisations par massif : Dans la MORVAN, les forêts sont dédiées dans la production avec une traitement en futaie régulière résineuse alors qu'en PUISAYE, la même société a une gestion de type patrimoniale, voir de conservation de la biodiversité. De son point de vue national, la Société forestière de la Caisse des Dépôts poursuit et répond à une gestion durable et multifonctionnelle. Là encore, ce n'est qu'une question d'échelle [Guillard 98].

4.3.4 Des « parlements forestiers » dans les instances de planification territoriale ?

Les plans régionaux de la forêt et du bois signeront-ils la fin de la multifonctionnalité à la française ou bien est-ce une opportunité à saisir pour ré-enchanter la multifonctionnalité ?

Un mobilisation supplémentaire de bois, mais pour qui ? (Cf. Fig. 4.3.1)

La mythologie antique est une source intarissable de bon sens. DÉDALE est sûrement l'exemple type de l'ingénieur « *myope* » de notre temps. Rappelez-vous : MINOS, furieux que THÉSÉE ait tué le MINOTAURE et réussi à s'enfuir avec les jeunes athéniens, promis à une mort certaine, trouve un bouc émissaire en la personne de DÉDALE. MINOS l'enferme avec son fils ICARE dans le labyrinthe. Pour s'échapper, DÉDALE, doté d'une prodigieuse intelligente pratique, fabrique des ailes et s'enfuit avec son fils. Celui-ci le dépose hors de l'enceinte et décide de poursuivre son chemin. . . jusqu'au soleil. Vous connaissez la suite.

Ce mythe montre comment, à partir d'une demande illégitime secourue par la technique, le recours systématique à la solution technique ne fait qu'engendrer de nouveaux problèmes. . . C'est la course en avant. La récolte supplémentaire de bois, comme le prévoit le PNFB et ses déclinaisons régionales, serait de l'ordre de 12,6 M de m³ en 2025. Avec PROMÉTHÉE, les laudateurs vous diront qu'il y a toujours une solution technique à un problème technique : des peuplements de Douglas récoltés avant 50 ans vont épuiser les sols et une deuxième révolution de ces peuplements ne sera pas possible sans abaisser gravement le niveau de fertilité des sols [Ranger 00, Ranger 02] ; qu'à cela ne tienne, les épandages aériens

d'amendements calci-magnésiens sont là pour cela !

Mais ICARE est justement là pour nous indiquer une autre voix : cette fuite en avant nous conduit aux dysfonctionnements actuels et à la crise environnementale que nous connaissons [Lepart 97]. C'est, comme le propose Pierre Henri GUYON, la voix de l'éthique qu'il faut écouter : « *Allons-nous accepter que des intérêts économiques très puissants gèrent l'aménagement de notre territoire et la qualité de nos paysages ?* »

La question de la valorisation des services écosystémiques [Costanza 97, Balmford 02, Shogren 03, Turner 03, Ass 05, Chevassus-au Louis 09, ?] peut s'avérer utile pour montrer à des gestionnaires que les écosystèmes sont « *rentables* » et qu'ils sont susceptibles de rendre des services à la société. La question n'est pas tant de les prendre en compte, ces services. Ils sont là de fait, "*la nature travaille pour nous*" [Kangas 04]. La question est plutôt comment les intégrer dans la prise de décision. Or les travaux de l'IDDRI ont bien démontré que les analyses coûts/bénéfices n'aident pas à la prise de décision rationnelle [Billé 11, Laurans 13], même quand on parle aux décideurs en valeur monétaire plutôt qu'en "*chouette tâchetée*", "*phoque moine*" ou "*Grand-tétras*".

Sommes-nous dans une impasse ? Pour DENARDOU et al. 2017 « *...les expansions en surface et en stock concernent essentiellement la forêt privée et plus particulièrement la forêt privée feuillue. Ils soulignent tout l'enjeu de la prise en compte de cette double réalité (la forêt française est le premier stock feuillu en Europe, et la forêt privée y est majoritaire) dans la mise en oeuvre des politiques publiques en charge de la valorisation de la forêt.* » [Denardou 17]. Or, il reste encore 17 % de propriétés privées (en surface) qui ne sont pas dotés de plans simples de gestion obligatoires !

Pourtant, la forêt, c'est presque 30% de la superficie de notre territoire métropolitain, valeur à peine supérieure (33 %) à l'échelle européenne [Agency 06, Bastrup-Birk 16].

La forêt, c'est 40% des sites Natura 2000 en FRANCE et 50% en Europe [Bland 11]).

La forêt, c'est pour 83 % des Français, un espace de nature et à protéger pour 87 % d'entre eux [Dobré 06].

La forêt mérite donc une place de choix dans nos sociétés urbaines [Boutefeu 07].

A l'heure où le modèle multifonctionnel est remis en question [De Morogues 15], que la politique forestière française ne veut pas du territoire [Sergent 14, Sergent 17], c'est peut-être aux collectivités d'insuffler la création de **comités locaux de la forêt**, des sortes de « *parlement forestier* », tout à la fois tribune d'échange, de dialogue et lieu collégiale de la prise de décision. En effet, en vertu de l'article L.101-2 du code de l'urbanisme, la collectivité a les moyens d'agir en ce sens. Mais revoilà l'équilibre agro-sylvo-pastoral [Kuhnholz-Lordat 58, Nougarede 94] là on ne l'attendait pas, dans le code de l'urbanisme !

Sans créer *ex nihilo* ces comités, ils pourraient s'intégrer au sein des syndicats mixtes de SCOT ou des communautés de communes pour les PLUi, comités à installer au moment de la rédaction ou de la révision de ces documents d'urbanisme. Quelques collectivités travaillent déjà en ce sens comme la ville de BESANÇON, dans le cadre de la révision de son PLUi, avec son initiative « *Besançon Naturellement Forestière* »

Article L.101-2 du code de l'urbanisme

Dans le respect des objectifs du développement durable, l'action des collectivités publiques en matière d'urbanisme vise à atteindre les objectifs suivants : 1° L'équilibre entre : a) Les populations résidant dans les zones urbaines et rurales ; b) Le renouvellement urbain, le développement urbain maîtrisé, la restructuration des espaces urbanisés, la revitalisation des centres urbains et ruraux ; c) Une utilisation économe des espaces naturels, la préservation des espaces affectés aux activités agricoles et forestières et la protection des sites, des milieux et paysages naturels ; d) La sauvegarde des ensembles urbains et du patrimoine bâti remarquables ; e) Les besoins en matière de mobilité.

Mais l'articulation entre l'échelle du territoire prônant la multifonctionnalité et les recommandations à l'échelle globale est clairement divergente : En effet, à l'échelle planétaire, David TILMAN et al. (2017) ont pris récemment position pour une approche ségrégative afin d'enrayer l'érosion de la biodiversité lorsqu'ils écrivent que « *seule une politique volontariste de séparation des usages des terres est essentielle pour la conservation de la biodiversité. Un zonage approprié de la séparation des usages de terres pourrait concentrer l'accroissement des surfaces agricoles dans les zones les plus fertiles, ce qui assurerait la sécurité alimentaire, tout en minimisant la fragmentation des habitats et les risques d'extinction de la faune dans des régions qui seraient protégées d'une emprise agricole supplémentaire* » tels sont les conclusions de leur étude[Tilman 17]. Ces auteurs préconisent également que les aires protégées doivent être établies prioritairement dans les zones présentant les plus hauts niveaux de biodiversité, comme si ce n'était pas déjà le cas aujourd'hui ! et de concentrer la production alimentaire dans les zones à forte productivité agricole...adieu l'agro-foresterie. Cette vision anglo-saxonne, très pragmatique, relève clairement du « *hérisson* ».

Chapitre 5

En guise d'envoi : utile, esthétique, éthique

“ Il me paraît inconcevable qu’une relation éthique à la terre puisse exister sans amour, sans respect, sans admiration pour elle, et sans grande considération pour sa valeur. Par valeur, j’entends bien sûr quelque chose qui dépasse de loin sa valeur économique (i.e. instrumentale) ; je l’entends au sens philosophique ”

“Cessez de penser au bon usage de la nature comme à un problème exclusivement économique” Aldo LEOPOLD [Leopold 47].

L’utile

En voulant « Réintégrer le souci du monde dans le commerce des hommes » selon François OST, « c’est aussi faire la distinction entre le droit public et droit privé, entre sphère publique et sphère privé qui demande à être dépassée si l’on cherche à fournir des réponses et proposer des solutions adéquates à la problématique » du devenir de la biodiversité, des écosystèmes dans les territoires. Faut-il, comme il le prétend, ramener le contrat naturel [Serres 90], cette solidarité de fait [Mathevet 12], à la collaboration critique entre le politique qui décide et le scientifique qui informe ? C’est que le politique a une dimension irrationnelle. Vers 1930, Raymond ARON, que des journalistes interviewaient, répondait que « Pour penser la politique il faut être aussi rationnel que possible, pour en faire, il faut inévitablement utiliser les passions des autres hommes. C’est pourquoi, l’activité politique est impure et que je préfère la penser ». Cette irrationalité de la politique en jouant des passions s’inscrit également, à la même époque, dans la pensée de Gaston BACHELARD (1932), lorsqu’il affirme « avoir raison des hommes par les hommes, doux succès où se complaît la volonté de puissance des hommes politiques ! » et de

rajouter, « *Mais avoir raison des hommes par les choses, voilà l'énorme succès où triomphe, non plus la volonté de puissance, mais la lumineuse volonté de raison* ».

C'est une réalité paradoxale, nous sommes une partie de la biodiversité (fruit de l'évolution, une espèce parmi d'autre) et la biodiversité nous entoure ! Comme l'environnement, son centre est partout. C'est l'anthropocentrisme basique de PROTAGORAS qui voyait en l'homme la mesure de toutes choses. Totalement dépendant de la nature, nous en sommes aussi totalement responsables [Jonas 79]. D'ou la nécessité d'une nouvelle éthique environnementale [Mathevet 12].

La réalité de notre monde a dépassé même la pensée de William BLAKE qui voyait « *un monde dans un grain de sable et un ciel dans une fleur sauvage. Tenir l'infini dans la paume de ta main et l'éternité dans une heure* ». Saurons-nous gérer ce qui vient à l'existence et qui est en perpétuel devenir ?

Selon la formule de SAINT-AUGUSTIN : « *Vita mutatur, Non tollitur* », c'est à dire que « *Pour le juste, la vie n'est pas ôtée, elle n'est que changée* ». Ce pourrait-êtrè là, la devise des trames vertes et bleues, des infrastructures vertes, que de permettent à la vie de changer et de ne pas disparaître.

Or, n'avons-nous pas déjà aspirer le réservoir des possibles qu'elle constitue ?

Pour Patrick BLANDIN, penser le développement durable, c'est donc d'abord se poser la question du « *comment pouvoir continuer d'évoluer ensemble* » dans une maison commune, la Terre [Blandin 10].

Pour le gestionnaire d'espaces naturels, la nature est un patrimoine naturel [Ollagnon 84, Barthod 93b] avec des zones exploitées de manière traditionnelle (qu'est ce que la tradition en matière de gestion des espaces naturels ?) et d'autres zones exploitées de manière orthodoxe. Ces espaces contiennent des catégories d'espèces qu'il faut protéger (e.g. Liste rouge de l'UICN) et des catégories d'espaces aussi (e.g. les cœurs de parc, les réserves naturelles...), et les autres espèces ou espaces sans statut, qu'en fait-on ? Il a également besoin de subsides pour gérer ces zones (e.g. des contrats, des subventions, des mesures incitatives fiscales...) sans quoi il ne peut rien faire, ou bien il doit abandonner et laisser faire (e.g. reprise des dynamiques naturelles, friches...).

En 1971, Philippe SAINT-MARC notait que « *Nous sommes entrés maintenant dans l'âge de la Nature, nouvelle époque où la rareté et la fragilité de l'espace naturel deviennent le problème le plus dramatique pour l'avenir de l'homme et sa survie.* » [Saint Marc 71]. Selon ces conceptions, la société occidentale de demain devra choisir entre une économie de possession et une économie d'épanouissement, entre la recherche d'un plus qui augmente les gains ou d'un mieux qui améliore le cadre social et physique de la vie. Le bien-être ne pourra plus tendre uniquement à la hausse du niveau de vie, mais il devra viser aussi à accroître rapidement les biens immatériels, c'est à dire les satisfactions collectives à l'égard de l'environnement. Pour lui, « *Ce serait une étrange erreur que penser conserver la Nature en main-*

tenant inchangé le système économique qui la détruit » car « L'homme détériore la Nature parce qu'il y gagne et souvent beaucoup et qu'il lui coûte et souvent fort cher de la préserver ».

Le passage de notre économie de possession à une économie d'épanouissement s'opérera par le truchement d'une économie de l'accès, accès aux données, aux espèces à voir, à écouter et aux espaces...Or, pour un économiste, choisir un état d'écosystème, c'est choisir une répartition des ressources financières et économiques [Dron 93] : quand une ressource devient rare, dans notre cas des forêts en bon état et plus généralement une nature en bon état, le gestionnaire a deux alternatives : la file d'attente ou les enchères..à voir les îles GALAPAGOS, l'île de PÂQUES, les grands parcs nationaux américains nous y sommes de plain pied.

Philippe SAINT-MARC (1971) nous dit également que "*La sauvegarde de la nature est un problème de vitesse*". A mesure que les intérêts particuliers augmentent, la vitesse des déplacements s'accroît, les débits des variables de forçages des écosystèmes augmentent également. Par exemple, les impacts de nos activités sur le tracé d'un contournement routier ne sont pas les mêmes à 90, 110 ou 130 km/h : A mesure que s'accroissent les vitesses de circulation, se réduisent les possibilités d'évitement, c'est un problème technique de rayon de courbure. Qui ne s'est jamais posé la question de chemins vicinaux ou de voies communales si méandreux ? Une partie de la réponse nous est offerte par Gaston ROUPNEL (1932) : ce sont les voies ancestrales du temps des bêtes de bât. Avec la question de la vitesse est posée celle de la durabilité. La théorie de la hiérarchie [Allen 82] et ses applications en foresterie [Bunnell 99] a clairement démontré l'importance de laisser du temps long, et corrélativement de grands espaces, pour que certains processus écologiques puissent se dérouler [Hastings 16].

Pour Olivier GODARD nous sommes face à un choix entre un développement *peu* durable et un développement absolument *pas* durable [Godard 12c], car cette accélération du temps, comme le souligne Hartmut ROSA dans « *Accélération. une critique sociale du temps* » [Rosa 10] est à présent inscrite dans nos sociétés occidentales. C'est vrai que « *A force de sacrifier l'essentiel à l'urgence, on finit par oublier l'urgence de l'essentiel* » selon Edgar MORIN (LA MÉTHODE. ETHIQUE, 2004).

C'est que chacun veut son « *trophée* », comme l'a bien expliqué Aldo LEOPOLD [Leopold 47]. Individuellement, nous pouvons disposer d'individus de telle ou telle espèce mais jamais de l'espèce dans sa globalité¹. Mais collectivement à l'échelle d'une région, d'un Etat, d'un continent, la réponse est oui : la biodiversité est d'un bloc puisqu'elle n'est ni divisible, ni réductible. La biodiversité est un bien commun, tout le monde doit y avoir accès. C'est donc bien aux détenteurs de l'autorité publique qu'échoient cette responsabilité de limiter le droit de quelques

1. Encore que pour les espèces endémiques, ça se discute

uns d'abuser d'un bien qui est commun à tous. Mais, « *l'imprévoyance des peuples est infinie* » écrivait Anatole FRANCE, « *et celle des gouvernements l'égale* ».

Dans la gestion de nos territoires, se tient en creux la dialectique entre l'intérêt général et particulier, entre le temps court et le temps long.

Avec 60% d'humains dans les villes et leurs besoins patents d'un retour à la nature, y compris pour leur santé [Plaisance 85, Ochiai 15, Song 17], il est sérieusement temps de reconnecter la société urbaine aux processus écologiques. Préoccupations anciennes de certains écologues comme Paul DUVIGNEAUD [Duvigneaud 74], de nombreuses initiatives se sont déployées depuis [Sukopp 02, Clergeau 07, Garmendia 0, Chelzen 12, Jégou 12, Rochard 18]. C'est que les urbains perçoivent la biodiversité...comme les étoiles : La biodiversité c'est la complexité, nous dit-on [Holling 73, Cancela Da Fonseca 93, Blondel 95, Frontier 98]. Comme la toile des constellations : c'est la complexité des forces telluriques ; les étoiles naissent, meurent, à des millions d'années-lumière...la distance est telle que parfois ces étoiles sont mortes depuis bien longtemps. Et pourtant, toutes les nuits, nous pouvons contempler leur lumière, immuable à l'échelle d'une vie d'homme. Rien ne change, elles sont toujours là, à la même place et pourtant elles sont mortes ! Le même processus est à l'oeuvre avec la biodiversité : Tous les jours, les citadins ouvrent leurs fenêtres et rien ne change : le paysage, le cadre de vie, les espèces qui s'y meuvent, ils y voient passer le corbeau, le renard et le hérisson. Et les médias nous disent que la biodiversité est en crise, qu'elle s'érode ? C'est que la profondeur de temps est une notion essentielle à la compréhension de l'évolution du monde vivant et des sociétés humaines. Déjà en 1756, BUFFON ne disait-il pas que « *Le grand ouvrier de la nature, c'est le temps. Par degré, par nuance, par succession, il fait tout. Pour juger de se qui arrivait ou et même de ce qui arrivera, rien n'autorise à s'écarter des effets qui arrivent tous les jours. La géologie comme l'histoire humaine est la résurrection du passé à la lumière du présent.* »

Refonder la gestion des territoires à l'aune des multi-mondes. Le géographe explore sans boussole l'inconnu tout en s'efforçant de réduire l'inconnu au connu. Il vise à la fois à décrire et à explorer, en vue de découvrir, et à expliquer la masse des données obtenues, qu'il rapporte à un modèle, à une théorie et ainsi ramène à une cause dans le cadre d'un paradigme. Le géographe a un rôle indéniable à tenir dans cette refondation [Reghezza 15].

L'esthétique

Dans sa poétique du souffle du vide médian, François CHENG [Cheng 04] nous apprend que dès le IV^e siècle environ s'est élaborée, en CHINE, une philosophie esthétique qui tentait de penser la beauté révélée par l'intime dialogue entre l'homme et la nature, et par les diverses formes de la création artistique. Pour CHENG, « *Une telle philosophie s'appuyait sur les deux grandes figures rhétoriques issues*

de la très ancienne tradition du Livre des Odes, à savoir le *bi*, comparaison par laquelle l'homme cherche dans la nature un élément pour illustrer un sentiment jailli en lui, et le *xing*, incitation par laquelle certains éléments de la nature éveillent en l'homme des sentiments latents. De ces deux idées fondatrices, les maîtres ont dégagé un ensemble de réflexions... qui se cristalliseront autour du XI et XIII^e siècle autour de la notion centrale de *qing-jiing*, « sentiment paysage » : celui-ci désigne l'interpénétration de l'esprit humain et de l'esprit du monde, tous deux étant censés mus par le même *qi*, « souffle esprit », et par le même *yi*, « désir, élan, intentionnalité ». Cette idée de « sentiment-paysage », à son tour, connaîtra au cours des siècles un approfondissement continu. Le grand peintre Shintao du XVII^e siècle : « je détient le nœud de la montagne, son cœur bat en moi » et Paul CÉZANNE, le plus proche peintre des grandes intuitions chinoises qui disait à propos de la SAINTE-VICTOIRE : « La montagne pense en moi, je deviens sa conscience ».

Que pensez aujourd'hui de cette philosophie esthétique devant le barrage des Trois Gorges ?

