

Économie et gestion de l'environnement et des ressources naturelles



#UNIVERSITÉSENGHOR
université internationale de langue française
au service du développement africain



ORGANISATION
INTERNATIONALE DE
la francophonie

INSTITUT DE LA FRANCOPHONIE
POUR LE DÉVELOPPEMENT DURABLE
IFDD

Économie et gestion de l'environnement et des ressources naturelles



#UNIVERSITÉSENGHOR
université internationale de langue française
au service du développement africain



ORGANISATION
INTERNATIONALE DE
la francophonie

INSTITUT DE LA FRANCOPHONIE
POUR LE DÉVELOPPEMENT DURABLE
IFDD

Comité éditorial

Direction de la publication

Jean-Pierre Ndoutoum, directeur

Édition scientifique

Jean-Pierre Revéret et Martin Yelkouni

Auteurs (par ordre alphabétique)

Didier Babin

Géraldine Froger

Patrice A. Harou

François Henry

Philippe Méral

Fidoline Ngo Nonga

Jean Hugues Nlom

Olivier Petit

Mino Randrianarison

Jean-Pierre Revéret

Dominique Rojat

Thierry Tacheix

Noël Thiombiano

Jean-Louis Weber

Martin Yelkouni

Samuel Yonkeu

Coordination technique

E. Lionelle Ngo-Samnick, spécialiste de programme, IFDD

Collaboration à l'édition

Louis-Noël Jail, chargé de communication, IFDD

Claire Schiettecatte, experte, IFDD

Marilyne Laurendeau, assistante de communication, IFDD

Bibiane Kukosama, assistante de programme, IFDD

Révision linguistique

Louis Courteau, trad. a.

Conception graphique

Marquis Interscript

Photo de la couverture

artitcom, Adobe Stock

L'édition de cet ouvrage sur l'économie et la gestion de l'environnement a été rendue possible grâce au généreux soutien de la **Fondation MAVA**. L'Institut de la Francophonie pour le développement durable tient à remercier toute l'équipe de la Fondation MAVA, en particulier Charlotte Karibuhoye Said et Ève Cabo, pour leur précieux accompagnement du projet portant sur la maîtrise des outils de gestion de l'environnement pour le développement.

Il convient de citer le présent ouvrage comme suit :

Institut de la Francophonie pour le développement durable et Université Senghor, 2019, *Économie et gestion de l'environnement et des ressources naturelles* [Sous la direction de Reveret, J.-P. et M. Yelkouni]. IFDD, Québec, Canada, 266 p.

ISBN version imprimée : 978-2-89481-298-3

ISBN version électronique : 978-2-89481-299-0

© Institut de la Francophonie pour le développement durable (IFDD) 2019

56, rue Saint-Pierre, 3^e étage

Québec (Québec) G1K 4A1 Canada

Téléphone : 418 692-5727

Télécopie : 418 692-5644

ifdd@francophonie.org – www.ifdd.francophonie.org

Économie et gestion de l'environnement et des ressources naturelles

#UNIVERSITÉSENGHOR
université internationale de langue française
au service du développement africain





Mot du directeur

De la lutte contre le changement climatique à la gestion des ressources naturelles en passant par la préservation de la biodiversité et la réduction de la pollution sous toutes ses formes, les enjeux environnementaux ont investi tous les champs de la discipline économique.

Cependant, confrontés à la nécessité d'adopter des mesures efficaces pour prendre en compte la gestion durable de l'environnement et des ressources naturelles dans un marché mondial toujours plus concurrentiel, les gouvernements ont souvent une marge de manœuvre limitée.

De plus, les problèmes environnementaux sont majoritairement vus en vase clos. Les relations entre l'économie et l'environnement, d'une part, et entre les sociétés humaines et l'environnement, d'autre part, sont complexes et permettent difficilement d'appréhender les implications économiques ou humaines des actions environnementales. Cette complexité tend à remettre en cause la volonté de mettre en œuvre des politiques environnementales, même les moins ambitieuses. Pourtant, loin de freiner la compétitivité, le renforcement des politiques environnementales et la prise en compte des dommages environnementaux la stimulent.

Le contexte mondial actuel nous prouve, chaque jour, qu'il est de notre devoir de refuser l'immobilisme et que l'urgence est de mettre en place des actions concrètes s'intégrant dans une trajectoire clairement durable. L'économie de l'environnement apporte aux acteurs étatiques et non étatiques un éclairage nouveau sur les causes sous-jacentes de la dégradation de l'environnement, et permet d'appliquer des principes économiques pour fournir des solutions bénéfiques visant le maintien d'un environnement vivable, le développement d'une économie fiable et l'essor d'une organisation sociale équitable.

En ignorant les outils de l'économie de l'environnement, les planificateurs et les décideurs mettent en péril leurs actifs et font l'impasse sur de nombreux coavantages de la prise en compte de l'environnement, tant en matière de santé publique que d'emplois décents et de justice sociale.

Le renforcement des capacités des femmes et des hommes qui mettent en œuvre le développement durable a toujours orienté notre engagement. C'est donc avec un grand enthousiasme que nous avons soutenu l'édition et la diffusion d'un manuel sur l'économie et la gestion de l'environnement et

des ressources naturelles, dans le but d'outiller les milliers de francophones pour la prise en compte des enjeux liés à l'environnement et aux ressources naturelles dans les choix économiques.

Au nom de l'Institut de la Francophonie pour le développement durable, nous exprimons notre sincère gratitude et notre profonde reconnaissance aux universitaires Jean-Pierre Revéret et Martin Yelkouni, qui ont dirigé de main de maître la rédaction de cet ouvrage d'exception. Ils ont su mobiliser une quinzaine d'experts francophones, d'horizons variés et de compétences diversifiées, pour partager en français leur savoir et leurs connaissances. Nos remerciements s'adressent également à toutes les personnes qui ont contribué à faire de ce manuel un ouvrage unique dans l'espace francophone.

Considéré comme un outil du développement durable, l'économie de l'environnement représente une réelle opportunité d'accélération de la croissance durable et continue de susciter, fort à propos,

de nombreux espoirs. Par sa diversité, sa singularité, sa modernité et son intemporalité, le manuel *Économie et gestion de l'environnement et des ressources naturelles*, qui capitalise plus de deux décennies d'expériences et de connaissances à travers le monde, est un véritable ouvrage de référence, accessible librement à tous. Les décideurs, planificateurs, enseignants, étudiants et acteurs du développement pourront ainsi s'approprier cette production intellectuelle en français pour alimenter leurs activités dans une perspective durable.

Bonne lecture !

Jean-Pierre Ndoutoum
Directeur
*Institut de la Francophonie
pour le développement durable*



Abréviations et sigles

ACA	analyse coûts-avantages	CH₄	méthane
ACE	analyse coût-efficacité	CI Loc	consommations intermédiaires d'origine locale
AEE	Agence européenne pour l'environnement	CICES	classification internationale commune des services écosystémiques
AFD	Agence française de développement	CICPN	Commission interministérielle des comptes du patrimoine naturel
AHP	Analytic Hierarchy Process	CIFOR	Center for International Forestry Research – Centre pour la recherche forestière internationale
ALT	altitude	CIRAD	Centre international en recherche agronomique pour le développement
AMD	aide multicritère à la décision	CLC	CORINE Land Cover
AMDP	aide multicritère à la décision participative	CNULCD	Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification
ASB	Alternatives to Slash-and-Burn	CO₂	dioxyde de carbone
ATS	Allowance Tracking System	CSPE	contribution au service public de l'électricité [France]
BAS_ID	identifiant de bassin et sous-bassin versant	DPM	démarche participative multicritère
BIOFIN	The Biodiversity Finance Initiative	EBE	excédent brut d'exploitation
CAF	coût-assurance-fret	ECU	unité de capacité écosystémique
CAP	consentement à payer	EM	Évaluation des écosystèmes pour le millénaire
CAR	consentement à recevoir	EPA	Environmental Protection Agency
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques	EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory
CDB	Convention sur la diversité biologique	FAB	franco à bord
CECN	comptabilité écosystémique du capital naturel		
CECN-TDR	«trousse de démarrage rapide» du CECN		
CET	capacité écosystémique totale		
CGG	Commission on Global Governance		

FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture	ODD	objectifs de développement durable
FFEM	Fonds français pour l'environnement mondial	OHADA	Organisation pour l'harmonisation en Afrique du droit des affaires
FLOT	formation en ligne ouverte à tous	OMC	Organisation mondiale du commerce
GAPCM	Groupement des armateurs à la pêche crevettière de Madagascar	ONG	organisation non gouvernementale
GELOSE	cellule de gestion locale sécurisée [Office national de l'environnement de Madagascar]	ONU	Organisation des Nations Unies
GES	gaz à effet de serre	PFC	hydrocarbures perfluorés
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat	PIB	produit intérieur brut
HFC	hydrofluorocarbures	PNAE	Programme national d'action environnementale [Madagascar]
I	importations	PNB	produit national brut
IAD	Institutional Analysis and Development	PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
Id	importations directes	PPN	production primaire nette
IFDD	Institut de la Francophonie pour le développement durable	PPP	principe pollueur-payeur
IFER	imposition forfaitaire sur les entreprises de réseaux [France]	PPSA	Programa de Pago por Servicios Ambientales [Costa Rica]
li	importations incluses	PSE	paiements pour services environnementaux
IIED	International Institute for Environment and Development	PTIE	potentiel total de l'infrastructure écosystémique
IRD	Institut de recherche pour le développement	QIT	quotas individuels transférables
MAE	mesures agri-environnementales	RCB	rationalisation des choix budgétaires
MAES	Mapping and Assessment of Ecosystem Services	REDD+	Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
MDP	mécanisme de développement propre	REOM	redevance d'enlèvement des ordures ménagères [France]
MEA	Millennium Ecosystem Assessment	RMS	rendement maximum durable
MEC	méthode d'évaluation contingente	SCDB	Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique
N₂O	oxyde nitreux	SCEE	Système de comptabilité économique et environnementale
NAMEA	National Accounts Matrixes with Environmental Accounts	SCEE-CC	Cadre central du Système de comptabilité économique et environnementale
NDI	Noise Depreciation Index	SCEE-CEE	Comptabilité expérimentale des écosystèmes du Système de comptabilité économique et environnementale
NO_x	oxydes d'azote	SE	services écosystémiques et environnementaux
NZ NMDB	New Zealand Non-Market Database		
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques		

SF₆	hexafluorure de soufre	UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
SIG	système d'information géographique	UM	unité monétaire
SO₂	dioxyde de soufre	UPSE	unité paysagère socio-écologique
SONABEL	Société nationale d'électricité du Burkina Faso	USAID	United States Agency for International Development
TAC	total autorisé de capture	VA	valeur ajoutée
TAE	total autorisé d'effort	VAd	valeur ajoutée directe
TCTD	type de couverture de terres dominant	VAi	valeur ajoutée incluse
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity	VAN	valeur actualisée nette
TEOM	taxe d'enlèvement des ordures ménagères [France]	VANTAGE	Valuation and Accounting of Natural Capital for Green Economy
TES	tableau entrées-sorties	VET	valeur économique totale
TGAP	taxe générale sur les activités polluantes [France]	V-MESSES	Valuation Database for Marine Ecosystem Services of Southern European Seas
TICGN	taxe intérieure de consommation sur le gaz naturel [France]	WAVES	Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services
TICPE	taxe intérieure sur la consommation de produits énergétiques [France]	WRI	World Research Institute
TNC	The Nature Conservancy	WWF	World Wildlife Fund – Fonds mondial pour la nature
TRI	taux de rendement interne	ZP	zone protégée
UCTE	unité de couverture des terres écosystémiques		

Table des matières

Mot du directeur	V	Conclusion.....	18
Abréviations et sigles	VII	Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	19
Introduction générale	I		
Jean-Pierre Revéret et Martin Yelkouni			
<hr/>			
PARTIE I			
Éléments de mise en contexte «écologique-économique-gouvernance»			
CHAPITRE 1			
L'économie de l'environnement et des ressources naturelles			
Vers une reconnaissance internationale de l'évaluation monétaire de la biodiversité et des services écosystémiques.....	9		
Philippe Méral			
Introduction.....	9		
Une brève histoire de l'évaluation monétaire de l'environnement.....	9		
Bref panorama institutionnel.....	11		
Une économie de la biodiversité... et des services écosystémiques.....	12		
Vers une synthèse de l'apport de l'évaluation monétaire: le processus TEEB.....	15		
Les tendances post-TEEB.....	16		
		Conclusion.....	18
		Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	19
		CHAPITRE 2	
		Les services écosystémiques	
		Définitions et controverses	23
		Géraldine Froger, Philippe Méral et Samuel Yonkeu	
		Introduction.....	23
		Éléments de définition: de la notion de ressources naturelles à celle d'écosystème.....	24
		Vers le concept de services écosystémiques.....	28
		Des controverses autour du concept de services écosystémiques.....	32
		Conclusion.....	36
		Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	36
		CHAPITRE 3	
		Contraintes, enjeux et mise en œuvre de l'action collective pour la gouvernance des ressources naturelles et de l'environnement	41
		Olivier Petit	
		Introduction.....	41
		Un exemple emblématique: la difficile gouvernance des eaux souterraines et le dilemme du choix collectif.....	41
		Contraintes de l'action collective et gouvernance des ressources communes: quelques enseignements...	44
		Conclusion.....	53
		Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	53

PARTIE 2

L'évaluation économique de l'environnement

CHAPITRE 4

La méthode d'évaluation contingente et son applicabilité dans un pays en développement..... 59

Martin Yelkouni

Introduction.....	59
Principe général.....	59
Mise en œuvre.....	60
Exemples.....	63
Conclusion.....	64
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	65

CHAPITRE 5

L'évaluation économique de l'environnement par des méthodes indirectes..... 67

Thierry Tacheix

Introduction.....	67
La méthode des prix hédoniques.....	67
La méthode des coûts de déplacement.....	70
La méthode des dépenses de protection.....	74
Conclusion.....	76
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	76

ÉTUDE DE CAS

Évaluation économique de l'impact de la pollution sonore des avions et des centrales thermiques sur la valeur des immobilisations au Burkina Faso par la méthode des prix hédonistes... 79

Noël Thiombiano

Introduction.....	79
Le modèle d'estimation du coût de dégradation de la valeur vénale en présence de pollution sonore... 79	79
Conclusion.....	87
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	88

CHAPITRE 6

L'évaluation économique ex ante de l'environnement par la méthode dose-réponse..... 89

Patrice A. Harou

Introduction.....	89
La pertinence de la méthode.....	89
Les applications courantes.....	90
Exemple de la valeur environnementale de la fixation de carbone par l'écosystème forestier.....	91
Forces, faiblesses et perspectives de la méthode.....	92
Conclusion.....	93
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	93

CHAPITRE 7

La technique du transfert des bénéfices..... 95

Patrice A. Harou

Introduction.....	95
La pertinence de la méthode.....	95
Les applications courantes.....	96
Exemple.....	98
Forces, faiblesses et perspectives de la méthode.....	99
Conclusion.....	100
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	100

PARTIE 3

Les outils d'analyse et d'aide à la décision

CHAPITRE 8

L'analyse coûts-avantages..... 103

Philippe Méral

Introduction.....	103
Quelques principes de base.....	104
Les grandes étapes de l'ACA.....	105
L'utilisation pratique de la méthode avec Microsoft Excel.....	107
Les limites de la méthode et les précautions à prendre.....	110
Conclusion.....	113
Références et lectures complémentaires.....	114

CHAPITRE 9**L'analyse coût-efficacité comme outil d'aide à la décision en gestion de la biodiversité** 115**Fidoline Ngo Nonga**

Introduction.....	115
Définitions.....	115
La pertinence de l'analyse coût-efficacité.....	118
Les particularités de l'analyse coût-efficacité.....	119
Les utilisations possibles de l'analyse coût-efficacité dans l'aide à la décision.....	119
La mise en œuvre de l'analyse coût-efficacité.....	122
Les forces, les faiblesses et les perspectives de la méthode.....	125
Conclusion.....	125
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	127

CHAPITRE 10**L'analyse des effets induits par une activité dans l'économie, ou la méthode des effets** 129**Dominique Rojat et François Henry**

Introduction.....	129
Les applications courantes.....	131
Les étapes de l'application.....	133
Les forces, les faiblesses et les perspectives de la méthode des effets.....	144
Le pour et le contre de la méthode des effets.....	153
Les perspectives d'utilisation.....	155
Conclusion.....	156
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	157

CHAPITRE 11**Les méthodes d'analyse multicritère** 159**Géraldine Froger**

Introduction.....	159
Pourquoi utiliser les méthodes d'analyse multicritère?.....	159
La philosophie générale des méthodes d'aide multicritère à la décision.....	161
Les méthodes d'analyse multicritère applicables dans le domaine de l'environnement.....	163
Conclusion.....	170
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	170

PARTIE 4**Les instruments de politique environnementale****CHAPITRE 12****Les redevances, les taxes et les subventions** 175**Jean-Pierre Revéret et Martin Yelkouni**

Introduction.....	175
Les externalités et les instruments économiques.....	175
Les redevances et les taxes.....	176
La taxe environnementale et ses applications.....	177
Des exemples de redevances et de subventions.....	179
Conclusion.....	182
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	183

CHAPITRE 13**Les droits et permis échangeables** 185**Jean Hugues Nlom**

Introduction.....	185
La pertinence de la méthode.....	186
Les applications courantes.....	186
Les conditions préliminaires d'application.....	190
Les forces, les faiblesses et les perspectives de la méthode.....	193
Conclusion.....	194
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	194

CHAPITRE 14**Les paiements pour services environnementaux** 197**Mino Randrianarison**

Introduction.....	197
Quelques notions et définitions.....	197
Les paiements pour services environnementaux en pratique.....	200
Les mécanismes de paiement pour services environnementaux.....	202
L'efficacité et l'équité des paiements pour services environnementaux.....	204
Conclusion.....	205
Références bibliographiques et lectures complémentaires.....	206

CHAPITRE 15

La comptabilité écosystémique du capital naturel

Introduction et mise en œuvre	209
Didier Babin et Jean-Louis Weber	
Introduction à la comptabilité écosystémique du capital naturel	209
La comptabilité écosystémique du capital naturel: pour répondre à quels besoins?.....	211
L'émergence et l'évolution du concept et des méthodes.....	214
La mise en place d'une comptabilité écosystémique du capital naturel: une nécessaire coopération soutenue et organisée entre services administratifs.....	217
La marche à suivre.....	218
Investir dans une comptabilité écosystémique du capital naturel: le coût, les aspects techniques et la formation	239
Conclusion: être pragmatique et organisé, coopérer pour utiliser tout le potentiel existant, ses richesses et ses contraintes.....	240
Références bibliographiques et lectures complémentaires	241
Conclusion générale	243
Biographies des auteurs	245



Introduction générale

Jean-Pierre Revéret et Martin Yelkouni

Les activités humaines ont considérablement évolué au cours du siècle dernier, en particulier après la Seconde Guerre mondiale. La croissance démographique, les progrès technologiques, l'industrialisation, l'expansion agricole à tous les niveaux, etc. ont été le moteur d'un mode de développement qui a un impact important sur l'environnement naturel. Le monde est aujourd'hui confronté à des enjeux environnementaux à tous les niveaux, micro, méso et macro. Les grands défis à relever sont majeurs.

Le plus médiatisé de ces défis est le changement climatique, objet d'une conférence annuelle des parties contractantes à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Ce cycle annuel montre bien le niveau de prise de conscience de ce problème ainsi que l'inquiétude et la volonté des nations à le résoudre. Ce réchauffement du système climatique est accéléré par les émissions des gaz à effet de serre depuis la révolution industrielle.

Les enjeux liés à la baisse très importante de la diversité biologique sont tout aussi majeurs même si, d'une certaine façon, ils sont souvent moins reconnus du grand public. Il y a urgence à investir de manière considérable sur la préservation de la

biodiversité au sens large. L'Organisation des Nations Unies (ONU) (Convention sur la diversité biologique), la Convention de Ramsar¹ et les organismes de conservation (Union internationale pour la conservation de la nature, Fonds mondial pour la nature, etc.) sont au premier plan, mais la baisse rapide du nombre d'espèces, que l'on qualifie parfois de sixième extinction, requiert des actions majeures. La gestion et la conservation des écosystèmes et des services écosystémiques qui en sont issus doivent se poursuivre, car le rythme des prélèvements sur la nature et la destruction des habitats sont toujours inquiétants. Les États, les différents paliers de gouvernements, les entreprises et les citoyens ont un rôle clé à jouer dans cette dynamique.

L'eau, essentielle à la vie, est aujourd'hui une ressource de plus en plus rare, mais cette rareté est distribuée inégalement à l'échelle de la planète, ce qui a des conséquences dramatiques dans certaines régions et crée de plus en plus de conflits d'usage et d'accès. La demande d'eau ne coïncide pas avec sa disponibilité, variable et en forte baisse dans certaines zones. La dotation en eau varie d'un continent à un autre et d'un pays à un autre. C'est

1. La convention de Ramsar n'est pas une convention des Nations unies, mais un traité international qui prône la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides. C'est le seul traité mondial portant sur un seul écosystème.

ainsi que l'eau propre et l'assainissement constituent depuis 2010 un droit humain pour l'ONU, soit l'Objectif 6 des objectifs de développement durable (ODD²) de l'ONU.

La pollution atmosphérique ou sonore associée au développement des villes et l'usage des moyens de transport divers sont au cœur d'une problématique de santé publique et de condition de vie à améliorer. De nouvelles maladies liées à cette pollution apparaissent et progressent en milieu urbain. La qualité de vie est affectée et les coûts publics et privés de santé augmentent. La gestion de l'environnement en milieu urbain devient alors un enjeu complexe.

Ce phénomène de pollution s'aggrave quand il se conjugue à un autre phénomène dont l'importance n'est pas moindre : les déchets. Les modes de production et de consommation produisent des déchets ménagers, industriels, solides, liquides, etc. Malgré des solutions de traitement de plus en plus coûteuses pour les collectivités, le problème de la gestion des déchets demeure récurrent. De plus, alors qu'ils étaient vus comme un enjeu local, les déchets se mondialisent eux aussi quand des résidus de plastique de tous les pays, poussés par les vents et surtout par les eaux, forment d'énormes masses au milieu des océans.

Au-delà de ces grands défis, il en existe d'autres qui touchent le quotidien de millions des personnes. La pauvreté, la sécurité, l'accès à l'énergie, à la santé... sont autant d'enjeux à prendre en compte dans les stratégies de développement durable, un processus qui vise à changer le regard de l'homme vis-à-vis de l'environnement ou de la nature et les façons de produire et de consommer.

L'humanité est ainsi confrontée à une diversité d'impacts sérieux sur les systèmes environnementaux essentiels pour sa propre survie et celle des générations futures, et à d'importantes inégalités sociales, elles-mêmes croissantes. Que faire ? Comment résoudre les difficultés ?

L'économie de l'environnement et des ressources naturelles est considérée comme un élément de solution. Il faut certainement y ajouter l'économie écologique, qui considère la nature sous un angle différent de l'angle économique, mais qui l'enrichit et le complète. Ces deux disciplines offrent des outils pour analyser les comportements humains face à la rareté des ressources. La compréhension des interactions entre l'homme et la nature est indispensable pour faire évoluer les comportements défectueux en des comportements « vertueux ». Indispensable, certes, mais pas suffisante, car il faut aussi mobiliser d'autres disciplines pour comprendre la complexité des relations entre l'humain et la nature et agir sur elles.

Pour l'ONU, l'économie verte et inclusive est une approche, un outil pour le développement durable. L'économie verte trouve une part de ses fondements dans l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, ainsi que dans l'économie écologique et l'écologie industrielle, pour ne citer que les principales sources. Les politiques de développement économique et social doivent ainsi prendre en compte les dimensions environnementales pour assurer la préservation du capital naturel. Les modes de production et de consommation doivent changer radicalement.

Ce manuel, voulu par l'Institut de la Francophonie pour le développement durable et l'Université Senghor, est une contribution pour comprendre la pratique de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles. Il n'a pas pour vocation d'apporter des solutions aux enjeux cités, mais il pourra susciter des idées de réponses à différentes échelles, dans la perspective de l'atteinte d'une économie verte. Ce document didactique et pratique est destiné à un large public, professionnel ou non, aux administrations publiques ou privées, aux organisations non gouvernementales, etc.

L'objectif est de donner un éclairage sur des façons de pratiquer l'économie de l'environnement et des ressources naturelles dans divers contextes.

2. Il y a 17 ODD, qui sont définis à <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/objectifs-de-developpement-durable/>>.

Ce livre est ainsi structuré en quatre parties, pour permettre une appropriation des concepts avec des exemples d'application.

La première partie présente de façon synthétique certains aspects de l'interface de l'économie avec l'environnement et les ressources naturelles. Dans le premier chapitre, Philippe Méral dresse un rapide panorama historique qui montre l'importance des institutions dans l'évolution et le pilotage des évaluations monétaires en économie de l'environnement. Il montre ainsi que l'émergence de la notion de services écosystémiques dans les arènes internationales a suscité un véritable engouement autour de l'évaluation monétaire. La question des services écosystémiques, très mobilisée dans cette interface entre économie et environnement, est creusée plus avant au chapitre 2 par Géraldine Froger, Philippe Méral et Samuel Yonkeu. L'objectif de ce chapitre est double : d'une part, identifier les significations associées aux services écosystémiques en revenant sur diverses définitions ; d'autre part, explorer les controverses et débats scientifiques et sociaux dont ils font l'objet. Au chapitre 3, Olivier Petit explore les enjeux particuliers, dans les pays en développement, de la mise en œuvre de l'action collective pour la gouvernance des ressources naturelles et de l'environnement. Il illustre son propos par l'exemple de la gouvernance des eaux souterraines, mais il est aisé de transposer son analyse aux enjeux de l'ensemble des ressources communes. Ce chapitre témoigne de l'extraordinaire diversité des mécanismes institutionnels mis en place dans les pays en développement. Ces mécanismes peuvent aussi bien prolonger des règles et usages traditionnels que s'inscrire en rupture avec des approches trop centralisées ; dans tous les cas, cependant, ils concourent à une prise de conscience de la nécessité d'organiser collectivement la protection de l'environnement et la gestion des ressources naturelles. Petit montre aussi qu'il faut bien comprendre les spécificités locales avant de projeter un modèle de gestion que l'on voudrait trop souvent « prêt à porter ».

La deuxième partie aborde la question de l'évaluation économique des biens et services environnementaux et de la nature, ou de l'environnement au sens plus large. Au chapitre 4, Martin Yelkouni aborde la méthode d'évaluation contingente, qui est fondée sur l'expression du consentement à payer des individus, à travers des outils d'enquête de type socioéconomique. Il réfléchit particulièrement à l'application de cette méthode dans le contexte des pays en développement. Thierry Tacheix, au chapitre 5, traite des méthodes dites indirectes, telles que la méthode des prix hédoniques, fondée sur l'idée que le prix d'un bien (foncier en général) a une composante qui reflète la qualité de l'environnement, du milieu dans lequel il se trouve. En d'autres mots, la beauté du paysage dont on jouit est intégrée dans le prix de la maison ! Tacheix aborde aussi les méthodes dites des « coûts de déplacement », qui permettent, par exemple, d'approximer la valeur économique d'un parc naturel par les sommes dépensées par ses visiteurs.

Au chapitre 6, Patrice Harou présente la méthode dose-réponse, qui met en relation les modifications à la qualité d'un environnement donné et les variations de productivité induites par cette baisse de qualité dans ce milieu. Cette approche se prête bien aux effets de la pollution de l'air ou de l'eau sur la production agricole ou forestière, par exemple. Harou traite aussi, au chapitre 7, de la technique des transferts de bénéfices (ou transferts de résultats). Il s'agit là d'une approche très utilisée par laquelle on utilise, pour analyser une problématique dans un endroit donné, des résultats obtenus dans une autre étude, ailleurs, mais portant sur la même problématique. Bien sûr, Harou nous met en garde contre un usage abusif de cette méthode de transposition, qui exige une grande rigueur pour produire des résultats méthodologiquement acceptables.

La troisième partie met en avant les outils d'aide à la décision. Au chapitre 8, Philippe Méral présente l'analyse coûts-avantages (ACA), qui, depuis des décennies, occupe une place centrale

dans l'analyse économique de l'environnement. Cette méthode présente l'intérêt d'offrir une information économique très utile pour l'aide à la décision, bien que les décisions réellement prises sur la base de ce seul indicateur soient rares. Méral aborde dans ce chapitre toutes les étapes à franchir lors de la réalisation d'une ACA et présente une mise en garde face aux limites maintenant bien connues de cet outil et précise les précautions à prendre lors de son usage.

Au chapitre 9, Fidoline Ngo Nonga aborde l'analyse coût-efficacité et en illustre l'utilisation dans le cas des décisions à prendre en gestion de la biodiversité. Cette méthode d'analyse peut être appliquée *ex ante* (choix des meilleurs résultats efficaces à atteindre) ou *ex post* (comparaison entre les stratégies mobilisées pour gérer la biodiversité). L'intérêt de cette méthode vient de ce qu'elle ne s'appuie pas seulement sur les valeurs monétaires pour aider à la décision de gestion des ressources. Ngo Nonga rappelle brièvement les principes qui guident cette analyse, avant de présenter les utilisations possibles de cette méthode dans l'aide à la décision de gestion. Elle fait ressortir les avantages et les limites de cette démarche en tant qu'instrument scientifique d'aide à la décision de gestion de la biodiversité.

Dominique Rojat et François Henry présentent, au chapitre 10, l'analyse des effets induits par une activité, appelée plus généralement la méthode des effets. Il s'agit là d'une méthodologie d'analyse économique sectorielle (ou de filière) permettant d'évaluer les effets induits (ou effets d'entraînement sur l'économie) d'une activité donnée. Le principe de la méthode est d'évaluer la création de richesse non seulement au stade de l'activité considérée (valeur ajoutée directe), mais aussi en amont, au niveau des fournisseurs de cette activité. Il ne s'agit pas de prendre en compte les aspects environnementaux comme on le ferait dans une ACA, mais l'outil peut s'appliquer autant au niveau micro- que macroéconomique. Il s'agit d'un outil complémentaire d'aide à la décision utile dans le contexte du développement durable. Il est illustré ici par des exemples tirés du domaine des pêches et de la forêt.

Au chapitre 11, Géraldine Froger présente les méthodes d'analyse multicritère. À l'opposé de l'analyse coût-avantage, qui ramène l'ensemble des informations pertinentes à la décision à une seule unité de mesure (la valeur monétaire), l'analyse multicritère conserve les informations dans leur unité de mesure initiale. Froger fait ressortir la richesse et les potentialités de l'aide multicritère à la décision, notamment pour la gestion environnementale. Elle souligne qu'il existe plusieurs méthodes d'analyse multicritère et fait ressortir les forces et les faiblesses de chacune. Il ressort aussi que les résultats fournis par l'une peuvent utilement être confrontés à ceux découlant d'une autre, à des fins de comparaison et de validation.

La quatrième et dernière partie de cet ouvrage concerne les instruments économiques et comptables de politique environnementale. Au chapitre 12, Jean-Pierre Revéret et Martin Yelkouni abordent le thème des redevances, taxes et subventions. Ces outils d'intervention visent à ce que les prix d'un bien ou d'un service intègrent une composante qui reflète la contribution de ce bien à la dégradation de l'environnement. En langage économique, il s'agit d'internaliser des externalités négatives, donc de payer le «vrai prix» d'un bien. Après avoir considéré la dimension théorique et conceptuelle, les auteurs illustrent par divers exemples le recours à des taxes, redevances et subventions. La taxe carbone, si emblématique de la question des changements climatiques, mais aussi très décriée dans de nombreux contextes, fait l'objet d'une analyse approfondie. Il ressort de ce chapitre que les outils mentionnés s'utilisent non pas isolément, mais comme partie intégrante d'une démarche plus large, mobilisant divers outils et approches pédagogiques.

Jean-Hugues Nlom aborde dans le chapitre 13 la question des droits et permis échangeables. Cette approche d'internalisation repose sur l'hypothèse que c'est l'absence de droits de propriété qui amène la dégradation des ressources non appropriées et donc mal gérées. L'introduction de droits de propriété et de droits d'émission s'applique ainsi à des

domaines aussi variés que la pêche (quotas individuels transférables) ou les changements climatiques (droit d'émission d'un certain volume de gaz à effet de serre). L'auteur explore les conditions d'application de tels outils, ainsi que leurs forces et leurs faiblesses, selon le contexte.

Mino Randrianarison expose au chapitre 14 les paiements pour services environnementaux (PSE). Le PSE peut être vu comme la réponse à une défaillance de marché en rémunérant la fourniture de services environnementaux considérés comme des externalités positives. Ces services sont de ce fait internalisés grâce au système de PSE et à sa régulation. Ce mécanisme peut ainsi être assimilé à la rétribution de services qui avaient jusque-là été rendus gratuitement. Cette «récompense» est alors versée à la personne (agriculteur, forestier ou autre) qui a permis le service environnemental considéré. L'autre perspective citée par plusieurs auteurs pour justifier la mise en place des PSE est le résultat mitigé des politiques de gestion des ressources naturelles basées sur la gestion participative ou l'aménagement durable des ressources. Les PSE sembleraient être l'instrument le plus adéquat pour y remédier. Randrianarison explore ensuite des exemples concrets pour illustrer les enjeux de leur mise en œuvre et les questions d'efficacité et d'équité qu'elle soulève.

Au chapitre 15, Didier Babin et Jean-Louis Weber traitent de la comptabilité écosystémique du capital naturel (CECN), une méthode d'intégration et de synthèse comptable, multicritère et géolocalisée de données biophysiques et socio-économiques sur le potentiel et la durabilité de tous les systèmes socioécologiques d'un pays. Il s'agit d'intégrer la dégradation physique et les coûts cachés d'utilisation de la nature dans la comptabilité nationale et, à terme, dans les indicateurs macroéconomiques. Il s'agit donc d'enregistrer et de suivre les écosystèmes de manière comptable, en termes de flux et de stocks physiques, et d'évaluer l'amortissement à consentir pour conserver ce capital naturel au bénéfice des générations actuelles et futures. La CECN s'inscrit pleinement dans le Système de comptabilité économique et environnementale promu par la Commission de statistique de l'ONU.

Babin et Weber présentent la CECN comme un véritable cadre opérationnel intégré. Ses résultats comptables peuvent s'interpréter conjointement à ceux des comptes économiques et financiers nationaux, régionaux et, à terme, des entreprises. Les auteurs explorent les différentes facettes de la mise en œuvre de la CECN et font le point sur des cas expérimentaux concrets.

Nous vous souhaitons une bonne lecture.

PARTIE

I

**Éléments de mise en
contexte «écologique-
économique-gouvernance»**

CHAPITRE

I

L'économie de l'environnement et des ressources naturelles

Vers une reconnaissance internationale de l'évaluation monétaire de la biodiversité et des services écosystémiques

Philippe Méral

Introduction

En raison de leur fonction pédagogique, la plupart des manuels et des enseignements de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles laissent peu de place aux individus et aux institutions qui développent, appliquent et diffusent les méthodes et outils d'évaluation monétaire de la biodiversité et des services écosystémiques. Pourtant le panorama de ces méthodes et outils ne saurait être complet sans cette mise en perspective. En effet, l'univers de l'évaluation économique de l'environnement et des ressources naturelles (et plus particulièrement celle de la biodiversité et des services écosystémiques) a fortement évolué depuis quelques années. Cette évolution concerne moins les méthodes elles-mêmes que leur diffusion dans des sphères non universitaires au niveau international. Le développement des technologies de communication telles qu'Internet, l'intelligence artificielle et la géomatique participe activement à ce mouvement de diffusion.

L'objectif de ce chapitre est d'insister sur ces évolutions institutionnelles qui jalonnent l'histoire de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles¹. Nous reviendrons dans un premier

temps sur le cadre d'émergence de cette discipline dans les pays en développement, avant d'insister sur les processus institutionnels qui conduisent à porter l'attention sur les services écosystémiques, grâce notamment à l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EM) et à l'initiative The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Enfin, nous examinerons les perspectives qui se dégagent depuis le milieu des années 2010.

Une brève histoire de l'évaluation monétaire de l'environnement

L'économie de l'environnement et des ressources naturelles a connu son émergence au début des années 1970 lors d'événements spectaculaires, la crise énergétique de 1973 par exemple. De fait, les premiers ouvrages de synthèse (Baumol et Oates, 1979 ; Dasgupta et Heal, 1979) insistent tous sur les pollutions, sur les liens entre la croissance économique et la raréfaction des ressources, bref, sur un ensemble de problématiques essentiellement liées aux économies occidentales et plus particulièrement aux États-Unis.

1. Nous n'aborderons cependant pas le thème de la modélisation, qui est important dans le cursus de l'économiste de l'environnement, mais qui n'est pas central pour notre propos (à ce sujet, voir Salles, 2013).

C'est d'ailleurs grâce aux États-Unis et aux initiatives prises par l'Environmental Protection Agency (créée en 1970) que l'United States Agency for International Development (USAID), puis la Banque mondiale développent les méthodes d'économie de l'environnement dans les pays en développement. Cela dit, l'esprit qui prévaut à l'époque est davantage lié à l'intégration de l'environnement dans les projets (via l'analyse coûts-avantages par exemple) ou les politiques (importance des ressources naturelles dans les politiques de développement).

Les techniques d'évaluation, quant à elles, se développent essentiellement sur la base de problématiques américaines (méthode des coûts de transport, évaluation contingente, transfert des bénéfices...) (Méral, 2016).

L'économie de l'environnement, des ressources naturelles... et de la biodiversité

Durant la deuxième moitié des années 1980, les méthodes d'évaluation économique commencent à être appliquées à la problématique de la conservation de la biodiversité. Fortement portée par les institutions de la conservation (Union internationale pour la conservation de la nature [UICN], Fonds mondial pour la nature [WWF], *International Institute for Environment and Development* [IIED], *World Research Institute* [WRI]), cette dynamique s'appuie sur une prise de conscience de la globalisation des enjeux environnementaux. Dans la lignée de la *World Conservation Strategy* de 1980, qui insistait déjà sur ce besoin de déterminer les coûts et les avantages de la conservation des écosystèmes, d'autres initiatives vont renforcer cette dynamique. Par exemple, le WRI et l'IIED amorcent la rédaction d'une série de rapports à partir de 1986. Dénommés *World Resources*, ces rapports pointent l'intérêt d'une évaluation économique pour compléter les diagnostics écologiques. D'abord timides, les références aux évaluations économiques se renforcent dans les rapports ultérieurs pour culminer dans le rapport 2000-2001.

D'autres initiatives, prises notamment par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), la Banque mondiale et l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), adossent aux évaluations environnementales des estimations de la valeur économique des écosystèmes (forêts, mangroves, récifs coralliens) menées par des économistes essentiellement anglosaxons, à la renommée naissante ou déjà bien établie, tels David Pearce, John Dixon, Edward Barbier, Charles Perrings, Clem Tisdell, Joshua Bishop et Mohan Munasinghe.

L'ensemble de ces initiatives s'inscrit dans une volonté plus générale de mieux prendre en compte l'environnement et les ressources naturelles dans les processus de développement économique, une thématique centrale depuis la Conférence de Stockholm en 1972. Le produit intérieur brut (PIB) ajusté, les comptes patrimoniaux, les indicateurs économiques, l'identification et la suppression des subventions néfastes à l'environnement sont autant de domaines d'intervention des économistes de l'environnement, qui ont d'ailleurs été au cœur des recommandations du TEEB (voir plus loin). Les techniques d'évaluation économique de l'environnement apparaissent comme un des moyens de pallier les défaillances du marché (*market failures*). La référence à la théorie des externalités devient centrale dans la rhétorique des institutions de l'époque.

Les premières synthèses

Le nombre d'évaluations économiques de l'environnement dans les pays en développement augmente sensiblement dès la fin des années 1980, ce qui permet aux premières synthèses d'apparaître au début des années 1990.

Ainsi, lors du Quatrième Congrès mondial sur les parcs de l'UICN, qui se déroule en février 1992 à Caracas, l'UICN et la Banque mondiale organisent un atelier dédié à l'économie des aires protégées. Cet atelier donne lieu à une publication commune entre les deux institutions, représentées

par Jeff McNeely, conseiller scientifique principal de l'UICN et auteur en 1988 d'un ouvrage méconnu intitulé *Economics and Biological Diversity* (McNeely, 1988), et Mohan Munasinghe, chef de la Division de l'économie de l'environnement à la Banque mondiale. Intitulé *Protected Area Economics and Policy: Linking Conservation and Sustainable Development*, cet ouvrage propose un des premiers états des lieux sur les évaluations économiques en vue de faire ressortir les avantages de la conservation de la biodiversité à travers les aires protégées (Munasinghe et McNeely, 1994).

De même, toujours sous l'impulsion de McNeely, David Pearce et Dominic Moran publient une des synthèses les plus importantes pour la discipline. Leur ouvrage publié en 1994 sous le titre *The Economic Value of Biodiversity* dresse un état des réalisations en économie de la biodiversité, essentiellement dans les pays en développement (Pearce et Moran, 1994). Il permet notamment de médiatiser le concept de valeur économique totale (VET), élaboré quelques années à peine auparavant.

La même année apparaît également une publication de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) qui fait le point (théorique et pratique) sur les méthodes d'évaluation (OCDE, 1994). David Pearce et ses collègues Dale Whittington et Steven Georgiou réalisent un état des techniques d'évaluation en s'appuyant sur le référentiel du développement durable (notamment la prise en compte du long terme). La même année, le PNUE propose à ces chercheurs de réaliser également un état de la situation appliqué aux pays en développement, travail qui aboutira à sa publication en 1997 d'un ouvrage intitulé *Economic Values and the Environment in the Developing World* (Georgiou et al., 1997).

Bref panorama institutionnel

Finalement, à l'aube des années 2000, le panorama institutionnel peut être résumé de la manière suivante : d'un côté, la Banque mondiale et les agences de développement bilatérales (principalement

l'USAID, mais d'autres aussi, notamment scandinaves) s'intéressent à l'économie de l'environnement, essentiellement sous l'angle de la prise en compte de l'environnement dans les projets et les politiques de développement. D'où l'importance donnée aux analyses coûts-avantages et plus généralement à l'intégration des évaluations monétaires dans des cadres d'analyse de type évaluation environnementale. Ces acteurs du développement rejoignent les grandes organisations non gouvernementales (ONG) de conservation (UICN, WWF, etc.) à travers les projets de soutien à la conservation de la biodiversité de ces bailleurs de fonds. Par exemple, le Biodiversity Support Program de l'USAID est réalisé par un consortium entre le WWF, The Nature Conservancy (TNC), le WRI et l'USAID.

Ces acteurs de la conservation sont, à cette époque, plutôt dans une posture de lobbying auprès des institutions internationales pour faire valoir la protection et la conservation de la biodiversité. Leur influence est déterminante pour la prise en compte de la biodiversité dans les politiques d'aide, comme nous l'avons souligné, mais aussi pour l'élaboration de conventions internationales sur le climat et la biodiversité. Hormis quelques rares exceptions comme le WWF, qui développe dès 1991 un programme de macroéconomie pour le développement durable, l'introduction de l'économie de l'environnement se réalise autour de la problématique de l'économie de la biodiversité, soit la façon de montrer les avantages monétaires de la conservation. L'UICN, grâce à son département d'économie, est le fer de lance de cette initiative qui trouve son apogée dans les années 2000 et perdure aujourd'hui.

Un autre groupe d'acteurs très importants est constitué par les centres de recherche et autres groupes de réflexion. L'IIED, Resources for the Future et le WRI constituent de véritables passerelles entre les institutions de développement et les milieux universitaires. Le Centre pour la recherche forestière internationale (Center for International Forestry Research ou CIFOR), créé en 1993, joue un rôle particulier dans l'économie forestière des pays tropicaux. Les milieux scientifiques sont constitués par des réseaux d'universitaires américains et

européens, dont la principale fonction est de stabiliser les méthodes d'évaluation, développées pour la plupart aux États-Unis durant les années 1960 et 1970. Plusieurs centres de recherche émergent, tels le Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, au Royaume-Uni en 1991, ou l'Institut Beijer d'économie écologique, en Suède la même année.

Enfin, d'autres institutions complètent le panorama, tels l'OCDE, la FAO et le PNUE, toutes impliquées sous une forme ou une autre, si ce n'est dans la promotion, tout au moins dans la diffusion des problématiques d'économie de la biodiversité.

Une économie de la biodiversité... et des services écosystémiques

Les acteurs institutionnels que nous venons de décrire ont à leur disposition un ensemble de techniques stabilisées (valeur économique totale, méthodes, préférences déclarées ou révélées) et un corpus théorique de référence (externalités, biens publics).

La fin des années 1990 a deux caractéristiques principales : d'une part, le souci de plus en plus grand de mieux médiatiser la dimension économique que les pressions anthropiques exercent sur la biodiversité ; d'autre part, celui de trouver de nouvelles modalités du financement de la conservation.

L'analyse économique comme support de la médiatisation des menaces sur les services écosystémiques : l'expérience de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire

Le premier point est à l'initiative d'acteurs institutionnels américains (WRI, IIED) qui voient, dans le passage à l'an 2000 et dans la Déclaration du millénaire que Kofi Annan envisage de faire, un

moyen, une fenêtre d'opportunité, pour sensibiliser davantage l'opinion publique sur l'érosion de la biodiversité. L'idée d'une grande évaluation mondiale de ces menaces est ainsi lancée en 2000. Elle prendra l'appellation d'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystem Assessment). Ce processus piloté par de nombreuses institutions va rassembler près de 1 400 spécialistes de la biodiversité entre 2001 et 2005 (Méral et Pesche, 2016).

Une des particularités de cette initiative est d'officialiser le cadre d'analyse des services écosystémiques. Porté par des biologistes (Gretchen Daily, Paul Ehrlich, Harold Mooney) et des économistes écologistes (Robert Costanza, Charles Perrings, Rulf De Groot), ce nouveau cadre d'analyse vise à mieux faire connaître la dépendance de la société aux écosystèmes naturels (Méral, 2012).

Dès le début de leurs travaux, en 2000, les acteurs de l'EM officialisent ce nouveau cadre par les services écosystémiques, en distinguant les services d'approvisionnement, de régulation et culturels, eux-mêmes dépendants des services de soutien (pour plus de détails, voir la figure 2.1, au chapitre suivant).

Ce travail présente l'intérêt d'offrir une somme de connaissances sur les relations entre les écosystèmes et les activités humaines. Au-delà d'une lourde tâche conceptuelle (autour de la notion de services des écosystèmes, mais aussi sur les forces de changement), les auteurs mettent en avant les tendances à l'aide de scénarios et de recommandations d'ordre plutôt politique.

Si les données issues des évaluations monétaires réalisées précédemment sont finalement assez peu mobilisées, les différents rapports mettent très clairement en avant la dimension économique, à travers une vision globale de la problématique environnement-développement : absence de prise en compte des valeurs de non-usage, PIB non ajusté en fonction des pressions sur l'environnement, distorsion des prix et subventions néfastes à la durabilité des écosystèmes, conflits entre services écosystémiques, accentuation de la pauvreté, etc.

ENCADRÉ I.1**La détermination de la valeur des écosystèmes**

La détermination des valeurs peut être appliquée de plusieurs manières : pour évaluer la contribution totale des écosystèmes au bien-être de l'Homme, pour comprendre les éléments d'incitation des décideurs individuels dans leur gestion variée des écosystèmes, et pour évaluer les conséquences des actions retenues comme solutions alternatives. L'EM entend utiliser la détermination des valeurs principalement dans le dernier sens : comme un outil qui rehausse la capacité des décideurs à évaluer les compromis entre les régimes de gestion alternative des écosystèmes et le cours des actions sociales qui modifient l'usage des écosystèmes et les multiples services qu'ils procurent. Cela requiert habituellement une évaluation du changement dans la combinaison (la valeur) des services que procure un écosystème résultant d'un changement donné dans sa gestion.

La majeure partie du travail que requiert l'estimation du changement dans la valeur du flux de bénéfices tirés d'un écosystème englobe une estimation du changement dans le flux physique des bénéfices (quantifier les relations biophysiques) et un parcours avec quantification de la chaîne de causalités entre les changements

dans la condition des écosystèmes et le bien-être de l'Homme. Un problème commun dans la détermination des valeurs est que l'information est disponible seulement pour certains des liens dans la chaîne et souvent dans des unités incompatibles. L'EM peut apporter une grande contribution en rendant les diverses disciplines plus conscientes de ceux dont elles ont besoin pour s'assurer que leur travail peut être combiné à celui d'autres en vue de permettre une évaluation complète des conséquences de l'altération de l'état et du fonctionnement de l'écosystème.

Les valeurs de l'écosystème dans ce sens constituent seulement une des bases sur lesquelles les décisions relatives à la gestion des écosystèmes se prennent et devraient être prises. Beaucoup d'autres facteurs, y compris les notions de valeur intrinsèque et d'autres objectifs que la société pourrait avoir (telle l'équité entre les différents groupes ou générations), viendront alimenter le cadre de prise de décision. Même lorsque les décisions sont prises sur d'autres bases, les estimations des changements dans la valeur utilitaire restent une source d'information inestimable.

Source: WRI (2003), p. 15.

L'EM se positionne pourtant assez clairement sur l'évaluation monétaire. Pour ces experts, l'évaluation monétaire doit servir essentiellement à guider les choix de gestion entre plusieurs solutions. Il s'agit d'évaluer les flux de gains et de pertes de la valeur des services écosystèmes induits par ces choix.

Par ailleurs, l'évaluation monétaire doit être limitée aux valeurs d'usage et laisser en dehors de l'évaluation les valeurs de non-usage, c'est-à-dire celles qui sont issues des services culturels. Ces dernières, relevant plus d'une expression politique, sont déterminantes par rapport aux résultats du calcul des gains et des pertes en valeur d'usage. De fait, si le rapport met en avant implicitement (sans expliciter le terme) le calcul coût-avantage dans une optique *ex ante*, son utilisation est fortement contrainte par l'existence de valeurs intrinsèques non évaluables et en dehors du champ de l'économie.

ENCADRÉ I.2**La valeur intrinsèque d'un écosystème**

La valeur intrinsèque peut compléter ou contrebalancer les considérations relatives à la valeur utilitaire. Par exemple, si l'utilité agrégée des services que procure un écosystème (telle que mesurée par sa valeur utilitaire) contrebalance la valeur de sa conversion à un usage différent, sa valeur intrinsèque peut alors être complémentaire et offrir un élan additionnel pour la conservation dudit écosystème. Si par contre une évaluation économique indique que la valeur de conversion de l'écosystème contrebalance la valeur agrégée de ses services, la valeur intrinsèque qui lui est reconnue peut être suffisante pour garantir une décision sociale de la conserver dans tous les cas. De telles décisions sont essentiellement politiques et non économiques.

Source: WRI (2003), p. 15.

Par conséquent, si l'évaluation monétaire doit épargner les valeurs de non-usage, comprises dans le langage de l'EM comme les services culturels, sa fonction doit être de soupeser les valeurs d'usage direct et indirect, soit les valeurs respectivement issues des services d'approvisionnement et de régulation. D'où une focalisation sur les services d'absorption du carbone, de protection contre les crues et de lutte contre l'érosion.

De plus, une autre particularité de la démarche est de développer une approche à la manière d'Amartya Sen, basée sur la vulnérabilité, les capacités, la liberté de choix comme représentation du bien-être, s'éloignant ainsi du calcul utilitariste classique et se rapprochant aussi des initiatives visant à retravailler le concept de PIB. Pour autant, cette démarche n'a pas eu pour conséquence de revisiter les fondements *a priori* antinomiques de l'économie du bien-être dont est issue la VET (basée sur l'utilitarisme de John Stuart Mill). En réalité, les deux dimensions économiques (valeur monétaire des services écosystémiques d'une part, composantes du bien-être d'autre part) n'ont guère été mises en relation au sein du rapport de l'EM.

Au final, si on regarde à nouveau le tableau des services de l'EM (figure 2.1, au chapitre suivant), on peut considérer que les services d'appui, trop proches des fonctions écologiques, et les services culturels sont en dehors du champ de l'évaluation monétaire. De même, toute la partie droite du tableau est peu concernée par cette même évaluation. Reste donc l'évaluation de la valeur économique des services d'approvisionnement et de régulation, les conflits et compromis (*trade-offs*) entre ces services et les variations dans les valeurs issues de choix de gestion.

L'analyse économique pour le financement de la conservation

L'autre grande initiative de ce début des années 2000 est l'accélération des réflexions et des outils relatifs à la conservation de la biodiversité et à son financement, notamment en milieu tropical. En effet, durant cette période, un mouvement international

largement porté par les grandes ONG de conservation intervenant en milieu tropical (WWF, Fauna and Flora International, TNC, Conservation International, Wildlife Conservation Society) réfléchit aux modalités de financement des aires protégées. L'évaluation monétaire sert alors non seulement à montrer les avantages de la conservation, mais aussi à capter des financements additionnels.

Par ailleurs, cette période est caractérisée par une remise en cause des projets de conservation et de développement intégré, qui constituent jusqu'alors le fer de lance des politiques de conservation en milieu pauvre. Le bilan que de nombreux acteurs font à cette époque est que le soutien à des activités génératrices de revenus permettant d'augmenter les recettes issues d'activités durables a un impact limité (en termes de changement de pratiques et donc d'efficacité d'environnementale) ou trop lent. De fait, il convient, selon ces acteurs, de privilégier les financements directs. « Payer directement pour la conservation » plutôt que « payer pour des activités qui permettent la conservation » semble être le leitmotiv de ses promoteurs, notamment l'UICN et le service Économie du développement de la Banque mondiale.

C'est dans ce contexte qu'émerge la thématique des paiements pour services environnementaux ou écosystémiques (PSE). Cette idée de faire payer directement les fournisseurs de services par les bénéficiaires est proposée par des économistes institutionnels – tels Stefano Pagiola et Agnes Kiss (Banque mondiale), Sven Wunder (CIFOR) et Joshua Bishop (UICN) – et des économistes universitaires tels que Paul Ferraro (Université d'État de la Géorgie) ou Geoffrey Heal (Université Columbia).

Cet outil, s'il suscite de nombreuses controverses au début des années 2000, bénéficie toutefois d'une forte couverture médiatique dans le monde non universitaire. Les institutions telles que l'OCDE, la FAO, le PNUE et la Banque mondiale sont très investies dans le soutien à ce type d'initiatives, relayées par ces nouveaux acteurs que sont les réseaux et plateformes Internet. Bénéficiant de l'essor d'Internet, ces réseaux d'acteurs reliés par

leur souhait de promouvoir les outils marchands pour conserver la biodiversité naissent dès la fin des années 1990 : Forest Trends, une ONG créée en 1998 et spécialisée dans la foresterie ; Ecosystem Marketplace et Katoomba Group, des réseaux créés respectivement en 1999 et 2005 ayant pour objectif de promouvoir les marchés et les PSE ; la Conservation Finance Alliance, un réseau créé en 2002 pour renforcer la recherche de financement pour la conservation de la biodiversité ; etc. Tous ces réseaux fortement imbriqués sont soutenus par la plupart des acteurs mentionnés précédemment (ONG de conservation, agences onusiennes, fondations philanthropiques, centres d'études et de recherches), auxquels se rajoutent de nouveaux acteurs : les entreprises privées et les milieux de la finance.