Cette philosophie orientale résonne curieusement avec celle d'outre-atlantique du « *Penser comme une montagne* » d'Aldo LEOPOLD. Il en fit son credo et inspira nombre de forestiers comme Chris MASER dans son ouvrage « *Sustainable Forestry. Philosophy, Science and Economic* » [Maser 94]. Le premier pilier d'une « bonne » conservation s'appuie sur l'esthétique car le premier vecteur d'émotion, chez l'homme, reste l'image [Changeux 98]. Pour la philosophe Catherine LARRERE, la forêt n'existe pas : « on la traverse ou on s'y perd ». C'est la forêt « du dehors », de l'image, la forêt dans le paysage [Meiller 95]. C'est donc de l'intérieur qu'il faut travailler, il faut « *reboiser l'âme humaine* » comme le suggérait Jules BEAUCARNE dans sa lettre ouverte du 3 février 1975 ou pour Aldo LEOPOLD « *Le progrès ne vaut que si on arrive à faire éclore la réceptivité dans des cerveaux humains qui ne sont pas préparés et non à faire naître des routes dans des paysages merveilleux* ».

Pour Christian BARTHOD « *Savoir partager ses émotions devant une belle forêt ou ce qui deviendra une belle forêt s'avère donc paradoxalement une condition de la crédibilité des forestiers dans leur participation à des débats de société. L'oublier laisse le champ libre à des discours irrationnels et séduisants qui opposent facilement la froideur rebutante du technicien et la chaleur sympathique du militant qui proclame son amour de la forêt. Mais, dans ce débat où l'esthétique a sa place, quels sont les moyens éthiquement acceptables pour les parties prenantes ?* » [Barthod 02]

L'éthique

La gestion, la restauration, le maintien ou l'amélioration des états ou des fonctions socio-écologiques des territoires nécessitent d'insérer l'ingénierie écologique et territoriale dans les recherches les plus avancées tant en sciences humaines que dans les sciences de l'environnement afin d'évoluer vers une ingénierie ancrée dans la théorie plutôt que dans l'empirisme. En effet, le remodelage et la remise en question des paradigmes s'inscrivent dans un temps long tandis que les études de cas sont événementielles. De plus, cela nécessite de lier l'ingénierie écologique et territoriale à l'ingénierie en général, c'est à dire de concevoir des systèmes techniques qui intégreront en amont des outils physiques et biologiques, par le biais de la modélisation, le développement d'une gestion multicritère et des simulations multi-agents [Etienne 05, Garmendia 0, Gondran 15].

Enfin, le troisième enjeu est d'explicitier les dimensions éthiques, juridiques et économiques de l'ingénierie écologique et territoriale et de proposer des pistes pour un cadrage social et politique : Devenir prescripteur en la matière signifie engager sa responsabilité. L'UICN, de son côté, a lancé depuis 2008 une initiative pour une éthique de la biosphère, traduction française de « *Biosphere Ethics Initiative* ». C'est un appel à ce que, partout, tous ceux qui sont concernés, associations, collectivités territoriales, individus, prennent le temps de la réflexion et de l'échange, reconnaissent et comprennent pourquoi d'autres n'ont pas la même vision qu'eux. Il y a une dimension « *appel au respect* » du positionnement de l'autre. Cela est d'autant plus important que les problèmes de conservation de la nature se posent de plus en plus dans le cadre de démarches d'aménagement intégré des territoires, prenant en compte les composantes naturelles aussi bien que les plus artificielles de l'espace. Parce que des avis divergents existent, il faut réfléchir sur ce qui fonde les choix des acteurs en termes de valeurs, afin de déboucher sur des projets collectifs acceptés, assumés... et révisables, au risque de voir dans certains territoires la confiscation du bien commun.

Pour terminer, j'aimerais donc évoquer cette parabole bien connu du pêcheur et de l'homme d'affaires, reprise ici de Hartmut ROSA [Rosa 10] :

« Dans une lointaine contrée rurale d'Europe du Sud, un pêcheur est assis face à une mer d'huile, et pêche avec une vieille canne à pêche artisanale. Un entrepreneur prospère, qui s'offre un congé en solitaire au bord de la mer, l'aperçoit au cours d'une promenade, l'observe un moment, secoue la tête et lui demande pourquoi il pêche à cet endroit. Là-bas près des brisants, il pourrait prendre deux fois plus de poissons. le pêcheur le regarde, étonné. « Pour quoi faire ? », demande t-il d'un air perplexe. Eh bien, il pourrait vendre les autres poissons au marché de la ville voisine, acheter avec les produits de la vente une canne à pêche en fibre de verre toute neuve, et en plus des hameçons spéciaux

extrêmement efficaces. Le produit quotidien de sa pêche en serait certainement doublé sans aucune peine. « Et alors ? », se demande le pêcheur toujours aussi perplexe. Et alors, répond l'homme d'affaires qui commence à perdre patience, il pourrait acheter rapidement un bateau, naviguer en haute mer, prendre dix fois plus de poissons, et devenir ainsi rapidement assez riche pour s'offrir un chalutier moderne. L'homme d'affaires rayonne, grisé par sa propre vision. « Bien, dit le pêcheur, et qu'est ce que fais après ? » Après, s'enthousiasme l'entrepreneur, il contrôlera la pêche de toute la côte, et pourra faire travailler pour lui toute une flotte de bateaux de pêche. « Ah, répond le pêcheur, et moi, qu'est ce que fait, s'ils travaillent pour moi ? » Eh bien, il n'aura plus qu'à rester assis sur la plage toute la journée, à profiter du soleil et à pêcher. « Oui, dit le pêcheur, c'est justement ce que je suis en train de faire. »

Cette histoire naïve n'est que circulaire en apparence. Une distinction fondamentale réside entre les deux hommes : le pêcheur *doit* pêcher, l'armateur *peut* pêcher. L'armateur, par sa puissance économique, a le pouvoir, il peut choisir et choisir, c'est sacrifier.

Il serait trop aisé de démêler sur un territoire, les « *pêcheurs* » des « *homme d'affaires* ». Il faut insister sur la valeur de partage, seule créatrice de richesse. Voulons-nous encore des territoires de qualité dans lesquelles les espèces se meuvent ? Pour la première fois peut-être dans l'Histoire, notre génération est amenée à repenser le pacte économique, social et écologique qui nous lie et qui nous lie à la nature, donc à redéfinir des valeurs communes. Pour paraphraser, Paul VALÉRY et son « *le temps du monde fini commence* » [Valéry 31], que « *le temps du monde socio-écologique commence* ».

Messieurs, Mesdames les acteurs de la filière bois, de la protection de la nature, des services de l'Etat et des collectivités, les citoyens, vous, tous ensemble, sur vos territoires, avez le pouvoir, aujourd'hui, de choisir l'état des forêts de demain. L'audace, c'est maintenant et l'enthousiasme aussi !

Bibliographie

- [:19 91] *Rapport national de la France pour la conférence des nations unies sur l'environnement et le développement - Rio de Janeiro 1992 - Environnement et développement : l'expérience et l'approche françaises.* Rapport, Ministère des affaires étrangères, 1991.
- [Abbadie 07] Luc Abbadie. *L'ingénierie écologique est-elle applicable à l'agriculture ?* In CIRAD, editeur, *L'intensification écologique : du concept au terrain, quelles démarches de recherche mettre en oeuvre ?*, Montpellier, 2007.
- [Abiteboul 12] S. Abiteboul. *Sciences des données : de la logique du premier ordre à la Toile.* In Leçon inaugurale prononcée le jeudi 8 mars 2012. Chaire d'Informatique et sciences numériques., numéro doi :10.4000/books.cdf.529. Collège de France, 2012.
- [About-de Chastenet 16] Cédissia About-de Chastenet, Daniela Belziti, Bruno Bessis, Franck Fauchoux, Thibaut Le Sceller, François-Xavier Monaco & Pierre Pech. *The French eco-neighbourhood evaluation model : Contributions to sustainable city making and to the evolution of urban practices.* *Journal of environmental management*, vol. 176, pages 69–78, 2016.
- [Acot 97] Pascal Acot & Jean-Marc Drouin. *L'introduction en France des idées de l'écologie scientifique américaine dans l'entre-deux-guerres.* *Revue d'histoire des sciences*, pages 461–479, 1997.
- [Agency 06] European Environment Agency. *European forest types - categories and types for sustainable forest*

- management reporting and policy. Technical report No 9. European Environment Agency, Copenhagen, 2006.
- [Agnoletti 08] Mauro Agnoletti. *The Introduction of Historical and Cultural Values in the Sustainable Management of European Forests*. Global Environment, vol. 1, no. 2, pages 172–199, 2008.
- [Al-Mufti 77] M.M. Al-Mufti, C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime & S.R. Brand. *A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation*. Journal of Ecology, vol. 65, pages 759–791, 1977.
- [Alexandre 08] Frédéric Alexandre. *Géographie et écologie végétale. Pour une nouvelle convergence*. Habilitation à diriger des recherches, Université Paris 7 - Diderot, December 2008. [www](#)
- [Alexandre 12] Frédéric Alexandre & Alain Génin. *Géographie de la végétation terrestre. modèles hérités, perspectives, concepts et méthodes*, chapitre Chapitre 9 - Les forêts, entre idéal de nature et déforestation, pages 147–160. Armand Colin, 2012.
- [Alexandre 17] Sylvie Alexandre. *Rapport de mission de la déléguée interministérielle à la forêt et au bois*. Rapport n°011010-01, CGEDD, Paris, 2017.
- [Allag Dhuisme 15] F Allag Dhuisme, C Barthod, D Domallain, G Jourdiar, P Reichert & R Velluet. *Analyse du dispositif Natura 2000 en France*. Rapport technique, CGEDD-CGAAER, Paris, 2015.
- [Allen 82] T.F.H. Allen & T.B. Starr. *Hierarchy - perspectives for ecological complexity*. University of Chicago, Chicago, 1982.
- [Amanieu 81] M. Amanieu, P.L. Gonzales & O. Guelorget. *Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondance*. Acta Oecologica, vol. 2, pages 265–286, 1981.
- [Anderson 91] Jay E Anderson. *A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness*. Conservation biology, vol. 5, no. 3, pages 347–352, 1991.

- [Angermeier 00] Paul L Angermeier. *The natural imperative for biological conservation*. Conservation Biology, vol. 14, no. 2, pages 373–381, 2000.
- [Antoniazza 80] Michel Antoniazza, C. Béguin, O. Hegg, H.-U. Muller & H. Zoller. *Biogéographie appliquée à la région du lac de Neuchatel; estimation de la valeur naturelle des écosystèmes riverains*. Bulletin de la société neuchâteloise de géographie, vol. 25, pages 21–50, 1980.
- [Araujo 11] M. B. Araujo, D. Alagador, M. Cabeza, D. Nogues-Bravo & W. Thuiller. *Climate change threatens European conservation areas*. Ecology Letters, vol. 14, no. 5, pages 484–492, 2011.
- [Argagnon 12] Olivier Argagnon. *Le dire d’expert ? L’intuition et l’expérience*. Espaces naturels, vol. 40, 2012.
- [Arnould 97] P. Arnould & L. Simon. *Les catalogues des stations forestières : de l’histoire d’une idée à ses implications théoriques et pratiques*. Rapport technique, 1997.
- [Arnould 00] P. Arnould, M. Hotyat & L. Simon. *Biodiversity and forest management : from biodiversity to geochronodiversity*. Methods and approaches in forest history. Papers selected from a conference held in Florence, Italy in 1998., pages 251–263, 2000.
- [www](#)
- [Arnould 02] Paul Arnould, Pascal Marty & Laurent Simon. *Deux siècles d’aménagements forestiers : Trois situations aux marges méridionales de la France*. Eria, no. 58, pages 251–267, 2002.
- [Aronson 07] James Aronson, Suzanne J. Milton & James N. Blignaut. Restoring natural capital : science, business, and practice, page 384. Island Press, USA, 2007.
- [Ass 05] Millennium ecosystem assessment - ecosystems and human well-being : Biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, 2005.
- [Atkins 1] Jonathan P. Atkins, Amanda J. Gregory, Daryl Burdon & Michael Elliott. *Managing the Marine*

- Environment : Is the DPSIR Framework Holistic Enough ?* Systems Research and Behavioral Science, vol. 28, no. 5, pages 497–508, 2011.
- [Aubert 11] Michaël Aubert. *Elaboration d'un modèle de trajectoire dynamique de référence pour l'étude des effets de la gestion sylvicole sur le fonctionnement biologique de l'interface sol-végétation*. Habilitation à diriger des recherches, Université de Rouen, October 2011. [www](#)
- [Auclair 71] A.N. Auclair & G.F. Goff. *Diversity relations of upland forests in the western great lakes area*. The American Naturalist, vol. 105, no. 946, pages 499–527, 1971.
- [Auger 92] Pierre Auger, Jacques Baudry & F. Fournier, editors. *Hiérarchies et échelles en écologie*. Naturalia Publications. 1992.
- [Aulong 06] Stéphanie Aulong, Katrin Erdlenbruch & Charles Figuières. *Mesures de biodiversité et politiques de conservation : des notions complexes présentées dans un exemple simple*. Working paper, LA-META, 2006.
- [Bailly 14] Antoine Bailly, Marc Valenzisi, Hervé Brédif, Laurent Simon, Paul Arnould, Martin Vigan & Kristell Michel. *OPTIQ-BIODIVERSITÉ : Outils et processus pour une territorialisation intégrée de la qualité de la biodiversité*. Research report, projet “ Optiq-Biodiversité ”, programme “ Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques ”, MEDDE/MAAF/ECOFOR, 2014. [www](#)
- [Bakker 96] J.P. Bakker, P. Poschold, R.J. Strykstra, R.M. Bekker & K. Thompson. *Seed banks and seed dispersal : important topics in restoration ecology*. Acta Botanica Neerlandica, vol. 45, no. 4, pages 461–490, 1996.
- [Balmford 02] Andrew Balmford, Aaron Bruner, Philip Cooper, Robert Costanza, Stephen Farber, Rhys E. Green, Martin Jenkins, Paul Jefferiss, Valma Jessamy, Joah Madden, Kat Munro, Norman Myers, Shahid

- Naeem, Jouni Paavola, Matthew Rayment, Sergio Rosendo, Joan Roughgarden, Kate Trumper & R. Kerry Turner. *Economic Reasons for Conserving Wild Nature*. Science, vol. 297, pages 950–953, 2002.
- [Barbero 88] M. Barbero & P. Quezel. *L'évolution du couvert forestier dans la région Provence-Alpes-Côtes d'azur en relation avec la déprise agricole*. In C.N.R.S, editeur, Biogéographie, Environnement, Aménagement, pages 199–212. Paris, 1988.
- [Barbier 09] S. Barbier, R. Chevalier, P. Loussot, L. Berges & F. Gosselin. *Improving biodiversity indicators of sustainable forest management : Tree genus abundance rather than tree genus richness and dominance for understory vegetation in French lowland oak hornbeam forests*. Forest Ecology and Management, vol. 258, pages S176–S186, 2009. [www](#)
- [Bardat 97] Jacques Bardat, Farid Bensettiti & Xavier Hindermeier. *Approche méthodologique de l'évaluation d'espaces naturels-exemple de l'application de la directive habitats en France*. Ecologie, vol. 28, no. 1, page 45, 1997.
- [Barnaud 98] Geneviève Barnaud. Conservation des zones humides. concepts et méthodes appliqués à leur caractérisation. Muséum National d'Histoire Naturelle, Service du Patrimoine naturel, 1998.
- [Barthod 93a] Christian Barthod. *La conférence des Nations-Unies sur l'environnement et le développement (Rio de Janeiro, 3-14 juin 1992) et la forêt*. Revue Forestière Française, 1993.
- [Barthod 93b] Christian Barthod & Henri Ollagnon. *Vers une gestion patrimoniale de la protection et de la qualité biologique des forêts*. Revue Forestière Française, 1993.
- [Barthod 95a] Christian Barthod. *Le débat international sur la gestion des forêts*. Aménagement et nature, vol. 115, pages 65–80, 1995.
- [Barthod 95b] Christian Barthod. *Sylviculture et risques sanitaires dans les forêts tempérées. 2 partie*. Revue

- Forestière Française, vol. 47, no. 1, pages 36–53, 1995.
- [Barthod 96] Christian Barthod. *La gestion durable des forêts tempérées : quelques défis pour le XXI^e siècle*. Revue Forestière Française, 1996.
- [Barthod 02] Christian Barthod & G. Landmann. *Pourquoi gérer la végétation forestière ?* Revue Forestière Française, vol. LIV, no. 6, pages 617–631, 2002.
- [Barthod 05] Christian Barthod. *L'homme, la nature et la forêt : les grands débats d'idées en cours*. In ENGREF, éditeur, Gérer la forêt des deux côtés de l'Atlantique, hommage à Gifford Pinchot, page 11, Nancy, France, 2005. ENGREF.
- [Barthod 08] Christian Barthod. *Evolution des outils pour la conservation de la nature*. Compte Rendu Académie d'Agriculture Française, vol. 94, no. 1, pages 61–66, 2008.
- [Barthod 12] Christian Barthod. *Aux origines des indicateurs de gestion durable des forêts*. Revue Forestière Française, vol. LXIV, no. 5, pages 551–560, 2012.
- [Barthod 15a] Christian Barthod. *La multifonctionnalité des forêts entre discours et pratiques : illusion ou réalité à assumer ?* Revue forestière française, 2015.
- [Barthod 15b] Christian Barthod. *Redécouvrir Gifford Pinchot (1865-1946)*. Revue forestière française, 2015.
- [Bartoli 08] M. Bartoli & Bernard Geny. *Ernest Guinier (1837-1908) : un forestier éclectique et visionnaire*. Revue Forestière Française, vol. 60, no. 4, pages 477–486, 2008.
- [Bashkirov 00] A. G. Bashkirov & A. V. Vityazev. *Information entropy and power-law distributions for chaotic systems*. Physica A, vol. 277, no. 1-2, pages 136–145, 2000. [www](#)
- [Bastien 11] Yves Bastien. Vocabulaire forestier écologie, gestion et conservation des espaces boisés. [Institut pour le développement forestier] AgroParis-Tech Office national des forêts, Paris, 2011. [www](#)

- [Bastrup-Birk 14] Annemarie Bastrup-Birk & Marco Marchetti. *Developing a forest naturalness indicator for Europe*. Rapport technique 13, European Environment Agency, Copenhagen, 2014.
- [Bastrup-Birk 16] Annemarie Bastrup-Birk. *European forest ecosystems — State and trends*. Rapport technique, European Environment Agency, 2016.
- [Behre 88] K.E. Behre. The role of man in vegetation history. *Vegetation history, handbook of vegetation science*. Kluwer, Dordrecht, 1988.
- [Bell 01] Graham Bell. *Neutral Macroecology*. *Science*, vol. 293, pages 2413–2418, 2001. [www](#)
- [Belote 17] R Travis Belote, Matthew S Dietz, Clinton N Jenkins, Peter S McKinley, G Hugh Irwin, Timothy J Fullman, Jason C Leppi & Gregory H Aplet. *Wild, connected, and diverse : building a more resilient system of protected areas*. *Ecol Appl*, vol. 27, no. 4, pages 1050–1056, Jun 2017.
- [Benest 16] Fabienne Benest, Arnault Lalanne, Christian Gauberville & Jacques Drapier. *Premiers éléments pour un dispositif de surveillance de l'état de conservation des habitats forestiers en France*. *Revue forestière française*, 2016.
- [Bensettiti 01] Farid. Bensettiti, J.C. Rameau & Hélène Chevalier. Cahiers d'habitats. natura 2000. connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. habitats forestiers tome i, vol 1, volume 1. La documentation française, Paris, 2001.
- [Bensettiti 15] Farid Bensettiti & R. Puissauve. *Résultats de l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive Habitats -Faune-Flore en France. Rapportage « article 17 »*. *Période 2007-2012*. Rapport technique, MNHN-SPN, MEDD, Paris, 2015.
- [Bergès 17] Laurent Bergès & Jean-Luc Dupouey. *Écologie historique et ancienneté de l'état boisé : concepts, avancées et perspectives de la recherche*. *Revue Forestière Française*, vol. 69, no. 4, pages 297–318, 2017.