Vers une synthèse de l'apport de l'évaluation monétaire : le processus TEEB

Ces dynamiques scientifiques et institutionnelles créées d'une part par l'EM et, d'autre part, par les promoteurs d'instruments marchands pour la conservation de la biodiversité se retrouvent au sein de l'initiative TEEB. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* est une initiative intergouvernementale née durant le sommet du G8+ de Potsdam en 2007, sous l'impulsion de l'Allemagne et de la Commission européenne (TEEB, 2008). Le projet TEEB est intéressant à plus d'un titre pour notre propos. Il correspond à un état des connaissances en matière d'économie des services écosystémiques au début de la décennie 2010. Il illustre les tendances méthodologiques, l'évolution des études de cas et la volonté de faire converger différents flux d'idées provenant d'acteurs et d'institutions diverses. Son intérêt réside également dans le fait qu'il s'adresse aux non-spécialistes (décideurs, entreprises, médias) en adoptant une vision globale (Nord et Sud) et multiécosystémique.

Partant du principe qu'une grande partie des pressions actuelles résulte de défaillances du marché, TEEB a pour objectif d'améliorer la prise en compte des services écosystémiques dans les politiques publiques. L'atteinte de cet objectif passe avant tout par une évaluation monétaire de ces services. Cette évaluation n'est pas réalisée en soi. Il ne s'agit pas ici de mettre l'accent sur la VET, par exemple. L'orientation choisie consiste à utiliser l'information issue de l'évaluation monétaire à des fins de choix de gestion.

De fait, le projet TEEB met l'accent sur les changements marginaux (variation de la valeur en fonction de scénarios donnés), dans une optique d'évaluation du coût de l'inaction, à l'image de celle développée par Stern pour le changement climatique. Un groupe de travail a donc été constitué afin d'amorcer une évaluation du coût de l'inaction. Confiée à une équipe d'experts dirigée par deux chercheurs européens (Leon Braat et Patrick ten Brink), cette étude, intitulée *The Cost of Policy Inaction: The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target* est parvenue à évaluer la perte de services écosystémiques à environ 50 milliards d'euros par an à l'horizon 2050 (Braat et ten Brink, 2008, p. 28).

De même, conscients du fait que les données économiques sont disponibles au cas par cas et du coût et du temps à consacrer pour acquérir d'autres données, les auteurs proposent de recourir à la méthode du transfert des bénéfices. Cette technique, très étudiée au début des années 1990, connaît un renouveau en cette période post-EM. Elle vise à transférer ailleurs (à certaines conditions) les résultats d'une évaluation réalisée sur un bien ou service écosystémique à un endroit donné. L'intérêt de ce renouveau s'inscrit pleinement dans la volonté internationale d'établir des bases de données permettant de couvrir au mieux (en mobilisant cette méthode) une représentation la plus totale des services écosystémiques à travers le monde.

L'intérêt est également important dans l'optique d'une spatialisation de ces évaluations. En effet, une des tendances actuelles, très perceptible dans le projet TEEB, mais aussi dans la littérature scientifique et dans les réseaux de conservation mentionnés ci-dessus, est le souhait de coupler les évaluations économiques à une représentation spatialisée des services écosystémiques.

Enfin, les auteurs insistent sur la mise en perspective des résultats de l'évaluation et sur les limites de celle-ci (actualisation et générations futures, sensibilité des résultats aux données initiales et aux incertitudes), ainsi que sur la nécessité de les associer à des évaluations non monétaires (des procédures délibératives, par exemple).

Les tendances post-TEEB

L'ouvrage paru dans le cadre du projet TEEB sous le titre *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economical Foundations* (TEEB, 2010) est probablement une des synthèses de l'économie de l'environnement les plus complètes du début de la décennie 2010. En plus de constituer un état des lieux et de capitaliser les savoirs associés à la discipline, il ouvre plusieurs pistes de travail qui jalonnent encore aujourd'hui l'activité des économistes de l'environnement. Trois d'entre elles nous paraissent traduire une évolution significative : i) l'ajustement des comptes nationaux grâce à une meilleure évaluation des services écosystémiques ; ii) la constitution de bases de données sur l'évaluation monétaire ; iii) le développement des instruments du marché. Nous les passons rapidement en revue.

L'ajustement des comptes nationaux grâce à une meilleure évaluation des services écosystémiques

Un des mérites de l'EM et du projet TEEB est d'avoir mis l'accent sur la nécessité d'améliorer la prise en compte des écosystèmes dans les comptes nationaux (Weber, 2014 ; voir aussi le chapitre 15

du présent ouvrage). Il s'agit d'ailleurs d'une problématique très ancienne puisque dès les années 1970, la question des comptes patrimoniaux, celle de la comptabilité verte et plusieurs autres étaient mises en avant, autant dans la sphère universitaire que politique. D'ailleurs, un cadre statistique commun intégrant des composantes de l'environnement (eau, énergie) existe depuis le début des années 1990 à l'échelle internationale. Porté par les Nations Unies à travers sa Commission de statistique, le Système de comptabilité économique et environnementale intègre les données environnementales dans la comptabilité statistique. C'est dans ce cadre pré-existant que se sont développées, au début des années 2010, plusieurs initiatives visant à intégrer les services écosystémiques. L'Agence européenne de l'environnement réalise un projet test en 2010, la Commission de statistique des Nations Unies lance le projet Comptes écosystémiques expérimentaux du système en 2012, la Banque mondiale fait de même avec son projet WAVES (*Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services*, 2011-2015), etc. Toutes ces initiatives conduisent à élaborer un cadre commun autour de la Common International Classification of Ecosystem Services, qui s'impose au niveau international depuis le milieu des années 2010. L'engouement autour de cette intégration des services écosystémiques dans la comptabilité nationale s'est également traduit par le lancement, à partir de 2012, de plusieurs projets de recherche européens d'envergure (OPENESS, OPERA, ESMERALDA) qui combinent des données physiques, des statistiques économiques et des outils géomatiques.

La constitution de bases de données sur l'évaluation monétaire

Dans la même démarche que l'on peut résumer par « définir, mesurer et représenter spatialement les services écosystémiques », les économistes sont particulièrement investis dans la constitution de bases de données incorporant les évaluations monétaires réalisées à travers le monde. Cette initiative a eu comme point de départ l'article de Costanza *et al.* (1997), qui avaient réalisé leur évaluation

globale à partir d'une centaine de mesures. Durant les années qui ont suivi, les économistes ont poursuivi et multiplié les évaluations. Le projet TEEB a engagé un processus de constitution d'une base de données réactualisée, ce qui a donné lieu à une nouvelle évaluation globale des écosystèmes. Cette fois-ci plus de 1 300 études de cas sont référencées dans le processus TEEB (de Groot *et al.*, 2012).

Toute cette dynamique s'inscrit dans une évolution plus générale, celle de l'amélioration des techniques de transfert des bénéfices. Initialement, les données issues d'une évaluation sur un espace donné et sur un biome particulier étaient extrapolées à d'autres endroits. Si cette technique peut avoir un intérêt lorsque les conditions socioéconomiques et les caractéristiques écologiques sont semblables d'un site à l'autre, dans le cas des évaluations globales, cette technique pose un problème non négligeable. Progressivement donc, on a mis l'accent sur le développement des évaluations monétaires, avec l'aide de réseaux alliant des économistes à des établissements universitaires, des administrations ou des agences internationales. Les bases des données telles qu'EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) ou ENVALUE, qui existent depuis le début des années 1990, se sont démultipliées durant les années 2000 et 2010 : Ecosystem Services Valuation Database, ValueBase, New Zealand Non-Market Database (NZ NMDB), Valuation Database for Marine Ecosystem Services of Southern European Seas (V-MESSES), etc.

Ces bases de données permettent de réaliser des régressions statistiques qui améliorent les fonctions de transfert des bénéfices. La valeur monétaire que l'on applique à un endroit, pour un écosystème, devient alors plus précise puisque ces fonctions permettent de la relier à une série de variables telles que le revenu de la population concernée, l'âge ou le statut social des enquêtés, mais aussi la méthodologie d'enquête utilisée, le type de publication, etc. Initialement conçues pour améliorer le transfert du consentement à payer d'un site à un autre, ces méta-analyses sont dorénavant élargies à l'ensemble des services écosystémiques (Richardson *et al.*, 2015). Les études concernent des écosystèmes

à l'échelle mondiale, par exemple les lacs (Reynaud et Lanzanova, 2017), les océans (Folkersen, Fleming et Hasan, 2018), les forêts (Barrio et Loureiro, 2010), les zones côtières (Hynes *et al.*, 2018) ou les zones arides (Schild *et al.*, 2018). Elles se déclinent également à une échelle régionale ou nationale : les mangroves en Asie du Sud-Est (Brander *et al.*, 2012), l'eau en Afrique (Pettinotti, de Ayala et Ojea, 2018), divers services écosystémiques au Mexique (Lara-Pulido, Guevara-Sangines et Martelo, 2018).

Plus encore, les dynamiques actuelles se manifestent par l'usage de logiciels et de plateformes Internet (webinaires, forums, cours en ligne, etc.) associant ces bases de données économiques avec les données cartographiques au sein de modèles informatiques. Les exemples, nombreux, sont le produit de partenariats entre des scientifiques (écologues, hydrologues, économistes, modélisateurs, géographes), des ONG de conservation, des agences environnementales gouvernementales et des entreprises privées. INVEST, par exemple, modélise des scénarios de changement d'usage des terres en incorporant des données physiques et économiques. Il résulte principalement d'une collaboration entre l'Université de Stanford et celle du Minnesota, les ONG de conservation The Nature Conservancy et le WWF et l'Académie des sciences de Chine. ARIES constitue un autre exemple de combinaison d'institutions. Soutenu par l'ONG Conservation International, Earth Economics, la National Science Foundation et UVM Ecoinformatics (Université du Vermont), ARIES modélise également la spatialisation des services écosystémiques et les liens avec les bénéficiaires. D'autres exemples tels que Co\$ting Nature ou GI-Valuation méritent aussi d'être mentionnés. Si la place des évaluations monétaires dans ce type de modèle est plus ou moins importante et pas toujours facile à estimer, il paraît évident que le développement d'outils basés sur l'usage d'Internet et de l'intelligence artificielle devrait maintenir l'intérêt de leurs concepteurs pour la multiplication des données économiques mobilisables.

Les instruments du marché

L'autre grande tendance qui anime les institutions qui étudient l'interface entre conservation et développement et, partant, interpelle les économistes de l'environnement est le développement d'outils économiques basés sur la régulation par les prix. Elle s'inscrit dans une tendance plus large que nous avons décrite plus haut : la mobilisation des réseaux autour de la question de la finance environnementale. D'ailleurs, on peut remarquer que les PSE (voir le chapitre 14) sont tout autant étudiés sous l'angle de mécanismes de financement innovants (*innovative financing mechanisms*) que d'instruments du marché (*market-based instruments*). Là encore, le poids des institutions est important puisque, depuis les accords d'Aïchi et les objectifs de développement durable, la question du financement de la conservation de la biodiversité occupe une place centrale. Les institutions telles que l'OCDE, la Banque mondiale et la FAO ont fortement contribué à promouvoir les PSE. Les économistes n'ont pas toujours été d'accord sur la manière d'interpréter cet outil, et les années 2005-2015 ont vu éclore une quantité significative d'articles et de rapports visant à mieux définir les PSE, à en discuter l'arrière-plan théorique, centrant les débats autour de l'économie institutionnelle plutôt que sur les méthodes d'évaluation proprement dites. On a pu observer une opposition très marquée entre la vision issue de la nouvelle économie institutionnelle, dans la lignée des travaux de Coase, que l'on retrouve chez Sven Wunder (2005), par exemple, et celle qui est issue de l'ancienne économie institutionnelle des Commons ou de Hodgson, portée par des auteurs tels qu'Arild Vatn (Vatn, 2010 ; Froger, Méral et Muradian, 2016).

Si la question de l'écart entre la théorie (coasienne) des PSE et la réalité de leur application dans des contextes précis suscite l'intérêt des institutions (ne serait-ce que parce qu'elles se rendent bien compte de cette différence), celles-ci poussent de plus en plus les économistes à s'intéresser à l'évaluation de ces dispositifs. Ainsi, depuis le milieu des années 2010, se développent de manière exponentielle les évaluations économiques des PSE. Deux axes de travail sont observables. Dans le

premier, certains économistes ont recours à l'économie comportementale pour tenter d'évaluer l'impact des PSE sur les motivations des bénéficiaires. Dans certains cas, les paiements réduisent la motivation intrinsèque des bénéficiaires pour la conservation de la biodiversité (effet d'éviction – *crowding out*) ; dans d'autres cas, c'est l'effet inverse qui est constaté (effet d'admission – *crowding in*). Le deuxième axe s'intéresse à la manière d'évaluer l'impact de ces dispositifs sur la conservation de la biodiversité (le taux de déforestation, par exemple). Dans ce cas, on mobilise davantage les techniques économétriques de l'évaluation des politiques publiques. Ces deux axes de travail constituent une orientation majeure de l'économie de l'environnement. Ils sont portés, en fait, par une tendance plus générale visant à améliorer les preuves scientifiques pour mieux aider à la décision, ce qui renvoie à la notion de politique fondée sur des données probantes (*evidence-based policy*).

Les mécanismes du marché ne se limitent pas aux PSE. Les auteurs de travaux récents ont cherché à créer des typologies des instruments du marché, à l'image des premiers travaux en économie de l'environnement tels que ceux de Baumol et Oates (1979). L'OCDE, à nouveau à la pointe de ce type d'initiatives, a publié en 2014 un ouvrage intitulé *Renforcer les mécanismes de financement de la biodiversité*, passant en revue l'ensemble des dispositifs existants (OCDE, 2014). La compensation des atteintes à la biodiversité suscite alors l'intérêt des économistes, qui publient de nombreux travaux de recherche sur les banques de compensation ou la compensation des atteintes à la biodiversité (*biodiversity offsets*). Ces dispositifs sont étudiés depuis le début de la décennie 2010, essentiellement à l'initiative des institutions, bien qu'on en trouve aussi des analyses poussées dans la littérature (Pirard et Lapeyre, 2012 ; Froger *et al.*, 2015).

Conclusion

Ce rapide panorama historique avait pour objectif de montrer l'importance des institutions dans l'évolution et le pilotage des évaluations monétaires en

économie de l'environnement et, plus récemment, en ce qui concerne la biodiversité et les services écosystémiques. Nous voyons ainsi que l'émergence de la notion de service écosystémique sur la scène internationale a suscité un véritable engouement pour l'évaluation monétaire ; donnant par là même une forte visibilité aux calculs économiques. La communauté scientifique s'est progressivement structurée, notamment avec la naissance en 2013 du réseau Ecosystem Service Partnership, qui possède sa propre revue (*Ecosystem Service*) et qui anime des conférences sur ce thème un peu partout dans le monde.

Il est intéressant de noter que cette communauté rayonne bien au-delà du monde des économistes et qu'elle est même portée principalement par des scientifiques engagés dans la conservation de la biodiversité (essentiellement des écologues). Le besoin de données économiques exprimé par cette communauté scientifique ayant des liens avec les institutions internationales invite à la plus grande prudence de la part des économistes. En effet, dans un tel contexte, la moindre donnée économique produite bénéficie d'une médiatisation accrue. Cette situation invite à un renforcement de la rigueur quant aux modalités de calcul et aux techniques employées, ainsi qu'à une transparence accrue quant aux hypothèses formulées et aux incertitudes inhérentes au calcul.

Notons enfin que l'importance prise par l'évaluation monétaire dans le domaine de la conservation de la biodiversité conduit d'autres scientifiques à revendiquer des méthodes différentes. Il convient par exemple de bien suivre les progrès réalisés par l'évaluation monétaire délibérative ou par les approches institutionnalistes (plus narratives qu'évaluatives). Très récemment, la revue *Nature* évoquait l'importance prise par une vision différente des services écosystémiques, qui serait au cœur des discussions au sein du prochain rapport de l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Masood, 2018). Basée sur l'idée de « contribution de la nature à la population », cette nouvelle approche

viserait à mettre davantage en avant les savoirs locaux, la science citoyenne, les différentes cultures associées à la biodiversité, et pas seulement la vision monétaire très occidentale qui sous-tend la notion de service écosystémique (Díaz *et al.*, 2018).

L'intérêt croissant pour les évaluations monétaires montre à quel point elles font dorénavant partie de l'ordre du jour politique international. L'évaluation n'est pas seulement la réponse technique à la commande d'un décideur, mais également une information supplémentaire pour le débat public, le plaidoyer, la controverse, etc. Le savoir est tout aussi important que la maîtrise des techniques. C'est probablement le prix à payer pour une bonne expertise en économie de l'environnement.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Barrio, M. et M. L. Loureiro (2010). «A meta-analysis of contingent valuation forest studies», *Ecological Economics*, vol. 69, n° 5, p. 1023-1030.
- Baumol, W. J. et W.E. Oates (1979). *Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life*, Englewood Cliffs, Prentice-Hall.
- Braat, L. et P. ten Brink (dir.) (2008). *The Cost of Policy Inaction: The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, Wageningen, Alterra, <<https://www.cbd.int/financial/doc/copi-2008.pdf>>, consulté le 7 mars 2019.
- Brander, L.M., A.J. Wagtendonk, S.S. Hussain, A. McVittie, P.H. Verburg, R. S. de Groot et S. van der Ploeg (2012). «Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application», *Ecosystem Services*, vol. 1, n° 1, p. 62-69.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. vandenBelt (1997). «The value of the world's ecosystem services and natural capital», *Nature*, vol. 387, n° 6630, p. 253-260.
- Dasgupta, P.S. et G.M. Heal (1979). *Economic Theory and Exhaustible Resources*, Cambridge, Cambridge University Press.

- de Groot, R., L. Brander, S. van der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussain, P. Kumar, A. McVittie, R. Portela, L.C. Rodriguez, P. ten Brink et P. van Beukering (2012). « Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units », *Ecosystem Services*, vol. 1, n° 1, p. 50-61.
- Díaz, S., U. Pascual, M. Stenseke, B. Martín-López, R.T. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K.M. Chan, I.A. Baste et K.A. Brauman (2018). « Assessing nature's contributions to people », *Science*, vol. 359, n° 6373, p. 270-272.
- Folkersen, M.V., C.M. Fleming et S. Hasan (2018). « The economic value of the deep sea: A systematic review and meta-analysis », *Marine Policy*, vol. 94, p. 71-80.
- Froger, G., V. Boisvert, P. Méral, J.-F. Le Coq, A. Caron et O. Aznar (2015). « Market-Based Instruments for Ecosystem Services between Discourse and Reality: An Economic and Narrative Analysis », *Sustainability*, vol. 7, n° 9, p. 11595-11611.
- Froger, G., P. Méral et R. Muradian (2016). « Controverses autour des services écosystémiques », *L'Économie politique*, n° 1, p. 36-47.
- Georgiou, S., D. Whittington, D. Pearce et D. Moran (1997). *Economic Values and the Environment in the Developing World*, Cheltenham, Elgar.
- Hynes, S., A. Ghermandi, D. Norton et H. Williams (2018). « Marine recreational ecosystem service value estimation: A meta-analysis with cultural considerations », *Ecosystem Services*, vol. 31, p. 410-419.
- Lara-Pulido, J. A., A. Guevara-Sangines et C.A. Martelo (2018). « A meta-analysis of economic valuation of ecosystem services in Mexico », *Ecosystem Services*, vol. 31, p. 126-141.
- Masood, E. (2018). « Battle over biodiversity », *Nature*, vol. 560, p. 423-425.
- McNeely, J.A. (1988). *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*, Washington, Island Press.
- Méral, P. (2012). « Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 20, n° 1, p. 3-15.
- Méral, P. (2016). « Les racines économiques du concept de service écosystémique », dans P. Méral and D. Pesche, *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae, p. 75-98.
- Méral, P. et D. Pesche (2016). *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae.
- Munasinghe, M. et J.A. McNeely (1994). *Protected Area Economics and Policy: Linking Conservation and Sustainable Development*, Washington, World Bank.
- Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (1994). *Évaluation des projets et des politiques : intégrer l'économie et l'environnement*, Paris, OCDE.
- Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (2014). *Renforcer les mécanismes de financement de la biodiversité*, Paris, OCDE.
- Pearce, D. et D. Moran (1994). *The Economic Value of Biodiversity*, Londres, Earthscan.
- Pettinotti, L., A. de Ayala et E. Ojea (2018). « Benefits from water-related ecosystem services in Africa and climate change », *Ecological Economics*, vol. 149, p. 294-305.
- Pirard, R. et R. Lapeyre (2012). « Classifying market-based instruments for ecosystem services: A rough guide to the literature jungle », *Conference on the Regulatory and Institutional Frameworks for Market for Ecosystem Services*, University of Surrey.
- Reynaud, A. et D. Lanzasova (2017). « A global meta-analysis of the value of ecosystem services provided by lakes », *Ecological Economics*, vol. 137, p. 184-194.
- Richardson, L., J. Loomis, T. Kroeger et F. Casey (2015). « The role of benefit transfer in ecosystem service valuation », *Ecological Economics*, vol. 115, p. 51-58.
- Salles, J.-M. (2013). « La modélisation économique peut-elle aider à préserver la biodiversité? », *UMR LAMETA, Études et synthèses*, ES n° 2013-02, Montpellier.
- Schild, J.E.M., J.E. Vermaat, R.S. de Groot, S. Quatrini et P.M. van Bodegom (2018). « A global meta-analysis on the monetary valuation of dryland ecosystem services: The role of socio-economic, environmental and methodological indicators », *Ecosystem Services*, vol. 32, p. 78-89.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB (2008). *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité. Rapport d'étape*, Communautés européennes.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Londres et Washington, Earthscan.

Vatn, A. (2010). «An institutional analysis of payments for environmental services», *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, p. 1245-1252.

Weber, J.-L. (2014). «Ecosystem natural capital accounts: A quick start package», *Technical Series*, n° 77, p. 248.

World Resources Institute – WRI (2003). *Les écosystèmes et le bien-être de l'Homme : un cadre d'évaluation – Résumé*, rapport du Groupe de travail sur le cadre conceptuel de l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.6.aspx.pdf>>, consulté le 7 mars 2019.

Wunder, S. (2005). *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*, Bogor, CIFOR.

CHAPITRE

2

Les services écosystémiques

Définitions et controverses

Géraldine Froger, Philippe Méral et Samuel Yonkeu

Introduction

Comme on vient de le voir au chapitre 1, la référence aux « services écosystémiques » est désormais incontournable dans les discours scientifiques et politiques qui entendent traiter des rapports entre nature et sociétés. Si la paternité du concept de « services écosystémiques » est attribuée aux travaux de Costanza *et al.* (1997), de Daily (2007) et de Daily *et al.* (1997), il n'en reste pas moins que l'idée de « services » rendus par les écosystèmes à l'humanité est déjà présente en 1970 dans le rapport de la Study of Critical Environmental Problems (SCEP, 1970), puis, dès la fin des années 1970, dans les travaux de Westman (1977), d'Ehrlich et Ehrlich (1981) et d'Ehrlich et Mooney (1983). Y sont illustrées les problématiques de la dégradation des écosystèmes par les activités humaines, l'importance, la variété et la multiplicité des services rendus à l'homme par les écosystèmes, ainsi que l'impossibilité ou le coût élevé de la substitution de ces « services ». À l'origine d'une simple métaphore destinée à alerter l'opinion publique, cette idée a donné lieu à l'émergence d'un concept, celui de services écosystémiques (*ecosystem services*) (Méral, 2012 ;

Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 ; Méral et Pesche 2016). Selon la définition initiale de Daily *et al.* (1997), la plus reprise actuellement, ces services correspondent aux « bénéfices fournis aux sociétés humaines par les écosystèmes naturels ».

Avec la participation de 1 360 experts de 95 pays, l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EM ; en anglais, Millennium Ecosystem Assessment – MEA) a contribué à populariser ce concept en dehors même des sphères scientifiques (MEA, 2005). Les auteurs de l'EM distinguent ainsi quatre grands types de services écosystémiques¹ : 1) les services d'approvisionnement (biens commercialisables tels que les produits agricoles, le bois, les plantes médicinales, etc.) ; 2) les services de régulation (maintien de la qualité de l'air, régulation du climat, cycle de l'eau, purification de l'eau et traitement des déchets, contrôle de l'érosion, etc.) ; 3) les services culturels (valeurs esthétiques, religieuses, patrimoniales, aspects récréatifs, etc.) ; 4) les services de soutien nécessaires pour la production de tous les autres services de l'écosystème (cycle du carbone, formation des sols, etc.) (MEA, 2005). Ainsi, les services écosystémiques incluent les bénéfices matériels et non matériels tirés des

1. De nombreuses classifications ont été proposées (de Groot, Wilson et Boumans, 2002 ; Zhang *et al.*, 2007 ; Patterson et Coelho, 2009), mais celle qui prédomine actuellement dans la littérature est celle de l'EM. Certains auteurs mentionnent cependant la difficulté de relier les catégories de services de l'EM à des catégories utiles à la prise de décision (Pearce, 2007). D'autres s'interrogent sur cette classification et séparent les services de régulation situés en amont (Le Coq *et al.*, 2012).

écosystèmes dans leur état naturel ou modifiés par les pratiques humaines (Karsenty, Sembrés et Perrot-Maître, 2009).

Du fait de sa popularité et de son succès² dans les sphères scientifiques et politiques, la notion de services écosystémiques est de plus en plus considérée comme un acquis. Or, de nombreuses controverses y sont associées, car le terme est polysémique et son usage est multiple (Froger, Méral et Muradian, 2016; Méral, 2016). Il nous semble donc important de mettre à plat et en débat cette notion devenue concept. L'objectif de ce chapitre est double. Le premier est d'identifier les significations associées aux services écosystémiques, en revenant sur diverses définitions. C'est l'objet des deux premières sections : la première met l'accent sur la notion même de ressources naturelles et la deuxième revient sur les origines historiques de la notion de services écosystémiques, avant de les définir en termes d'externalités et de biens publics. Le second objectif vise à identifier les principaux débats autour du concept de services écosystémiques, en pointant plusieurs controverses qu'il génère. C'est l'objet de la troisième et dernière section.

Éléments de définition : de la notion de ressources naturelles à celle d'écosystème

La notion de services écosystémiques prend sens avec celle de ressources naturelles, que l'on vise à expliciter dans cette première section. Il existe plusieurs définitions de la notion de ressources naturelles selon le « sens commun³ » ou le contexte du commerce international. Elles restent constitutives d'écosystèmes.

Selon le « sens commun », une ressource naturelle est un bien, une substance ou un phénomène présent dans la nature et exploité pour les besoins d'une société humaine. Il peut donc s'agir soit d'une matière première minérale, comme l'eau, soit d'une matière organique d'origine vivante, comme le poisson, ou d'origine fossile, comme le pétrole, le charbon, le gaz naturel ou la tourbe. Il peut s'agir aussi d'une source d'énergie, comme l'énergie solaire ou éolienne ou, par extension, d'un service écosystémique comme la production d'air respirable, d'eau douce, etc.

Dans le contexte du commerce international, les ressources naturelles sont définies comme étant les « stocks de matières présentes dans le milieu naturel qui sont à la fois rares et économiquement utiles pour la production ou la consommation, soit à l'état brut, soit après un minimum de transformation » (OMC, 2010, p. 46). Il faut noter, dans cette définition, le qualificatif « économiquement utiles ». Par exemple, l'eau de mer est une substance naturelle qui recouvre une grande partie de la surface du globe, mais dont la valeur intrinsèque ou directe pour la consommation ou la production est limitée. Les objets de la nature doivent aussi être rares au sens économique pour être considérés comme des ressources naturelles, sinon on pourrait en consommer autant qu'on veut sans que cela ait un coût pour soi ou pour les autres. Selon cette définition, l'air ne serait pas considéré comme une ressource naturelle parce qu'on peut l'obtenir gratuitement, simplement en respirant. Cela ne veut pas dire que l'air (en particulier l'air pur) ni, d'ailleurs, l'eau de mer (par exemple en tant que puits de carbone) soient sans valeur, mais cela signifie qu'ils ne correspondent pas à des produits pouvant être échangés sur les marchés.

2. Ne serait-ce que dans les bases de données internationales Web of Science ou Scopus, Jeanneaux, Aznar et de Mareschal (2012) ont montré une multiplication par neuf du nombre d'articles traitant des services écosystémiques en dix ans. Au-delà de la littérature scientifique, se développe également rapidement toute une série d'ouvrages et de rapports issus d'initiatives institutionnelles aujourd'hui bien connues, par exemple le rapport Stern (2006) et *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010). Enfin, de très nombreux réseaux ont été créés au début des années 2000 pour promouvoir ces notions dans le champ plus opérationnel des politiques et projets de conservation de la biodiversité (Méral, 2012).

3. Le « sens commun » désigne l'idée intuitive que se font la plupart des gens sur les ressources naturelles.

La vision des ressources naturelles selon le contexte du commerce international fait une distinction entre ce qui est ou n'est pas une ressource naturelle. Tous les produits primaires ne sont pas considérés comme des ressources naturelles. Par exemple, alors que la plupart des produits agricoles, y compris les produits alimentaires, sont des produits primaires, ils ne sont pas classés parmi les ressources naturelles, et ce, pour plusieurs raisons. D'abord, leur production nécessite d'autres ressources naturelles comme intrants, en particulier la terre et l'eau, mais aussi différents types d'engrais. Surtout, les produits agricoles sont cultivés et non extraits du milieu naturel. Les produits de la pêche et les produits forestiers sont considérés comme des ressources naturelles. Ils peuvent être cultivés – aquaculture dans le premier cas, gestion forestière dans le second –, mais traditionnellement, ils étaient simplement extraits de la nature (écosystèmes d'eau pour l'un, écosystèmes forestiers naturels pour l'autre), comme c'est d'ailleurs toujours le cas pour la plupart.

Les ressources naturelles peuvent être considérées comme du capital naturel, distinct du capital matériel et humain, dans la mesure où elles ne sont pas créées par l'activité humaine. Le capital naturel peut être un intrant potentiellement important dans la « fonction de production » d'un pays : $Y = f(K, L, N)$, où Y représente la production, K le capital, L le travail et N les ressources naturelles.

Il est important de faire une distinction entre les ressources naturelles, en tant que facteurs de production, et les ressources naturelles, en tant que marchandises pouvant faire l'objet d'échanges nationaux et internationaux. Par exemple, les minéraux, le pétrole et d'autres matières peuvent être extraits et peuvent entrer dans le commerce international, mais d'autres ressources peuvent former la base économique de différents secteurs de l'économie nationale ; de ce fait, elles n'entrent dans le commerce que de manière indirecte (Giovannucci *et al.*, 2009). Par exemple, le climat et les paysages

peuvent être exportés par le biais du tourisme. De même, la terre agricole, qui est la ressource naturelle « fixe, immobile » par excellence, peut être exportée à travers les produits agricoles qui y sont cultivés. Ainsi, fondamentalement, les ressources naturelles sont souvent un motif d'échange et non des biens marchands à proprement parler.

En définitive, nous privilégions la définition suivante : les ressources naturelles sont les matières premières et toute autre matière de la nature dont les propriétés sont utilisées par l'homme ou par d'autres espèces vivantes, pour satisfaire un besoin. Les ressources naturelles sont l'eau, l'air, la terre, le soleil, mais aussi les matières premières (métaux, minerais), les organismes vivants (microorganismes, matières végétales, forêts, animaux) et les combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz naturel). Les ressources naturelles sont avant tout des éléments qui assurent les conditions d'émergence et d'entretien de la vie en général (le soleil, l'eau, l'air, les espèces vivantes ; Newman, 2012). Cette définition traduit en fait l'évolution de la notion des ressources naturelles (depuis les années 1970), qui tend à s'élargir aux ressources utiles à tout écosystème et à l'ensemble des secteurs socioéconomiques, accompagnant ainsi les avancées de la connaissance scientifique et des progrès techniques. Ainsi les surfaces de sol disponibles, la qualité de l'eau ou de l'air, l'aspect des paysages, la biodiversité⁴, etc. constituent d'autres aspects des ressources naturelles. On qualifie maintenant un élément écopaysager de ressource naturelle quand il peut satisfaire un des besoins de l'être humain, mais aussi des communautés écologiques qui constituent les écosystèmes. Les habitats naturels, résultant pour partie de l'activité des espèces qui y vivent, sont ainsi eux-mêmes considérés comme des ressources naturelles.

Cette vision des ressources naturelles, qui intègre les deux visions développées dans les paragraphes ci-dessus, permet une prise en compte plus complète des potentialités des ressources naturelles

4. La diversité est ainsi devenue une nouvelle ressource pour le génie génétique, ressource valorisée par le brevetage du vivant, par ailleurs très discuté pour des raisons éthiques et de risque écotecnologique.

dans la fourniture des besoins des êtres vivants et ouvre la porte à une analyse élargie de la valeur économique des ressources naturelles, au-delà de leur seule valeur marchande.

Les ressources naturelles peuvent être également définies au sens large à l'aide des exemples présentés dans le tableau ci-dessous.

Généralement, on ne présente qu'une seule dimension de la classification des ressources naturelles, celle relative au temps (lignes du tableau 2.1). On peut cependant y ajouter une deuxième dimension, liée à leurs caractéristiques physiques (colonnes du tableau 2.1). Il convient de noter que de nombreuses ressources naturelles peuvent inclure des « maux » et des « biens » (les biens publics, dont il sera question plus loin). La dimension temporelle met en avant la capacité de renouvellement de la ressource naturelle. Les ressources naturelles épuisables sont celles dont le renouvellement est lent et qui peuvent par conséquent être considérées comme « données une fois pour toutes par

la nature » ; les ressources naturelles renouvelables se renouvellent plus rapidement, dans un intervalle de temps suffisant pour que les décisions des agents économiques exercent une action sur le stock futur de la ressource naturelle ; les ressources naturelles extensibles sont celles dont le renouvellement est rapide, de sorte que les décisions des agents économiques n'ont pas d'effet ou presque sur le stock futur. Il existe une corrélation entre les caractéristiques physiques et le renouvellement, mais elle n'est pas parfaite.

C'est la combinaison de ces différentes visions des ressources naturelles qu'il faudra prendre en compte dans la valorisation des biens et services écosystémiques. Les enjeux liés à la gestion des ressources naturelles – à savoir : l'épuisement des ressources naturelles (érosion des sols, déforestation, destruction des habitats et de la biodiversité, épuisement des ressources halieutiques), les phénomènes de pollution (qui touchent à l'évidence la plupart des pays et constituent un danger de plus en plus menaçant pour la qualité de l'eau, du sol

TABLEAU 2.1

Exemples de ressources naturelles

	Biologiques	Minières non énergétiques	Énergétiques	Environnementales
Extensibles (expendable)	La plupart des produits agricoles	Sel	Rayonnement solaire Énergie hydroélectrique Éthanol	Pollution sonore Pollution atmosphérique (NO _x , SO _x , particules) Pollution de l'eau
Renouvelables (renewable)	Bois et produits forestiers Poissons Bétail Faune sauvage faisant l'objet d'un prélèvement		Bois de chauffage Énergie hydroélectrique Géothermie	Eaux souterraines Air Pollution persistante : air, eau Populations animales Forêts
Épuisables (depletable)	Espèces menacées	La plupart des produits miniers Terres fertiles (top soil)	Pétrole, gaz naturel, charbon, uranium	Faune et flore « primaire » Couche d'ozone Eaux fossiles

Source: Adapté de Sweeney (1993).

et de l'air), les modes de production et de consommation actuels et le changement climatique à l'échelle planétaire – sont identiques à ceux qui sont liés à la valorisation des biens et services écosystémiques. Ces facteurs posent le problème de la suffisance des ressources naturelles, éléments essentiels de la planète pour subvenir aux besoins d'une population mondiale de plus en plus nombreuse. Certaines études récentes ont révélé que la Terre a perdu 33 % de ses richesses en écosystèmes et en ressources naturelles renouvelables au cours des trente dernières années, période pendant laquelle la demande, elle, a augmenté de 50 % (OCDE, 2001, p. 20). La fragilité et la limite de certaines ressources caractérisent les ressources non renouvelables (ex. : le pétrole), par opposition aux ressources renouvelables (ex. : la biomasse), qui ne sont pas pour autant inépuisables si leur capacité de renouvellement n'est plus respectée.

L'ensemble des ressources naturelles de la planète appartient à des communautés écologiques aquatiques ou terrestres, qui constituent les écosystèmes. Ces écosystèmes constituent une source de services variés (usages directs, indirects, potentiels et passifs) qui impactent directement le bien-être des humains (Limoges, 2009). Un écosystème est un complexe dynamique de populations végétales, animales et microorganiques, associées à leur milieu non vivant et interagissant en tant qu'unité fonctionnelle (MEA, 2005). Les écosystèmes sont les moteurs productifs des communautés des espèces de la planète qui réagissent réciproquement les unes avec les autres et avec les milieux physiques dans lesquels elles vivent. Parmi les exemples d'écosystèmes, on peut citer les déserts, les savanes, les forêts tropicales ou boréales, les prairies, les zones humides (rivières, fleuves, eaux côtières et de haute mer, marais, marécages, lacs, retenues d'eau artificielles), les îles, les montagnes, les récifs coralliens, les parcs urbains, les terres agricoles cultivées. Ces écosystèmes peuvent être regroupés en cinq catégories : les agroécosystèmes, les écosystèmes de la prairie, les écosystèmes forestiers, les écosystèmes d'eau douce, les écosystèmes côtiers et marins (UNDP *et al.*, 2000). Ces

écosystèmes, de par leur dynamique, fournissent à l'espèce humaine de nombreux biens et services écologiques indispensables à sa survie (MEA, 2005).

Les écosystèmes peuvent être relativement peu perturbés par les êtres humains (ex. : les forêts pluviales vierges des zones côtières d'Afrique centrale), ou bien fortement modifiés par des activités anthropiques, comme le sont les exploitations agricoles. L'humanité est complètement dépendante des écosystèmes. De l'eau que nous buvons à la nourriture que nous mangeons, de la mer qui nous donne sa richesse de produits à la terre sur laquelle nous construisons nos maisons, les écosystèmes produisent des biens et des services sans lesquels nous ne pourrions exister. Les écosystèmes rendent la Terre habitable en purifiant l'air et l'eau, en maintenant la biodiversité, en décomposant et en recyclant les éléments nutritifs et en fournissant un très grand nombre d'autres fonctions critiques. Par leur générosité productrice, ils contribuent à la pérennisation de nos économies qui, à leur tour, fournissent de l'emploi, en particulier dans les pays à bas et moyen revenu. L'agriculture, la foresterie et la pêche permettent de créer un emploi sur deux au niveau mondial, et sept emplois sur dix en Afrique noire, en Asie de l'Est et dans le Pacifique. Dans le quart des nations du monde, les produits agricoles, le bois de construction et le poisson continuent à contribuer davantage à l'économie que les produits industriels (World Bank, 1999, p. 28-31 et 192-195). À elle seule, l'agriculture mondiale produit pour 1 300 milliards de dollars américains d'aliments et de fibres chaque année (HLPE, 2016). Les écosystèmes et les ressources naturelles, outre qu'ils fournissent des biens et des services aux communautés, peuvent devenir un véritable moteur de croissance, par le biais, par exemple, de la rétribution des services environnementaux, de la fourniture de produits pharmaceutiques, de la fourniture d'intrants pour des produits fabriqués en Afrique ou ailleurs et d'activités touristiques durables qui profitent aux pauvres. L'exploitation durable des biens et services environnementaux peut et doit faire partie intégrante du cheminement vers une économie verte. Il est nécessaire de développer la

sensibilité des décideurs et du public à la valeur économique des biens et services écosystémiques (Méral, 2016). Les écosystèmes ont également des valeurs spirituelles, religieuses, esthétiques et récréatives. À tous les égards, le développement et la sécurité humaine sont intimement liés à la productivité des écosystèmes.

Vers le concept de services écosystémiques

C'est dans cet esprit de dépendance de l'humanité aux écosystèmes que s'est développée l'approche par les services écosystémiques. Même si on trouve dans les textes anciens, par exemple dans le *Critias* de Platon, des références aux services de régulation fournis par les forêts dans l'alimentation en eau des bassins versants exploités par les agriculteurs, il faut attendre la prise de conscience évoquée ci-dessus, au début des années 1970, pour voir émerger de manière explicite la notion de service écosystémique. La première vue d'ensemble est proposée en 1970 dans un rapport du projet *Study of Critical Environmental Problems*⁵. Ce groupe de travail réunissant une centaine d'experts au Massachusetts Institute of Technology en juillet 1970 avait pour objectif d'adopter une vision globale des enjeux environnementaux, notamment le climat et les océans. Selon Mooney et Ehrlich (1997), on dispose grâce à ce rapport d'une première liste de services écosystémiques :

Contrôle des parasites, pollinisation, pêche, régulation du climat, conservation des sols, prévention des inondations, formation des sols, cycle nutritionnel, composition de l'atmosphère (SCEP, 1970, p. 122-125 – notre traduction).

Par la suite, Westman (1977) parle de «*Nature's services*», tandis qu'Ehrlich, Ehrlich et Holden (1977) évoquent le terme de «*public services of the*

global ecosystem». Il faut sans doute attendre Ehrlich et Ehrlich (1981), puis Ehrlich et Mooney (1983), pour que la notion de services écosystémiques soit clairement explicitée dans la littérature. Si cette notion est souvent utilisée comme une métaphore, elle devient un concept à part entière à la fin des années 1990 grâce à l'ouvrage de Daily (1997) et à l'article de Costanza *et al.* (1997). Leur argument principal est qu'aucune synthèse globale des données ne permet d'obtenir une approximation de la valeur économique totale de l'ensemble des services fournis par la biosphère. Ces données sont le plus souvent affectées à des écosystèmes particuliers, à des méthodes particulières et à des situations spécifiques (estimation des avantages nets liés à la création d'un parc, évaluation de la déforestation, évaluation de la disparition de la mangrove).

L'objectif de l'article de Costanza *et al.* (1997) est donc de proposer une synthèse des données existantes et d'établir une première approximation de la valeur monétaire de la biosphère. La méthode retenue consiste à estimer la valeur monétaire par hectare et par biome, puis à multiplier ce résultat par la surface que représente sur Terre chaque biome, pour enfin faire la somme des valeurs obtenues. Le travail a consisté à recenser et compléter les estimations grâce une base de données de plus de 100 études. Les auteurs estiment à 33×10^{12} \$ US la valeur annuelle des services écosystémiques à l'échelle mondiale (63 % pour les services marins et 37 % pour les services terrestres)⁶. Le travail sur une fourchette de valeurs permet d'évaluer la valeur des services écosystémiques entre 16 et 54×10^{12} \$ US.

La principale conclusion est qu'une grande part de ces 33×10^{12} \$ US provient de services non marchands, non pris en compte dans les comptabilités économiques. De fait, puisque la valeur actuelle des services écosystémiques est 1,8 fois supérieure au PIB mondial, celui-ci serait donc beaucoup plus important et d'une composition

5. Notons toutefois que la typologie des services écosystémiques présentée dans ce rapport n'occupe qu'une place très marginale, ce qui renforce le caractère émergent de la problématique à cette époque.

6. En actualisant leurs données, Costanza *et al.* (2014) estiment la valeur mondiale des services produits par les écosystèmes entre 125 000 et 145 000 milliards de dollars par an.

très différente qu'il ne l'est actuellement si on parvenait à mieux prendre en compte la valeur de ces services.

Au-delà des controverses qu'il a suscitées (cf. Méral, 2010), l'article de Costanza *et al.* présente un double intérêt. D'une part, il montre qu'une nouvelle approche par les services écosystémiques ne se réduit pas à une analyse en termes de flux de capital naturel, mais intègre aussi et surtout l'idée de dépendance aux écosystèmes. D'autre part, il montre que l'utilisation des évaluations monétaires peut servir à médiatiser les enjeux de la conservation de la biodiversité. À partir de ces travaux se dessine une tendance forte : adosser aux évaluations environnementales globales des évaluations monétaires permettant de sensibiliser les décideurs aux effets économiques dévastateurs induits par une réduction des services écosystémiques à l'échelle planétaire.

C'est dans ce contexte qu'émerge l'EM. Cette initiative internationale, réalisée sous l'égide de l'ONU dans le cadre des Objectifs du millénaire, se déroule entre 2001 et 2005 et rassemble plus de 1 300 spécialistes scientifiques de la biodiversité et des services écosystémiques, dans le but de proposer un nouveau cadre d'analyse basé sur les services écosystémiques.

La définition des services écosystémiques élaborée lors de l'EM est la suivante : les services⁷ que procurent les écosystèmes « sont les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes » (MEA, 2005, p. V). Les experts distinguent quatre types de services, tous indispensables à la santé et au bien-être humains :

- les *services d'approvisionnement*, qui fournissent les biens eux-mêmes comme la nourriture, l'eau, le bois et les fibres ;
- les *services de régulation*, qui régissent le climat et les précipitations, l'eau (ex. : les inondations), les déchets, et la propagation de la maladie ;

- les *services culturels*, qui concernent la beauté, l'inspiration et les loisirs qui contribuent à notre bien-être spirituel ;
- les *services de soutien* (auto-entretien), qui comprennent la formation du sol, la photosynthèse et le recyclage des substances fertilisantes, en l'absence desquels il n'y aurait ni croissance ni production.

La figure 2.1 illustre les interactions entre les services fournis par les écosystèmes et les constituants du bien-être.

Cette figure représente l'intensité des liens les plus courants entre les catégories de services écosystémiques et les composantes du bien-être humain, avec des indications du degré d'intervention possible des facteurs socioéconomiques comme médiateurs au niveau de ces liens (par exemple, s'il est possible d'acheter un produit de remplacement en lieu et place d'un service attendu d'un écosystème dégradé, alors le potentiel de médiation est élevé). L'intensité des liens et le potentiel de médiation diffèrent d'un écosystème ou d'une région à l'autre. En plus de l'influence des services écosystémiques, d'autres facteurs environnementaux, économiques, sociaux, technologiques et culturels influent sur le bien-être humain, et les écosystèmes sont à leur tour affectés par les modifications induites. Les changements dans la capacité des écosystèmes à livrer ces bénéfices affectent le bien-être de l'humanité sous la forme d'impacts sur la sécurité, les éléments essentiels à une vie agréable, la santé, et les relations sociales et culturelles. Ces éléments constitutifs du bien-être ont à leur tour des influences réciproques avec les libertés des individus et leur possibilité de choisir.

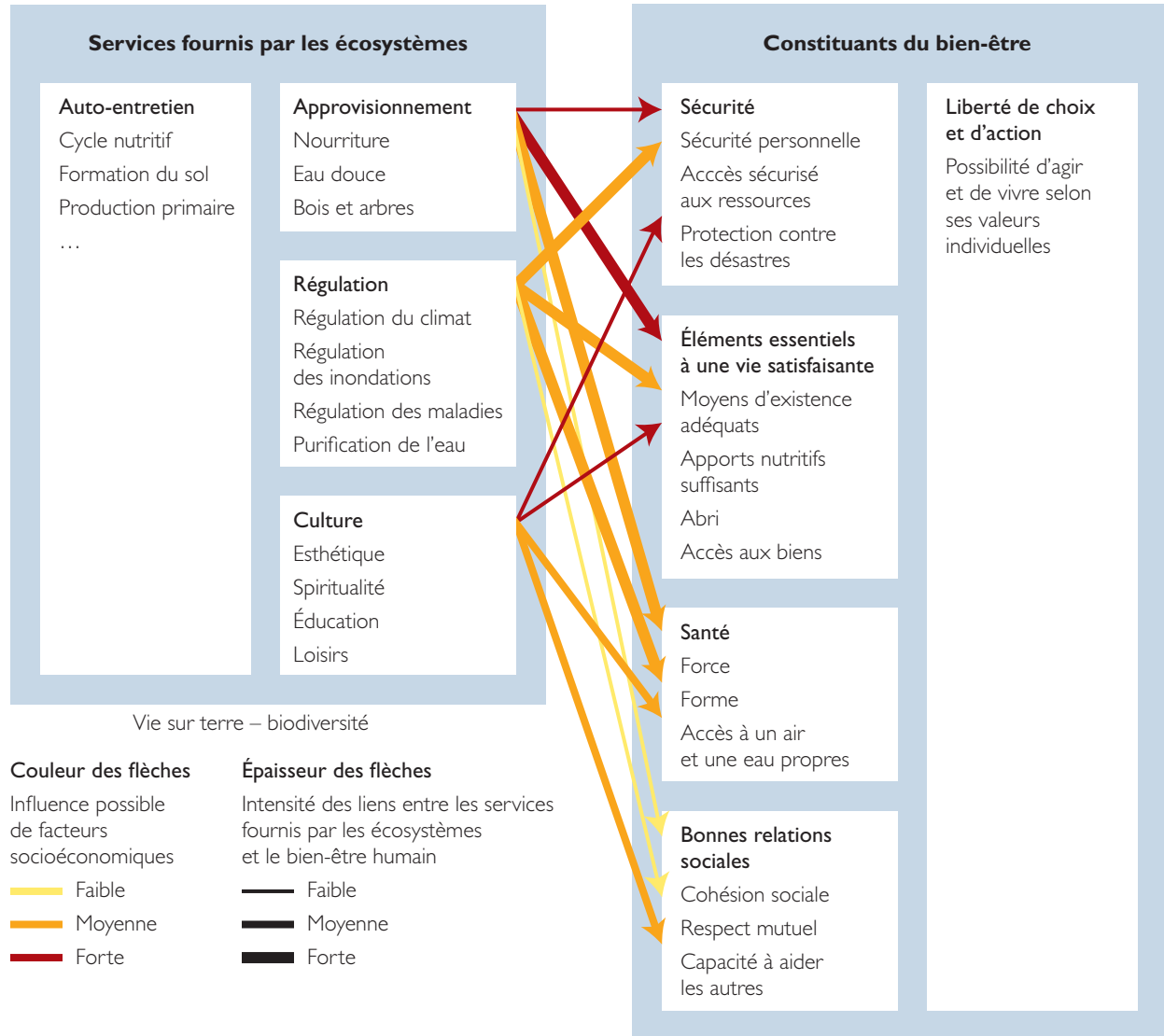
Au final, les services écosystémiques correspondent le plus souvent à des externalités (Karsenty, Sembrés et Perrot-Maître, 2009)⁸. Ils possèdent à ce titre les caractéristiques des biens publics. Un effet externe ou une externalité existe lorsque le

7. Il faut distinguer les services des fonctions écologiques qui les produisent : les fonctions écologiques sont les processus naturels de fonctionnement et de maintien des écosystèmes, alors que les services sont le résultat de ces fonctions.

8. Pour une analyse complémentaire de l'interprétation de la notion de services écosystémiques en écologie, voir Rives *et al.* 2016

FIGURE 2.1

Interactions entre les services fournis par les écosystèmes et les constituants du bien-être



Source: Évaluation des écosystèmes pour le millénaire.

bien-être d'un agent – l'utilité pour un consommateur ou le profit pour une entreprise – ou sa liberté de choix de comportement sont directement affectés par les actions d'un autre agent ne donnant lieu à aucune transaction de marché entre les deux protagonistes. Une externalité peut être positive (économie externe) si elle induit une amélioration du bien-être de l'agent concerné (ex. : l'apiculteur qui bénéficie du champ de son voisin arboriculteur, les commodités procurées à ses voisins par le propriétaire d'un beau jardin non clos). Par contre, un

effet externe se traduisant par une dégradation du bien-être de l'agent est qualifié d'externalité négative ou de déséconomie externe (ex. : la pollution de l'eau ou de l'air, les déchets polluants). Parmi les externalités négatives, il est courant de distinguer les externalités de consommation, induites par la consommation de certains biens (tabagisme, déchets polluants, etc.), des externalités de production, engendrées par des activités productives (émission de gaz polluants par certaines industries, pollution des sols et des cours d'eau par les nitrates

utilisés en agriculture). Les externalités bilatérales correspondent aux effets de l'action d'un seul agent sur le bien-être d'un seul autre agent. Les externalités multilatérales résultent de l'action de plusieurs agents ou affectent un grand nombre d'agents (ex. : la pollution atmosphérique) ; elles sont soit privées ou rivales (lorsque le dommage subi par un agent diminue d'autant celui qui est subi par les autres, comme dans le cas du stockage des déchets), soit publiques ou non rivales (lorsque le dommage subi par un agent ne réduit pas celui qui est subi par les autres, comme dans le cas de la pollution atmosphérique). Ces dernières externalités ont des caractéristiques identiques à celles des biens publics.

En économie publique, les biens peuvent être répertoriés selon deux caractéristiques : l'exclusion et la rivalité. Un bien est dit *exclusif* s'il est possible d'empêcher quelqu'un de l'utiliser ou de le consommer. On parle de non-rivalité d'usage lorsqu'un bien peut être consommé simultanément par un ensemble d'individus, sans que la qualité et la quantité bénéficiant à un individu viennent diminuer celles que consomment les autres. On peut alors regrouper les divers types de biens en quatre catégories : les biens privés, les biens de club, les ressources en libre accès et les biens publics (figure 2.2).

Les biens privés sont à la fois exclusifs et rivaux. Une voiture est exclusive, puisqu'il est possible d'empêcher quelqu'un de l'utiliser (en la fermant à clé, par exemple). C'est aussi un produit rival, puisque si la voiture est utilisée un soir par un membre de la famille, elle n'est plus disponible pour un autre membre le même soir.

On parle de biens de club pour désigner des biens exclusifs, mais non rivaux. C'est le cas des espaces verts ou des parcs nationaux. Les heures d'ouverture et de fermeture en limitent l'accès. Par contre, sauf effet d'encombrement, le fait qu'un individu profite d'un espace vert ne réduit pas la qualité et la quantité d'espace vert dont peut profiter un autre individu.

Les ressources en libre accès sont rivales, mais non exclusives. Les poissons qui vivent dans l'océan sont des biens rivaux : tout poisson pêché n'est plus

FIGURE 2.2

Exclusion et rivalité

		Rival?	
		Oui	Non
Exclusion possible?	Oui	Biens privés (aliments)	Biens de club (espace vert, parc national)
	Non	Ressources en libre accès* (poissons)	Biens publics (air pur)

* Habituellement qualifiés de « biens communs » (*common goods*).

disponible pour les autres pêcheurs. En revanche, les poissons ne sont pas exclusifs : il est *a priori* impossible d'empêcher les pêcheurs d'aller pêcher en mer.

Les biens publics ne sont ni exclusifs ni rivaux. On ne peut pas empêcher quelqu'un de consommer un bien public, et cette consommation ne nuit pas à celle d'autrui. L'air pur est un exemple typique de bien public : tout le monde peut le respirer en même temps, et le fait que quelqu'un respire de l'air pur n'empêche pas quelqu'un d'autre d'en profiter.