- [Beroutchachvili 91] Nicolas Beroutchachvili & Gabriel Rougerie. *Géosystèmes et paysages, bilans et méthodes*. Paris, Armand Colin, 1991.
- [Bertrand 78] Georges Bertrand. *Le paysage entre la Nature et la Société*. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen, vol. 49, no. 2, pages 239–258, 1978.
- [Bertrand 80] Georges Bertrand. *Ecologie et forêt : recherche d'une ouverture sociale*. Revue Forestière Française, 1980.
- [Bertrand 11a] Romain Bertrand, Jean-Claude Gégout & Jean-Daniel Bontemps. *Niches of temperate tree species converge towards nutrient-rich conditions over ontogeny*. Oikos, vol. 120, no. 10, pages 1479–1488, 2011.
- [Bertrand 11b] Romain Bertrand, Jonathan Lenoir, Christian Piedallu, Gabriela Riofrio-Dillon, Patrice de Ruffray, Claude Vidal, Jean-Claude Pierrat & Jean-Claude Gégout. *Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests*. Nature, vol. 479, pages 517–520, 10 2011. [www](#)
- [Bertrand 14] Georges Bertrand Claude et Bertrand. *La nature-artefact : entre anthropisation et artialisisation, l'expérience du système GTP (Géosystème-Territoire-Paysage)*. L'Information géographique, vol. 78, no. 3, pages 10–25, 2014.
- [Bigard 18] Charlotte Bigard, Baptiste Regnery, Sylvain Pioch & John D. Thompson. *De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : éviter ou légitimer la perte de biodiversité ? Développement durable et territoires*, vol. 9, 03 2018. [www](#)
- [Billé 11] R. Billé, Y. Laurans, L. Mermet, R. Pirard & A. Rankovic. *À quoi servent les évaluations économiques de la biodiversité ? Ecorev' - Revue critique d'écologie politique*, vol. 32, pages 48–54, 2011.
- [Bioret 09] Frédéric Bioret, Roger Estève & Anthony Sturbois. *Dictionnaire de la protection de la nature*. Presses universitaires de Rennes, 2009.

- [Bland 11] François Bland & Lucile Rambaud. *Le réseau Natura 2000 : un défi pour la gestion multifonctionnelle des forêts*. Revue Forestière Française, vol. LXIII, no. 5, pages 527–537, 2011.
- [Blandin 84] Patrick Blandin & Maxime Lamotte. *Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques*. In Maxime Lamotte, éditeur, Les fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire, pages 139–162. Masson, Paris, 1984.
- [Blandin 86] Patrick Blandin. *Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques*. Bulletin d'Ecologie, vol. 17, no. 4, pages 215–307, 1986.
- [Blandin 88] Patrick Blandin & Maxime Lamotte. *Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages : la notion d'éco-complexe*. Bulletin d'écologie, vol. 19, no. 4, pages 547–555, 1988.
- [Blandin 00] Patrick Blandin & Donato Bergandi. *A l'aube d'une nouvelle écologie ? Il faut admettre qu'il n'y a plus la nature d'un côté, l'homme de l'autre*. La Recherche, no. 332, pages 56–59, 2000.
- [Blandin 10] Patrick Blandin. *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*. Quae, 2010.
- [Blandin 12] Patrick Blandin. *L'adaptabilité durable, une nouvelle éthique*. Vraiment durable, no. 1, pages 13–32, 2012.
- [Blondel 95] J. Blondel. *Biogéographie. approche écologique et évolutive*. Masson, Paris, 1995.
- [Bouget 08] C. Bouget, H. Brustel, P. Zagattiet al. *The French information system on saproxylic beetle ecology (FRISBEE) : an ecological and taxonomical database to help with the assessment of forest conservation status*. Revue d'Ecologie (suite de La Terre et la Vie), no. suppl. 10, 2008.
- [Boulard 16] Damien Boulard, Thierry Castel, Pierre Camberlin, Anne-Sophie Sergent, Nathalie Bréda, Vincent Badeau, Aurélien Rossi & Benjamin Pohl. *Capability of a regional climate model to simulate climate*

- variables requested for water balance computation : a case study over northeastern France.* Climate dynamics, vol. 46, no. 9-10, pages 2689–2716, 2016.
- [Bouleau 12] Gabrielle Bouleau. *Ce que nous apprend l'histoire des indicateurs environnementaux.* Revue Forestière Française, vol. 64, no. 6, pages 645–652, 2012.
- [Bourgau 09] J.M Bourgau, Michel Bertin, J.-F Lerat, J.G. Monnot, G.A Morin & Yves Poss. La forêt française en 2050-2100 - essai de prospective. Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux, Besançon, 2009.
- [Bournerias 98] M. Bournerias. Les orchidees de france, belgique et luxembourg. Collection Parthenope, Paris, 1998.
- [Bousquet 01] François Bousquet. *Companion modelling Multi-agent simulations and natural resource management.* Habilitation à diriger des recherches, Université Claude Bernard - Lyon I, March 2001. [www](#)
- [Boutefeu 06] Benoit Boutefeu & Paul Arnould. *Le métier de forestier : entre rationalité et sensibilité.* Revue Forestière Française, vol. LVIII, no. 1, pages 61–72, 2006.
- [Boutefeu 07] Benoit Boutefeu. *La forêt comme un théâtre ou les conditions d'une mise en scène réussie.* PhD thesis, Ecole normale supérieure Lettres et Sciences Humaines-ENS-LSH Lyon, 2007.
- [Braque 88] R. Braque. Biogéographie des continents. Masson, 1988. [www](#)
- [Brassard 08] François Brassard. *Les aires protégées avec utilisation durable des ressources naturelles : est-ce possible dans les forêts québécoises ?* VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement, 2008.
- [Braun-Blanquet 32] J. Braun-Blanquet. Plant sociology, the study of plant communities. McGraw-Hill Book Company, New York, 1932.
- [Braun-Blanquet 47] J. Braun-Blanquet, L. Emberger & René Molinier. *Instructions pour l'établissement de la carte des groupements végétaux.* Rapport technique, CNRS, service de la carte des groupements végétaux de la France, Montpellier, 1947.

- [Bredif 04] Hervé Bredif & Paul Arnould. *Evaluer n'est pas gérer. Considérations pour rompre le pouvoir des critères et des indicateurs*. Revue Forestière Française, vol. 5, 2004.
- [Brédif 08] Hervé Brédif. *Référentiels de durabilité forestière : l'universalité en question*. Nature, Sciences, Société, vol. 16, pages 209–219, 2008.
- [Brédif 17] Hervé Brédif, Laurent Simon & Marc Valenzisi. *Stakeholder motivation as a means toward a proactive shared approach to caring for biodiversity : Application on Plateau de Millevaches*. Land Use Policy, vol. 61, pages 12–23, 2017.
- [Breiman 01] L. Breiman. *Random forests*. Machine Learning, vol. 45, no. 1, pages 5–32, 2001.
- [Brisse 95a] H. Brisse, P. De Ruffray, G. Grandjouan & M. Hoff. *European vegetation survey - La banque de données phytosociologiques SOPHY*. Annali di Botanica, vol. LIII, pages 191–223, 1995.
- [Brisse 95b] H. Brisse, P. de Ruffray, G. Grandjouan & M. Hoff. *European Vegetation Survey. The phytosociological data-base SOPHY. Part 1. Calibration of indicator plants. Part 2. Socio-ecological classification of the relevés*. Annali di Botanica, vol. 53, pages 177–223, 1995.
- [Broc 84] Numa Broc. *Le milieu montagnard : naissance d'un concept*. Revue de géographie alpine, vol. 72, no. 2, pages 127–139, 1984.
- [Bruciamacchie 93] Max Bruciamacchie. *L'état normal en jardinage*. Revue Forestière Française, vol. XLV, no. 4, pages 441–451, 1993.
- [Brun 01] J.J. Brun & T. Perrin. *La montagne, laboratoire pour la science ? ou laboratoire pour la société ?* Revue de Géographie Alpine, vol. 89, no. 2, pages 29–38, 2001.
- [Brunet 05] Roger Brunet. *Le développement des territoires*. Editions de l'aube edition, 2005.
- [Bunnefeld 17] N. Bunnefeld, E. Nicholson & E.J Milner-Gulland. *Decision-making in conservation and natural re-*

- source management. Cambridge University Press, 2017.
- [Bunnell 99] F.L. Bunnell & D.J. Huggard. *Biodiversity across spatial and temporal scales : problems and opportunities*. Forest Ecology and management, vol. 115, no. 2/3, pages 113–126, 1999.
- [Burel 99] F. Burel & J. Baudry. *Ecologie du paysage : Concepts, méthodes et applications*. Tec&Doc, Paris, 1999.
- [Burgi 07] Matthias Burgi & Urs Gimmi. *Three objectives of historical ecology : the case of litter collecting in Central European forests*. Landscape Ecology, 2007.
- [Buttoud 82] Gérard Buttoud. *Les élèves de l'Ecole des Eaux et Forêts (1825-1964). Contribution à une sociologie historique de l'Administration forestière française*. Revue Forestière Française, pages 1–6, 1982.
- [Buttoud 83] Gérard Buttoud. *L'état forestier : politique et administration des forêts dans l'histoire française contemporaine*. Fac. de Droit et des Sciences Economique, 1983.
- [Camproux Duffrène 16] Marie-Pierre Camproux Duffrène. *Pour une approche socio-écosystémique de la dette écologique : une responsabilité civile spécifique en cas d'atteintes à l'environnement*. VertigO - La Revue Electronique en Sciences de l'Environnement, vol. 26, 09 2016. [www](#)
- [Cancela Da Fonseca 93] J. Cancela Da Fonseca. *Community composition : complexity versus diversity*. Bulletin d'Ecologie, vol. 24, no. 1, pages 31–40, 1993.
- [Carasco 13] Yann Carasco. *Évaluation et amélioration de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers dans les sites natura 2000*. Mémoire de fin d'études, AgroParisTech-ENGREF, Nancy, France, 2013.
- [Carbiener 91] R. Carbiener. *Les écosystèmes forestiers, aspects fonctionnels liés À l'évolution biogéographique et aux influences anthropiques*. In J.J Dubois, éditeur, Phytodynamique et biogéographie historique

- des forêts, volume 20, pages 73–99, Bailleul, 1991.
Cramer J.
- [Cardinale 12] Bradley J. Cardinale, J. Emmett Duffy, Andrew Gonzalez, David U. Hooper, Charles Perrings, Patrick Venail, Anita Narwani, Georgina M. Mace, David Tilman, David A. Wardle, Ann P. Kinzig, Gretchen C. Daily, Michel Loreau, James B. Grace, Anne Larigauderie, Diane S. Srivastava & Shahid Naeem. *Biodiversity loss and its impact on humanity*. Nature, vol. 486, no. 7401, pages 59–67, 06 2012. [www](#)
- [Carnino 08] Nathalie Carnino. *Etat de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000*. Rapport technique, MNHN, Paris, 2008.
- [Carnino 10] Nathalie Carnino & Julien Touroult. *Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site Natura 2000 : du concept vers un outil pour le gestionnaire*. Revue forestière française, vol. 62, no. 2, pages 127–140, 2010.
- [Castel 10] Thierry Castel, Yiwen Xu, Yves Richard, Benjamin Pohl, Julien Crétat, Denis Thevenin, Cédric Cuccia, Benjamin Bois & Pascal Roucou. *Désagrégation dynamique haute résolution spatiale du climat du Centre Est de la France par le modèle climatique régional ARW/WRF*. In XXIIIème colloque de l'Association Internationale de Climatologie, 2010.
- [Cateau 15] Eugénie Cateau, Laurent Larrieu, Daniel Vallauri, Jean-Marie Savoie, Julien Touroult & Hervé Brustel. *Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier*. Comptes rendus biologiques, vol. 338, no. 1, pages 58–73, 2015.
- [Chabbin 05] Jean-Pierre Chabbin, editeur. *La forêt dans tous ses états : de la préhistoire à nos jours*, volume 22, Dijon, 16-17 novembre 2001 2005. Association interuniversitaire de l'Est, Presses Univ. Franche-Comté.

- [Changeux 98] J.-P. Changeux & P. Ricoeur. Ce qui nous fait penser. la nature et la règle. Odile Jacob, Paris, 1998.
- [Chapin 00] F. S. III. Chapin, E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack & S. Diaz. *Consequences of changing biodiversity*. Nature, vol. 405, no. 6783, pages 234–242, 2000. [www](#)
- [Chartier-Touze 97] N Chartier-Touze, Y Galvin, Christian Lévêque & Y Souchon. Etat de santé des écosystèmes aquatiques : les variables biologiques comme indicateurs, volume 298 p. CEMAGREF, Paris, 1997.
- [Chelzen 12] Hélène Chelzen & Pierre Pech. *Quelle image de la ville pour un projet de développement urbain durable ? L'exemple d'Aubervilliers*. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 11, no. 3, 2012.
- [Cheng 04] François Cheng. Le livre du vide médian. Albin Michel, Paris, 2004.
- [Chevalier 72] Yves Chevalier. *Métamorphoses de la Champagne crayeuse : déboisement et équilibre biologique*. Revue Forestière Française, 1972.
- [Chevassus-au Louis 09] Bernard Chevassus-au Louis, Jean-Michel Salles & Jean-Luc Pujol. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique*. Rapport technique, Conseil d'analyse stratégique, 2009.
- [Chiarucci 99] A. Chiarucci, J.B. Wilson, B.J. Anderson & V. De Dominicis. *Cover versus biomass as an estimate of species abundance : does it make a difference to the conclusions ?* Journal of Vegetation Science, vol. 10, pages 35–42, 1999.
- [Chiarucci 10] A. Chiarucci, M. B. Araujo, G. Decocq, C. Beierkuhnlein & J. M. Fernandez-Palacios. *The concept of potential natural vegetation : an epitaph ?* Journal of Vegetation Science, vol. 21, no. 6, pages 1172–1178, 2010.

- [Christensen 05] Morten Christensen, Katrine Hahn, Edward P. Mountford, Péter Odor, Tibor Standovar, Dusan Rozenbergar, Jurij Diaci, Sander Wijdeven, Peter Meyer, Susanne Winter & Tomas Vrska. *Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves*. Forest Ecology and Management, vol. 210, no. 1-3, pages 267–282, 2005.
- [Chytry 02] M. Chytry, L. Tichy, J. Holt & Z. Botta-Dukat. *Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures*. Journal of Vegetation Science, vol. 13, no. 1, pages 79–90, 2002.
- [Cinotti 96] Bruno Cinotti. *Evolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIX^e siècle*. Revue Forestière Française, vol. 48, pages 547–562, 1996.
- [Clark 01a] J. S. Clark, S. R. Carpenter, M. Barber, S. Collins, A. Dobson, J. A. Foley, D. M. Lodge, M. Pascual, R. Jr. Pielke, W. Pizer, C. Pringle, W. V. Reid, K. A. Rose, O. Sala, W. H. Schlesinger, D. H. Wall & D. Wear. *Ecological forecasts : An emerging imperative*. Science, vol. 293, pages 657–660, 2001.
- [Clark 01b] J. S. Clark, E. C. Grimm, J. Lynch & P. G. Muel-ler. *Effects of Holocene climate change on the C₄ grassland/woodland boundary in the Northern Plains, USA*. Ecology, vol. 82, no. 3, pages 620–636, 2001.
- [Claude 13] Jocelyn Claude, Dominique Langlois & Bruno Tis-sot. *Diagnostic écologique des principaux habitats de deux réserves naturelles nationales du Doubs (25) par la méthode “syrph the net*. Bull. Soc. Hist. Nat. Doubs, vol. 94, pages 17 – 28, 2012-2013.
- [Clements 16] F.E. Clements. *Plant succession*. Carnegie Insti-tution, Washington, vol. 242, pages 8–21, 1916.
- [Clergeau 07] P. Clergeau. Une écologie du paysage urbain. Apo-gée, Paris, 2007.
- [Closset-Kopp 04] Déborah Closset-Kopp. *Sylvigénèse de la hêtraie-sapinière dans le contexte vosgien*. écologie, Uni-versité de Metz, 2004.

- [Colak 03] AH Colak, ID Rotherham & M Calikoglu. *Combining 'Naturalness Concepts' with Close-to-Nature Silviculture* Die Kombination der Konzepte der „Natürlichkeit“ mit dem naturnahen Waldbau. Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch, vol. 122, no. 6, pages 421–431, 2003.
- [Cole 08] David N. Cole, Laurie Yung, Erika S. Zavaleta, Gregory H. Aplet, F. Stuart Chapin III, David M. Graber, Eric S. Higgs, Richard J. Hobbs, Peter B. Landres, Constance I. Millar, David J. Parsons, John M. Randall, Nathan L. Stephenson, Kathy A. Tonnessen, Peter S. White & Stephen Woodley. *Naturalness and Beyond : Protected Area Stewardship in an Era of Global Environmental Change*. The George Wright Forum, vol. 25, no. 1, pages 36–56, 2008.
- [Collectifs 01] Collectifs. *Etat des forêts en europe*. CEE/NU, Institut Fédéral de recherche sur la forêt et les produits forestiers, Bruxelles, 2001.
- [Combroux 06] I. Combroux, F. Bensettiti, P Daszkiewicz & J. Moret. *Evaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire 2006-2007. guide méthodologique, volume Document téléchargeable sur le site de l'INPN* [http ://inpn.mnhn.fr](http://inpn.mnhn.fr). 149 pp. Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 2006.
- [Commission 13] European Commission. *Interpretation manual of european union habitats - eur 28*. DG Environment, Nature and biodiversity, Bruxelles, 2013.
- [Corvol-Dessert 93] A. Corvol-Dessert. *La forêt. les savoirs et le citoyen. regards croisés sur les acteurs, les pratiques et les représentations. La forêt, les savoirs et le citoyen*. Eizner, N. Meiller, D., Le Creusot, anc edition, 1993.
- [Corvol-Dessert 10] Andrée Corvol-Dessert. *Arbres remarquables, arbres remarquables - Les évolutions forestières*. Cahier d'Études 20, CNRS, Institut d'histoire moderne et contemporaine, 2010.