Les ressources en libre accès et les biens publics posent des problèmes différenciés. Ceux associés aux ressources en libre accès peuvent être illustrés par la « tragédie des biens communs » (*tragedy of commons*; Hardin, 1968). Cette expression symbolise la dégradation de l'environnement qui provient de l'utilisation par de nombreux individus d'une ressource en libre accès. Hardin l'illustre par le comportement rationnel d'un éleveur qui tire un bénéfice direct de l'élevage de ses propres animaux paissant dans un champ communautaire, mais qui subit un coût dû à la raréfaction de l'herbe, coût qui croît avec le nombre de bêtes. Toutefois, comme il partage ces coûts avec tous les autres éleveurs alors que son bénéfice ne provient que de son bétail, il est dans son propre intérêt d'accroître son troupeau et de faire paître de plus en plus d'animaux. Chaque éleveur ayant le même intérêt, ce comportement conduit à une raréfaction de l'herbe, c'est-à-dire à la disparition de la ressource

commune. La destruction des pâturages est le fruit de l'absence d'action collective des éleveurs. Cette métaphore ne doit pas dissimuler l'importance du phénomène (Ostrom, 1990). La surexploitation des pêcheries dans les eaux internationales, la disparition d'espèces endémiques pour des raisons commerciales, etc., sont des exemples parmi d'autres de la tragédie des biens communs.

Quant aux problèmes associés aux biens publics, ils se caractérisent de la manière suivante : comme les gens ne paient pas pour leur utilisation des biens publics, ils sont incités à se comporter en *passagers clandestins*. Un passager clandestin est quelqu'un qui profite d'un bien sans payer pour contribuer à son élaboration ou à son maintien. L'un des problèmes du déclin des services écosystémiques tient précisément à cette caractéristique des biens publics : les usagers peuvent en bénéficier sans contribuer à leur maintien ou à leur préservation, ce qui induit un risque d'affaiblissement ou de disparition du service.

Il ne s'agit pas ici de revenir sur les différentes critiques dont a fait l'objet la typologie présentée ci-dessus (voir Nahrath, 2015 ; Buchs *et al.*, 2019) mais de souligner les problèmes auxquels sont confrontés les services écosystémiques, pour mieux illustrer les éléments de débats qui suivent.

Des controverses autour du concept de services écosystémiques

La notion de services écosystémiques, dont l'émergence date du début des années 1970, a contribué à alerter l'opinion publique et à favoriser une prise de conscience sur l'environnement. Puis, avec le

succès que cette notion a connu dans la communauté scientifique⁹, elle est passée du statut de métaphore à celui de concept scientifique. Or, ce concept est polysémique et non consensuel (Arnauld de Sartre, Castro *et al.* 2014 ; Méral et Pesche 2016). Il est sujet à de multiples controverses et débats, non seulement du fait de la difficulté de rendre opérationnel le cadre de l'EM¹⁰, mais aussi des incertitudes sous-jacentes qu'il révèle. Barnaud, Antona et Marzin (2011) distinguent les « incertitudes scientifiques » et les « incertitudes sociétales », celles-ci donnant lieu à des controverses de nature scientifique et sociétale : « La notion de service est en effet au cœur de controverses, d'une part, entre les scientifiques provenant de différentes disciplines ou œuvrant dans différents domaines de recherche, d'autre part, entre les scientifiques et les acteurs de la société concernés directement ou indirectement par les services qui font l'objet de recherches voire de politiques, et enfin entre ces acteurs eux-mêmes qui ont différents intérêts à défendre par rapport à ces questions » (*ibid.*, p. 3). L'objet de cette troisième section est de présenter ces différentes controverses de manière synthétique¹¹.

Une première controverse, de nature scientifique, porte sur les dynamiques sous-jacentes à la production des services écosystémiques. À titre d'exemple, il existe de nombreux débats sur le rôle exercé par les forêts dans le fonctionnement hydrique des bassins versants (Bruijnzeel, 2004 ; Locatelli, Rojas et Salinas, 2008). Barnaud, Antona et Marzin (2011) soulignent que les relations de cause à effet entre l'état d'un écosystème (l'occupation des sols) et la fourniture effective d'un service (la régulation hydrique) sont encore souvent mal connues et difficiles à établir de manière stabilisée, et ce, pour deux raisons : parce que les connaissances scientifiques sont insuffisantes pour

9. Notamment à l'issue de la publication des articles de Costanza *et al.* (1997), de Daily (1997) et de Daily *et al.* (1997) et du rapport de l'EM (2005). Notons également que plusieurs revues, dont *Ecological Economics*, et *Ecosystem Services* (créée en 2012) contribuent à la diffusion des travaux sur les services écosystémiques, de même que le réseau international *Ecosystem Services Partnership*, créé en 2008. Dirigé par Robert Costanza et Rudolf De Groot, il comprend plus de 2 000 membres et 65 institutions partenaires.

10. Notamment sur la cartographie des services écosystémiques (Dufour *et al.*, 2014).

11. D'autres éléments de débats et enjeux autour de la notion de services écosystémiques sont présentés de manière détaillée dans Arnauld de Sartre *et al.* (2014), ainsi que dans Méral et Pesche (2016).

prévoir les évolutions des écosystèmes et à cause du caractère imprédictible des systèmes étudiés. De multiples interactions entre des dynamiques diverses (écologiques, sociales, économiques, politiques, etc.) opérant sur différentes échelles spatiales et temporelles influent sur les dynamiques des fonctions écologiques et des services écosystémiques, d'où la complexité et la difficulté de raisonner en fonction d'un « univers stabilisé ».

Par ailleurs, de nombreuses discussions visent à remettre en cause l'intérêt même de la notion de services écosystémiques car « certains estiment que la complexité du fonctionnement des écosystèmes ne permet pas de les segmenter en une série de services distincts les uns des autres. De même, représenter de manière duale les écosystèmes d'un côté et les activités humaines de l'autre n'est pas toujours adapté à la réalité. (...) ». Et la notion renvoie à l'idée angélique d'une nature bienfaitrice alors même que celle-ci produit aussi des services négatifs (paludisme, frelon asiatique,...) » (Froger, Méral et Muradian 2016, pp. 40-41).

Une deuxième controverse renvoie à l'existence de plusieurs interprétations autour du concept de service écosystémique, de sa définition même¹² et des dispositifs de régulation induits.

De nombreuses interprétations de la notion de services écosystémiques existent au sein même de la communauté scientifique (Barnaud, Antona et Marzin, 2011). D'une part, certains auteurs estiment que les services sont produits par les écosystèmes, l'être humain étant essentiellement bénéficiaire et utilisateur de ces services (Ehrlich et Mooney, 1983 ; Daily *et al.*, 1997 ; MEA, 2005). Dans ce cadre, les rapports entre les humains et la nature sont envisagés sous l'angle des pressions exercées par les sociétés sur les écosystèmes ou des dégradations environnementales (surexploitation des

ressources, pollution, etc.), ainsi que sous celui des dispositifs mis en œuvre pour préserver et protéger les écosystèmes et les services qu'ils produisent. D'autre part, certains auteurs pointent le rôle des activités humaines (notamment agricoles et forestières) : ces dernières utilisent, transforment les services écosystémiques et contribuent également à leur production (par exemple, le rôle des forestiers dans le maintien de la biodiversité en limitant l'exploitation) (Wunder, 2005 ; FAO, 2007 ; Engel, Pagiola et Wunder, 2008 ; Le Coq *et al.*, 2012). Dans ce cadre, plusieurs travaux portent sur des dispositifs de rémunération visant à inciter les producteurs ou les fournisseurs de services environnementaux (ex. : les forestiers, les agriculteurs) à adopter des pratiques ayant des impacts positifs sur l'environnement.

Comme le notent Barnaud, Antona et Marzin (2011, p. 6) : « En termes de vocabulaire, les auteurs qui conçoivent les services comme étant produits par les écosystèmes emploient presque exclusivement le terme de service écosystémique, tandis que parmi ceux qui s'intéressent aux services produits par les hommes, on trouve à la fois le service environnemental et [le] service écosystémique. » Les termes « services écosystémiques » et « services environnementaux » sont souvent utilisés de manière indifférenciée (Froger *et al.*, 2012). Des distinctions ont toutefois été proposées. La FAO (2007) considère que les services environnementaux sont une sous-catégorie des services écosystémiques, ceux qui correspondent à des externalités¹³ issues des activités de production. Les services environnementaux possèdent ainsi les caractéristiques des biens publics (cf. *supra*), ce qui exclut les « services d'approvisionnement » (cf. *supra*) qui peuvent être assimilés à des biens privés échangés sur les marchés. Les services écosystémiques comprennent quant à eux les services environnementaux et les services

12. Pour une analyse des controverses qui ne sont pas liées à la définition des services écosystémiques, mais portent plutôt sur les perceptions de différents acteurs quant à l'identification des services considérés comme importants et à leur valeur, voir Barnaud, Antona et Marzin (2011, p. 9-10) Méral et Pesche (2016).

13. C'est-à-dire les effets non intentionnels que les activités d'une personne ou d'une entreprise ont sur d'autres. Les externalités peuvent nuire ou bénéficier aux autres – autrement dit, être négatives ou positives. Et surtout, elles sont « externes » au marché, en ce sens qu'elles ne font pas l'objet de transactions marchandes et n'ont donc pas de valeur marchande.

d'approvisionnement. À l'inverse, Muradian *et al.* (2010) considèrent que les services écosystémiques sont une sous-catégorie des services environnementaux qui ne concerne que les services rendus par les écosystèmes naturels ; quant aux services environnementaux, ils intègrent également les services produits par des écosystèmes semi-naturels ou anthropisés. (Pour la suite, nous éviterons de prendre parti dans ce débat en utilisant l'acronyme SE dans ce chapitre pour désigner à la fois les services écosystémiques et environnementaux.)

Différentes interprétations de la notion de SE existent également au sein même du champ disciplinaire de l'économie. Aznar et Perrier-Cornet (2003) distinguent trois conceptions des SE dans la littérature économique : celles de l'écologie économique, de l'économie de l'environnement et de l'économie des services. En économie écologique, les SE identifiés aux ressources naturelles ou au capital naturel sont définis principalement comme des services procurés par les écosystèmes sans que l'accent soit mis sur les activités humaines contribuant à la fourniture de ces services, l'humain étant pour l'essentiel l'utilisateur de ces services (de Groot, Wilson et Boumans, 2002 ; Costanza *et al.*, 2008 ; Haines-Young et Potschin, 2010). En économie de l'environnement, les SE sont assimilés à des externalités positives de production. Ces services sont produits de manière non intentionnelle par les activités humaines (agriculture, etc.). Il convient d'internaliser ces externalités via une rémunération ou un paiement pour inciter les producteurs à fournir ces services (Wunder, 2005 ; Engel, Pagiola et Wunder, 2008). Enfin l'économie des services s'intéresse à la relation de service entre un prestataire et un usager portant sur un bien-support (objet, bien, flux ou stock, etc.). Dans ce cadre, les activités humaines contribuent de manière intentionnelle à la gestion d'un espace donné avec un but environnemental et collectif (Aznar et Perrier-Cornet, 2003 ; Jeanneaux, Aznar et Déprés, 2012). Froger *et al.* (2015) distinguent également deux discours

économiques portant sur les SE : celui qui aborde les SE sous l'angle des externalités et celui qui appréhende les SE sous l'angle de services intégrés à un produit de consommation faisant l'objet d'un échange marchand.

Une autre controverse a trait à la « valeur » attribuée aux SE, laquelle fait l'objet d'interprétations diverses dans différents domaines de recherche (Barnaud, Antona et Marzin, 2011 ; Méral, Péresse et Pesche, 2016).

Dans celui de l'analyse biophysique des SE, les chercheurs visent à identifier, analyser et quantifier les fonctions et services des écosystèmes, leur évolution et aussi, dans certains cas, leurs impacts sur les activités humaines (Chapin *et al.*, 2000 ; Zhang *et al.*, 2007). Les écosystèmes et systèmes naturels ont une valeur intrinsèque, c'est-à-dire indépendante même des hommes. Attribuer une valeur anthropocentrée aux services écosystémiques est alors considéré comme un non-sens (Barnaud, Antona et Marzin, 2011). Méral, Péresse et Pesche (2016) soulignent que certains auteurs contestent la critique portant sur « l'exclusion des valeurs intrinsèques des écosystèmes (...) qui peuvent être parfaitement être capturées par la prise en compte des services culturels » (Ibid, p. 253) et que d'autres estiment que le caractère anthropocentrique de la notion de SE peut s'avérer utile « pour inverser la tendance à la déconnexion croissante de nos sociétés à l'égard de la nature » (Ibid., p. 253).

Dans le domaine de l'évaluation économique des SE, plusieurs travaux utilisent des méthodes¹⁴ pour identifier la valeur monétaire accordée par les individus aux actifs environnementaux ou pour évaluer le coût induit par la restauration ou la substitution du service évalué (Costanza *et al.*, 1997, 2014). Ces évaluations économiques font l'objet de nombreuses controverses. « Elles peuvent être regroupées en trois grandes catégories : 1) celles qui portent sur les techniques économiques retenues, passibles des mêmes critiques que celles adressées

14. Il est courant de distinguer les méthodes indirectes, qui utilisent les comportements observés des individus sur certains marchés pour révéler leurs préférences, et les méthodes directes, qui visent à obtenir directement auprès des individus concernés l'expression de leur consentement à payer pour bénéficier d'un actif environnemental. Voir le chapitre 1 et la deuxième partie du présent ouvrage.

aux économistes standard, 2) sur l'utilité de l'évaluation monétaire pour la prise de décision et 3) sur la nécessité de considérer les enjeux d'équité sociale et de valeur en soi (Spash, 2013) qui échappent à l'évaluation monétaire » (Froger, Méral et Muradian, 2016, pp. 42-43). Toutefois, ces différents exercices d'évaluation économiques répondent, du moins initialement, plutôt à un objectif pragmatique et pédagogique à visée de sensibilisation qu'à une fin en soi : il s'agit de chiffrer la valeur des services pour illustrer l'importance de leur maintien pour les activités humaines et les coûts engendrés par l'absence ou la non-mise en œuvre de politiques publiques visant à réduire les pressions sur les écosystèmes (de Groot, Wilson et Boumans, 2009).

Enfin, dans le domaine des recherches portant sur les dispositifs de rémunération des SE, tels que les paiements pour services environnementaux (PSE)¹⁵, il s'agit d'analyser ou d'élaborer des mécanismes d'incitation économiques ou financiers permettant aux producteurs de renoncer à des pratiques dégradant les écosystèmes ou d'adopter des pratiques favorables au maintien ou à la fourniture de SE (rémunération d'une communauté pour qu'elle cesse de braconner ou de cultivateurs pour qu'ils cessent de polluer, élevage extensif, etc.). Même si l'accent est mis sur la valeur anthropocentrée des services, il y a une dissociation entre les exercices d'évaluation économique (monétaire) des SE et la pratique des PSE : l'évaluation du prix du ou des services en cause dans les PSE porte sur une valeur négociée entre bénéficiaires et producteurs de SE (Wunder, 2005 ; Laurans, Leménager et Aoubid, 2011). Elle repose sur la compensation du coût d'opportunité induit par le renoncement à certaines pratiques et, en général, elle n'est pas proportionnée à la valeur du « service environnemental rendu » (Karsenty, Sembrés et Randrianarison, 2010) ; cette évaluation est donc différente de la notion de valeur telle qu'elle est définie dans les travaux sur l'évaluation économique des SE.

Une dernière controverse a trait à la tendance à la marchandisation de la biodiversité qu'impliquerait le recours au concept de SE. Plusieurs auteurs, issus notamment du courant de l'économie écologique, ont montré, à l'issue de l'article de Costanza *et al.* (1997), que l'utilisation du concept de SE réduit la complexité du fonctionnement des écosystèmes et conduit à n'aborder les enjeux de leur durabilité que sous l'angle utilitariste (bénéfices procurés aux humains) (Norgaard et Bode, 1998). De fait, on évacue ainsi du champ de l'analyse toutes les autres manières d'aborder l'évaluation économique des écosystèmes (bilan matière, approches écoénergétiques, etc.) développées durant les années 1970 et 1980. Ces critiques ont récemment redoublé d'intensité avec l'émergence des PSE et surtout avec l'initiative TEEB (Macdonald et Corson, 2012). L'évaluation monétaire des SE et le recours systématique à la théorie des externalités conduisent à promouvoir l'internalisation de ces externalités. Le signal prix étant alors considéré comme la variable clé de cette internalisation, il en découle une série de recommandations de nature marchande. Dans un contexte marqué par le développement de l'économie verte, l'utilisation des SE est parfois vue comme un moyen supplémentaire de faire le lien entre écosystèmes et économie de marché. Pour autant, cette critique paraît exagérée dans la mesure où le recours aux SE permet également d'alerter l'opinion publique et les politiques sur le coût de l'inaction, de même qu'il permet de renouveler l'intérêt des comptabilités nationales vertes.

L'ensemble des controverses que nous avons présentées nous a permis d'illustrer les divergences autour du concept de SE, de sa définition, de sa mise en politique et des manières d'appréhender les rapports homme-nature, l'objectif étant d'illustrer les différentes facettes de ce concept pour rendre compte de sa porosité.

15. Les PSE ont été définis comme des transactions volontaires et conditionnelles sur des services environnementaux précis, entre au moins un fournisseur ou producteur et un bénéficiaire (Wunder, 2005). À noter que de multiples interprétations existent également dans la communauté scientifique qui étudie les PSE. On distingue généralement une vision coasienne d'une approche institutionnaliste (Muradian *et al.*, 2010 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013). Pour une analyse détaillée des PSE, voir le chapitre 14 de cet ouvrage.

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons exploré de près l'origine du concept de services écosystémiques et sa filiation avec la notion de ressources naturelles. On y voit que, à l'interface entre les sciences de la nature et des écosystèmes, ce concept sert de «variable passerelle» avec les sciences économiques, et en particulier avec l'économie de l'environnement et l'économie écologique. Ce concept porté par de nombreuses institutions (comme on l'a vu au chapitre 1) est au cœur des débats sur les approches en termes de valeur économique de la nature et de la biodiversité, et du débat qui s'ensuit sur l'éventuelle marchandisation de la nature. Nous avons aussi exploré les autres controverses que suscite ce concept malgré la reconnaissance de son statut, qu'elles soient de nature scientifique ou liées à l'interprétation même du concept de services écosystémiques dans les communautés scientifiques.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Arnauld de Sartre X., Castro M., Dufour S., Oszwald J. (dir.), 2014, *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, P.I.E Peter Lang.
- Aznar, O. et P. Perrier-Cornet (2003). «Les services environnementaux dans les espaces ruraux : une approche par l'économie des services», *Économie rurale*, n°s 273-274, p. 153-168.
- Barnaud, C., M. Antona et J. Marzin (2011). «Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique», *VertigO*, vol. 11, n° 1, <<https://journals.openedition.org/vertigo/10905>>, consulté le 11 mars 2019.
- Bruijnzeel, L.A. (2004). «Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees?», *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 104, n° 1, p. 185-228.
- Buchs A., Baron C., Froger G. et Peneranda A., 2019, «Communs (im)matériels : enjeux épistémologiques, institutionnels et politiques», *Développement durable et territoires* [En ligne], Vol. 10, n° 1, <https://journals.openedition.org/developpementdurable/13701>.
- Chapin, F.S., 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 et S. Diaz (2000). «Consequences of changing biodiversity», *Nature*, vol. 405, n° 6783, p. 234-242.
- Commissariat général au développement durable – CGDD (2010). *Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques*, rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement, coll. «Références».
- Costanza, R., De Groot R., Sutton P., Van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R.K., 2014, Changes in the Global Value of Ecosystem Services, *Global Environmental Change*, vol. 26, pp. 152-158.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. Van Den Belt (1997). «The value of the world's ecosystem services and natural capital», *Nature*, vol. 387, p. 253-260.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. Van Den Belt (1998). «The value of the world's ecosystem services and natural capital», *Ecological Economics*, vol. 25, n° 1, p. 3-15.
- Daily, G.C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington, Island Press.
- Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P.A. Matson, H.A. Mooney, S. Postel, S.H. Schneider, D. Tilman et G.M. Woodwell (1997). «Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems», *Issues in Ecology*, n° 2.
- Dupras, J., J. Laurent-Lucchetti, J.-P. Revéret et L. DaSilva (2018). «Using contingent valuation and choice experiment to value the impacts of agri-environmental practices on landscapes aesthetics», *Landscape Research*, vol. 43, n° 5, p. 679-695.
- Dupras, J. et J.-P. Revéret (dir.) (2015). *Nature et économie : un regard sur les écosystèmes du Québec*, Québec, Presses de l'Université du Québec.
- Dufour S., Arnauld de Sartre X., Casro M., Le Clec'h S., Oszwald J., 2014, Cartographie, services écosystémiques et gestion environnementale. Entre neutralité technique et outil d'empowerment, In : Arnauld de Sartre X., Castro M., Dufour S., Oszwald J. (dir.), 2014, *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, P.I.E Peter Lang, pp. 225-246.

- Engel, S., S. Pagiola et S. Wunder (2008), « Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues », *Ecological Economics*, vol. 65, n° 4, p. 663-674.
- Ehrlich, P.R. et A.H. Ehrlich (1981). *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, New York, Random House.
- Ehrlich, P.R., A.H. Ehrlich et J. Holdren (1977). *Ecoscience: Population, Resources, Environment*, San Francisco, W.H. Freeman.
- Ehrlich, P.R. et H.A. Mooney (1983). « Extinction, substitution, and ecosystem services », *BioScience*, vol. 33, n° 4, p. 248-254.
- Froger, G., P. Méral, J.F. Le Coq, O. Aznar, V. Boisvert, A. Caron et M. Antona (à paraître). « Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux », *VertigO*.
- Froger G., Méral Ph., Lecoq J.F., Aznar O., Boisvert V., Caron A., Antona M., 2012, Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 12 numéro 3. <http://journals.openedition.org/vertigo/12900> ; DOI: 10.4000/vertigo.12900
- Froger, G., Boisvert V., Méral P., Coq J.-F. L., Caron A. et Aznar O., 2015, Market-Based Instruments for Ecosystem Services between Discourse and Reality: An Economic and Narrative Analysis, *Sustainability*, 7(9): 11595-11611.
- Froger, G., Méral P., Muradian R., 2016, Controverses autour des services écosystémiques, *L'Économie politique*, (1): 36-47.
- Giovanucci, D., T. Josling, W. Kerr, B. O'Connor et M.T. Young (2009). *Guide des indications géographiques : faire le lien entre les produits et leurs origines*, Genève, Centre du commerce international.
- de Groot, R. (2009). « Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation », chap. 1 de *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*, Londres et Washington, Earthscan.
- de Groot R.S., M.A. Wilson et R.M.J. Boumans (2002). « A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services », *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 393-408.
- Haines-Young, R. et M. Potschin (2010). « The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being », dans D.G. Raffaelli et C.L.J. Frid (dir.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*, Cambridge, Cambridge University Press, p. 110-139.
- Hardin, G.H. (1968). « The tragedy of commons », *Science*, vol. 162, n° 3859, p. 1243-1248.
- HLPE. 2016. Le développement agricole durable au service de la sécurité alimentaire et de la nutrition: quels rôles pour l'élevage? Rapport du Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition du Comité de la sécurité alimentaire mondiale, Rome.
- Jeanneaux P., Aznar O., Mareschal (de) S., 2012. Une analyse bibliométrique pour éclairer la mise à scientifique des « services environnementaux », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 12 numéro 3. <http://vertigo.revues.org/12908> ; DOI: 10.4000/vertigo.12908
- Jeanneaux, P., O. Aznar et C. Déprés (2012). « Les services environnementaux fournis par l'agriculture et leurs modes de gouvernance: un cadre d'analyse économique », *Régions et cohésion*, vol. 1, n° 3, p. 117-144.
- Karsenty, A., T. Sembrés et D. Perrot-Maître (2009). « Paiements pour services environnementaux et pays du Sud. La conservation de la nature rattrapée par le développement ? », communication, Troisièmes journées de recherches en sciences sociales INRA SFER CIRAD, Montpellier, 9-11 décembre.
- Karsenty, A., T. Sembrés et M. Randrianarison (2010). « Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du Sud – le salut par la déforestation évitée », *Revue Tiers Monde*, n° 202, p. 57-74.
- Laurans, Y., T. Leménager et S. Aoubid (2011). *Les paiements pour services environnementaux. De la théorie à la mise en œuvre, quelle perspective dans les pays en développement?*, Paris, AFD A Savoir 07.
- Le Coq, J.-F., D. Pesche, T. Legrand, G. Froger et F. Saenz (2012). « La mise en politique des services environnementaux: la genèse du Programme de paiements pour services environnementaux au Costa Rica », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 12 numéro 3. <http://vertigo.revues.org/12908> ; DOI : 10.4000/vertigo.12908
- Legrand T., Froger G., Le Coq J.-F., 2013, Institutional Performance of Payments for Environmental Services: An Analysis of the Costa Rican Program, *Forest Policy and*

- Economics*, 37, 115-123, <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2013.06.016>.
- Limoges, B. (2009). « Biodiversité, services écologiques et bien-être humain », *Le naturaliste canadien*, vol. 133, n° 2, p. 15-19.
- Locatelli, B., V. Rojas et Z. Salinas (2008). « Impacts of payments for environmental services on local development in northern Costa Rica: A fuzzy multi-criteria analysis », *Forest Policy and Economics*, vol. 10, n° 5, p. 275-285.
- MacDonald, K. L. et C. Corson (2012). « TEEB begins now: A virtual moment in the production of natural capital », *Journal of Development and Change*, vol. 43, n° 1, p. 159-184.
- Méral, P. (2010). « Les services environnementaux en économie : revue de la littérature », Programme SERENA, document de travail n° 2010-05.
- Méral, P. (2012). « Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes », *Nature Sciences Sociétés*, vol. 20, n° 1, p. 3-15.
- Méral, P., 2016, Les racines économiques de la notion de service écosystémique, In: P. Méral P. et Pesche D. (dir.), *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae : 75-98.
- Méral, P., Péresse A., Pesche D., 2016, Les services écosystémiques, entre controverses et certitudes, In: P. Méral P. et Pesche D. (dir.), *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae : 250-264.
- Méral, P. Pesche D. (dir.), 2016, Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société, Versailles, Quae.
- Millennium Ecosystem Assessment – MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Washington, Island Press.
- Mooney, H.A. et P.R. Ehrlich (1997). « Ecosystem services: A fragmentary history », dans G. Daily (dir.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington, Island Press, p. 11-19.
- Muradian, R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy et P.H. May (2010). « Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services », *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, p. 1202-1208.
- Newman, C. (2012). « Les ressources naturelles », *Terre et Finance* (site inopérant en 2019).
- Nahrath S., 2015, Bien commun , In: Bourg D., Papaux A. (dir.), *Dictionnaire de la pensée écologique*, Paris, Presses universitaires de France.
- Norgaard, R.B. et C. Bode (1998). « Next, the value of God, and other reactions », *Ecological Economics*, vol. 25, n° 1, p. 37-39.
- Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (2001). *Les lignes directrices du CAD. Stratégies de développement durable*, <<http://www.oecd.org/dataoecd/4/42/31588757.pdf>>, consulté le 8 mars 2019.
- Organisation des Nations Unies pour l'agriculture et l'alimentation – FAO (2007). *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture : payer les agriculteurs pour les services environnementaux*, Rome, FAO.
- Organisation mondiale du commerce – OMC (2010). « B. Les ressources naturelles : définitions, structure des échanges et mondialisation », dans *Rapport sur le commerce mondial 2010*, p. 44-71, <http://www.wto.org/french/res_f/booksp_f/anrep_f/wtr10-2b_f.pdf>, consulté le 8 mars 2019.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Patterson, T.M. et D.L. Coelho (2009). « Ecosystem services: Foundations, opportunities, and challenges for the forest product sector », *Forest Ecology and Management*, vol. 257, n° 8, p. 1637-1646.
- Pearce, D. (2007). « Do we really care about biodiversity? », *Environmental and Resource Economics*, vol. 37, n° 1, p. 313-333.
- Study of Critical Environmental Problems – SCEPT (1970). *Man's Impact on the Global Environment. Assessment and Recommendations for Action*, Boston, Massachusetts Institute of Technology.
- Rives F., Pesche D., Méral Ph., Carrière S. 2016, Les services écosystémiques : une notion discutée en écologie, In: P. Méral P. et Pesche D. (dir.), *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae : 53-74.
- Spash C., 2013, The Shallow or the Deep Ecological Economics Movement?, *Ecological Economics*, vol. 93, pp. 351-362.

- Stern N. (dir.), 2006, *The Stern Review Report: the Economics of Climate Change*. London, HM Treasury, 30 octobre.
- Sweeney, J.L. (1993). « Economic theory of depletable resources: An introduction », dans A.V. Kneese et J.L. Sweeney (dir.), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol. 3, p. 759-854.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB (2010). *L'économie des systèmes et de la biodiversité : intégration de l'économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB*, s.l., Commission européenne et TEEB, <http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/Synthesis%20report_French.pdf>. consulté le 8 mars 2019.
- United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme, World Bank et World Resources Institute – UNDP, UNEP, WB et WRI (2000). *A Guide to World Resources 2000-2001: People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*, Washington, WRI.
- Westman, W.E. (1977). « How much are Nature's services worth? », *Science*, vol. 197, n° 4307, p. 960-964.
- World Bank (1999), *World Development Indicators 1999*, Washington, World Bank.
- World Resources Institute – WRI, Meridian Institute et World Business Council for Sustainable Development – WBCSD (2009). *The Corporate Ecosystem Services Review: Guidelines for Identifying Business Risks and Opportunities Arising from Ecosystem Change*, <http://pdf.wri.org/corporate_ecosystem_services_review.pdf>, consulté le 8 mars 2019.
- Wunder, S. (2005). *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*, CIFOR Occasional Paper 42.
- Zhang, W., T.H. Ricketts, C. Kremen, K.M. Carney et S.M. Swinton (2007). « Ecosystem services and dis-services to agriculture », *Ecological Economics*, vol. 64, n° 2, p. 253-260.

CHAPITRE

3

Contraintes, enjeux et mise en œuvre de l'action collective pour la gouvernance des ressources naturelles et de l'environnement

Olivier Petit

Introduction

Dans la plupart des problèmes liés à la gestion de l'environnement et des ressources naturelles, la capacité des collectifs à construire des décisions qui soient communément admises par l'ensemble des parties prenantes est fortement limitée par un certain nombre de phénomènes bien connus, qui font l'objet d'analyses approfondies depuis au moins le milieu des années 1960. Les contraintes à l'action collective, la mise en place d'institutions et le changement institutionnel figurent, à côté des questions relatives à la gouvernance des ressources naturelles et de l'environnement, comme les clés pour la compréhension des situations de blocage et des voies aptes à les surmonter. Nous abordons ici ces questions à partir d'une situation emblématique : l'exploitation des eaux souterraines, qui a été le point de départ d'un certain nombre de courants visant à mettre en évidence les difficultés rencontrées par les acteurs pour opérer des choix collectifs face à des ressources partagées. Puis nous tirons de cette illustration un certain nombre de questionnements faisant apparaître des notions que nous définirons, avant d'explicitier la manière dont deux approches influentes (le courant des ressources communes [*common-pool resources*] et la gestion patrimoniale) qui servent de fondements à de nombreuses politiques de conservation de la

nature et de l'environnement, notamment dans les pays en développement, ont tenté d'apporter une réponse aux problèmes que nous aurons mis en évidence.

Un exemple emblématique : la difficile gouvernance des eaux souterraines et le dilemme du choix collectif

Les eaux souterraines font aujourd'hui l'objet de préoccupations croissantes de la part des décideurs politiques, des gestionnaires de l'eau et des espaces naturels, mais aussi, plus largement, de l'ensemble des usagers de ces ressources (agriculteurs, industriels, municipalités, consommateurs d'eau du robinet). Dans le contexte du changement climatique, la disponibilité de l'eau douce constitue un facteur déterminant pour le développement économique régional et pour le maintien des fonctions écologiques des écosystèmes, qui dépendent aussi bien de la qualité que de la quantité de l'eau disponible. De ce point de vue, les eaux souterraines sont précieuses et souvent reconnues comme un patrimoine à protéger, car elles sont plus facilement mobilisables que les eaux de surface – pourvu qu'on puisse investir dans un forage –, réputées de meilleure

qualité et moins sensibles aux variations saisonnières. Pourtant, l'ambiguïté qui touche aux droits de propriété sur ces ressources, la difficulté des pouvoirs publics, entre autres, à mettre en œuvre des politiques de protection et de gestion à long terme, ainsi que le caractère invisible des eaux souterraines les rendent vulnérables à la pollution et à des prélèvements intensifs, sources de sur-exploitation dans de très nombreux cas.

Dans ce contexte, plusieurs mécanismes ont été proposés pour gérer collectivement ces ressources, mais on peine à les mettre en place, pour un certain nombre de raisons déjà mentionnées et que nous allons ici préciser. Cette situation n'est cependant pas propre aux eaux souterraines, même si elles constituent l'archétype des ressources communes. On retrouve des difficultés similaires dans la gestion des eaux de surface, des forêts et des pêcheries, et dans l'essentiel des questions environnementales. En outre, cette difficulté à décider collectivement en vue de gérer les ressources communes et l'environnement n'est pas propre aux pays en développement. La plupart des pays développés ont été ou sont encore confrontés à des situations similaires. Il faut toutefois reconnaître que les difficultés liées à la mise en œuvre des politiques de conservation ainsi qu'à l'accès à l'information et à des mécanismes de suivi de la qualité et de la quantité des ressources sont exacerbées dans la plupart des pays en développement. En revanche, c'est aussi dans ces pays que l'on trouve majoritairement, toujours à l'œuvre, des mécanismes traditionnels établissant des règles collectives de gestion des ressources communes. En ce sens, même si le cas des eaux souterraines s'avère assez particulier comparativement à l'expérience acquise pour la gestion de la plupart des autres ressources, on observe dans les pays en développement une concentration des problèmes de gestion commune des ressources naturelles et de l'environnement, mais aussi bon

nombre de solutions qui semblent innovantes au regard de celles qui sont préconisées dans les pays développés, lesquels s'en inspirent parfois.

Cependant, au-delà de ces éléments, quels facteurs rendent si difficile la coordination des actions des usagers pour parvenir à une gestion durable des ressources communes, c'est-à-dire l'établissement d'un mode de gouvernance permettant de décider en commun ?

En premier lieu, signalons l'échelle territoriale de la gestion de ces ressources. Les eaux souterraines, comme bien d'autres ressources naturelles, ne connaissent pas de frontières administratives. Le périmètre des formations géologiques qui contiennent ces ressources (les aquifères) peut couvrir une très large superficie, chevauchant parfois plusieurs régions, voire plusieurs États¹. Cette situation conduit à étendre le nombre de parties intéressées à leur exploitation et à leur gestion. Les territoires administratifs concernés peuvent dès lors disposer de mesures de gestion distinctes, lorsqu'elles existent, rendant toute coordination d'autant plus délicate. Lorsqu'il s'agit d'aquifères transfrontaliers, comme c'est le cas par exemple du Système aquifère du Sahara septentrional, partagé entre la Tunisie, l'Algérie et la Libye, chaque pays dispose d'un droit de souveraineté nationale sur son sol et son sous-sol, ce qui empêche, malgré les phénomènes d'interdépendance entre les usages que l'on peut mettre en évidence, de contraindre un pays à diminuer l'exploitation de cette ressource partagée pour la préserver. Même à l'échelle régionale, la distance parfois importante entre deux communes situées dans deux régions administratives différentes et exploitant la même ressource rend d'autant plus difficile la prise de conscience des effets d'interdépendance, et d'autant plus vaine la constitution de communautés d'usagers homogènes (d'un point de vue culturel, linguistique, etc.).

1. L'aquifère Guarani, qui s'étend en Amérique du Sud sur une superficie de 1,2 million de kilomètres carrés, chevauche ainsi des terres situées au Brésil, au Paraguay, en Uruguay et en Argentine.

Par ailleurs, dans la mesure où ces ressources mobilisées pour de multiples activités anthropiques (agriculture, industrie, alimentation en eau potable) servent également de support de vie à de nombreux écosystèmes, les tentatives de parvenir à un dialogue intersectoriel et de trouver des compromis entre les différentes catégories d'usages et d'usagers sont généralement vouées à l'échec. Chaque acteur dispose de contraintes spécifiques qui peuvent le conduire à défendre l'intérêt particulier du secteur qu'il représente, voire de la région où il est localisé, sans tenir compte de l'intérêt commun qu'il y aurait à prendre des mesures restreignant son usage. Cette dimension intersectorielle se retrouve sur le plan administratif, car l'exploitation et la gestion durable des eaux souterraines conduisent à mobiliser des administrations responsables de l'environnement, de l'agriculture, de l'industrie, dont les objectifs sont souvent distincts lorsqu'ils ne sont pas antagonistes. Ainsi, les administrations responsables de l'agriculture ont longtemps eu pour mission de « développer » les ressources en eau, c'est-à-dire de permettre un accroissement de l'offre, en construisant des infrastructures (réseaux d'irrigation) ou en subventionnant des forages pour permettre la mobilisation de ces ressources. Le cas indien est d'ailleurs assez emblématique de ce point de vue puisque, dans le cadre de sa révolution verte, l'État indien a été jusqu'à offrir aux propriétaires de forages un accès gratuit à l'électricité afin que l'usage des pompes électriques se diffuse. *A contrario*, les administrations responsables de l'environnement travaillent davantage dans une optique de gestion de la demande, afin de limiter celle-ci autant que possible, en diffusant de bonnes pratiques limitant l'usage de l'eau. Cette différence d'objectifs explique pourquoi il est si difficile de parvenir à coordonner les actions entre les secteurs.

À ces deux premières difficultés s'ajoutent celles du suivi et du monitoring, ainsi que l'absence de connaissances scientifiques précises sur la circulation de l'eau au sein des aquifères. En somme, l'accès à l'information et son morcellement peuvent

aussi être la source de problèmes. Ainsi, pour prendre un exemple, même lorsque des mesures de restriction des usages sont décidées, il s'avère difficile de les mettre en œuvre faute de systèmes de mesure des volumes prélevés (la plupart des forages ne sont pas équipés de compteurs et la plupart des puits existants ne sont généralement même pas répertoriés). La police de l'eau, qui est souvent du ressort des pouvoirs publics lorsque les communautés locales ne l'organisent pas elles-mêmes, est très délicate à assurer, faute de ressources humaines disponibles pour assurer un contrôle efficace. Plus encore, l'information technique sur le niveau piézométrique des eaux souterraines, qui est à la base des mécanismes de restriction quantitative, est rarement disponible. Comment, en ce cas, convaincre les parties prenantes du bien-fondé d'une décision administrative – si c'est la voie choisie – si aucune information ne permet de connaître l'impact réel des prélèvements effectués sur la disponibilité de la ressource ? Cette situation précise, qui est davantage la norme que l'exception dans les pays en développement, explique aussi pourquoi, face à une absence effective de contrôle et de connaissances sur les prélèvements effectués, certains usagers se comportent en « passagers clandestins », prélevant sans compter dans cette ressource commune, sans que l'on puisse leur imputer la moindre responsabilité.

Ces comportements de « passagers clandestins », qui opèrent comme si les ressources communes étaient *de facto* des ressources en libre accès, tiennent aussi à l'ambiguïté des droits de propriété sur ces ressources. De manière générale, on considère souvent que trois régimes de propriété s'appliquent aux ressources naturelles : la propriété publique, la propriété privée et la propriété commune. Il faut cependant ajouter à ces trois premiers régimes une situation très répandue : le libre accès, qui constitue une situation d'absence de propriété (Bromley, 1991). Les eaux souterraines, comme la plupart des ressources communes, souffrent d'une absence de reconnaissance des droits de propriété

des différents types d'utilisateurs. En effet, même si les textes juridiques définissent parfois de manière précise ces droits, la difficulté déjà évoquée d'assurer le suivi des prélèvements les transforme, *de facto*, en ressources en libre accès. Qui plus est, certains comportements du type « premier arrivé, premier servi » sont aisément décelables dans ce type de configuration. Lorsque les droits ne sont pas clairement établis ou connus, cette tendance s'accroît encore davantage. De fait, certains utilisateurs considèrent alors que « ce qui n'appartient à personne appartient à tout le monde » et s'approprient ainsi les ressources communes pour leur usage exclusif. Cette absence de clarification des droits de propriété, permettant de définir qui a le droit d'usage et d'usufruit sur les ressources et qui en est exclu, est la cause de bien des situations de surexploitation.

Il est inutile d'insister davantage sur les raisons pour lesquelles, dans le cas des eaux souterraines, les obstacles à l'action collective pour préserver les ressources communes sont exacerbés. Les eaux souterraines constituent ainsi un cas emblématique permettant de souligner le dilemme du choix collectif, c'est-à-dire la difficulté pour un groupe d'acteurs de parvenir à une décision communément agréée, ayant fait l'objet de délibérations et permettant de définir une gouvernance durable des ressources communes. Il n'est pas surprenant, dès lors, que la plupart des travaux scientifiques et des expériences pionnières en gestion patrimoniale des ressources naturelles aient pris d'abord pour objet les eaux souterraines. Leurs enseignements vont cependant beaucoup plus loin que ce seul cas spécifique ; ils ont vocation à s'appliquer à l'ensemble des ressources naturelles et à la plupart des problèmes environnementaux. Les solutions préconisées ne sont cependant pas exemptes de limites, et il s'avère toujours important de prendre en considération le contexte spécifique de chaque situation, ainsi que l'emboîtement des échelles de décision, qui vont souvent bien au-delà de l'échelle locale où les problèmes se manifestent.

Contraintes de l'action collective et gouvernance des ressources communes : quelques enseignements

Action collective, gouvernance, institutions : des notions centrales dans l'analyse des problèmes de choix collectif

En premier lieu, il convient de souligner la pluralité des approches de l'action collective (Beaurain, Maillefert et Petit, 2010). Schématiquement, cette notion peut être abordée sous deux angles, selon les deux postures scientifiques habituellement mobilisées en sciences sociales (notamment en économie et en sociologie), qui décrivent un clivage dans la manière d'envisager le lien entre le niveau individuel et le niveau collectif (individualisme *vs* holisme méthodologique). Dans une perspective d'individualisme méthodologique, l'action collective est vue comme la somme des actions individuelles. Les motivations à s'inscrire dans l'action collective sont alors fondées sur la poursuite de l'intérêt individuel, défini de manière rationnelle (ce qui implique des arbitrages en termes de coûts et de bénéfices). L'action collective s'analyse dès lors en deux temps : au niveau individuel tout d'abord, sur la base des motivations de l'engagement dans l'action collective, puis à un niveau plus collectif, grâce à la mise en commun des décisions individuelles, laquelle passe par un mécanisme de coordination. Selon une perspective holiste, en revanche, l'action collective s'analyse comme un processus disposant de ses propres règles de fonctionnement et postulant la supériorité de l'intérêt commun (collectif ou général) sur l'intérêt individuel. L'analyse des mouvements de foules en sociologie se rattache à ce type d'approche, même si elle revient souvent à assimiler l'action collective à des phénomènes irrationnels sur lesquels les individus n'ont pas de prise.

En vertu des limitations évidentes de ces deux approches contrastées, un grand nombre d'analyses se situent dans un entre-deux, tentant de comprendre les liens réciproques qui s'établissent entre les niveaux individuel et collectif. Cette posture «holindividualiste», que l'on retrouve notamment dans l'institutionnalisme de John R. Commons, conduit à relier les notions d'action collective et d'institution, dans la mesure où il est possible de définir une institution comme «l'action collective en contrôle, libération et expansion de l'action individuelle²». Cette vision plus pragmatique des relations entre les individus et le groupe nous conduit dès lors à retenir la définition de l'action collective proposée par Géraldine Froger et Philippe Méral (2002, p. 15), qui désignent par cette expression «toute action qui nécessite la coordination entre plusieurs agents en vue d'atteindre un objectif commun [...] Elle découle de la mobilisation d'un ensemble de personnes qui prennent conscience de leur intérêt commun et de leur avantage à le défendre ou à le faire progresser».

Nous venons de voir qu'action collective et institution sont deux notions intimement liées. Dans la définition proposée par Commons (1934), il existe une dialectique intéressante combinant à la fois l'individuel et le collectif, mais aussi la liberté et la contrainte. Dans la plupart des travaux existant dans le domaine de l'économie des institutions, on retrouve également ces aspects, notamment au travers des règles qui sont vues comme à la base de l'analyse des institutions. Les règles peuvent ainsi être librement choisies par les acteurs, dans le cadre de processus de décision plus ou moins formels ou centralisés. Elles opèrent également comme des contraintes, limitant ou encadrant l'action des individus. Dès lors, on peut avancer plusieurs définitions de l'institution, qui articulent ces différents aspects. La plus mobilisée est donnée par Douglass North. Selon lui, les institutions désignent les «contraintes élaborées par les hommes qui structurent leurs interactions sociales, politiques et économiques. Elles consistent

à la fois en des contraintes informelles (sanctions, tabous, coutumes, traditions et codes de conduite) et les règles formelles (loi, constitution, droits de propriété)» (North, 1991, p. 97). Néanmoins, dans le prolongement des travaux initiés par Commons, il est possible d'envisager plus largement les institutions comme les règles légales, mais aussi les normes et conventions qui orientent l'action individuelle (voir Bromley, 2006).

Qu'entendre alors par «gouvernance», une fois les définitions des institutions et de l'action collective ainsi posées? Du point de vue étymologique, ce terme est issu du latin *gubernare*, qui renvoie à l'art de conduire ou de piloter les navires (ce que l'on retrouve dans un terme très voisin, «gouvernail»). Toutefois, dans son acception contemporaine, il faut reconnaître une certaine confusion, voire un amalgame, entre plusieurs notions qui apparaissent, de prime abord, très proches (gouvernance, institutions, action collective). La gouvernance fait partie de ces notions qui ont connu, depuis le début des années 1990, un succès important, aussi bien dans les milieux académiques que politiques. Le domaine de l'environnement et des ressources naturelles s'est emparé de ce terme sans qu'une définition partagée ait pu s'imposer. Cette polysémie du terme, perçue tantôt comme une source d'ambiguïtés, tantôt comme une richesse (voir Baron, 2003), témoigne du caractère novateur de cette notion par rapport aux formes plus conventionnelles de gouvernement, qui imposent aux acteurs une décision à laquelle ils n'ont généralement pu prendre part ou pour laquelle ils n'ont pas pu s'exprimer avant qu'elle ne soit prise. Par contraste, la gouvernance engage une reconfiguration du jeu des acteurs dans le processus de décision (pluralité des intérêts et des points de vue) et ouvre à une dimension multiscalaire conduisant à chercher des compromis entre plusieurs échelles de décision (du local au global). En ce sens, la gouvernance engage à rechercher de nouvelles perspectives.

2. L'auteur précise même : «While the short definition of an institution is collective action in control of individual action, the derived definition is collective action in restraint, liberation and expansion of individual action» (Commons, 1934, p. 73-74).

Il est possible de définir cette notion, au sens large, comme l'ensemble des arrangements institutionnels qui vont au-delà du découpage habituellement opéré entre les pouvoirs publics (l'État) et les mécanismes purement décentralisés (le marché). Cette dichotomie, qui a longtemps servi de grille de lecture aux politiques de développement, s'avère pourtant inopérante lorsque l'on observe de plus près la complexité du jeu des acteurs à l'œuvre, à toutes les échelles. Dans le domaine des ressources naturelles et de l'environnement, il existe en fait une multitude d'arrangements institutionnels combinant des acteurs et des instruments de régulation publique, marchande et communautaire. Ces acteurs et instruments s'hybrident pour former autant de modes de gouvernance possibles (voir Bied-Charreton *et al.*, 2006). Sur la base de l'ensemble des dimensions de la gouvernance déjà mentionnées, même si aucune définition ne semble générer aujourd'hui d'accord unanime, nous retiendrons celle que fournissait en 1995 la Commission on Global Governance (CGG), car elle a le mérite de s'appliquer à différentes échelles et de couvrir une large gamme de configurations. Selon la CGG, donc, la gouvernance désigne « l'ensemble des différents moyens par lesquels les individus et les institutions publiques et privées gèrent leurs affaires communes. C'est un processus continu de coopération et d'accommodements entre des intérêts divers et conflictuels. Elle inclut les institutions officielles et les régimes dotés de pouvoirs exécutifs tout aussi bien que les arrangements informels sur lesquels les peuples et les institutions sont tombés d'accord ou qu'ils perçoivent être de leur intérêt³ ».

Une fois ces définitions posées, il est intéressant de voir comment les différents concepts sont mobilisés et articulés par différents courants. Nous nous limitons ici à en étudier deux (le courant des ressources communes et la gestion patrimoniale), car ils ont l'un comme l'autre la caractéristique d'avoir émergé dans les années 1970 afin de répondre précisément aux enjeux posés par les

choix collectifs dans le domaine des ressources naturelles et de l'environnement.

Un petit détour s'avère nécessaire pour présenter le premier. En effet, au cours des années 1960, plusieurs travaux scientifiques ont permis de souligner la difficulté des acteurs à gérer collectivement leurs ressources communes. Il s'agit tout d'abord de l'ouvrage de Mancur Olson ([1965] 1978), *Logique de l'action collective*, suivi, quelques années plus tard, par un petit article paru dans la revue *Science* sous la plume de Garrett Hardin (1968) et intitulé « The Tragedy of the Commons ». Les titres de ces deux textes sont néanmoins trompeurs. En effet, Olson s'intéresse davantage dans son ouvrage à la logique de l'*inaction* collective, tentant de comprendre, d'un point de vue théorique, les obstacles institutionnels à la poursuite d'une action fondée sur un intérêt commun ; Hardin, pour sa part, traite dans son article de la tragédie des ressources en libre accès, commettant l'erreur, maintes fois reprise et présente dans un très grand nombre de manuels d'économie de l'environnement et des ressources naturelles, d'assimiler un type de ressources (les ressources communes) avec un régime de propriété (ou, en l'occurrence, d'absence de propriété). Ces deux textes donneront lieu à une très vaste littérature qui tentera de démontrer, en s'appuyant sur un grand nombre d'exemples pris au Nord comme au Sud, que les ressources communes ne sont pas condamnées à la surexploitation et que les collectifs peuvent parfaitement s'organiser pour surmonter la tragédie décrite par Hardin. En même temps, bien que confirmant en partie le diagnostic dressé par Olson, ces travaux soulignent l'existence de critères de succès de l'action collective, faisant ainsi le pendant aux motifs d'échec mis en évidence par Olson (voir « Surmonter le dilemme de l'action collective », ci-après).

Mais parallèlement à cette littérature essentiellement anglo-saxonne, s'est développée en France toute une analyse qualifiée de « gestion patrimoniale », qui a permis de faire ressortir la possibilité pour les acteurs de cogérer les ressources naturelles

3. CGG (1995), p. 1-2, traduit dans Froger (2006), p. 11.

et l'environnement, selon une méthodologie élaborée dès les années 1970. Le développement relativement récent d'une méthode de résolution des conflits d'usage sur les ressources naturelles élaborée au milieu des années 1990 par une équipe du Centre international en recherche agronomique pour le développement (CIRAD), la « médiation patrimoniale par récurrence », tente une synthèse de ces deux approches et permet d'élaborer des réponses pour la gestion des ressources naturelles dans les pays en développement (voir « À la recherche d'une méthode... » à la page 50).

Surmonter le dilemme de l'action collective : l'approche des ressources communes

Comme nous l'avons rappelé au début de la section précédente, c'est pour dépasser la vision pessimiste de l'action collective introduite chez Olson, puis chez Hardin, que s'est constitué un vaste courant interdisciplinaire visant à démontrer que des voies existent pour surmonter les problèmes relevés par ces deux auteurs. Revenons brièvement sur chacun de ces deux textes pour mieux comprendre des éléments de réponse fournis par le courant des ressources communes.

Olson (1978) s'attache à montrer dans son ouvrage qu'un groupe composé d'acteurs individuels agissant rationnellement (c'est-à-dire effectuant des arbitrages individuels en termes de coûts et de bénéfices) et disposant d'un intérêt commun n'agira généralement pas dans le sens de cet intérêt commun. Cette situation, souvent présentée comme un dilemme de l'action collective, s'explique pour un certain nombre de raisons, parmi lesquelles le comportement du « passager clandestin » (*free rider*), qui conduit les acteurs à tirer profit d'un bien public sans contribuer à son financement. Olson tente d'expliquer ce problème et avance que malgré la persistance de ce comportement, des incitations sélectives (impôts, taxes, cotisations) et, parfois, une certaine dose de contrainte peuvent aider à surmonter cette difficulté. Il souligne également

l'importance de la taille des groupes – ceux de petite taille ayant la capacité de conduire une action collective, contrairement aux plus grands groupes.

Si l'ouvrage d'Olson s'applique à des situations très variées (action de l'État, des syndicats, des groupes de pression), le texte de Garrett Hardin (1968) semble se cantonner à une situation très spécifique : celle des terres communes et du pastoralisme. En réalité, il n'en est rien. En effet, Hardin mobilise l'exemple des bergers et de leurs troupeaux qui paissent dans un « champ ouvert à tous » pour en tirer des enseignements plus généraux qui touchent aux enjeux de la croissance démographique et de la surpopulation dans un monde aux limites finies. Dans sa fable, Hardin souligne ainsi que dans une situation de ressources en libre accès, chacun cherche à maximiser ses bénéfices (en accroissant la taille de son troupeau, par exemple) sans se soucier des coûts que cela engendre pour les autres usagers. Les coûts sont ainsi collectivisés, tandis que les profits sont privatisés. Pour sortir de cette tragédie, Hardin suggère deux solutions : la mise en place de droits de propriété privée ou celle d'une réglementation publique limitant l'usage de la ressource commune.

Le courant des ressources communes souhaite se démarquer de ces deux approches, considérant que l'alternative proposée par Hardin (le marché ou l'État) et les limites suggérées par Olson évincent en fait une troisième voie, fondée sur la capacité d'auto-organisation des collectifs, qui seraient capables, moyennant un certain nombre de conditions, de façonner des règles et des institutions pour parvenir à une gouvernance durable de leurs ressources communes. Ce courant s'est institutionnalisé à la fin des années 1980, à travers la création d'une société savante, l'International Association for the Study of Common Property, fondée dans le sillage des travaux menés par un groupe d'experts mis en place aux États-Unis par le National Research Council. Il réunit encore aujourd'hui (bien qu'ayant changé de nom pour devenir l'International Association for the Study of the Commons – IASC⁴),

4. Site Web : <<http://www.iasc-commons.org>>.

entre autres, des économistes, politistes, anthropologues, sociologues, historiens et géographes travaillant dans une perspective interdisciplinaire. Elinor Ostrom, que beaucoup considèrent comme la chef de file de ce courant, a fortement contribué à la diffusion de l'approche des ressources communes, et la reconnaissance de ses travaux lui a valu le prix Nobel d'économie en 2009. Notons toutefois que bien avant la création de ce courant, des économistes institutionnalistes (Ciriacy-Wantrup et Bishop, 1975) s'étaient déjà emparés de cette question pour contester l'approche développée par Hardin dans son article de 1968 et mettre en évidence certains arguments qui seront repris plus tard par Ostrom et par bien d'autres auteurs.

Les ressources communes analysées dans le cadre des travaux conduits par l'IASC ont d'abord concerné les ressources naturelles locales (pêcheries, forêts, eaux souterraines) et certaines ressources artificialisées (canaux d'irrigation). Elles se sont progressivement étendues aux ressources cognitives (l'information ou Internet, par exemple) et ont désormais vocation à s'appliquer à toutes les échelles (du local au global), en étudiant notamment le climat, comme exemple de patrimoine commun de l'humanité (*global commons*).