- [Costanza 97] R. Costanza, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin & P. Sutton. *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. Nature, vol. 387, pages 253–260, 1997.
- [Costanza 07] Robert Costanza, L. Graumlich, W. L. Steffen, C. Crumley, J.A. Dearing, Kathy Hibbard, Rik Leemans, Charles Redman & David Schimel. *Sustainability or Collapse : What Can We Learn from Integrating the History of Humans and the Rest of Nature ?* Ambio, vol. 36, no. 7, page 522 :527, 2007.
- [Couderc 91] J.M. Couderc. *Archéologie du paysage et dynamique forestière*. In J.J Dubois, editeur, *Phytodynamique et biogéographie historique des forêts*, volume 20, pages 142–148, Bailleul, 1991.
- [Cousins 01] S. A. O. Cousins. *Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs*. Landscape Ecology, vol. 16, no. 1, pages 41–54, 2001.
- [Couvét 10] Denis Couvét & Anne Teyssède-Couvét. *Ecologie et biodiversité. des populations aux socioécosystèmes*. Belin, Paris, 2010.
- [Daget 68] P. Daget & J. Poissonet. *Quelques résultats sur les méthodes d'études phytoécologiques, la structure, la dynamique et la typologie des prairies permanentes*. Fourrages, pages 71–81, 1968.
- [Dambrine 07] E. Dambrine, J.-L. Dupouey, L. Laat, L. Humbert, M. Thinon, T. Beaufils & H. Richard. *Present forest biodiversity patterns in France related to former Roman agriculture*. Ecology, vol. 88, no. 6, pages 1430–1439, 2007.
- [Davies 02] C.E. Davies & D Moss. *Eunis habitat classification*. European Environmental Agency, European Topic Center on Nature Protection and biodiversity, 2002.
- [De Morogues 15] Francis De Morogues, Georges-Henri Florentin, Philippe Monchaux, Alain Bailly & Emmanuel Caco. *Du coût de la multifonctionnalité et de la régle-*

- mentation en forêt... à une forêt pour l'homme*. Revue Forestière Française, vol. LXVII, no. 5, pages 435–453, 2015.
- [de Sadeleer 09] Nicolas de Sadeleer, Charles-Hubert Born & Michel Prieur. *Législations et pratiques nationales relatives à la mise en oeuvre de la directive du Conseil 92/43/CE du 21 mai 1992 sur la conservation des habitats naturels et de la faune et de la flore sauvages, en particulier son article 6*. Rapport technique, DIRECTION GENERALE DES POLITIQUES INTERNES DEPARTEMENT THEMATIQUE C : DROITS DES CITOYENS ET AFFAIRES CONSTITUTIONNELLES, 2009.
- [de Warnaffe 02] G. D. de Warnaffe & F. Devillez. *Quantifying the ecological value of forests in order to integrate nature conservation in management planning : a multicriteria method*. Annals of Forest Science, vol. 59, no. 4, pages 369–387, 2002.
- [Decocq 02] G. Decocq, V. Vieille & P. Racinet. *Influence of historical factors on the current vegetation : the case of feudal mottes in forest habitats (Picardy, France)*. Acta Botanica Gallica, vol. 149, no. 2, pages 197–215, 2002. [www](#)
- [Decocq 04] G. Decocq, D. Bordier, J. R. Wattez & P. Racinet. *A practical approach to assess the native status of a rare plant species : the controverser of *Buxus sempervirens* L. in northern France revisited*. Plant Ecology, vol. 173, no. 1, pages 139–151, 2004. [www](#)
- [Deil 08] U. Deil, H. Culmsee & M. Berriane. *Sacred groves in morocco - vegetation mosaic and biological value*, pages 87–102. Oxford, 2008.
- [Delanoé 98] O Delanoé. *Évaluation et surveillance de la biodiversité dans les espaces naturels*. Rapport technique, Institut des aménagements régionaux et de l'environnement, Montpellier, 1998.
- [Demoly 10] Thomas Demoly. *Analyse descriptive des outils contractuels et état des lieux de la contractuali-*

- sation en france. Stage 2a, AgroParisTech, Juin-Septembre 2010.
- [Denardou 17] Anaïs Denardou, Jean-Christophe Hervé, Jean-Luc Dupouey, Jean Bir, Timothée Audinot & Jean-Daniel Bontemps. *L'expansion séculaire des forêts françaises est dominée par l'accroissement du stock sur pied et ne sature pas dans le temps*. Revue Forestière Française, vol. 69, no. 4, pages 319–340, 2017.
- [Depraz 12] Samuel Depraz & Stéphane Héritier. *La nature et les parcs naturels en Amérique du Nord*. L'Information géographique, vol. 76, no. 4, pages 6–28, 2012.
- [Deuffic 16] Philippe Deuffic, Christophe Bouget & Frédéric Gosselin. *Trajectoire sociopolitique d'un indicateur de biodiversité forestière : le cas du bois mort*. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 16, no. 2, 2016.
- [Devèze 65] Michel Devèze. Histoire des forêts. Presses Universitaires de France, 1965.
- [Devillers 90] Pierre Devillers, Roseline Beudels, Jean Devillers-Terschuren, Philippe Lebrun & Emmanuël Sérusiaux. *Un projet de surveillance de l'état de l'environnement par bio-indicateurs*. Les Naturalistes Belges, vol. 71, no. 3, pages 75–98, 1990.
- [Dobré 06] M Dobré, N Lewis & AM Granet. *Comment les Français voient la forêt et sa gestion*. Rendez-vous techniques, vol. 11, pages 55–63, 2006.
- [Domenig 97] G. Domenig. *Sacred groves in modern Japan : Notes on the variety and history of Shinto shrine forests*. Asiatische Studien, vol. 51, no. 1, 1997.
- [Domon 04] Gérald Domon, François Tremblay & Louis Bélanger. *Le paysage comme composante incontournable de la gestion intégrée des ressources et des territoires*. Rapport technique, Chaire en paysage et environnement de l'Université de Montréal, 2004.
- [Draus 84] Franciszek Draus. *Raymond Aron et la politique*. Revue française de science politique, pages 1198–1210, 1984.

- [Dron 93] Dominique Dron. Entretien du GREF, pages 13–14, 1993.
- [Dubois 91] J.J. Dubois. *L'approche de la "biogéographie historique" : concepts, méthodes, limites à l'interface de la phytodynamique et de l'histoire forestière*. In J.J. Dubois, éditeur, *Phytodynamique et biogéographie historique des forêts*, volume 20, pages 7–13, Stuttgart, 1991. Cramer.
- [Dunglas 90] Jean Dunglas. *Ingénierie de l'environnement et ingénierie écologique*. In Jean Dunglas, éditeur, *Gérer la nature ? Ingénierie de l'environnement et ingénierie écologique*, pages 161–164, Paris, 1990. AIGREF.
- [Dupont 95] Jacques Dupont. *Le flottage des bois du Morvan pour l'approvisionnement de Paris*. Les annales des pays nivernais, vol. 76, pages 1–40, 1995.
- [Dupouey 02a] J. L. Dupouey, D. Sciamia, W. Koerner, E. Dambrine & J.C. Rameau. *La végétation des forêts anciennes*. Revue Forestière Française, vol. 54, no. 6, 2002.
- [Dupouey 02b] J.L. Dupouey, E. Dambrine, J.D. Laffite & C. Moares. *Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity*. Ecology, vol. 83, no. 11, pages 2978–2984, 2002. Ecology.
- [Duvigneaud 74] P. Duvigneaud. *L'écosystème "Urbs"*. Mémoire Société royale Botanique Belge, vol. 6, pages 5–35, 1974.
- [Ehrlich 96] Paul R Ehrlich. *Conservation in temperate forests : what do we need to know and do ?* Forest Ecology and Management, vol. 85, no. 1-3, pages 9–19, 1996.
- [Elhaï 68] H. Elhaï. Biogéographie. A. Colin, 1968. [www](#)
- [Ellenberg 92] H. Ellenberg, H.E. Weber, R. Daal, V. Wirth, W. Werner & D. Pauliaen. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica, vol. 18, pages 1–248, 1992.
- [Ellis 10] E. C. Ellis, K. Klein Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman & N. Ramankutty. *Anthropogenic*

-
- transformation of the biomes, 1700 to 2000*. Global Ecology and Biogeography, vol. 19, no. 5, pages 589–606, 2010. [www](#)
- [Emborg 00] Jens Emborg, Morten Christensen & Jacob Heilmann-Clausen. *The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark*. Forest Ecology and Management, vol. 126, no. 2, pages 173 – 189, 2000. [www](#)
- [Eriksson 93] O. Eriksson. *The species pool hypothesis and plant community diversity*. Oikos, vol. 68, pages 371–374, 1993.
- [Estreguil 13] Christine Estreguil, Giovanni Caudullo & J San-Miguel-Ayanz. *Connectivity of Natura 2000 Forest Sites*. EUR 26087EN. Luxemburg : Publications Office of the European Union. JRC, vol. 83104, pages 2–5, 2013.
- [Etienne 03] Michel Etienne, Christophe Le Page & Mathilde Cohen. *A Step-by-step Approach to Building Land Management Scenarios Based on Multiple Viewpoints on Multi-agent System Simulations*. Journal of Artificial Societies and Social Simulation, vol. 6, no. 2, 2003.
- [Etienne 05] Michel Etienne. *Un outil de dialogue et de concertation dans les réserves de biosphère*. Rapport technique 43-64, Réserves de Biosphère, Paris, 2005.
- [européenne 15] Union européenne. *L'état de la nature dans l'UE. Rapport rédigé dans le cadre des directives européennes relatives aux oiseaux et aux habitats naturels pour la période 2007-2012*. Rapport technique, Commission européenne, DG Environnement, 2015.
- [Evans 11] Douglas Evans & Marita Arvela. *Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive Explanatory, Notes and Guidelines for the period 2007-2012*. Technical Report 123 p., European Topic Centre on Biological Diversity, 2011.

- [Fahrig 85] L. Fahrig & H.G. Merriam. *Habitat patch connectivity and population survival*. Ecology, vol. 66, pages 1762–1768, 1985.
- [Fenner 00] Michael Fenner. *Seeds : The ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, New York, USA, 2nd edition, 2000.
- [Ferretti 97] Marco Ferretti. *Forest health assessment and monitoring—issues for consideration*. Environmental monitoring and assessment, vol. 48, no. 1, pages 45–72, 1997.
- [Ferrier 02] S. Ferrier, M. Drielsma, G. Manion & G. Watson. *Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. II. Community-level modelling*. Biodiversity and Conservation, vol. 11, no. 12, pages 2309–2338, 2002.
- [Ferrier 06] S. Ferrier & A. Guisan. *Spatial modelling of biodiversity at the community level*. Journal of Applied Ecology, vol. 43, no. 3, pages 393–404, 2006. Ferrier, S Guisan, A.
- [Fischesser 91] Bernard Fischesser & Peter Breman. *La forêt dans le paysage*. Rapport, Cemagref, Grenoble, 1991.
- [Fisher 43] R.A. Fisher, A.S. Corbet & C.B. Williams. *The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population*. Journal of Animal Ecology, vol. 12, pages 42–58, 1943.
- [Folke 04] C. Folke, S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson & C. S. Holling. *Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management*. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, vol. 35, pages 557–581, 2004. [www](#)
- [Forman 86] R.T.T. Forman & M. Godron. *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York, 1986.
- [Franklin 10] Janet Franklin. *Mapping species distributions - spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, 2010.

- [Frochot 12] Bernard Frochot. *Biodiversité et gestion forestière*. ONF RDV techniques, vol. 6, pages 17–27, 2012.
- [Frontier 98] S. Frontier & D. Pichod-Viale. *Ecosystèmes. structure, fonctionnement, évolution*. Dunod, Paris, 1998.
- [Gadgil 70] M. Gadgil & W. Bossert. *Life history consequences of natural selection*. *The American Naturalist*, vol. 104, pages 1–24, 1970.
- [Gadgil 72] M. Gadgil & O.T. Solbrig. *The concept of r and K selection : evidence from wild flowers and some theoretical considerations*. *The American Naturalist*, vol. 106, pages 14–31, 1972.
- [Gadgil 76] Madhav Gadgil & Vaman D Vartak. *The sacred groves of Western Ghats in India*. *Economic Botany*, vol. 30, no. 2, pages 152–160, 1976.
- [Gaillot 06] Bernard-André Gaillot. La docimologie et apres? notes sur l'évaluation des acquis en arts plastiques [online]. 2006. [www](#)
- [Galochet 02] Marc Galochet. *Du dessus au dedans : une approche biogéographique emboîtée des îlots boisés*. *L'Information Géographique*, vol. 66, no. 4, pages 341–350, 2002.
- [Ganey 99] J.L. Ganey. *Snag density and composition of snag populations on two National Forests in northern Arizona*. *Forest Ecology and Management*, vol. 117, no. 1/3, pages 169–178, 1999.
- [Garcia 14] Serge Garcia, Seyed Mahdi Heshmatol Vaezin, Damien Marage, Daniel Kraus, Paul Rougieux, Andreas Schuck & Patrice Harou. *Provision cost function of forest biodiversity protection within French Natura 2000 network*. Rapport technique, European Forest Institute, 2014.
- [Garmendia 0] Eneko Garmendia & Sigrid Stagl. *Public participation for sustainability and social learning : Concepts and lessons from three case studies in Europe*. *Ecological Economics*, vol. 69, no. 8, pages 1712–1722, 2010.
- [Gaston 94] K. J. Gaston. *Rarity*. Chapman and Hall, London, 1994.

- [Gaston 96] K.J. Gaston. Species richness : measure and measurements. Biodiversity. A biology of Numbers and Differences. Blackwell Science, Cambridge, 1996.
- [Gaube 9] Veronika Gaube, Christina Kaiser, Martin Wildenberg, Heidi Adensam, Peter Fleissner, Johannes Kobler, Juliana Lutz, Andreas Schaumberger, Jakob Schaumberger, Barbara Smetschka, Angelika Wolf, Andreas Richter & Helmut Haberl. *Combining agent-based and stock-flow modelling approaches in a participative analysis of the integrated land system in Reichraming, Austria*. Landscape Ecology, vol. 24, no. 9, pages 1149–1165, 2009.
- [Gault 17] Jean Gault, Jean-Luc Guitton & Laurence Lefebvre. *Documents de gestion forestière durable en forêt publique et privée - Parangonnage international*. Rapport technique Rapport n° 16108, Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - CGAAER, 2017.
- [Gaussen 51] H. Gaussen. *Le dynamisme des biocénoses végétales*. Annales de Biologie, vol. 27, no. 2, pages 9–22, 1951.
- [Gaussen 53a] H Gaussen. *La hêtraie sans hêtre*. Revue Forestière Française, no. 10, pages 650–653, 1953.
- [Gaussen 53b] Henri Gaussen. *La hêtraie sans hêtre*. In Extraits des Actes du Congrès de Luxembourg. 72ème session de l'association Française pour l'Avancement des Sciences, pages 733–735, 1953.
- [Gégout 05] J.-C. Gégout, Ch. Coudun, Gilles Bailly & B. Jabiol. *EcoPlant : a forest sites database to link floristic data with soil resources and climatic conditions*. Journal of Vegetation Science, vol. 16, pages 257–260, 2005.
- [Gégout 09] J.C. Gégout, J.C. Rameau, B. Renaux, B. Jabiol, Bar.M & D. Marage. *Les habitats forestiers de la France tempérée ; typologie et caractérisation phytocécologique*. AgroParisTech-ENGREF, Nancy, 2009.

- [Gégout 10] Jean-Claude Gégout & Benoît Renaux. *Définition d'un indice de typicité des relevés en vue de classer automatiquement les relevés floristiques dans les systèmes phytosociologique et habitats*. Revue Forestière Française, 2010.
- [Géhu 06] J.M. Géhu. Dictionnaire de sociologie et synécologie végétales. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 899 p. 2006. [www](#)
- [Genin 03] Brigitte Genin, Christian Chauvin & Françoise Ménard. Cours d'eau et indices biologiques : pollution, méthodes, ibgn. Educagri éditions, 2003.
- [Gérard 01] François-Marie Gérard. *L'évaluation de la qualité des systèmes de formation*. Mesure et évaluation en éducation, vol. 24, no. 2-3, pages 53–77, 2001.
- [Gérard 02] François-Marie Gérard. *L'indispensable subjectivité de l'évaluation*. Antipodes, vol. 156, pages 26–34, 2002.
- [Gilg 05] O. Gilg. Old-growth forests : characteristics, conservation and monitoring, volume 74 bis. ATEN, Montpellier, 2005.
- [Godard 07] Olivier Godard. *Est-il légitime de soumettre la connaissance scientifique au débat public ?* Annales des Mines, pages 12–18, 2007.
- [Godard 12a] Olivier Godard. Connaître différemment le monde. Comm. perso, 2012.
- [Godard 12b] Olivier Godard. *Expertise scientifique d'enjeux collectifs et décision publique*. Conflit des interprétations dans la société de l'information. Éthiques et politiques de l'environnement. Paris : Hermès Éditions, 2012.
- [Godard 12c] Olivier Godard. *Le cynisme a tué le développement durable*. La Recherche, vol. 460, pages 94–98, 2012.
- [Godron 65] M. Godron. *Application de la théorie de l'information à l'étude de l'homogénéité et de la structure de la végétation*. Oecologica Plantarum, vol. 1, pages 187–197., 1965.
- [Godron 68] M. Godron. *Quelques applications de la notion de fréquence en écologie végétale (recouvrement, in-*

- formation mutuelle entre espèces et facteurs écologiques, échantillonnage*). *Oecologica Plantarum*, vol. 3, pages 185–212, 1968.
- [Godron 71] M. Godron. *Essai sur une approche probabiliste de l'écologie des végétaux*. PhD thesis, Université des Sciences et Techniques de Montpellier, Montpellier, 1971.
- [Godron 12] M. Godron. *Ecologie et évolution du monde vivant : Volume 1, la vie est une transmission d'information*. Biologie, écologie, agronomie. L'Harmattan, 2012. [www](#)
- [Gondran 15] Natacha Gondran. *Evaluation et représentation des enjeux environnementaux dans une perspective de transitions écologique et énergétique*. Habilitation à diriger des recherches, Université Jean Monnet de Saint-Etienne ; Ecole des Mines de Saint-Etienne, April 2015. [www](#)
- [Gosselin 08] Frédéric Gosselin. *Redefining ecological engineering to promote its integration with sustainable development and tighten its links with the whole of ecology*. *Ecological Engineering*, vol. 32, pages 199–205, 2008.
- [Gosselin 10] Marion Gosselin, Frédéric Gosselin & Romain Juliard. *Interview : L'essor des sciences participatives pour le suivi de la biodiversité : intérêts et limites*. *Sciences Eaux and Territoires : la Revue du IRSTEA*, no. 3, pages p. 76 – p. 83, 2010. [www](#)
- [Gosselin 12] F. Gosselin, M. Gosselin & Y. Paillet. *Suivre l'état de la biodiversité forestière : pourquoi ? Comment ?* *Revue Forestière Française*, vol. 64, no. 5, pages p. 683 – p. 700, 2012. [www](#)
- [Gould 03] Stephen Jay Gould. *The hedgehog, the fox, and the magister's pox : Mending the gap between science and the humanities*. Three Rivers Press (CA), 2003.
- [Gourbault 84] Nicole Gourbault & Charles Lecordier. *Application de la Loi de Paréto aux structures de peuplements de nématodes de la Baie de Morlaix*. *Cahiers de Biologie marine*, vol. 25, pages 343–352, 1984.