Dans tous les cas, ce qui intéresse les tenants de cette approche, ce sont les conditions de succès de l'action collective et les arrangements institutionnels qui permettent de parvenir à une gouvernance durable des ressources communes, grâce à l'implication de groupes d'utilisateurs auto-organisés.

L'ouvrage sans doute le plus connu dans ce champ, qui n'a pourtant été traduit en français qu'en 2010⁵, est *Governing the Commons* (Ostrom, 1990). L'auteure y développe une analyse de la gouvernance des ressources communes, pensée résolument comme une réponse aux dilemmes sociaux posés par la recherche de choix collectifs. En s'appuyant sur une dizaine d'études de cas localisés sur différents continents, aussi bien dans les pays

développés (alpages suisses, institutions d'irrigation en Espagne – les Huertas –, eaux souterraines en Californie) que dans les pays en développement (pêcheries en Turquie et au Sri Lanka, communautés d'irrigants aux Philippines), Ostrom parvient à relever une série de critères qui concourent à la longévité des institutions de gouvernance mises en place par les communautés d'utilisateurs (voir l'encadré 3.1).

Au-delà de l'intérêt analytique que l'on peut leur trouver, il est intéressant de souligner que ces critères de réussite de l'action collective ont alimenté toute une série d'initiatives soutenues par les bailleurs de fonds (Banque mondiale, agences de développement, etc.), visant à promouvoir une gestion décentralisée et participative des ressources naturelles et de l'environnement (*community-based natural resources management*). Après une période d'engouement fort pour le développement de ces formes de gouvernance locale au cours des années 1990, un nombre croissant de travaux témoignent

ENCADRÉ 3.1

Conditions de succès des institutions pour assurer la durabilité des ressources communes

1. Des limites clairement définies
2. Concordance entre les règles d'appropriation et de fourniture et les conditions locales
3. Des dispositifs de choix collectif
4. La surveillance
5. Des sanctions graduées
6. Des mécanismes de résolution des conflits
7. Une reconnaissance minimale des droits d'organisation

Et pour les ressources communes appartenant à des systèmes plus grands

8. Des entreprises imbriquées

Source: Ostrom (1990), p. 90.

5. Cette traduction étant par ailleurs assez approximative (curieusement, l'éditeur n'a pas pris le soin de mentionner le nom du traducteur), nous renvoyons le lecteur à la version originale en anglais (Ostrom, 1990) pour une compréhension plus fine des arguments développés par l'auteur.

d'une forme de désenchantement, lié à la conduite des politiques de développement dans ce domaine. En effet, celles-ci ressemblent bien souvent à un modèle imposé d'en haut, qui ne tient pas toujours compte des hiérarchies sociales, de la configuration spécifique des ressources en jeu et de l'attachement particulier des populations à des arrangements institutionnels hérités du passé, que la dynamique participative risque de briser. Or ces pratiques trouvent leurs limites lorsque ni la conservation des ressources, ni le développement économique local, ni les relations sociales n'en sortent améliorés (voir sur ce point Weber, dans Smouts, 2005, ou Ballet, 2007). C'est notamment le cas lorsque le processus de concertation et de négociation se trouve instrumentalisé par des pouvoirs locaux qui avaient perdu de l'influence et qui en profitent pour reprendre la main. Cela conduit Jacques Weber à affirmer que dans ce type de circonstances, « la meilleure des idées peut aboutir à un cauchemar lorsqu'elle devient une idéologie maniée avec la meilleure des bonne foi [sic] par les institutions, en l'occurrence les agences de coopération bilatérale » (Weber, dans Smouts, 2005, p. 119). Aussi, comme Ostrom le reconnaît elle-même, il serait présomptueux d'imaginer des solutions universelles (*one-size-fits-all*) qui s'appliqueraient en tout lieu et en tout temps. Elle invite de ce fait à concevoir ses critères de réussite de l'action collective comme des éléments de diagnostic, sans prétendre qu'il s'agisse d'une recette sans faille.

Un autre élément intéressant de l'approche développée par Ostrom et l'école de Bloomington tient dans la construction d'un cadre analytique, élaboré à partir du début des années 1980 et progressivement raffiné depuis : le cadre IAD (*Institutional Analysis and Development*). Sans entrer dans les détails, mentionnons néanmoins la présence de trois niveaux d'analyse qui s'avèrent pertinents et intéressants dans le contexte du présent chapitre :

- le *niveau opérationnel*, où les décisions se prennent au jour le jour ;
- le *niveau du choix collectif*, où les décideurs créent les règles qui auront un impact sur le niveau opérationnel ;

- le *niveau du choix constitutionnel*, où les décideurs déterminent le mode de sélection des participants aux choix collectifs, ainsi que les relations entre les membres impliqués dans ces choix collectifs (règles de vote, par exemple).

Sur cette base, il s'avère que les règles du choix constitutionnel ont un impact sur les règles du choix collectif, qui ont à leur tour un effet sur les règles opérationnelles. Ces trois niveaux d'analyse et les trois niveaux de règles qui leur sont associés nous aident à comprendre les dynamiques institutionnelles à l'œuvre dans la gouvernance des ressources naturelles et de l'environnement.

Les développements plus récents du courant des ressources communes (voir Cornu, Orsi et Rochfeld, 2017 ; Leyronas et Bambridge, 2018) approfondissent ces questions relatives à la gouvernance des ressources communes en travaillant à l'échelle mondiale (le patrimoine commun de l'humanité), en diversifiant le spectre des ressources étudiées (la connaissance ou Internet, par exemple) et en tentant de trouver la meilleure combinaison de méthodes pour l'analyse de ces situations. Les auteurs de cette mouvance recourent ainsi à des études de cas approfondies, à la théorie des jeux et à l'exploitation de grandes bases de données pour un traitement économétrique, en plus de mobiliser parfois des systèmes multiagents (Poteete, Janssen et Ostrom, 2010). Par ailleurs, le rapprochement entre les travaux d'Ostrom et ceux qui portent sur les systèmes socioécologiques, à travers les notions de résilience, de robustesse et de gestion adaptative, concourt à affiner l'analyse des ressources communes dans le cadre d'un dialogue interdisciplinaire assumé.

Malgré tout, cette approche éprouve des difficultés à appréhender la question des changements d'échelle (du local au global) et à tenir compte de l'hétérogénéité des groupes d'acteurs impliqués dans une action collective. Si ces deux limites ont bien été identifiées par Ostrom elle-même, d'autres questionnements demeurent : Quel rôle réserver à l'intervention de l'État ? Comment mieux prendre en compte les dynamiques de pouvoir au sein des

groupes ? Comment tenir compte de phénomènes collectifs qui disposeraient d'une logique interne indépendante des comportements individuels ? Sur tous ces aspects, comme le relèvent Baron, Petit et Romagny (2011), l'analyse d'Ostrom demeure étrangement silencieuse... Néanmoins, comme nous allons le voir à présent, des pistes intéressantes de réflexion se trouvent dans des travaux menés dans l'espace francophone, qui s'alimentent même parfois des apports du courant des ressources communes.

À la recherche d'une méthode pour résoudre les conflits d'usage sur les ressources et l'environnement : la gestion patrimoniale et ses prolongements

Le courant de la gestion patrimoniale s'est développé parallèlement et indépendamment de celui des ressources communes. Curieusement, ces deux approches ont adopté comme premier champ d'investigation le cas des eaux souterraines. Le courant de la gestion patrimoniale s'est en effet constitué à la suite d'une étude conduite au milieu des années 1970 sur la qualité de l'eau de la nappe phréatique d'Alsace par le Bureau de la rationalisation des choix budgétaires (RCB) du ministère français de l'Agriculture (voir Ollagnon, 1979). Le bureau de la RCB s'était jusqu'ici spécialisé dans l'aide à la décision, mobilisant la boîte à outils de l'analyse économique et plus particulièrement l'analyse coûts-avantages (voir le chapitre 8 du présent ouvrage). Cependant, l'étude sur la nappe d'Alsace a profondément transformé la pratique des chercheurs de ce bureau. Plutôt que de considérer la sous-évaluation monétaire des problèmes environnementaux comme la source des conflits entre les acteurs sur les ressources et l'environnement (une position habituellement défendue par les partisans de l'évaluation monétaire, qui justifient ainsi le recours à différentes méthodes), l'étude souligne qu'au contraire, l'évaluation monétaire pourrait contribuer à générer de tels conflits, ou à les rendre

visibles. Dès lors, il importe de développer une méthode ayant pour objectif explicite de parvenir à coordonner l'action des acteurs, publics comme privés, autour d'un objet commun. Cet objet est la qualité de l'eau en Alsace, considérée ici comme un patrimoine, et la préservation de ce patrimoine doit permettre d'engager une action collective, mobilisant l'ensemble des acteurs membres d'une communauté d'utilisateurs et impliquant un rapport au temps (vision de long terme) et à l'espace (identification d'un territoire de gestion pertinent) spécifique, de type patrimonial. Ceci conduit Henry Ollagnon à définir le patrimoine comme « l'ensemble des éléments qui concourent à maintenir et à développer l'identité et l'autonomie de son titulaire dans le temps et l'espace, par adaptation en milieu évolutif » (Ollagnon, 1979, p. 62-63).

L'intérêt d'une réactivation de la notion de patrimoine⁶ dans le domaine de la gestion des ressources naturelles et de l'environnement tient à plusieurs facteurs. Tout d'abord, cette notion dépasse la question de l'appropriation publique ou privée. La gestion patrimoniale insiste en effet sur le caractère transappropriatif du patrimoine commun (voir le chapitre 2 pour une discussion sur ce point). Ensuite, elle permet de désigner des titulaires dont le rapport à l'objet patrimonial contribue à faire exister celui-ci – le patrimoine n'existe pas en soi, il n'existe qu'en lien avec l'identification de titulaires – en même temps qu'à définir leur propre identité. Enfin, le patrimoine constitue un objet d'interface qui permet aux titulaires de penser leur rapport au temps (au passé, à l'avenir) et à l'espace (du local au global) afin que soient mis en débat les différents discours portés par une variété d'acteurs aux objectifs distincts. Comme le souligne Henry Ollagnon (1979, p. 59) : « Chaque acteur ne peut ignorer à long terme l'ensemble des autres points de vue ; et prenant acte des solidarités dont il dépend, il est de son propre intérêt de promouvoir des décisions concertées procédant d'une vision globale des intérêts en jeu. »

6. Auparavant, la définition de ce terme juridique ancien se cantonnait généralement aux avoirs qu'une personne physique ou morale a hérités ou qu'elle est amenée à léguer.

Cette étude sur la nappe d'Alsace permet ainsi de dessiner les grandes orientations de la gestion patrimoniale. Celle-ci s'appuie sur plusieurs sources théoriques et méthodologiques, parmi lesquelles on retrouve les mathématiques appliquées à la décision (avec le développement de l'aide multicritère à la décision), l'approche systémique et la sociologie des organisations (notamment les travaux développés par Crozier et Friedberg, 1977).

Malgré le succès de cette démarche dans les années 1980 et les très nombreuses applications (dans les domaines de la gestion de l'eau, des forêts, de la restauration des terrains en montagne), le noyau principal des tenants de la gestion patrimoniale éclate à la suite de la parution d'un ouvrage de bilan (de Montgolfier et Natali, 1987) qui permet de prendre toute la mesure des innovations contenues dans cette approche. Néanmoins, plusieurs équipes prolongent cette réflexion ou s'en inspirent fortement, conduisant à l'application de méthodes héritées de cette approche, notamment dans les pays en développement. Nous présentons ici deux de ces prolongements : l'audit patrimonial et la médiation patrimoniale par récurrence. L'originalité de ces approches tient à la relation étroite qui les lie à l'action. En effet, elles servent parfois de support à la mise en œuvre de politiques de protection de l'environnement et des ressources naturelles, et ont donc une visée opérationnelle.

En premier lieu, mentionnons l'approche de l'*audit patrimonial*, qui s'est constituée autour d'Henry Ollagnon et qui continue d'être appliquée aujourd'hui encore par plusieurs chercheurs et praticiens qui s'inscrivent clairement dans la filiation des premiers travaux sur la gestion patrimoniale (Brédif et Pupin, 2012). L'audit patrimonial répond la plupart du temps à une commande de la part d'une collectivité ou d'une administration qui souhaite trouver les moyens de résoudre un problème ou de surmonter un conflit d'usage sur les ressources naturelles ou sur l'environnement⁷. L'audit

consiste à réaliser des entretiens approfondis avec les principaux acteurs en présence, selon un cahier des charges qui mentionne notamment la confidentialité des éléments qui seront échangés. De cette manière, l'auditeur, suivant en cela un code déontologique, peut bénéficier de confidences d'acteurs qui ne pourraient pas s'afficher aisément au grand jour, dans le cadre d'une procédure « publique ». Il lui appartient alors, sur la base de ces entretiens, de synthétiser les points de vue en présence et de proposer des pistes permettant de trouver une issue au problème. L'une des clés de cette démarche consiste à relever des problèmes patrimoniaux communs aux acteurs et à mobiliser cette dimension dans une perspective stratégique. Le résultat de l'audit peut conduire à identifier une stratégie de patrimonialisation qui passera, par exemple, par la création d'une institution patrimoniale, comme cela a été mis en œuvre dans les Pyrénées pour prendre en charge la question de la présence de l'ours.

Sans entrer dans de longs développements sur les limites de cette approche, signalons toutefois que la dimension confidentielle des entretiens peut être à double tranchant. Si cet aspect permet sans doute à l'auditeur de récupérer une information utile sur le positionnement des différents acteurs, elle conduit aussi à maintenir cachées les motivations profondes de chacun aux yeux de tous, et elle délègue aux responsables de l'audit patrimonial la recherche d'une solution qui permettra de concilier les différents points de vue. Rien ne dit dès lors que le nœud du problème sera correctement diagnostiqué et que le mode de gestion qui sera adopté (par un processus de patrimonialisation) permettra de surmonter les conflits qui pourraient naître de l'absence d'une connaissance commune des positions de chacun. Cette approche a notamment fait l'objet de critiques virulentes de la part de Laurent Mermet, qui soutient que la création de l'Institution patrimoniale du Haut-Béarn, censée permettre le maintien de la souche des ours bruns des Pyrénées,

7. Mentionnons, parmi les audits menés depuis le tournant du siècle, la lutte contre la grêle dans le Tarn-et-Garonne, la radioactivité autour du site de Tchernobyl, le problème de l'affectation des usages des terres de la plaine de Versailles, la mise en place du Forum des marais atlantiques, la gestion de l'eau dans la vallée d'Aspe, la question de la présence de l'ours dans les Pyrénées et les plans communaux de développement de la nature en Wallonie (Pupin, 2008).

a, par son mode de fonctionnement reposant sur une prétendue négociation entre collectivités locales, chasseurs et environnementalistes, engendré *in fine* sa disparition (Mermet et Benhammou, 2005).

Une autre approche s'est développée dans les années 1990, dans le prolongement des travaux sur la gestion patrimoniale, mais en leur combinant ceux qu'avaient développés, d'une part, Ostrom et le courant des ressources communes, et, d'autre part, l'équipe d'Étienne Le Roy dans le domaine de l'anthropologie juridique (voir Le Roy, Karsenty et Bertrand, 2003). Il s'agit de la *médiation patrimoniale par récurrence*, que l'on peut assimiler à une méthode de négociation destinée à surmonter les conflits entre les acteurs afin de parvenir à déterminer des voies de sortie communément agréées. Cette approche développée dans le cadre des activités de l'unité de recherche en gestion des ressources renouvelables et environnement (Green) du CIRAD a notamment été expérimentée

à Madagascar (voir l'encadré 3.2). Elle s'inscrit résolument comme une démarche de recherche-action, voire de recherche-intervention, et repose sur plusieurs étapes. La première étape consiste à identifier les acteurs concernés par le conflit afin de confronter leurs points de vue et de révéler les intérêts patrimoniaux, en même temps que se constitue un groupe patrimonial. Sur cette base, les objectifs patrimoniaux du groupe sont déterminés en projetant les membres de ce groupe dans un horizon lointain (une génération), afin de parvenir à un diagnostic partagé sur la situation qui résulterait si chacun restait campé sur ses positions. Puis, «par récurrence» ou «à rebours», il s'agit pour les membres du groupe de construire des scénarios à moyen terme permettant d'atteindre les objectifs précédemment définis. Ils sont épaulés dans cette tâche par un médiateur patrimonial qui assure, tout au long du processus, un rôle d'intermédiaire entre les différentes parties prenantes. Finalement, après

ENCADRÉ 3.2

Les grands principes de la loi GELOSE à Madagascar

La Loi 96-025 sur la gestion locale des ressources naturelles est issue du Programme national d'action environnementale (PNAE) [...] Après sa promulgation en septembre 1996, la mise en œuvre de la loi a été préparée par la cellule de gestion locale sécurisée (GELOSE) de l'Office national de l'environnement et appliquée dans le cadre de différents projets de 1997 à 2004. L'appropriation de ce nouveau concept de développement et de conservation des ressources naturelles doit se faire par trois catégories d'acteurs :

- locaux (communautés locales de base),
- communaux (maires et conseils communaux),
- techniques (services déconcentrés chargés des forêts, des ressources pastorales ou halieutiques).

L'objectif de la loi GELOSE est de réorganiser les rapports entre les individus, les communautés locales et l'État (Sahler, 2005). Le transfert de gestion des ressources naturelles de l'État aux populations s'effectue suivant un contrat tripartite entre la communauté de base locale (Coba), la commune (collectivité territoriale) et le service des Eaux et Forêts (tutelle technique des ressources). Sa mise en place débute en 1997 avec la

phase 2 du PNAE; au-delà de la gestion de toutes les ressources « naturelles » (forêts, mais aussi lacs et terrains de parcours), elle apporte aussi une « sécurité foncière relative » : cette dernière n'accorde pas un titre inattaquable aux propriétaires coutumiers, mais elle conforte les droits d'une communauté sur son patrimoine foncier en lui attribuant une reconnaissance (Sahler, 2005).

Lors de la signature de son premier contrat de transfert, la Coba impliquée, constituée de membres adhérents et payant une cotisation annuelle, s'engage pour une durée de trois ans, à la suite de laquelle une évaluation renouvellera ou non le transfert pour une durée de 10 ans, elle aussi renouvelable.

Après la loi GELOSE, d'autres textes ont été promulgués; citons la Loi forestière 97-017 relative aux forêts, ou encore le Décret 2001-22 relatif à la gestion contractualisée des forêts de l'État. Le fait est clair: la gestion communautaire est devenue un des principes de base de la politique environnementale à Madagascar.

Source: Ramamonjisoa, Rakoto Ramiarantsoa et Casse, 2012, p. 5-6.]

plusieurs phases de ritualisation, et sur la base des scénarios acceptés par le groupe patrimonial, une structure de gestion est proposée afin de mettre en œuvre ces scénarios.

Notons que cette dernière approche a fait l'objet de critiques de la part de Maya Leroy (2006), qui reproche à la démarche proposée de tenter de concilier des points de vue parfois irréconciliables. Son analyse des résultats, jugés mitigés, de l'application de cette méthode à la gestion forestière malgache la conduit ainsi à écrire : « En fait, l'approche patrimoniale fait l'hypothèse que, (1) moyennant la reconnaissance et le respect de chaque acteur, (2) en accompagnant le processus de projection dans le futur pour un projet commun qui définira les règles d'allocation des ressources, et (3) avec l'appui d'un médiateur, non seulement on limitera les conflits, mais on instaurera un contexte si nouveau en termes de relations entre les parties qu'il pourrait potentiellement suffire à réduire les divergences entre acteurs. La question posée il y a quinze ans dans le cas de la gestion patrimoniale en France est tout aussi prégnante aujourd'hui pour la gestion patrimoniale à Madagascar : est-ce vraiment réaliste ? » (Leroy, 2006, p. 87).

Conclusion

Bien évidemment, aucune des approches présentées jusqu'ici n'est exempte de critiques. Cependant, si l'on considère le chemin parcouru depuis 1970 pour trouver des moyens de gérer collectivement les ressources naturelles et l'environnement, on soulignera l'extraordinaire diversité des mécanismes institutionnels mis en place dans les pays en développement. Que ceux-ci réactivent ou prolongent des usages et des règles traditionnels, ou encore qu'ils s'inscrivent en rupture avec des approches trop centralisées, ils concourent à faire prendre conscience de la nécessité d'organiser collectivement la protection de l'environnement et la gestion des ressources naturelles. Ce chapitre visait surtout à en donner quelques illustrations et à en souligner les promesses, mais aussi les limites.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Babin, D., M. Antona, A. Bertrand et J. Weber (2002). « Gérer à plusieurs des ressources renouvelables : subsidiarité et médiation patrimoniale par récurrence », dans M.-C. Cormier-Salem, D. Juhé-Beaulaton, J. Boutrais et B. Roussel (dir.), *Patrimonialiser la nature tropicale : dynamiques locales, enjeux internationaux*, Paris, IRD Éditions, coll. « Colloques et séminaires », p. 79-99.
- Ballet, J. (2007). « La gestion en commun des ressources naturelles : une perspective critique », *Développement durable et territoires*, Varia, <<https://journals.openedition.org/developpementdurable/3961>>, consulté le 11 mars 2019.
- Ballet, J., J.M. Koffi, K.B. Komana et T.M. Randrianalijaona (2011), *Comment préserver les ressources naturelles ?*, Paris, Rue d'Ukm.
- Baron, C. (2003). « La gouvernance : débats autour d'un concept polysémique », *Droit et société*, n° 54 (juin), p. 329-351.
- Baron, C., O. Petit et B. Romagny (2011). « Le courant des *Common-Pool Resources* : un bilan critique », dans T. Dahou, M. Elloumi, F. Molle, M. Gassab et B. Romagny (dir.), *Pouvoirs, sociétés et nature au sud de la Méditerranée*, Paris et Tunis, INRAT/IRD/Karthala, p. 29-51.
- Beaurain, C., M. Maillefert et O. Petit (2010). « Les théories de l'action collective : expression du rapport entre l'individu et la collectivité », dans O. Petit et V. Herbert (dir.), *Risque environnemental et action collective : application aux risques industriels et d'érosion côtière dans le Pas-de-Calais*, Paris, Lavoisier, coll. « Sciences du risque et du danger », p. 31-54.
- Bied-Charreton M., R. Makkaoui, O. Petit et M. Requier-Desjardins (2006). « La gouvernance des ressources en eau dans les pays en développement : enjeux nationaux et globaux », *Mondes en développement*, n° 135, p. 39-62.
- Brédif, H. et V. Pupin (2012). « Réévaluer la place de l'agriculture à l'heure du Grand Paris », *Annales de géographie*, n° 683, p. 43-65.
- Bromley, D.W. (1991). *Environment and Economy: Property Rights and Public Policy*, Cambridge (Mass.), Basil Blackwell.
- Bromley, D.W. (2006). *Sufficient Reason: Volitional Pragmatism and the Meaning of Economic Institutions*, Princeton, Princeton University Press.

- Ciriacy-Wantrup, S.V. et R.C. Bishop R.C. (1975). «“Common-Property” as a concept in natural resources policy», *Natural Resources Journal*, vol. 14, n° 4, p. 713-727.
- Commission on Global Governance – CGG (1995). *Our Global Neighbourhood*, Oxford, Oxford University Press.
- Commons, J.R. (1934). *Institutional Economics: Its Place in Political Economy*, New York, MacMillan.
- Cornu, M., F. Orsi et J. Rochfeld (dir.) (2017). *Dictionnaire des biens communs*, Paris, Presses universitaires de France, coll. «Quadrige».
- Crozier, M. et E. Friedberg (1977). *L'acteur et le système*, Paris, Seuil.
- de Montgolfier, J. et J.-M. Natali (dir.) (1987). *Le patrimoine du futur : approche pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*, Paris, Economica.
- Froger, G. (2006). «Significations et ambiguïtés de la gouvernance dans le champ du développement durable», *Mondes en développement*, n° 136, p. 11-28.
- Froger, G. et P. Méral (2002). «Des mécanismes de l'action collective aux perspectives pour les politiques d'environnement», dans G. Froger et P. Méral, *Gouvernance 2. Action collective et politiques d'environnement*, Bâle et Genève, Helbing Lichtenhahn Verlag, coll. «Économie écologique», p. 9-24.
- Hardin, G. (1968). «The Tragedy of the Commons», *Science*, n° 162, p. 1243-1248.
- La Branche, S. et P. Warin (2006). *La «concertation dans l'environnement», ou le besoin de recourir à la recherche en sciences sociales*, Programme Concertation, décision, environnement, Ministère français de l'Écologie et du Développement durable, rapport final, vol. 1, mars.
- Le Roy, E., A. Karsenty et A. Bertrand (dir.) (2003). *La sécurisation foncière en Afrique noire : pour une gestion viable des ressources renouvelables*, Paris, Karthala, coll. «Économie et développement».
- Leroy, M. (2006). *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal : actions et inactions publiques internationales*, Paris, L'Harmattan.
- Leyronas, S. et T. Bambridge (dir.) (2018). «Lecture croisée de la gouvernance des communs», dossier, *Revue internationale des études du développement*, n° 233.
- Méral, P., C. Castellagnet et R. Lapeyre (dir.) (2008). *La gestion concertée des ressources naturelles : l'épreuve du temps*, Paris, Gret-Karthala.
- Mermet, L. et F. Benhammou (2005). «Prolonger l'inaction environnementale dans un monde familier : la fabrication stratégique de l'incertitude sur les ours du Béarn», *Écologie et politique*, n° 31, p. 121-136.
- North, D.C. (1991). «Institutions», *Journal of Economic Perspectives*, vol. 5, n° 1, p. 97-112.
- Ollagnon, H. (1979). *Propositions pour une gestion patrimoniale des eaux souterraines : l'expérience de la nappe phréatique d'Alsace*, Bulletin interministériel pour la rationalisation des choix budgétaires n° 36.
- Ollagnon, H. (1989). «Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel», dans N. Mathieu et M. Jollivet (dir.), *Du rural à l'environnement : la question de la nature aujourd'hui*, Paris, ARF/L'Harmattan, p. 258-268.
- Olson, M. [1965] (1978). *Logique de l'action collective*, Paris, Presses universitaires de France.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2005). *Understanding Institutional Diversity*, Princeton et Oxford, Princeton University Press.
- Petit, O. (2004). «La surexploitation des eaux souterraines : enjeux et gouvernance», *Nature Sciences Sociétés*, vol. 12, n° 2, avril-juin, p. 146-156.
- Petit, O. et B. Romagny (2009). «La reconnaissance de l'eau comme patrimoine commun : quels enjeux pour l'analyse économique ?», *Mondes en développement*, n° 145, p. 29-54.
- Poteete, A.R., M.A. Janssen et F. Ostrom (2010). *Working Together: Collective Action, the Commons and Multiple Methods in Practice*, Princeton, Princeton University Press.
- Pupin, V. (2008). *Les approches patrimoniales au regard de la question de la prise en charge du monde*, thèse de doctorat, Paris, AgroParisTech.
- Ramamonjisoa, B., H. Rakoto Ramiarantsoa et T. Casse (2012). «La Loi Gelose et le transfert de gestion des ressources naturelles à Madagascar», *Les Cahiers d'Outre-Mer*, n° 257, p. 5-10.

Sahler, K. (2005) *Approche contractuelle de la gestion des ressources naturelles à Madagascar: politiques environnementales et recompositions rurales*, mémoire DEA, Université Toulouse Le Mirail, École nationale supérieure agronomique de Toulouse, École nationale de formation agronomique.

Smouts, M.-C. (2005). *Le développement durable: les termes du débat*, Paris, Armand Colin, coll. « Compact Civis ».