- [Gouyon 94] Pierre-Henri Gouyon. *La biodiversité clans sa perspective historique*. Le Courrier de l'environnement de l'INRA, vol. 23, no. 23, pages 72–78, 1994.
- [Gouyon 95] Pierre-Henri Gouyon. *Etudier ou conserver ? De la biologie des populations à la biologie de la conservation*. Ecologia mediterranea, vol. 21, no. 1-2, pages 309–311, 1995.
- [Green 97] P. Green & G.F. Peterken. *Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley UK, in the relation to the intensity of management*. Forest Ecology and Management, vol. 98, pages 229–238, 1997.
- [Gresser 82] P. Gresser. *Une source privilégiée pour l'histoire des forêts comtoises à la fin du Moyen-Age : Les comptes de gruerie des XIVe et XV siècles.*, 1982.
- [Guay 13] Louis Guay, Stephen Wyatt, Martin Hébert & Caroline Desbiens. *L'aménagement écosystémique des forêts au Québec : questions et pistes de réflexion autour de la prise en compte des enjeux sociaux*. Rapport technique, Ministère des forêts, 2013.
- [Guillard 98] J. Guillard & J.-C. Deheeger. *La France en son jardin, ou les forêts françaises vues d'un satellite*. Revue Forestière Française, vol. 50, no. 3, pages 284–290, 1998.
- [Guinier 50] Philibert Guinier. *Foresterie et Protection de la Nature : L'exemple de Fontainebleau*. Revue Forestière Française, 1950.
- [Guinier 95] Philibert Guinier & René Rol. *L'écologie forestière enseignée par philibert guinier - le forestier devant la phytosociologie par René Rol*. Association française des Eaux et Forêts, 1995.
- [Gunderson 10] Lance Gunderson, Ann Kinzig, Allyson Quinlan, Brian Walker, Georgina Cundhill, Colin Beier, Beatrice Crona & Örjan Bodin. *Assessing resilience in social-ecological systems : Workbook for practitioners*. Version 2.0., Resilience Alliance, 2010.
- [Guyot 15] Sylvain Guyot. *Lignes de front : l'art et la manière de protéger la nature*. Habilitation à diriger des

- recherches, Université de Limoges, October 2015.
[www](#)
- [Hannon 00] Gina E. Hannon, Richard Bradshaw & Jens Emborg. *6000 years of forest dynamics in Suserup Skov, a seminatural Danish woodland*. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 9, no. 2, pages 101–114, 2000. [www](#)
- [Hanski 91] I. Hanski & M. Gilpin. *Metapopulation dynamics : Brief history and conceptual domain*. *Biological Journal of the Linnean Society*, vol. 42, pages 3–16, 1991.
- [Hanski 94] I. Hanski. *Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes*. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 9, pages 131–135, 1994.
- [Hanski 99] I. Hanski. *Habitat connectivity, habitat continuity and metapopulations in dynamic landscapes*. *Oikos*, vol. 87, pages 209–219, 1999.
- [Hanski 04] I. Hanski & Marcus Walsh. *How much? how to? ,practical tools for forest conservation*. BirdLife European Forest Task Force, Latvia, 2004.
- [Hardin 68] G. Hardin. *The tragedy of the commons*. *Science*, vol. 162, pages 1243–1248, 1968.
- [Hastie 90] T. J. Hastie & R. J. Tibshirani. *Generalized additive models*, volume 43 of *Monographs on statistics and applied probability*. Chapman and Hall, London, UK, 1990.
- [Hastings 16] Alan Hastings. *Timescales and the management of ecological systems*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113, no. 51, pages 14568–14573, 12 2016.
[www](#)
- [Hatton 10] Joaquin Hatton. *Contribution à la révision d'aménagement de la forêt domaniale de saint-antoine- division réserve*. Mémoire de fin d'études, AgroParisTech-ENGREF, 2010.
- [Hellawell 91] John M Hellawell. *Development of a rationale for monitoring*. In F.B. Goldsmith, editeur, *Monitoring for conservation and ecology*, pages 1–14. Springer, 1991.

- [Héritier 10] Stéphane Héritier, Xavier Arnauld de Sartre, Lionel Laslaz & Sylvain Guyot. *Fronts écologiques : dynamiques spatio-temporelles et dominations multi-scalaires. Proposition d'une grille de lecture des processus de colonisation écologique*. L'Espace Politique. Revue en ligne de géographie politique et de géopolitique, no. 9, 2010.
- [Héritier 11] Stéphane Héritier. *Parcs nationaux et populations locales dans l'ouest canadien : de l'exclusion à la participation*. The Canadian Geographer/Le Géographe canadien, vol. 55, no. 2, pages 158–179, 2011.
- [Hermy 81] M. Hermy & H. Stieperaere. *An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium)*. Vegetatio, vol. 44, pages 43–49, 1981.
- [Hermy 99] M. Hermy, O. Honnay, L. G. Firbank, C. Grashof-Bokdam & J. E. Lawesson. *An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation*. Biological Conservation, vol. 91, no. 1, pages 9–22, 1999. [www](#)
- [Hilty 00] J. Hilty & A. Merenlender. *Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health*. Biological Conservation, vol. 92, no. 2, pages 185–197, 2000.
- [Hirschnitz-Garbers 1] Martin Hirschnitz-Garbers & Susanne Stoll-Kleemann. *Opportunities and barriers in the implementation of protected area management : a qualitative meta-analysis of case studies from European protected areas*. GEOGRAPHICAL JOURNAL, vol. 177, no. Part 4, pages 321–334, DEC 2011.
- [Hobbs 06] Richard J. Hobbs, Salvatore Arico, James Aronson, Jill S. Baron, Peter Bridgewater, Viki A. Cramer, Paul R. Epstein, John J. Ewel, Carlos A. Klink, Ariel E. Lugo, David Norton, Dennis Ojima, David M. Richardson, Eric W. Sanderson, Fernando

- Valladares, Montserrat VilÀ, Regino Zamora & Martin Zobel. *Novel ecosystems : theoretical and management aspects of the new ecological world order*. Global Ecology and Biogeography, vol. 15, no. 1, pages 1–7, 2006. [www](#)
- [Holling 73] C.S. Holling. *Resilience and stability of ecological systems*. Annual Review of Ecology and Systematics, vol. 4, pages 1–23, 1973.
- [Holling 01] C. S. Holling. *Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems*. Ecosystems, vol. 4, no. 5, pages 390–405, 2001.
- [Holman 8] I. P. Holman, M. D. A. Rounsevell, G. Cojocararu, S. Shackley, C. McLachlan, E. Audsley, P. M. Berry, C. Fontaine, P. A. Harrison, C. Henriques, M. Mokrech, R. J. Nicholls, K. R. Pearn & J. A. Richards. *The concepts and development of a participatory regional integrated assessment tool*. Climatic Change, vol. 90, no. 1-2, pages 5–30, 2008.
- [Hotyat 68] Fernand Hotyat. *Les examens : Quelques considérations générales*. Revue française de pédagogie, vol. 2, pages 9–18, 1968.
- [Hotyat 01] Micheline Hotyat & Marc Galochet. *L'homme, facteur de diversité en milieu forestier*. Bulletin de l'Association de Géographes Français, vol. 78, no. 2, pages 151–163, 2001.
- [Hubbell 01] S.P. Hubbell. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ, 2001.
- [Husson 09] Jean-Pierre Husson & Xavier Rochel. *Avant-propos. Le massif forestier, espace géographique et territoire*. Revue Géographique de l'Est, vol. 49, pages 2–3, 2009.
- [Hutchinson 57] G.E. Hutchinson. *Concluding remarks*. In Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology, volume 22, pages 415–427, 1957.
- [Ichter 15] J. Ichter, D. Evans & D. Richard. *Cartographie des habitats terrestres en Europe : une vue d'ensemble*. Rapport technique n°1/2015., Muséum national d'Histoire naturelle, Paris., 2015.

- [IPCC 07] IPCC. *Climate change 2007 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Rapport technique, 2007 2007.
- [Jacamon 84] Marcel Jacamon. Guide de dendrologie. École nationale de génie rural, eaux et forêts, 1984.
- [Jeanmougin 17a] Martin Jeanmougin. *Species-habitats relationships : from theory to applied issues*. Theses, Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS, January 2017. [www](#)
- [Jeanmougin 17b] Martin Jeanmougin, Camille Dehais & Yves Meinard. *Mismatch between Habitat Science and Habitat Directive : Lessons from the French (Counter) Example*. Conservation Letters, vol. 10, no. 5, pages 634–644, 2017. [www](#)
- [Jégou 12] Anne Jégou, Cédissia De Chastenet, Nicolas Augiseau, Cécile Guyot, Cécile Judéaux, François-Xavier Monaco & Pierre Pech. *L'évaluation, un outil nécessaire d'aménagement durable ?* Cybergeo : Revue européenne de géographie / European journal of geography, vol. 625, page <http://cybergeo.revues.org/25600>, 2012. [www](#)
- [Johns 03] T. C. Johns, J. M. Gregory, W. J. Ingram, C. E. Johnson, A. Jones, J. A. Lowe, J. F. B. Mitchell, D. L. Roberts, D. M. H. Sexton, D. S. Stevenson, S. F. B. Tett & M. J. Woodage. *Anthropogenic climate change for 1860 to 2100 simulated with the HadCM3 model under updated emissions scenarios*. Climate Dynamics, vol. 20, no. 6, pages 583–612, 2003. Johns, TC Gregory, JM Ingram, WJ Johnson, CE Jones, A Lowe, JA Mitchell, JFB Roberts, DL Sexton, DMH Stevenson, DS Tett, SFB Woodage, MJ.
- [Jonas 79] Hans Jonas. Le principe responsabilité. Champs. Flammarion, Paris, 1979.
- [Jones 94] C. Jones, J. Lawton & M. Shachak. *Organisms as Ecosystem Engineers*. Oikos, vol. 69, pages 373–386, 1994.

- [Jørgensen 05] SE Jørgensen, F-Lu Xu, F Salas & JC Marques. Application of indicators for the assessment of ecosystem health. Taylor & Francis, 2005.
- [Jussy 02] J.H. Jussy, W. Koerner, E. Dambrine, J.L. Dupouey & M. Benoît. *Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils*. European Journal of Soil Science, no. 53, pages 367–374, 2002. European Journal of Soil Science.
- [Kangas 04] P.C. Kangas. Ecological engineering : Principles and practices. Lewis Publisher CRC Press, Boca Raton, FL, 2004.
- [Karr 81] James R Karr. *Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities*. Fisheries, vol. 6, no. 6, pages 21–27, 1981.
- [Karr 96] James R Karr. Ecological integrity and ecological health are not the same, volume 97, page 109. National Academy Press : Washington, DC, 1996.
- [Karr 00] James R Karr. Health, integrity, and biological assessment : The importance of measuring whole things, volume 209. Island Press Washington, DC, 2000.
- [Keddy 92] A. Keddy P. *Assembly and response rules : two goals for predictive community ecology*. Journal of Vegetation Science, vol. 3, pages 157–164, 1992.
- [Keith 13] D.A. Keith, C Rodriguez J. P. and Rodriguez-Clark, E Nicholson & K Aapala. *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*. Plos One, vol. 8, no. 5, 2013.
- [Kervyn 17] Thierry Kervyn, Jean-Pierre Scohy, Didier Marchal, Olivier Collette, Briec Hardy, Laurence Delahaye, Lionel Wibail, Floriane Jacquemin, Marc Dufrière & Hugues Claessens. *La gestion patrimoniale des forêts anciennes de Wallonie (Belgique)*. Revue Forestière Française, vol. 69, no. 4, pages 545–560, 2017.
- [Kimmins 92] J.P Kimmins. Balancing act : environmental issue in forestry. University of British Columbia Press, Vancouver., 1992.

- [Kimmins 97] J.P. Kimmins. *Biodiversity and its relationship to ecosystem health and integrity*. The forestry chronicle, vol. 73, no. 2, pages 229–232, 1997.
- [Koerner 99] W. Koerner, E. Dambrine, J.L. Dupouey & M. Benoit. *delta15N of forest soil and understorey vegetation reflect the former agricultural land use*. Oecologia, vol. 121, pages 421–425, 1999. Oecologia.
- [Kovač 16] Marko Kovač, Lado Kutnar & David Hladnik. *Assessing biodiversity and conservation status of the Natura 2000 forest habitat types : Tools for designated forestlands stewardship*. Forest Ecology and Management, vol. 359, pages 256 – 267, 2016. Special Section : Forests, Roots and Soil Carbon. [www](#)
- [Kubicek 75] F Kubicek & A. Jurko. *Estimation of the above-ground biomass of the herb layer in forest communities*. Folia Geobotanica and Phytotaxonomica, vol. 10, pages 113–129, 1975.
- [Kuhnholz-Lordat 54] Georges Kuhnholz-Lordat, P. Renaud & J-P. Barry. *L'équilibre agro-sylvo-pastoral est-il irrémédiablement compromis dans la garrigue méditerranéenne ?* Revue Forestière Française, pages 755–764, 1954.
- [Kuhnholz-Lordat 58] Georges Kuhnholz-Lordat. *L'écran vert*. Muséum National d'Histoire Naturelle, 1958.
- [Kuldna 9] Piret Kuldna, Kaja Peterson, Helen Poltimaee & Jaan Luig. *An application of DPSIR framework to identify issues of pollinator loss*. Ecological Economics, vol. 69, no. 1, pages 32–42, 2009.
- [Kutnar 11] L. Kutnar, D. Matijasic & R. Pisek. *Conservation status and potential threats to Natura 2000 forest habitats in Slovenia*. Sumarski List, vol. 135, no. 5-6, pages 215–231, 2011.
- [Lagarde 91] Michel Lagarde. *Mémento de législation des bois et forêts*. Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts, Nancy, 1991. [www](#)
- [Lainez 81] Dominique Lainez. *Etudes préalables à l'aménagement des forêts communales du Massif de La Serre*.

- Définition des stations forestières*. Rapport technique, Office National des Forêts, 1981.
- [Lamoisson 00] A. Lamoisson. *Reconstitution historique et analyse de la gestion forestière du bassin versant de Rabou-Chaudun aux 19ème et 20ème siècles (Hautes-Alpes)*. Mémoire d'ingénieur, INA-PG, Paris, 2000.
- [Lamotte 84] M. Lamotte. Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire, page 160. Masson, Paris, 1984.
- [Landmann 09] G. Landmann, Frédéric Gosselin & I Bonhême. *Bio2, Biomasse et biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. Rapport technique 210, MEEDDM-ECOFOR, Paris, 2009.
- [Landolt 77] E. Landolt. *Ecological indicator values for the Swiss flora*. In Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel. 1977.
- [Langanke 05] T. Langanke. *Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels*. Journal for Nature Conservation, vol. 13, no. 2, pages 101–114, 2005.
- [Langhor 01] R. Langhor. *L'anthropisation du paysage pédologique agricole de la Belgique depuis le Néolithique ancien - Apports de l'archéopédologie*. Etude et Gestion des Sols, vol. 8, no. 2, pages 103–118, 2001.
- [Larrère 97] C. Larrère & R. Larrère. *Du bon usage de la nature. pour une philosophie de l'environnement*. Alto. Aubier, Paris, 1997.
- [Larrieu 08] Laurent Larrieu & Pierre Gonin. *L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers*. Revue forestière française, 2008.
- [Latham 93] Roger Earl Latham & Robert E. Ricklefs. Continental comparisons of temperate-zone tree species diversity, volume 1 of *Species diversity in ecological communities : historical and geographical perspec-*

- tives*, chapitre 26, pages 294–314. The University of Chicago Press, 1993.
- [Laugier 30] Henri Laugier & D. Weinberg. *Le facteur subjectif dans les notes d'examen*. Annales de psychologie, vol. XXXI, 1930.
- [Laurans 13] Yann Laurans, Aleksandar Rankovic, Raphaël Billé, Romain Pirard & Laurent Mermet. *Use of ecosystem services economic valuation for decision making : Questioning a literature blindspot*. Journal of environmental management, vol. 119, pages 208–219, 2013.
- [Le Floc'h 95] Édouard Le Floc'h & James Aronson. *Écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base*. Natures Sciences Sociétés, vol. 3, pages s29–s35, 1995.
- [Le Houerou 80] Henri-Noël Le Houerou. *L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne. 2ème partie*. Forêt méditerranéenne, 1980.
- [Le Jean 08] Yves Le Jean. *Réflexions sur l'état de conservation des habitats forestiers. Exemple de la franche-comté*. Revue Forestière Française, vol. 60, no. 4, pages 425–436, 2008.
- [Leca 96] Jean Leca. *Petit guide de l'évaluation*. 106 p. Conseil scientifique de l'évaluation, 1996.
- [Lecomte 99] Jacques Lecomte. *Réflexions sur la naturalité*. Courrier de l'Environnement de l'INRA, vol. 37, 1999.
- [Ledant 91] Jean-Paul Ledant. *Remarques critiques sur le choix des critères d'évaluation biologique*. Annales de Gembloux, vol. 97, pages 157–176, 1991.
- [Ledant 00] Jean-Paul Ledant. *Faut-il vraiment maximaliser la biodiversité ?* 2000.
- [Legendre 98] Pierre Legendre & Louis Legendre. *Numerical ecology*. 2nd english edition. Elsevier Science, Amsterdam, 1998.
- [Lemoisson 16] Philippe Lemoisson, Jean-Philippe Tonneau & Pierre Maurel. *L'intelligence territoriale dans le bassin de Thau : un observatoire pour penser et*

- piloter l'action*. Partenariats pour le développement territorial. Torre André (ed.), Vollet Dominique (ed.). Versailles : Ed. Quae, pages 59–73, 2016.
- [Lenoir 08] Jonathan Lenoir, J. C. Gégout, Pablo Marquet, (P.) de Ruffray & (H.) Brisse. *A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century*. *Science*, vol. 320, pages 1768–1771, 2008.
- [Lenoir 10] Jonathan Lenoir, Jean-Claude Gégout, Jean-Luc Dupouey, Dominique Bert & Jen-Christensen Svenming. *Forest plant community changes during 1989-2007 in response to climate warming in the Jura Mountains (France and Switzerland)*. *Journal of Vegetation Science*, vol. 21, no. 5, pages 949–964, 2010.
- [Leopold 21] Aldo Leopold. *The wilderness and its place in forest recreational policy*. *Journal of Forestry*, vol. XIX, no. 7, pages 718–721, 1921.
- [Leopold 47] Aldo Leopold. *Almanach d'un comté des sables*. Flammarion, Paris, 1947.
- [Lepart 97] J. Lepart. *La crise environnementale et les théories de l'équilibre en écologie*. In C. Larrère & R. Larrère, éditeurs, *La crise environnementale*, volume 80, pages 131–144. INRA, Paris, 1997.
- [Lerond 03] Michel Lerond. *L'évaluation environnementale des politiques, plans et programmes : Objectifs, méthodologies et cas pratiques*. Ed. Tec & Doc-Lavoisier, 2003.
- [Lévêque 01] C Lévêque & JC Mounolou. *Biodiversité*, Dunod, 2001.
- [Levrel 07] Harold Levrel. *Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?* Institut Français de la biodiversité, Paris, 2007.
- [Lindbladh 08] Matts Lindbladh, Mats Niklasson, Matts Karlsson, Leif Bjorkman & Marcin Churski. *Close anthropogenic control of *Fagus sylvatica* establishment and expansion in a Swedish protected landscape : impli-*

- cations for forest history and conservation*. Journal of Biogeography, vol. 35, no. 4, pages 682–697, 2008. [www](#)
- [Lindenmayer 08] D. B. Lindenmayer, J. Fischer, A. Felton, M. Crane, D. Michael, C. Macgregor, R. Montague-Drake, A. Manning & R. J. Hobbs. *Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice*. Conservation Letters, vol. 1, no. 3, pages 129–135, August 2008.
- [Lisón 17] Fulgencio Lisón, Adison Altamirano, Richard Field & Gareth Jones. *Conservation on the blink : Deficient technical reports threaten conservation in the Natura 2000 network*. Biological conservation, vol. 209, pages 11–16, 2017.
- [Locquet 16] Alexandra Locquet. *Etude de l'efficacité des mesures Natura 2000 en France*. Rapport technique, MNHN-SPN, 2016.
- [Maaf 16] IGN Maaf. *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines*. Rapport technique édition 2015, Maaf-IGN, Paris, 343 p. 2016.
- [MacArthur 57] Robert MacArthur. *On the relative abundance of bird species*. Proc Natl Acad Sci, vol. 43, pages 293–296, 1957.
- [MacArthur 63] Robert MacArthur & E.O. Wilson. *An equilibrium theory of insular zoogeography*. Evolution, vol. 17, no. 4, pages 373–387, 1963.
- [MacArthur 67] Robert MacArthur & E. Wilson. *The theory of island biogeography*. Princeton Uni. Press, N.J., 1967.
- [Machado 04] A. Machado. *An index of naturalness*. Journal for Nature Conservation, vol. 12, pages 95–110, 2004.
- [Maciejewski 10] Lise Maciejewski. *Méthodologie d'élaboration des listes d'espèces typiques pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire en vue de l'évaluation de leur état de conservation*. Rapport technique, Rapport SPN 2010- 12 / MNHN-SPN, Paris, 48 p 2010.
- [Maciejewski 16a] L. Maciejewski. *État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à*

- l'échelle du site Natura 2000. Tome 1 : définitions, concept et éléments d'écologie.* Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, 2016.
- [Maciejewski 16b] L. Maciejewski. *État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à l'échelle du site Natura 2000. Tome 2 : guide d'applications.* Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, 2016.
- [Maciejewski 16c] Lise Maciejewski, Emilien Kuhn & Jean-Claude Gégout. *Early signs of changes in Natura 2000 habitats linked to climate warming.* In 59th Annual Conference of the International Association of Vegetation Science (IAVS), 12-17 June 2016, Pirenópolis, Brazil, Pirenópolis, Brazil, June 2016. [www](#)
- [Maciejewski 16d] Lise Maciejewski, Fanny Lepareur, Déborah Viry, Farid Bensettiti, Renaud Puissauve & Julien Touroult. *État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000.* Revue d'écologie (La Terre et la Vie), 2016.
- [Maes 05] D. Maes. *Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium.* Biological Conservation, vol. 123, no. 2, pages 177–187, 2005.
- [Maes 13] Joachim Maes, Anne Teller, Markus Erhard, C Liquete, L Braat, P Berry, B Egoh, P Puydarrieux, C Fiorina, F Santoset *al.* *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services.* An analytical framework for ecosystem assessments under action, vol. 5, pages 1–58, 2013.
- [Malzieu 17] Léo Malzieu & Benoît Renaux. *La flore des forêts anciennes du Massif central.* Revue Forestière Française, 2017.
- [Manel 99] S. Manel, J. M. Dias & S. J. Ormerod. *Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions : a*

- case study with a Himalayan river bird*. Ecological Modelling, vol. 120, no. 2-3, pages 337–347, 1999. [www](#)
- [Manel 01] S. Manel. Journal of Applied Ecology, vol. 38, no. 5, pages 921–931, 2001.
- [Marage 01] D. Marage, L. Jaccotey & O. Puertas. *Pour une écologie historique : l'exemple du massif forestier de la Serre (Jura)*. Revue Forestière Française, vol. 53, no. Special issue, pages 105–113, 2001.
- [Marage 04] Damien Marage. *Déterminisme, dynamique et modélisation spatiale de la diversité floristique dans un contexte de déprise pastorale. Application à la gestion durable des espaces montagnards sous influence méditerranéenne*. PhD thesis, ENGREF, Nancy, 2004. [www](#)
- [Marage 09] Damien Marage & Jean-Claude Gegout. *Importance of soil nutrients in the distribution of forest communities on a large geographical scale*. Global Ecology and Biogeography, vol. 18, no. 1, pages 88–97, 2009.
- [Marage 10a] D. Marage & J. C. Gégout. *Réponses de quelques habitats naturels forestiers et de leurs espèces typiques au changement climatique*. Revue Forestière Française, vol. 3-4, pages 485–500, 2010.
- [Marage 10b] Damien Marage. *Dynamique de la végétation dans un complexe forestier des Alpes du Sud française : déterminisme historico-écologique*. Braun-Blanquetia, vol. 46, pages 305–313, 2010.
- [Marage 12] Damien Marage & Romain Bertrand. *Typification et évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers français et de leurs espèces végétales associées Rapport final de convention*. Rapport final, Convention MNHN-AgroParisTech 198809, Agro-ParisTech, LERFOB, novembre 2012.
- [Mascia 03] Michael B Mascia, J Peter Brosius, Tracy A Dobson, Bruce C Forbes, Leah Horowitz, Margaret A McKean & Nancy J Turner. *Conservation and the social sciences*. Conservation biology, vol. 17, no. 3, pages 649–650, 2003.

- [Maser 94] Chris Maser. Sustainable forestry : Philosophy, science, and economics. Numéro 373. Delray Beach, FL, st. lucie press edition, 1994.
- [Mather 92] AS Mather. *The Forest Transition*. *Area*, 24, 367-379. Perz, SG and Skole, DL (2003). Secondary Forest Expansion in the Brazillian Amazon and the Refinement of the Forest Transition Theory. *Society and Natural Resources*, vol. 16, pages 277–294, 1992.
- [Mathevet 10] Raphaël Mathevet, John Thompson, Olivia Delanoë, Marc Cheylan, Chantal Gil-Fourrier & Marie Bonnin. *La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires*. *Natures Sciences Sociétés*, vol. 18, no. 4, pages 424–433, 2010.
- [Mathevet 12] Raphaël Mathevet. *La solidarité écologique, ce lien qui nous oblige*. Actes Sud, Arles, 2012.
- [Mathevet 15] Raphaël Mathevet & Laurent Godet. Pour une géographie de la conservation. 2015. [www](#)
- [Maxim 9] Laura Maxim, Joachim H. Spangenberg & Martin O'Connor. *An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework*. *Ecological Economics*, vol. 69, no. 1, pages 12–23, 2009.
- [Mazoyer 32] Louis Mazoyer. *Exploitation forestière et conflits sociaux en Franche-Comté, à la fin de l'ancien régime*. *Annales d'histoire économique et sociale*, vol. 4, no. 16, pages 339–358, 1932. [www](#)
- [McAfee 08] Brenda McAfee & Christian Malouin. Implementing ecosystem-based management approaches in canada's forests : A science-policy dialogue. Numéro 113 p. Natural Resources Canada, Natural Resources Canada Canadian Forest Service Science and Programs Branch Ottawa, 2008.
- [McRoberts 12] R.E. McRoberts, S. Winter, G. Chirici & E. LaPoint. *Assessing forest naturalness*. *Forest Science*, vol. 58, no. 3, pages 294–309, 2012.
- [Meffe 02] Gary Meffe, Larry Nielsen, Richard Knight & Dennis Schenborn. *Ecosystem management adaptive,*

- community-based conservation. Numéro 336 p. 8 x 10 Tables. Figures. Index. ISBN : 9781559638241. Island Press, USA, 2002.
- [Meiller 95] Daniel Meiller & Paul Vannier, éditeurs. La forêt. les savoirs et le citoyen. regards croisés sur les acteurs, les pratiques et les représentations. Meiller, Daniel and Vannier, Paul, Agence nationale de création rurale, novembre 1993 1995.
- [Mermet 05] Laurent Mermet, Raphaël Billé, Maya Leroy, Jean-Baptiste Narcy & Xavier Poux. *L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement*. Natures sciences sociétés, vol. 13, no. 2, pages 127–137, 2005.
- [Metzger 05] M. J. Metzger, R. G. H. Bunce, R. H. G. Jongman, C. A. Mucher & J. W. Watkins. *A climatic stratification of the environment of Europe*. Global Ecology and Biogeography, vol. 14, no. 6, pages 549–563, 2005. [www](#)
- [Meurillon 11] Isabelle Meurillon. Evaluation de l'état de conservation des milieux alluviaux dans les réserves naturelles. Mémoire de fin d'études, AgroParisTech ENGREF, Nancy., 2011.
- [Moelder 8] Andreas Moelder, Markus Bernhardt-Roemermann & Wolfgang Schmidt. *Herb-layer diversity in deciduous forests : Raised by tree richness or beaten by beech ?* Forest Ecology and Management, vol. 256, no. 3, pages 272–281, JUL 30 2008.
- [Moine 06] Alexandre Moine. *Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie*. L'Espace géographique, vol. 35, no. 2, pages 115–132, 2006.
- [Moir 72] William H Moir. *Natural areas*. Science, vol. 177, no. 4047, pages 396–400, 1972.
- [Molinier 54] R Molinier. *La hêtraie sans hêtre et l'étage du hêtre sans hêtraie*. Revue Forestière Française, 1954.
- [Monod 70] Jacques Monod. Le hasard et la nécessité. Seuil, Paris, 1970.

- [Mora 11] Camilo Mora, Derek P Tittensor, Sina Adl, Alastair GB Simpson & Boris Worm. *How many species are there on Earth and in the ocean?* PLoS biology, vol. 9, no. 8, page e1001127, 2011.
- [Morin 10] Georges-André Morin. *La continuité de la gestion des forêts françaises de l'ancien régime à nos jours, ou comment l'Etat a-t-il pris en compte le long terme.* Revue française d'administration publique, vol. 2, no. 134, pages 233–248, 2010.
- [Munier 11] N Munier. A strategy for using multicriteria decision analysis in decision-making. a guide for simple and complex environmental projects. Springer, 2011.
- [Munoz 07] F. Munoz, P. Couteron, B. R. Ramesh & R. S. Etienne. *Estimating parameters of neutral communities : From one single large to several small samples.* Ecology, vol. 88, no. 10, pages 2482–2488, 2007. [www](#)
- [Nash 71] Roderick Nash. *Wilderness and the american mind.* Yale University Press, 1971.
- [Nef 81] Ludovic Nef. *Problèmes concernant les critères et l'évaluation biologique de l'environnement.* In J.M. Géhu & J.-L. Mériaux, editeurs, *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques*, pages 1–6. Institut européen d'écologie, 1981.
- [Nemoz-Rajot 98] Henri Nemoz-Rajot. *Le Régime forestier : une mosaïque moderne et évolutive.* Revue Forestière Française, vol. 50, pages 10–19, 1998.
- [Nilsson 01] S. G. Nilsson, J. Hedin & M. Niklasson. *Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests.* Scandinavian Journal of Forest Research, vol. 3, pages 10–26, 2001.
- [Noss 90] R.F. Noss. *Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach.* Conservation Biology, vol. 4, no. 1, pages 355–364, 1990.
- [Nougarède 94] Olivier Nougarède. *L'équilibre agrosylvopastoral, premier essai de conciliation entre l'agriculture*

- et la forêt*. Revue Forestière Française, vol. 46, no. n° spécial, pages 165–177, 1994.
- [Ochiai 15] Hiroko Ochiai, Harumi Ikei, Chorong Song, Maiko Kobayashi, Ako Takamatsu, Takashi Miura, Takahide Kagawa, Qing Li, Shigeyoshi Kumeda, Michiko Imai *et al.* *Physiological and psychological effects of forest therapy on middle-aged males with high-normal blood pressure*. International journal of environmental research and public health, vol. 12, no. 3, pages 2532–2542, 2015.
- [O.E.C.D 03] O.E.C.D. Oecd environmental indicators. development, measurement and use. OECD, Paris, 2003.
- [Office National des Forêts 93] DG Office National des Forêts. *Prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière - Instruction*. Rapport technique, Office National des Forêts, Paris, 1993.
- [Office National des Forêts 09] DG Office National des Forêts. *Conservation de la biodiversité dans la gestion courante des forêts publiques*. Instruction 09-T-71, Office National des Forêts, Direction générale, 2, avenue de Saint Mandé, 75570 Paris decex 12, octobre 2009.
- [Oksanen 02] J. Oksanen & P. R. Minchin. *Continuum theory revisited : what shape are species responses along ecological gradients ?* Ecological Modelling, vol. 157, no. 2-3, pages 119–129, 2002.
- [Oldeman 78] R. A. A. Oldeman. *Ecotopes des arbres et gradients écologiques verticaux en forêt guyanaise*. Revue d'écologie-La Terre et La Vie, pages 487–520, 1978.
- [Oldeman 90] R.A.A Oldeman. *Forest, elements of sylvology*. Springer-Verlag, Berlin, 1990.
- [Olivier 10] J. Olivier, F. Hendoux, Vincent Gaudillat & M. Deshayes. *Cadre méthodologique pour une cartographie nationale des végétations naturelles et semi-naturelles terrestres en France (2010-2018, et au del.)*. Rapport technique, FCBN, MNHN-SPN, Cemagref, MEEDDM, Paris, 2010.
- [Ollagnon 84] Henri Ollagnon. *Acteurs et patrimoine dans la gestion de la qualité des milieux naturels*. Numeéro 74.

- Association pour les espaces naturels, Paris, France (FRA), 1984.
- [Omann 9] Ines Omann, Andrea Stocker & Jill Jaeger. *Climate change as a threat to biodiversity : An application of the DPSIR approach*. Ecological Economics, vol. 69, no. 1, pages 24–31, 2009.
- [Opdam 03] P. Opdam, J. Verboom & R. Pouwels. *Landscape cohesion : an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity*. Landscape Ecology, vol. 18, no. 2, pages 113–126, 2003.
- [Opermanis 12] Otars Opermanis, Brian MacSharry, Ainars Aunins & Zelmira Sipkova. *Connectedness and connectivity of the Natura 2000 network of protected areas across country borders in the European Union*. Biological Conservation, vol. 153, pages 227–238, 9 2012. [www](#)
- [Ost 95] François Ost. *La nature hors la loi. La découverte*, Paris, 1995.
- [Ostrom 07] E. Ostrom. *A diagnostic approach for going beyond panaceas*. Proceedings of the National Academy of Sciences, vol. 104(, no. 39, pages 15181–15187., 2007.
- [Ostrom 10a] Elinor Ostrom. *La gouvernance des biens communs*. De Boeck, Bruxelles, 2010.
- [Ostrom 10b] Elinor Ostrom & Michael Cox. *Moving beyond panaceas : a multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis*. Environmental Conservation, vol. 37, no. 04, pages 451–463 M3 – 10.1017/S0376892910000834, 2010. [www](#)
- [Ozenda 00] P. Ozenda & J. L. Borel. *An ecological map of Europe : why and how ?* Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Serie III Sciences de la Vie Life Sciences, vol. 323, no. 11, pages 983–994, 2000.
- [Paillet 08] Yoan Paillet, Frédéric Archaux, Vincent Breton & Jean-Jacques Brun. *A quantitative assessment of the ecological value of sycamore maple habitats in the French Alps*. Annals of Forest Science, vol. 65, pages 713–724, 2008.

- [Paillet 17] Yoan Paillet. *Suivis nationaux de biodiversité en forêt en France : une lecture au travers des Variables Essentielles de Biodiversité*. *Naturae*, vol. 2017, no. 6, pages 1–11, 2017.
- [Panitsa 11] Maria Panitsa, Nikos Koutsias, Ioannis Tsiripidis, Anastasios Zotos & Panayotis Dimopoulos. *Species-based versus habitat-based evaluation for conservation status assessment of habitat types in the East Aegean islands (Greece)*. *Journal for Nature Conservation*, vol. 19, no. 5, pages 269–275, 2011.
- [Pardé 36] Maurice Pardé. *La forêt et les cours d'eau, d'après un grand forestier*. *Revue de Géographie Alpine*, vol. 24, no. 4, pages 943–949, 1936.
- [Pardé 98] Jean Pardé. *Il y a cents ans : Prosper Demontzey (1831-1898) et l'essor de la RTM*. *Revue Forestière Française*, no. 3, pages 277–282, 1998.
- [Pardé 99a] Jean Pardé. *De Mathey à nos jours, ou du taillis-sous-futaie à la phytoécologie, puis à la futaie irrégulière*. *Revue forestière française*, vol. 51, no. 1, pages 71–84, 1999.
- [Parde 99b] Jean Parde. *Des temps gallo-romains aux temps contemporains : premiers pas et progrès des aménagements*. *Revue forestière française*, vol. 51, pages 23–44, 1999.
- [Paris 11] André Paris. *L'impact du flottage sur la société morvandelle*. *Revue scientifique Bourgogne Nature*, vol. 9, pages 96–102, 2011.
- [Passet 79] René Passet. *L'économie et le vivant*. *Economica*, 1979.
- [Pearce 00] J. Pearce & S. Ferrier. *Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression*. *Ecological Modelling*, vol. 133, pages 225–245, 2000.
- [Pecheur 08] Anne Laure Pecheur. *Evaluation de l'état de conservation des habitats. étude des habitats fluviaux dans le réseau réserves naturelles de France*. Mémoire ingénieur, AgroParisTech EN-GREF, Nancy, 2008.

- [Pereira 13] H. M. Pereira, S. Ferrier, M. Walters, G. N. Geller, R. H. G. Jongman, R. J. Scholes, M. W. Bruford, N. Brummitt, S. H. M. Butchart, A. C. Cardoso, N. C. Coops, E. Dulloo, D. P. Faith, J. Freyhof, R. D. Gregory, C. Heip, R. Höft, G. Hurtt, W. Jetz, D. S. Karp, M. A. McGeoch, D. Obura, Y. Onoda, N. Pettorelli, B. Reyers, R. Sayre, J. P. W. Scharlemann, S. N. Stuart, E. Turak, M. Walpole & M. Wegmann. *Essential Biodiversity Variables*. Science, vol. 339, no. 6117, pages 277–278, 01 2013.
[www](#)
- [Perera 04] Ajith H Perera, Lisa J. Buse & Michael G Weber. Emulating natural forest landscape disturbances : concepts and applications. Columbia University Press, New York, 2004.
- [Peterken 84] G.F. Peterken & M. Game. *Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central lincolnshire*. Journal of Ecology, vol. 72, pages 155–182, 1984.
- [Peterken 96] G.F. Peterken. Natural woodland, ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge University Press, Cambridge, 1996.
- [Pimentel 00] David Pimentel, Laura Westra & Reed F Noss. Ecological integrity : Integrating environment, conservation, and health. Island Press, 2000.
- [Pinton 07] Florence Pinton, Pierre AlphanDéry, Jean-Paul Billaud, Christian Deverre, Agnès Fortier & Ghislain Géniaux. La construction du réseau natura 2000 en France - une politique européenne de conservation de la biodiversité à l'épreuve du terrain. La Documentation française, Paris, 2007.
- [Pirrone 5] N. Pirrone, G. Trombino, S. Cinnirella, A. Algieri, G. Bendoricchio & L. Palmeri. *The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management : preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system*. Regional Environmental Change, vol. 5, no. 2-3, pages 111–137, 2005.

- [Plaisance 79] Georges Plaisance. La forêt française. Denoël, Paris, 1979. En appendice, choix de documents. [www](#)
- [Plaisance 85] Georges Plaisance. Forêt et santé : guide pratique de sylvothérapie : découvrez les effets bienfaisants de la forêt sur le corps et l'esprit. Editions Dangles, 1985.
- [Platon 95] Platon. Théétète. GF-Flammarion, Paris, 2ème éd. corrigée edition, 1995.
- [Poskin 39] A. Poskin. Traité de sylviculture. Duculot, Gembloux, 518 p. 1939.
- [Preston 48] F. W. Preston. *The Commonness, and Rarity, of Species*. Ecology, vol. 29, no. 3, pages 254–283, 1948.
- [Quinton 05] André Quinton. *Docimologie*. Université de Bordeaux - D.U. de Pédagogie, 2005.
- [Rabinowitz 86] D. Rabinowitz, S. Cairns & T. Dillon. *Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles*. In M.E. Soulé, editeur, Conservation biology : the science of scarcity and diversity, pages 182–204. Sinauer, Sunderland, USA, mass edition, 1986.
- [Rambaud 08] Maëlle Rambaud. *Impact des activités anthropiques sur la dynamique et l'état de conservation d'un habitat naturel : exemple de la chenalisation des Rivières à renoncules (UE 3260)*. Thèse de doctorat, Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS, 2008. [www](#)
- [Rameau 87] J.C. Rameau. *Contribution phytoécologique et dynamique à l'étude des écosystèmes. Applications aux forêts du Nord-Est de la France*. PhD thesis, Univ. Besançon, Besançon, 1987.
- [Rameau 91] J.C. Rameau & L. Olivier. *La biodiversité forestière et sa préservation, intérêt patrimonial de la flore, de la végétation et des paysages forestiers*. Revue Forestière Française, vol. 43, pages 19–27, 1991.

- [Rameau 93] J.C. Rameau, D. Mansion, G. Dumé & C. Gauberville. Flore forestière française, volume 3. Institut pour le Développement Forestier, Dijon, 1993.
- [Rameau 95] J.C. Rameau. *Définition et évaluation de la qualité d'un écosystème forestier*. Forêt Wallonne, vol. 39/40, pages 38–51, 1995.
- [Rameau 96] J.C. Rameau. *Une approche naturaliste du paysage rural*. Compte Rendu Académie d'Agriculture Française, vol. 82, no. 4, pages 79–94, 1996.
- [Rameau 97a] J. C. Rameau. *La Directive "habitats" : analyse d'un échec, réflexions pour l'avenir*. Revue Forestière Française, vol. 49, no. 5, pages 399–416, 1997.
- [Rameau 97b] J.C. Rameau, M. Bissardon & L. Guibal. *Corine biotopes, types d'habitats français*. ENGREF, Nancy, 1997.
- [Rameau 00] J.C. Rameau, C. Gauberville & N. Drapier. *Gestion forestière et diversité biologique. identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire*, volume 1. I.D.F., Paris, 2000.
- [Ranger 00] J. Ranger, V. Badeau, E. Dambrine, J.L. Dupouey, C. Nys, J.P. Party, M.P. Turpault & E. Ulrich. *Evolution constatée des sols forestiers au cours des dernières décennies*. Revue Forestière Française, vol. 52, no. sp, pages 49–70, 2000. Revue Forestière Française.
- [Ranger 02] J. Ranger, S. Allie, D. Gelhaye, B. Pollier, M. P. Turpault & A. Granier. *Nutrient budgets for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France) based on a chronosequence study*. Forest Ecology and Management, vol. 171, no. 1-2, pages 3–16, 2002.
- [Rapport 95] D.J. Rapport. *Ecosystem health : an emerging integrative science*. In D.J. Rapport, C.L. Gaudet & P. Calow, editeurs, Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems, pages 5–31. Springer-Verlag, Berlin, 1995.
- [Rapport 8] D.J. Rapport. *Ecosystem health, ecological integrity, and sustainable development : Toward consi-*

- lience*. Ecosystem Health, vol. 4, no. 3, pages 145–146, 1998.
- [Redon 12] M. Redon, M. Isenmann, T. Sanz & S. Luque. *Prédiction de la distribution d’alliances de végétation des milieux ouverts d’altitude à l’aide de l’approche dite du maximum d’entropie*. Livrable n° a.2.3.3 programme carhab, medde, IRSTEA, FCBN, CBNA, MEDDE., Grenoble, 2012.
- [Reed 8] Mark S. Reed. *Stakeholder participation for environmental management : A literature review*. Biological Conservation, vol. 141, no. 10, pages 2417–2431, 2008.
- [Reghezza 15] Magali Reghezza. *The planet and the global World. From modern risk society to a society of uncertainty*. Habilitation à diriger des recherches, Université Paris 1- Panthéon Sorbonne, November 2015. [www](#)
- [Régier 93] H.-A. Régier. *The notion of natural and cultural integrity*. In S. Woodley, J. Kay & G. Francis, editeurs, Ecological Integrity and the management of ecosystems, pages 3–18, 1993.
- [Regnery 13] Baptiste Regnery. *Les mesures compensatoires pour la biodiversité : conception et perspectives d’application*. PhD thesis, Paris VI, décembre 2013.
- [Rendu 03] Christine Rendu. *La montagne d’enveig. une estive pyrénéenne dans la longue durée*. Trabucaire, Canet, 2003.
- [Rivière 17] Camille Rivière. *De la ressource « bois » à la forêt multifonctionnelle ? Développement durable et territoires*, vol. 8, no. 1, 2017.
- [Robert 10] N. Robert, C. Vidal, A. Colin, J.C. Hervé, N. Hamza & C. Cluzeau. *France*. In E. Tomppo, T. Gschwantner, M. Lawrence & R.E. McRoberts, editeurs, National Forest Inventories : pathways for common reporting, pages 207–221. Springer, London, U.K., 2010.
- [Rochard 18] Hugo Rochard, Nathalie Frascaria-Lacoste, Philippe Jacob, Laurent Simon, Pierre Pechet *al.* *Po-*

- litiques urbaines et biodiversité en ville : un front écologique ? Le cas de la MGP, Métropole du Grand Paris*. VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 18, no. 1, 2018.
- [Rochel 17] Xavier Rochel, Juliet Abadie, Catherine Avon, Laurent Bergès, Sandrine Chauchard, Sébastien Defever, Audrey Grel, Justine Jeanmonod, Nathalie Leroy & Jean-Luc Dupouey. *Quelles sources cartographiques pour la définition des usages anciens du sol en France ?* Revue Forestière Française, vol. 69, no. 4, pages 353–370, 2017.
- [Rockstrom 09] Johan Rockstrom. *A safe operating space for humanity*. Nature, vol. 461, pages 472–475, 2009.
- [Rodriguez-Labajos 9] Beatriz Rodriguez-Labajos, Rosa Binimelis & Iliana Monterroso. *Multi-level driving forces of biological invasions*. Ecological Economics, vol. 69, no. 1, pages 63–75, 2009.
- [Rosa 10] Hartmut Rosa. *Accélération : Une critique sociale du temps*. La Découverte, 2010.
- [Rounsevell 2] M. D. A. Rounsevell, D. T. Robinson & D. Murray-Rust. *From actors to agents in socio-ecological systems models*. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, vol. 367, no. 1586, pages 259–269, 2012.
- [Roupnel 32] G. Roupnel. *Histoire de la campagne française*. Terre Humaine. Plon, Paris, 1932.
- [Roy 96] Bernard Roy. *Multicriteria methodology for decision analysis*. Kluwer Academic Publishers, 1996.
- [Sabatini 18] Francesco Maria Sabatini, Sabina Burrascano, William S. Keeton, Christian Levers, Marcus Lindner, Florian Pötzschner, Pieter Johannes Verkerk, Bauhus Jürgen, Buchwald Erik, Chaskovsky Oleh, Debaive Nicolas, Horváth Ferenc, Garbarino Matteo, Grigoriadis Nikolaos, Lombardi Fabio, Marques Duarte Inês, Meyer Peter, Midteng Rein, Mikac Stjepan, Mikoláš Martin, Motta Renzo, Mozgeris Gintautas, Nunes Leónia, Panayotov Momchil, Ódor Peter, Ruete Alejandro,

- Simovski Bojan, Stillhard Jonas, Svoboda Miroslav, Szwagrzyk Jerzy, Tikkanen Olli-Pekka, Volosyanchuk Roman, Vrska Tomas, Zlatanov Tzvetan & Kuemmerle Tobias. *Where are Europe's last primary forests?* Diversity and Distributions, vol. 0, no. 0, 2018. [www](#)
- [Saint Marc 71] Philippe Saint Marc. *Socialisation de la nature*. Stock, Paris, 1971.
- [Sainteny 11] G. Sainteny. *Les aides publiques dommageables à la biodiversité*. Rapports et documents - développement durable, Centre d'analyse stratégique, 2011.
- [Sauvant 02] Alain Sauvant. *Volume et partage modal du transport de marchandises en France de 1845 à nos jours*. Notes de synthèse du Service économique et statistique, vol. 140, pages 18–26, 2002.
- [Scheel-Ybert 98] Rita Scheel-Ybert. *Stabilité de l'Écosystème sur le littoral sud-est du Brésil à l'holocène supérieur (5500-1400 ans BP) : apports de l'anthracologie*. Biologie des populations et ecologie, Université de Montpellier, 257 pages 1998.
- [Schlaepfer 02] Rodolphe Schlaepfer, Ion Iorgulescu & Christian Glenz. *Management of forested landscapes in mountain areas : an ecosystem-based approach*. Forest Policy and Economics, vol. 4, no. 2, pages 89–99, 2002.
- [Schnitzler 08] Annik Schnitzler, Jean-Claude Génot, Maurice Wintz & Brack W Hale. *Naturalness and conservation in France*. Journal of Agricultural and Environmental Ethics, vol. 21, no. 5, pages 423–436, 2008.
- [Scholes 05] R. J. Scholes & Reinette Biggs. *A biodiversity intactness index*. Nature, vol. 434, pages 45–49, 2005.
- [Schütz 90] J.P. Schütz. *Sylviculture, principes d'éducation des forêts*, volume 1 of *Gérer l'environnement*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 1990.
- [Schütz 97] J.P. Schütz. *Sylviculture, la gestion des forêts irrégulières et mélangées*, volume 2 of *Gérer l'environ-*

- nement*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 1997.
- [Sciama 09] D. Sciama, L. Augusto, J. L. Dupouey, M. Gonzalez & C. M. Dominguez. *Floristic and ecological differences between recent and ancient forests growing on non-acidic soils*. *Forest Ecology and Management*, vol. 258, no. 5, pages 600–608, 2009.
[www](#)
- [Sergent 14] Arnaud Sergent. *Quelle part d'innovation politique dans les Stratégies Locales de Développement Forestier ?* *Innovations Agronomiques*, vol. 41, pages 91–103, 2014.
- [Sergent 17] Arnaud Sergent. *Pourquoi la politique forestière française ne veut pas du territoire ?* *Revue Forestière Française*, vol. 69, no. 2, pages 99–109, 2017.
- [Serres 90] Michel Serres. *Le contrat naturel*. Champs Flammarion, Paris, 1990.
- [Shannon 48] Claude E. Shannon. *A Mathematical Theory of Communication*. *Bell System Technical Journal*, vol. 27, pages 379–423, 1948.
- [Shogren 03] Jason F Shogren, Gregory M Parkhurst & Chad Settle. *Integrating economics and ecology to protect nature on private lands : models, methods, and mindsets*. *Environmental science & policy*, vol. 6, no. 3, pages 233–242, 2003.
- [Sierra Jimenez 16] Mara Johanna Sierra Jimenez. *Parcs nationaux en transition vers des parcs nationaux naturels anthropisés (PNNa) ? Étude comparative de trois parcs nationaux naturels habités du Continent américain (Colombie, Guyane française, Québec)*. PhD thesis, Université de Pau, 2016.
- [Siipi 04] Helena Siipi. *Naturalness in biological conservation*. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, vol. 17, no. 6, pages 457–477, 2004.
- [Simon 06] Laurent Simon. *De la biodiversité à la diversité : les biodiversités au regard des territoires*. In *Annales de géographie*, numéro 5, pages 451–467. Armand Colin, 2006.

- [Simon 09] Laurent Simon & Joël Boulier. Atlas des forêts dans le monde. Autrement, 2009. [www](#)
- [Skoulikidis 9] Nikolaos Th. Skoulikidis. *The environmental state of rivers in the Balkans-A review within the DP-SIR framework*. Science of the Total Environment, vol. 407, no. 8, pages 2501–2516, 2009.
- [Soberon 07] J. Soberon. *Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species*. Ecology Letters, vol. 10, no. 12, pages 1115–1123, 2007. Soberon, Jorge.
- [Song 17] Chorong Song, Harumi Ikei, Maiko Kobayashi, Takashi Miura, Qing Li, Takahide Kagawa, Shigeyoshi Kumeda, Michiko Imai & Yoshifumi Miyazaki. *Effects of viewing forest landscape on middle-aged hypertensive men*. Urban Forestry & Urban Greening, vol. 21, pages 247–252, 2017.
- [Sornay 35] J. Sornay. *L'administration des Eaux et Forêts et ses attributions*. Les Études rhodaniennes, vol. 11, no. 1, pages 105–108, 1935.
- [Soulé 86] Michael E. Soulé. Conservation biology. the science of scarcity and diversity. Sinauer, 1986.
- [Speight 98] Martin CD Speight. *the Syrph the Net of European Syrphidae (Diptera)*. Quaderni della Stazione di Ecologia, page 25, 1998.
- [Spyropoulou 15] Rania Spyropoulou, Mette Palitzsch, Annemarie Bastrup-Birk, Ronan Uhel & Doug Evans. *Linking in situ vegetation data to the EUNIS habitat classification : results for forest habitats*. Eea technical report no 18/2015, European Environment Agency, 2015.
- [Steinbauer 18] Manuel J. Steinbauer, John-Arvid Grytnes, Gerald Jurasinski, Aino Kulonen, Jonathan Lenoir, Harald Pauli, Christian Rixen, Manuela Winkler, Manfred Bardy-Durchhalter, Elena Barni, Anne D. Bjorkman, Frank T. Breiner, Sarah Burg, Patryk Czortek, Melissa A. Dawes, Anna Delimat, Stefan Dullinger, Brigitta Erschbamer, Vivian A. Felde, Olatz Fernández-Arberas, Kjetil F. Fossheim, Daniel Gómez-García, Damien Georges, Erlend T.

- Grindrud, Sylvia Haider, Siri V. Haugum, Hanne Henriksen, María J. Herreros, Bogdan Jaroszewicz, Francesca Jaroszynska, Robert Kanka, Jutta Kaper, Kari Klanderud, Ingolf Kühn, Andrea Lamprecht, Magali Matteodo, Umberto Morra Cella, Signe Normand, Arvid Odland, Siri L. Olsen, Sara Palacio, Martina Petey, Veronika Piscová, Blazena Sedlakova, Klaus Steinbauer, Veronika Stöckli, Jens-Christian Svenning, Guido Teppa, Jean-Paul Theurillat, Pascal Vittoz, Sarah J. Woodin, Niklaus E. Zimmermann & Sonja Wipf. *Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming*. *Nature*, page 1, 2018. [www](#)
- [Stenger 12] A. Stenger, Damien Marage, S. Garcia, Alexandra Niedzwiedz & Gengyang Tu. *Les modèles de participation aux mesures incitatives dans le réseau Natura 2000 français et les pratiques de l'évaluation de l'état de conservation*. Rapport d'étape, convention meeddtl - inra n°120052, LERFOB, LEF, mars 2012.
- [Sukopp 02] Herbert Sukopp. *On the early history of urban ecology in Europe*. *Preslia*, vol. 74, pages 373–393, 2002.
- [Taguieff 00] P. A. Taguieff. *L'effacement de l'avenir*. Galilée, 2000. [www](#)
- [Thauront 08] M. Thauront & M. Stallegger. *Management of Natura 2000 habitats. 9110 Luzulo-Fagetum beech forests*. Rapport technique, European Commission, 2008.
- [Thomas 97] RC Thomas, KJ Kirby & CM Reid. *The conservation of a fragmented ecosystem within a cultural landscape—The case of ancient woodland in England*. *Biological Conservation*, vol. 82, no. 3, pages 243–252, 1997.
- [Tierney 09] Geraldine L Tierney, Don Faber-Langendoen, Brian R Mitchell, W Gregory Shriver & James P Gibbs. *Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems*. *Frontiers in Ecology*

- and the Environment, vol. 7, no. 6, pages 308–316, 2012/04/17 2009. [www](#)
- [Tilman 17] David Tilman, Michael Clark, David R Williams, Kaitlin Kimmel, Stephen Polasky & Craig Packer. *Future threats to biodiversity and pathways to their prevention*. Nature, vol. 546, no. 7656, page 73, 2017.
- [Torossian 77] Claude Torossian. *Les fourmis rousses des bois (Formica rufa) indicateurs biologiques de dégradation des forêts de montagne des Pyrénées orientales*. Bulletin d'Ecologie, vol. 8, no. 3, pages 333–348, 1977. Bulletin d'Ecologie.
- [Torossian 84] Claude Torossian & L. Roques. *Les réponses de Formica lugubris Zett. à la dégradation anthropique de forêts de l'étage subalpin français*. Bulletin d'Ecologie, vol. 15, no. 1, pages 77–90, 1984. Bulletin d'Ecologie.
- [Tscherning 2] Karen Tscherning, Katharina Helming, Bernd Krippner, Stefan Sieber & Sergio Gomez y Paloma. *Does research applying the DPSIR framework support decision making?* Land Use Policy, vol. 29, no. 1, pages 102–110, 2012.
- [Tsiripidis 18] Ioannis Tsiripidis, Fotios Xystrakis, Athanasios Kallimanis, Maria Panitsa & Panayotis Dimopoulos. *A bottom-up approach for the conservation status assessment of structure and functions of habitat types*. Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali, vol. 29, no. 2, pages 267–282, 2018.
- [Tubiana 00] Laurence Tubiana. *Environnement et développement. l'enjeu pour la france. rapport au premier ministre*. La documentation française, 2000.
- [Turc 61] L. Turc. *L'évaluation des besoins en eau d'irrigation. Evapotranspiration potentielle*. Annales d'Agronomie, vol. XII, no. 1, pages 13–49, 1961.
- [Turner 90] S.J. Turner, R.V. O'Neill, W. Conley, M.R. Conley & H.C. Humphries. *Pattern and scale : Statistics for landscape ecology*, volume 82 of *Quantitative Methods in Landscape Ecology. The analy-*

- sis and interpretation of landscape heterogeneity.* New-York, springer-verlag edition, 1990.
- [Turner 03] R. Kerry Turner, Jouni Paavola, Philip Cooper, Stephen Farber, Valma Jessamy & Stavros Georgiou. *Valuing nature : lessons learned and future research directions.* Ecological Economics, vol. 46, no. 3, pages 493–510, éocté 2003. [www](#)
- [Uotila 02] Anneli Uotila, Jari Kouki, Harri Kontkanen & Päivi Pulkkinen. *Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia.* Forest Ecology and Management, vol. 161, no. 1-3, pages 257–277, 2002.
- [Usher 86] Michael B Usher. *Wildlife conservation evaluation.* Chapman & Hall, London, 1986.
- [Valéry 31] Paul Valéry. *Regards sur le monde actuel.* Paris, 216 p., delamain et boutelleau edition, 1931.
- [Vallauri 98] Daniel Vallauri. *Relecture par un écologue des principaux écrits sur la restauration d'espaces érodés dans les Alpes du sud (1797-1994).* Revue forestière française, vol. 4, pages 367–378, 1998.
- [Vallauri 07] D. Vallauri. Biodiversité, naturalité, humanité. application à l'évaluation des forêts et de la qualité de la gestion. Rapport scientifique WWF, Marseille, 2007.
- [Vallauri 12] D. Vallauri, A. Grel, E. Granier & J. L. Dupouey. *Les forêts de Cassini. Analyse quantitative et comparaison avec les forêts actuelles.* Rapport technique 64, Rapport WWF/INRA, Marseille, 2012.
- [Van der Maarel 79] E. Van der Maarel. *Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity.* Vegetatio, vol. 39, pages 97–144, 1979.
- [Verheyen 99] K. Verheyen, B. Bossuyt, M. Hermy & G. Tack. *The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics.* Journal of Biogeography, vol. 26, no. 5, pages 1115–1128, 1999.

- [von Bertalanffy 73] Ludwig von Bertalanffy. Théorie général de systèmes physique, biologie, psychologie, sociologie. Dunod, 1973.
- [Watt 47] A. S. Watt. *Pattern and process in the plant community*. Journal of Ecology, vol. 35, pages 1–22, 1947.
- [Weiss 02] G. Weiss. *The International Discourses on Sustainable Development and Sustainable Forest Management. Their Relevance for Modernising Forest Laws*. In G. Schmithüsen F. and Iselin & P. Herbst, editeurs, Forest Law and Environmental Legislation, pages 217–229. IUFRO Research Group 6.13, 2002.
- [Wesche 6] Sonia Wesche, Keith Kirby & Jaboury Ghazoul. *Plant assemblages in British beech woodlands within and beyond native range : Implications of future climate change for their conservation*. Forest ecology and Management, vol. 236, no. 2-3, pages 385–392, 2006.
- [Whittaker 65] R. H. Whittaker. *Dominance and Diversity in Land Plant Communities*. Science, vol. 147, no. 3655, pages 250–260, 1965.
- [Wicklum 95] Dan Wicklum & Ronald W Davies. *Ecosystem health and integrity ?* Canadian Journal of Botany, vol. 73, no. 7, pages 997–1000, 1995.
- [Williams 07] J. W. Williams & S. T. Jackson. *Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises*. Frontiers in Ecology and the Environment, vol. 5, no. 9, pages 475–482, 2007. [www](#)
- [Wilson 1] J. Bastow Wilson. *Cover plus : ways of measuring plant canopies and the terms used for them*. Journal of Vegetation Science, vol. 22, no. 2, pages 197–206, 2011.
- [Wilson 91] J. Bastow Wilson. *Methods for fitting dominance/diversity curves*. Journal of Vegetation Science, vol. 2, no. 1, pages 35–46, 1991.
- [Wilson 98] J.B. Wilson, H. Gitay, J.B. Steel & W.M. King. *Relative abundance distributions in plant communities : effects of species richness and of spatial*

- scale*. Journal of Vegetation Science, vol. 9, no. 2, pages 213–220, 1998.
- [Winter 10] S. Winter, H. S. Fischer & A. Fischer. *Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments of forests*. Forest Ecology and Management, vol. 259, no. 8, pages 1624–1632, 2010.
- [Winter 12] S. Winter. *Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management*. Forestry, 2012.
- [Wulf 97] M. Wulf. *Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany*. Journal of Vegetation Science, vol. 8, pages 635–642, 1997.
- [Yee 91] T.W. Yee & N.D. Mitchell. *Generalized additive models in plant ecology*. Journal of Vegetation Science, vol. 2, pages 587–602, 1991.
- [Yodzis 89] P Yodzis. Introduction to theoretical ecology. Harper and Rows, New-York, 1989.
- [Yon 03] D. Yon, G. Arnal & P Daszkiewicz. *Analyse scientifique de 52 documents d’objectif établis en vue de la gestion des sites du réseau Natura 2000*. Rapport technique 23 p., Muséum national d’histoire naturelle, 2003.
- [Young 05] Juliette Young, Allan Watt, Peter Nowicki, Didier Alard, Jeremy Clitherow, Klaus Henle, Richard Johnson, Endre Laczko, Davy McCracken, Simone Matouchet *al.* *Towards sustainable land use : identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe*. Biodiversity & Conservation, vol. 14, no. 7, pages 1641–1661, 2005.
- [Zacharias 08] I. Zacharias, A. Parasidoy, E. Bergmeier, G. Kehayias, E. Dimitriou & P. Dimopoulos. *A DPSIR model for Mediterranean temporary ponds : European, national and local scale comparisons*. Ann. Limnol. - Int. J. Lim., vol. 44, pages 253–266, 2008.

Liste des tableaux

1.1	Evolution des surfaces forestières en France de 1825 à 2010	26
2.1	Les classes d'intégrité biologique et leurs attributs pour les communautés piscicoles selon KARR (1981)	59
2.2	Grilles de notations de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle des sites Natura 2000 (d'après Carnino, 2010)	75
2.3	Table de correspondance entre degré de conservation des habitats d'après la notice explicative des FSD (en colonne) et les qualificatifs utilisés dans les évaluations extraites des 399 DOCOB présentant des habitats forestiers (en ligne)	84
2.4	Méthode d'évaluation de l'état de conservation de 399 DOCOB selon leur état d'avancement en mars 2011 (en % de la surface totale)	85
2.5	Résultats des tests d'indépendance entre l'état de conservation d'après les FSD (paramètre « structure et fonctions ») et d'après les DOCOB pour 9 habitats forestiers d'intérêt communautaire (. significatif au seuil de 10 %, *** significatif au seuil de 0,1 %) . . .	87
2.6	Résultats des tests d'indépendance entre l'état de conservation d'après les FSD (paramètre «structure et fonctions») et d'après les DOCOB par domaine biogéographique (NS : Non significatif,* significatif au seuil de 5 %, *** significatif au seuil de 0,1 %) . . .	88
3.1	Les 29 habitats naturels forestiers d'intérêt communautaire présents en France : classification phytosociologique et européenne (d'après [Rameau 97b, Gegout 09, Commission 13])	97
3.2	Liste des 19 habitats naturels forestiers présents dans le jeu de données	101
3.3	Variables environnementales utilisées pour modéliser la distribution spatiale des espèces et des habitats	103

3.4	Occurrence des habitats et nombre de relevés (n) après échantillonnage	109
3.5	Description, qualité de l'ajustement et performance des modèles de distribution des 19 habitats forestiers par l'approche directe. Sont présentés dans le tableau la contribution des variables explicatives dans le modèle (D^2 exprimé en %), la significativité du modèle (probabilité critique de la comparaison de déviance entre le modèle nul ou aléatoire et le modèle complet), la performance prédictive du modèle (valeur comprise entre 0.5 et 1; AUC) et le pourcentage d'observations bien prédites (succès) estimées à partir de la validation croisée des modèles. P : probabilité de présence.	114
3.6	Performance prédictive de la classification des 19 habitats génériques forestiers à partir de la flore. Sont présentés la performance prédictive de la méthode estimée par l'AUC (valeur comprise entre 0.5 et 1), le pourcentage d'observations bien classées (succès), le pourcentage de présences (sensibilité) et d'absences (spécificité) de l'habitat correctement classées. L'ensemble de indicateurs est estimé par validation croisée	118
3.7	Estimation de l'aire de répartition occupée par les habitats forestiers (exprimée en km^2). Les résultats sont issus des prédictions de l'approche indirecte. La surface potentielle de chaque habitat est estimée pour chaque domaine biogéographique. Surf. totale définit la surface potentielle totale prédite à l'intérieur des domaines biogéographiques favorables à l'habitat. SIC définit la surface potentielle prédite de chaque habitat dans les Sites d'Intérêt Communautaire présents à l'intérieur des domaines biogéographique où la présence de l'habitat est avérée	122
3.8	Qualité des prédictions de l'aire de répartition occupée par les habitats et de leur distribution géographique dans les SICs. La valeur de R^2 quantifie la relation entre la surface FSD et la surface prédite des habitats dans les SICs (seules les valeurs significatives au seuil de 5% sont présentes dans la table). La performance prédictive de la classification dans les SICs est estimée par l'AUC (valeur comprise entre 0.5 et 1), le pourcentage d'observations bien classées (succès), le pourcentage de présences (sensibilité) et d'absences (spécificité) de l'habitat correctement classées. NS : non significatif	123
3.9	Coefficient de conversion des coefficients d'abondance-dominance de BRAUN-BLANQUET en quantité moyenne de recouvrement (d'après [Van der Maarel 79])	147

3.10	Matrice de corrélations entre les abondances médianes des espèces selon les différents coefficient de conversion pour 1000 répétitions (même résultat pour 100 répétitions) pour les habitats du 9110 ATL et 9130 CON	148
3.11	Fréquences des modèles de distribution d'abondance ajustés (échelle de GÉHU) pour les 19 habitats forestiers d'intérêt communautaire français analysés par domaine biogéographique (en %)	153
3.12	Evaluation proposée et officielle pour le paramètre « EC3 - Structure & fonctions » des 19 habitats forestiers d'intérêt communautaire français par domaine biogéographique d'après la table de critère basée sur les fréquences des modèles de distribution d'abondance ajustés à l'échelle des communautés. Rappel pour mémoire de l'évaluation 2006; (- = inconnu ou non évalué)	156
3.13	Ventilation du nombre de relevés floristiques par domaine biogéographique selon l'ancienneté de l'état boisé d'après la carte de Casini numérisée de [Vallauri 12]	158
3.14	Source des données utilisées pour la validation empirique de l'état de conservation des habitats forestiers	159
3.15	Score [$\bar{X} \pm SE$, 95%] de l'état de conservation de hêtraies neutrophiles relevant du 9130 (-n° habitat élémentaire) par sites selon la méthode CARNINO (n=nombre de placettes)	161
3.16	Analyse de variance du score de l'état de conservation (méthode CARNINO) en fonction du type de modèles de distribution d'abondance et du type d'habitats élémentaires (n=99) (0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 ' ' 0.1 ' ' 1)	162
3.17	Paramètres des modèles de ZIPF ou ZPM selon le score de l'état de conservation pour trois types de hêtraies neutrophiles dans le site Natura 2000 FR4301332 (Jura)	162
3.18	Paramètres des modèles de ZIPF ou ZPM selon le score de l'état de conservation pour quatre habitats élémentaires de hêtraies neutrophiles à Aspérule, à l'échelle de deux sites Natura 2000	165
4.1	Les biais possibles en docimologie et leur transposition dans le champ de l'état de conservation	204

Table des figures

0.0.1	Organisation du mémoire d'habilitation à diriger des recherches « <i>La forêt dans tous ses états : de la conservation à l'évaluation territoriale</i> » selon un modèle D.P.S.I.R.	7
1.3.1	Quelques illustres « <i>conservateurs</i> » des forêts de part et d'autre de l'Atlantique : DEMONTZEY, PINCHOT, GUINIER et LÉOPOLD (<i>crédits et sources photographiques : http://fpdcc.com/aldo-leopold-forest-preserves/; Collection AgroParisTech-centre de Nancy; https://foresthistor.org/research-explore/us-forest-service-history/people/chiefs/gifford-pinchot-1865-1946/; http://ubaye-en-cartes.e-monsite.com/pages/hommes-celebres/prosper-demontzey.html)</i>	31
1.4.1	Prémice de la durabilité forte : La biosphère encapsule toutes les activités humaines (la technosphère) selon René PASSET - <i>Economie et le vivant</i> (p. 142 - 1979)	36
2.1.1	Les indicateurs de diversité des formes et des fonctions du vivant selon NOSS [Noss 90]	47
2.1.2	Modèle conceptuel des règles d'assemblage de communautés par les processus biogéographiques et écologiques (inspiré de [Yodzis 89] et de [Keddy 92]).	48
2.1.3	Relation entre entités, concepts et les processus en jeu à l'échelle d'un territoire	49
2.1.4	Le modèle méta-climacique de BLONDEL (1995)	50
2.1.5	Exemple de cycle sylvigénétique dans une forêt de la zone némorale d'après EMBORG et al. (2000)[Emborg 00]	52
2.1.6	Mosaïque forestière - effet de l'échelle - conséquence sur la résilience d'un massif	54
2.1.7	Quand « <i>définir</i> » conduit finalement à évaluer d'après [Bredif 04]	55
2.2.1	A la recherche des origines : des trajectoires d'écosystèmes bien difficiles à retracer	57
2.2.2	Méthode de calcul de l'intégrité écologique d'après le protocole Syrph-the-Net [Claude 13]	61

TABLE DES FIGURES

2.2.3	Exemple d'un gradient de naturalité d'après GILG (2005)[Gilg 05]	67
2.2.4	Domaine de stabilité et état de conservation d'un écosystème . . .	71
2.3.1	Axe de correspondance entre la note d'état de conservation et l'expression littérale (extrait de [Carnino 10])	74
2.3.2	Critères de l'évaluation de l'état de conservation selon le guide du Centre thématique nature de l'agence européenne de l'environnement (extrait de BENEST et al. [Benest 16])	78
3.0.1	Les grands domaines biogéographiques de l'Europe d'après [Ozenda 00]	96
3.1.1	Schéma illustrant le principe de la cartographie de l'aire de distribution des espèces à partir de la modélisation (tiré de [Franklin 10]) et sa transposition opérationnelle sous SIG [Marage 12]	99
3.1.2	Répartition géographique des relevés où l'information habitat est renseignée (n=7305 relevés)	102
3.1.3	Protocole d'ajustement, validation et spatialisation des modèles de distribution des espèces et des habitats	106
3.1.4	Modélisation de la distribution des habitats forestiers par approche directe ou indirecte	108
3.1.5	Etendue de la partie française de la grille européenne LAEA utilisée pour l'évaluation Natura 2000	113
3.1.6	Répartition du niveau de contribution du déterminisme environnemental dans les modèles de distributions des espèces (n=1666 espèces)	116
3.1.7	Répartition du niveau de performance prédictive des modèles de distribution des espèces (n=1666 espèces)	117
3.1.8	Différence de performance prédictive entre les approches indirectes et directes. Plusieurs indicateurs sont représentés : différence d'AUC (ΔAUC), de succès (ΔS), de sensibilité (ΔS_n) et de spécificité (ΔS_p). Une valeur positive signifie que le classement des habitats par l'approche indirecte discrimine mieux les présences des absences de l'habitat (ΔAUC) et prédit mieux les emplacements où l'habitat est observé ou pas (S, S_n , S_p) que l'approche directe . . .	120
3.1.9	Répartition géographique et aire de distribution des hêtraies acidiphiles à Luzule (EUR 28 : 9110) selon les rapportages de 2007 et de 2012 et notre modèle de prédiction (source MNHN/SPN, EEA)	125
3.1.10	Comparaison de la répartition spatiale de la prédiction par l'approche indirecte et l'estimation FSD de la surface occupée par l'habitat 9110 dans les SICs	125
3.2.1	Distribution géométrique du modèle de Fisher avec $\alpha=30$ et $x=0,9$	130
3.2.2	Distribution du modèle de Fisher avec $\alpha=30$, $x=0,9$	131

3.2.3	Schéma illustrant le modèle du “bâton brisé” proposé par Mac Arthur (1957)	132
3.2.4	Distributions d’abondance dit du « bâton brisé » comparant les différentes hypothèses d’après Mac Arthur (1957)	133
3.2.5	Représentation schématique d’une distribution d’abondance d’après le modèle de MOTOMURA	134
3.2.6	Graphe du modèle de PRESTON, avec $\mu=1.5$, $\sigma=1.2$	135
3.2.7	Densité de probabilité (à gauche) et fonction de répartition de la distribution de PARETO pour $x_{min}=1$ et pour différentes valeurs du paramètre k . Sur le graphe de gauche les axes, ne sont pas en échelle logarithmique.	138
3.2.8	La dynamique des populations, leurs interactions avec le biotope d’après le modèle de ZIPF-PARETO-MANDELBROT	141
3.2.9	Droites d’ajustement de la loi de PARETO - pour les trois périodes automnales (o=1978 ; a=1979 ; d=1980),aux six stations. Les valeurs observées sont indiquées pour les échantillons d’automne 1978 uniquement.	143
3.2.10	Histogramme des dates des relevés floristiques utilisés dans les analyses sur l’évaluation de l’état de conservation des habitats forestiers d’intérêt communautaire	147
3.2.11	Courbe de GINI-LORENZ (PARETO) pour les hêtraies acidiphiles du <i>Luzulo-Fagetum</i> du domaine continental (code EUR 28 9110) (n=1000 simulations)	150
3.2.12	Liste des espèces typiques des hêtraies du <i>Luzulo-Fagetum</i> du domaine continental (code EUR 28 9110)	151
3.2.13	Fréquence des modèles de distribution d’abondance dans les 99 communautés du tapis herbacé de hêtraies neutrophiles du domaine continental (9130)	160
3.2.14	Score de l’état de conservation en fonction du type de modèle par habitat élémentaire dans des hêtraies neutrophiles du domaine continental (n=99)	163
3.2.15	Variation de la pente de la droite (γ) d’un modèle de ZIPF ou ZIPF-PARETO-MANDELBROT selon l’état de conservation (score d’après méthode « CARNINO »)	164
3.3.1	Hêtres multi-séculaires traités en émonde dans le Bois des DONNES (Hautes-Alpes) - Crédits photographiques : D. MARAGE	172
3.3.2	Etat actuel et futur de la distribution des probabilités de présence de l’habitat 9110 prédites par l’approche indirecte. Les prédictions futures sont calculées en 2050 à partir du scénario climatique A2 et du modèle général de circulation HadCM3	175

4.1.1	Place de l'action publique dans une réalité multi-acteurs complexe d'un territoire : exemple avec la mise en oeuvre d'un plan régional forêt-bois	185
4.1.2	L'évaluation au coeur du dispositif des outils de planifications locaux de la gestion des espaces naturels en France d'après l'Agence française pour la biodiversité (AFB) - consultable en ligne http://ct88.espaces-naturels.fr	189
4.1.3	Les différentes phases du processus d'évaluation (source : Consortium Consultant)	192
4.1.4	Exemple fictif de modèle DPSIR appliqué aux espaces forestiers - extrait d'un TD en Master Forêt, Nature et Société (2010)	198
4.1.5	Le trio de l'évaluation en docimologie appliqué à l'évaluation de l'état de conservation des forêts	202
4.1.6	A toutes les étapes du processus d'évaluation, la subjectivité intervient (<i>en blanc sur fond noir</i>) [Gérard 02]	205
4.2.1	Dialectique Connaissance-Action : une casuistique socio-écologique	217
4.2.2	Relation entre les états de conservation locaux (α et β) et l'état de conservation à l'échelle d'un territoire (γ)	220
4.2.3	Relation entre le « <i>bon usage</i> » et le « <i>bon état</i> » d'une forêt dans un territoire sur un front de PARETO	223
4.3.1	Cinq scénarii prospectifs de la forêt française en 2050-2100 d'après [Bourgau 09]	226

Résumé

Ce début de XXIème est marqué par de profondes mutations et les sociétés s'y préparent en transition. « *Réintégrer le souci de la nature dans le commerce des hommes* » selon la formule de François OST tel est mon axiome : la forêt est un des meilleurs archétypes de socio-écosystème. Mon chemin de forestier, d'écologue, de géographe s'inscrit résolument dans cette nouvelle ère. La géographie est pour moi la discipline la mieux à même de questionner la répartition de l'humain et du non-humain, leurs abondances respectives et de promouvoir une gestion intégrée des territoires. Je souhaite y développer une approche territoriale multiscalaire, l'analyse du jeu des acteurs selon une argumentation systémique, de manière à ancrer définitivement, dans le champ des sciences sociales, cette vitale solidarité entre l'homme et la nature, ce lien qui nous oblige.

La problématique de la conservation des forêts est posée en guise d'introduction. Puis est exposé la notion d'état de conservation et de sa mesure. Le chapitre suivant pose le cadre théorique de l'évaluation et la méthodologie propre aux forêts, puis son application dans le cadre du rapportage de la directive européenne Habitat/Faune/Flore. La montée en généralité s'opère dans l'avant-dernier chapitre où je proposerai une approche rénovée de l'évaluation de l'état de conservation des forêts en l'élargissant aux territoires. Un triptyque utile-esthétique-éthique conclue ce volume. La difficulté de l'exercice réside dans la démonstration rigoureuse qu'un passage prolongé de cinq ans, dans un service déconcentré du Ministère en charge de l'environnement, a su enrichir et compléter mon profil aux problématiques géographiques. Cette distanciation d'avec la recherche et l'enseignement a été le vecteur d'un renouveau intellectuel. Ce volume original tente donc de démontrer comment le centre de gravité de mes activités de recherche a basculé totalement dans le champ de la géographie et de l'aménagement du territoire sans renier mes racines écologiques. Pour conclure, cette habilitation à diriger des recherches se veut un *aggiornamento* pour évaluer l'état de conservation des forêts par une contribution de l'ingénierie écologique et territoriale à cette problématique.

Mots clés : Biogéographie, Etat de conservation, Forêt, Gouvernance, Modèle de distribution d'abondance, Natura 2000, Territoire, Zone némorale.