Weber, J. (1996). « Conservation, développement et coordination: peut-on gérer biologiquement le social? », Colloque panafricain *Gestion communautaire des ressources naturelles renouvelables et développement durable*, Harare, 24-27 juin.



PARTIE

2

**L'évaluation économique
de l'environnement**

CHAPITRE

4

La méthode d'évaluation contingente et son applicabilité dans un pays en développement

Martin Yelkouni

Introduction

Les actifs naturels offrent des services dits «écologiques» ou «environnementaux», qui engendrent des bénéfices pour la société dans son ensemble. Il y a des biens pour la consommation directe ou pour la production, des services de régulation (climat, eau, etc.), des services de loisirs. Une diminution du flux des services rendus par ces biens naturels entraîne une perte de bien-être pour les agents économiques. Pourtant, ces types de biens et services ne sont pas pris en compte par le marché. Or le prix du marché est l'instrument économique qui régule l'usage des ressources. Aussi cherche-t-on à donner une valeur (un prix) à des biens et services qui sont hors marché, pour en prendre compte dans les projets et, le plus souvent, pour permettre une régulation de leurs usages multiples.

Plusieurs méthodes existent pour évaluer les biens et services environnementaux. Dans ce chapitre, il est question de la méthode d'évaluation contingente. Il s'agit de décrire la méthode et de voir, si possible, son applicabilité dans un pays en développement.

Ce chapitre est structuré en trois sections. La première décrit le principe général de la méthode d'évaluation contingente, suivie de sa mise en

œuvre dans la deuxième section. Nous discutons ensuite des avantages et des limites de la méthode avant de mettre en relief quelques exemples dans la dernière section.

Principe général

La méthode d'évaluation contingente (MEC) est une technique d'évaluation permettant aux agents économiques de révéler directement leurs préférences à l'égard de biens ou de services environnementaux. L'analyse microéconomique du consommateur est le fondement théorique de cette méthode (Desaigues et Point, 1993 ; Bonnieux, 1998). Sur un marché, on observe le comportement des agents économiques à travers les prix des biens. Or les actifs naturels, c'est-à-dire les biens et services environnementaux, ne sont pas vendus sur un marché. Ainsi, le principe fondamental de la MEC est que les préférences des agents économiques doivent servir de base à l'évaluation des avantages tirés de l'environnement naturel. Lorsqu'un individu a une préférence pour un bien ou un service, on suppose alors qu'il est aussi prêt à payer pour l'obtenir. Cette méthode est donc employée parce que le comportement des individus ne peut être observé sur un marché réel. L'enjeu revient alors à révéler les préférences des individus pour des biens et des services hors marché.

Faire une évaluation contingente consiste donc à déterminer auprès d'agents économiques leur consentement à payer (CAP), pour bénéficier des avantages qu'offre un actif naturel, ou leur consentement à recevoir (CAR), pour tolérer un dommage sur l'environnement. On suppose que chaque individu a un comportement rationnel et qu'il est capable de faire des arbitrages entre une diminution de la consommation des biens marchands et une augmentation des dépenses permettant d'améliorer la qualité de son environnement (Bonnieux et Desaigues, 1998). Comme le souligne bien Vallée (2002, p. 308), « il s'agit d'évaluer une variation de bien-être, *ex ante* », en simulant un marché fictif.

D'une manière générale, la MEC peut s'appliquer aux situations où il n'est pas possible d'utiliser les autres méthodes (prix hédonistes, coûts de déplacement, dépenses de protection). Ainsi, son application dépend du contexte et de l'objet de l'étude (eau, assainissement, qualité de l'air, conservation, valeurs d'existence).

Mise en œuvre

Dans la pratique, la mise en œuvre de la MEC passe par l'administration d'une enquête, car elle nécessite la collecte de données primaires. La construction du questionnaire est alors une étape importante de cette méthode.

L'élaboration du questionnaire

Pour collecter les informations sur le consentement à payer ou à recevoir, il est indispensable d'élaborer un questionnaire bien corrélé avec les objectifs de l'étude. Le questionnaire prend toute son importance dans les pays en développement, car le mode d'administration est direct dans la plupart des études de cas. Cela induit nécessairement un coût financier non négligeable, si on veut faire une bonne enquête d'évaluation contingente. L'entretien direct a, en effet, l'avantage de fournir des résultats fiables si les personnes enquêtées sont bien informées de l'objet de l'étude.

Le questionnaire devrait comporter plusieurs parties bien élaborées :

- *La description claire du bien ou du service environnemental, objet de l'enquête.* Que l'étude porte sur la qualité de l'eau, la contamination du sol, la pollution de l'air, la biodiversité ou toute autre question d'environnement, une bonne description est indispensable pour permettre à l'enquêté de se faire une idée de son CAP ou de son CAR. En effet, les agents économiques interrogés ne sont pas sur un vrai marché ; ils sont devant un marché hypothétique ou contingent (Vallée, 2002 ; Desaigues et Point, 1993).
- *Les questions portant sur la disposition à payer ou à recevoir.* Il est important, dans le contexte africain, par exemple, d'être attentif à cette partie. La manière de poser les questions du type « combien seriez-vous prêts à payer ou à recevoir pour... ? », « accepteriez-vous de payer ou de recevoir telle somme pour... ? » est capitale. En milieu rural, la traduction en langue locale peut être préjudiciable à la qualité des réponses apportées. De plus, il faut s'assurer de la possibilité de marchandiser certains biens et services environnementaux, et donc avoir une bonne connaissance du contexte local. Un autre aspect de l'exercice est le choix entre CAP et CAR dans le contexte d'un pays en développement, en particulier en milieu rural. Dans de telles situations, le CAR peut être totalement surestimé par l'individu. Il est souvent conseillé d'utiliser le CAP pour cette mise en situation de consommation fictive (Bonnieux, 1998). Dans le cas de la forêt de Tiogo, au Burkina Faso, Yelkouni (2005) a montré que l'utilisation du CAR n'était pas appropriée, en raison des aspects culturels de cette ressource et de l'ambiguïté des droits de propriété sur la ressource. Un autre problème qui peut se poser ici est de savoir s'il s'agit d'un paiement unique, annuel ou mensuel.

- *Les caractéristiques socioéconomiques* (revenu, situation sociale) et *démographiques* (nombre d'enfants, de femmes, âge, sexe). Une des difficultés est l'estimation du revenu monétaire des individus ou des ménages, en milieu urbain comme en milieu rural. Cette variable est pourtant importante dans la MEC. Il est souvent conseillé d'ajouter une question sur les dépenses pour revoir ensuite les estimations du revenu monétaire si nécessaire.
- *Les variables de l'environnement*. Il est aussi souhaitable de prendre en compte ces variables, par exemple si l'enquête a lieu dans des villages. Le plus souvent, il s'agit de voir s'il y a des infrastructures (école, maternité ou dispensaire, forage pour l'eau) pouvant influencer les décisions des agents économiques.

Ainsi, l'élaboration du questionnaire est une étape indispensable. Elle requiert surtout une bonne

connaissance du public cible à enquêter et de son milieu, notamment en milieu rural. La qualité du questionnaire va elle-même induire une qualité des données à collecter. De ce fait, l'administration du questionnaire constitue aussi une étape non négligeable.

L'administration du questionnaire et le traitement des données

L'enjeu ici est de scénariser le marché fictif, sur la base du questionnaire, afin qu'il soit très proche de la réalité, c'est-à-dire aussi crédible que possible. Confronté à une amélioration ou à une détérioration de la qualité de l'environnement, l'individu est interrogé soit sur son CAP, soit sur son CAR. Aussi doit-il être suffisamment informé du scénario proposé et de toutes les précisions nécessaires. Comme le souligne Vallée (2002, p. 309), l'information doit

ENCADRÉ 4.1

Exemples de variables explicatives du consentement à payer

Caractéristiques du ménage

Activité secondaire du chef de ménage : variable muette – 1 si l'individu est maraîcher, 0 sinon.

Âge du chef de ménage (répondant).

Commercialisation des produits non ligneux : variable muette – 1 si l'individu commercialise des produits non ligneux, 0 sinon.

Montant des dépenses de transport que l'individu est prêt à consentir pour se rendre dans la forêt.

Dépendance : nombre des non-actifs divisé par la taille totale du ménage.

Montant des dépenses de transport que l'individu est prêt à consentir pour se rendre dans la forêt

Enfants : nombre d'enfants du ménage (0-15 ans).

GGF (Groupement de gestion forestière) : variable muette – 1 si l'individu est membre d'un groupement de gestion forestière, 0 sinon.

Part du revenu forestier dans le revenu total.

Nombre de champs que possède l'individu.

Nombre de repas cuisinés par jour dans le ménage.

Participation à l'entretien de la forêt : variable muette – 1 dans l'affirmative, 0 sinon.

Polygame : variable muette – 1 si l'individu est polygame, 0 sinon.

Revenu monétaire total du ménage.

Tontine (épargne informelle) : variable muette – 1 si l'individu participe à une tontine, 0 sinon.

Type de propriété du champ : variable muette – 1 s'il s'agit d'un héritage, 0 sinon.

Autres caractéristiques

Distance entre l'habitation et la forêt (en kilomètres).

Mode de transport : variable muette – 1 si c'est le vélo, 0 sinon.

Nombre de ramassages de bois par semaine en saison pluvieuse.

Nombre de ramassages de bois par semaine en saison sèche.

Sécheresse sur le sorgho : variable muette – 1 si la sécheresse a affecté la production du sorgho, 0 sinon.

Source:Yelkouni (2011).

être «compréhensible et aussi neutre que possible», car une mauvaise explication (non explicite) de la situation influe sur les réponses de la personne enquêtée.

En fonction du scénario proposé, une première question pourrait être un choix binaire à faire révéler par l'enquêté, «oui» ou «non». Dans l'affirmative, on peut alors engager un échange pour mettre en relief le montant que l'agent économique est prêt à payer. Selon le cas, une question ouverte ou une carte de paiement peut être utilisée. Cependant, un dialogue bien mené permet de révéler des montants de CAP avec une question ouverte (Yelkouni, 2005). Cela suppose que la personne enquêtée dispose d'assez de temps pour dialoguer avec l'enquêteur. Cette situation est souvent plus facile à mettre en œuvre en milieu rural qu'en milieu urbain. Pour le milieu rural, il est alors conseillé de mener les enquêtes selon la saison (sèche ou pluvieuse) pour tenir compte des travaux agricoles. En tout état de cause, une préenquête est toujours indispensable pour une bonne collecte des données aux fins de la MEC.

La multiplicité des enquêtes faites dans les projets de développement est un phénomène à prendre en compte dans les pays en développement. Cette situation peut faciliter la mise en œuvre des enquêtes, tout comme elle peut la rendre difficile et délicate. En tout état de cause, la connaissance du milieu prend son importance pour mieux juger de la stratégie à adopter.

Malgré certaines précautions pour obtenir des informations «fiabiles», les réponses des agents comportent à la fois des réponses nulles et des non-réponses qu'il faut analyser. On peut y voir plusieurs raisons explicatives : une mauvaise spécification du marché hypothétique, le refus de payer en raison de la contestation d'une politique locale ou nationale, l'impossibilité de payer parce que l'individu est dans une situation précaire, etc. Dans

tous les cas, le traitement des données devrait tenir compte de ces différentes valeurs.

Les résultats d'enquêtes servent, par la mobilisation des techniques économétriques¹, à calculer la valeur du CAP moyen. Le CAP moyen sert alors à évaluer la disposition totale de la population concernée pour le service environnemental étudié. Dès lors, il est indispensable de faire une bonne analyse des CAP tenant compte des différentes valeurs nulles et des non-réponses, pour éviter de surestimer ou sous-estimer la valeur moyenne du CAP. Ainsi, la MEC, applicable dans les pays en développement et en Afrique en particulier, véhicule malgré tout des avantages et des inconvénients.

Avantages et limites de la méthode d'évaluation contingente

Selon le contexte et les services environnementaux à étudier, la MEC permet d'obtenir une valeur dont on peut penser *a priori* qu'elle prend non seulement en compte la valeur d'usage attribuée à l'environnement par l'agent interrogé, mais encore sa valeur d'existence et, probablement, sa valeur d'option. L'inexistence de données sur les autres méthodes justifie aussi l'utilisation de la MEC dans plusieurs études de cas dans les pays en développement. Cela offre donc la possibilité de réaliser des études variées sur les biens et services environnementaux dans les contextes en développement.

Cependant, une des premières difficultés de la MEC réside dans le coût de sa mise en œuvre en Afrique. En effet, des enquêtes directes restent indispensables pour collecter des informations fiables sur l'environnement, notamment en milieu rural. En outre, le contact avec les enquêtés facilite la simulation du scénario et crédibilise l'exercice. Toutefois, plusieurs biais sont souvent évoqués dans la littérature (Mitchell et Carson, 1989 ; Pearce et Markandya, 1989 ; Faucheux et Noël, 1995). Les

1. Pour plus de précisions sur les techniques économétriques, voir Desaignes et Point (1993).

biais sont les erreurs potentielles liées à l'exercice de l'évaluation contingente et qu'il faut éviter pour obtenir des données de qualité. Il en existe plusieurs :

- Le *biais stratégique* qui renvoie au problème du « *passager clandestin* ». Un agent peut choisir de cacher sa préférence réelle s'il y gagne un intérêt supérieur. Si l'individu pense que le paiement n'aura pas lieu en réalité, il aura tendance à surestimer le montant de son CAP ; et inversement il aura tendance à le sous-estimer. On retrouve ces situations dans la provision d'un bien public ou d'un bien commun. En Afrique, il s'agit souvent des études sur les barrages, les forêts, les forages dans les villages.
- Le *biais conceptuel* est lié à la conception même du questionnaire. Lorsque le résultat dépend de façon cruciale du niveau de la première enchère, on parle de *biais conceptuel initial*. Ce biais est dit *instrumental* s'il résulte du choix de l'instrument de paiement simulé ; il est *informationnel* lorsque des explications différentes changent le résultat de la simulation.

Mais dans les pays en développement, la perception qu'ont les populations riveraines sur les personnes qui organisent les enquêtes peut influencer les réponses. Dans le cas des ressources naturelles renouvelables, il faudrait prendre en compte la question des droits de propriété sur les ressources. Si, par exemple, les populations contestent d'une manière ou d'une autre la légitimité de l'État sur les ressources, les réponses peuvent varier significativement. Il est souhaitable que les promoteurs soient « neutres » dans la mesure du possible vis-à-vis de l'administration publique.

- Le *biais hypothétique* résulte du fait que les individus sont placés sur des marchés fictifs, hypothétiques. Sur un marché fictif, l'individu n'a aucun risque pour révéler ses préférences, tandis que sur un marché réel, il supportera un coût s'il se trompe. On parle alors d'écarts potentiels, de CAP hypothétiques ou de CAP (comportements) réels.

- Le *biais de sélection* se produit notamment lorsqu'un pourcentage de l'échantillon ne parvient pas à donner un CAP positif, ce qui se traduit par une non-réponse à la question posée ou par un zéro de protestation (Desaigues et Lesgards, 1992). On parle aussi de *biais opérationnel* : l'enquêté doit avoir une connaissance claire des différents états de l'environnement qu'on lui propose d'évaluer afin que sa réponse soit véritablement proportionnée (Faucheux et Noël, 1995).

Plusieurs critiques ont été aussi faites sur la MEC, comme le célèbre rapport de la National Oceanic and Atmospheric Administration (Arrow *et al.*, 1993 ; Bonnieux, 1998 ; Luchini, 2002), qui montre que certains résultats ne sont pas conformes à un choix rationnel ou que la contrainte budgétaire n'est pas souvent prise en compte durant les enquêtes. Il faut souligner ici que dans plusieurs pays africains, il est difficile de connaître le salaire des travailleurs lors d'une enquête ; l'estimation des revenus monétaires n'est pas non plus évidente.

Exemples

Plusieurs études utilisant la MEC ont été faites dans des pays en développement. Certaines concernent l'investissement en eau potable et le domaine sanitaire. Whittington *et al.* (1990) ont par exemple étudié l'approvisionnement en eau à Haïti. De leur côté, North et Griffin (1993) analysent le CAP pour avoir de l'eau potable aux Philippines, avec un échantillon de 1 903 ménages autour de la région de Bicol. Ils estiment le CAP pour bénéficier de l'eau au robinet à 1,95 \$ US par mois pour les ménages à revenu élevé, 2,25 \$ pour les ménages à revenu moyen et 1,41 \$ pour les ménages à bas revenu.

Dans le domaine des ressources naturelles, Kramer *et al.* (1994), avec un échantillon de 351 ménages dans 17 villages, estiment à 108 \$ par ménage le CAR pour l'établissement d'un parc national à Mantadia, à Madagascar. Ils estiment

la valeur présente du parc (au taux de 10 %) à 673 000 \$. Pour ces auteurs, cette compensation annuelle est possible, mais elle peut prendre la forme de ressources en éducation, de services de santé ou du développement d'activités dans la zone.

Un autre exemple est l'étude de cas réalisée par Yelkouni (2005) sur la forêt classée de Tiogo, au Burkina Faso. Avec un échantillon de 300 ménages enquêtés, l'auteur montre deux types de CAP moyens pour les ménages riverains :

- un CAP moyen mensuel de 620 F CFA pour obtenir un champ dans la forêt (usage alternatif) ;
- un CAP moyen de 487 F CFA pour l'entretien de la forêt.

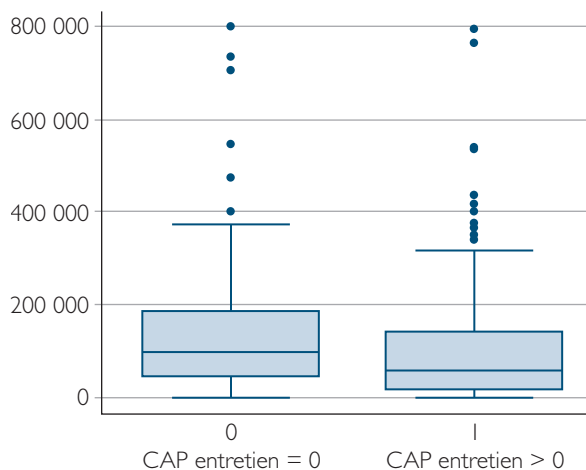
L'idée d'un CAP mensuel est de faciliter la révélation de la valeur. Pour le champ, on pourrait parler d'une location de la terre et des arbres avec les produits forestiers non ligneux. Ainsi, la valeur d'usage de la forêt de Tiogo est estimée au total à 42,8 millions de francs CFA par an, y compris la valeur en bois et les autres valeurs d'usage réel des ménages riverains, tandis que sa valeur d'usage potentiel (transformation de la forêt en champs pour les riverains) est évaluée à 31,5 millions de francs CFA par an, sous forme de location.

Le revenu monétaire est une variable importante dans l'analyse des CAP. Yelkouni (2011) compare ainsi les revenus des personnes ayant accepté de révéler un CAP positif (groupe 1) et de celles ayant un CAP nul (groupe 2), au moyen d'un diagramme à surfaces (*box plot*). Il s'agit de mettre en relief le sens dans lequel le revenu influence le CAP des populations riveraines. Autrement dit, les ménages à revenu élevé ont-ils un CAP positif ? Cette analyse statistique produit le graphique de la figure 4.1.

Ce graphique indique le revenu monétaire minimum (proche de zéro : 1 000 F CFA) et le revenu maximum pour chaque groupe, correspondant respectivement aux traits inférieur et supérieur de chaque diagramme à surfaces. Les deuxième et quatrième niveaux sont les quartiles inférieur et

FIGURE 4.1

Comparaison des revenus monétaires annuels pour le CAP « entretien de la forêt »



Source: Yelkouni (2011).

supérieur de la distribution. Le trait dans le rectangle est la valeur médiane du revenu dans chaque groupe. Les points au-dessus du dernier trait constituent les aberrances (*outliers*) de la distribution.

Les deux groupes n'ont pas la même distribution de revenus monétaires, car les valeurs médianes sont différentes. Les chefs de ménage qui acceptent de payer pour l'entretien de la forêt sont ceux dont le revenu monétaire annuel est bas, toutes choses étant égales par ailleurs. Il en ressort qu'il est utile pour les ménages à faible revenu d'entretenir la forêt pour ses biens et services divers.

Conclusion

La MEC, malgré certaines limites, offre un ensemble de possibilités pour l'évaluation des préférences des agents économiques en matière d'utilisation de biens et services environnementaux. S'agissant principalement de biens hors marché, cette méthode se justifie pour mettre en relief leur valeur économique. Par ailleurs, les différentes atteintes aux ressources environnementales nécessitent de connaître ces valeurs pour estimer les coûts des

dommages qui en découlent. La MEC est applicable dans les pays en développement pour estimer la possibilité de mettre en place des services publics : adduction d'eau potable, assainissement, gestion des déchets, etc. Elle est aussi la méthode directe pour l'estimation des biens et services écosystémiques, en particulier en milieu rural. Un plus grand nombre d'études de cas permettrait de se familiariser avec cette technique et d'apporter les ajustements nécessaires, mais aussi de générer des valeurs proches de celles du marché des biens et services environnementaux.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Alam, M., A. Olivier, A. Paquette, J. Dupras et J.-P. Revéret (2013). «A quantification and economic valuation of ecosystem services of temperate tree-based intercropping systems in Quebec», *Proceedings of the 13th North American Agroforestry Conference, June 19-21, 2013*, University of Prince Edward Island, Charlottetown.
- Arrow, K., R. Solow, P.R. Portney, E.E. Leamer, R. Radner et H. Schuman (1993). «Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation», *Technical Report*, n° 58, janvier, p. 1601-1614.
- Barde, J.-P. (1992). *Économie et politique de l'environnement*, Paris, Presses universitaires de France.
- Bonnieux, F. (1998). «Principe, mise en œuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente», *Économie publique/Public Economics*, n° 1998/1, <<http://economiepublique.revues.org/1828>>, consulté le 14 mars 2019.
- Bonnieux, F. et B. Desaignes (1998). *Économie et politiques de l'environnement*, Paris, Dalloz.
- Desaignes, B. et V. Lesgards (1992). «L'évaluation contingente des actifs naturels: un exemple d'application», *Revue d'économie politique*, vol. 102, n° 1, p. 100-121.
- Desaignes, B. et P. Point (1993). *Économie du patrimoine naturel: la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica.
- Dupras, J., J. Laurent-Lucchetti et J.-P. Revéret (2014). «L'analyse économique des pratiques agroenvironnementales et du paysage agricole: étude de cas au Ruisseau Vacher», dans G. Domon et J. Ruiz (dir.), *Agriculture et paysage: des rapports à révéler, à réinventer*, Montréal, Presses de l'Université de Montréal, p. 113-118.
- Dupras, J. et J.-P. Revéret, (2014). «L'analyse économique des paysages: réflexions sur les méthodes et les enjeux», dans G. Domon et J. Ruiz (dir.), *Agriculture et paysage: des rapports à révéler, à réinventer*, Montréal, Presses de l'Université de Montréal, p. 95-118.
- Faucheux, S. et J.-F. Noël (1995). *Économie de l'environnement et des ressources naturelles*, Paris, Armand Colin.
- Fournier, R., M. Poulin, J.-P. Revéret, A. Rousseau et J. Theau (2013). *Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses terres du Saint-Laurent: adaptations aux changements climatiques*, projet Ouranos n° 554015-104.
- Hammit, J. K., J. Tan Liu, et J. Long Liu (2001). «Contingent valuation of a Taiwanese wetland», *Environment and Development Economics*, vol. 6, n° 2, p. 259-268.
- Köhlin, G. (2001). «Contingent valuation in project planning and evaluation: The case of social forestry in Orissa, India», *Environment and Development Economics*, vol. 6, n° 2, p. 237-258.
- Kramer, R.A., N. Sharma, P. Shyamsundar et M. Munasinghe (1994). «Cost and compensation issues in protecting tropical rainforests: Case study of Madagascar», Environment Department Working Paper, Washington, World Bank, repris dans S. Georgiou, D. Whittington, D. Pearce et D. Moran (1997). *Economic Values and the Environment in the Developing World*, Cheltenham, Edward Elgar, p. 77-82.
- Luchini, S. (2002). «De la singularité de la méthode d'évaluation contingente», *Économie et statistique*, n°s 357-358, p. 141-152.
- Mäler, K. G. (1974). *Environmental Economics*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.
- Mekonnen, A. (2000). «Valuation of community forestry in Ethiopia: A contingent valuation study of rural households», *Environment and Development Economics*, vol. 5, n° 3, p. 289-308.
- Mitchell, R. C., et R.T. Carson (1989). *Using Surveys to Value Public Goods*, Baltimore, Johns Hopkins University Press, coll. «Resource for the Future».

- North, J.H. et C.G. Griffin (1993). «Water source as a housing characteristic: Hedonic property valuation and willingness-to-pay for water», *Water Resources Research*, vol. 29, n° 7, p. 1923-1929, repris dans S. Georgiou, D. Whittington, D. Pearce et D. Moran (1997). *Economic Values and the Environment in the Developing World*, Cheltenham, Edward Elgar, p. 64-69.
- Pearce, D. W. et A. Markandya (1989). *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, Paris, OCDE.
- Shyamsundar, P. et R. Kramer (1996). «Tropical forest protection: An empirical analysis of the costs borne by local people», *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 31, p. 129-144.
- Vallée, A. (2002). *Économie de l'environnement*, Paris, Seuil.
- Whittington, D. (1988). *Guidelines for Conducting Willingness-to-Pay Studies for Improved Water Services in Developing Countries*, WASH Field Report n° 306, Office of Health, Bureau for Science and Technology, USAID.
- Whittington, D. (1998). «Administrating contingent valuation surveys in developing countries», *World Development*, vol. 26, p. 21-30.
- Whittington D., J. Briscoe, X. Mu et W. Barron (1990). «Estimating the willingness to pay for water services in developing countries: A case study of the use of contingent valuation surveys in Southern Haiti», *Economic Development and Cultural Change*, vol. 38, p. 293-311.
- Yelkouni, M. (2005). «Évaluation contingente des ressources naturelles : le cas de la forêt de Tiogo au Burkina Faso», *Économie appliquée*, vol. 38, n° 4, p. 139-160.
- Yelkouni, M. (2011). *Action collective et gestion durable des ressources naturelles en Afrique. Analyse à partir d'une forêt au Burkina Faso*, Sarrebruck, Éditions universitaires européennes.

CHAPITRE

5

L'évaluation économique de l'environnement par des méthodes indirectes

Thierry Tacheix

Introduction

Un des principaux problèmes de l'économie de l'environnement réside dans l'absence de marché de sa qualité (OCDE, 1996). Comme il n'y a pas de transaction, on ne peut pas déduire la valeur environnementale d'un bien ou d'un service à travers les prix ou les quantités échangées.

On peut se faire une idée des préférences des individus en matière environnementale de manière indirecte, en examinant leur comportement sur les marchés liés à l'environnement.

L'idée de base des méthodes indirectes basées sur les préférences révélées est qu'il est possible d'affecter une valeur monétaire à des changements dans le niveau de services rendus par l'environnement, à partir des comportements des agents sur certains marchés liés à ces services. Par exemple, si on observe une augmentation du prix de l'immobilier suite à une diminution du bruit, on pourra utiliser cette variation pour attribuer une valeur au changement de qualité environnementale. L'évaluation du bruit se retrouve sur des «marchés de substitution», en l'occurrence sur le marché de l'immobilier.

Les méthodes indirectes s'appuient sur des décisions de consommation ou d'investissement qui ont été observées sur des marchés, pour en déduire la valeur accordée au non-marchand.

Elles trouvent leur justification dans la variation du surplus liée à la modification de biens et services environnementaux non marchands. Les variations de surplus calculées sont déduites de comportements observés, effectifs.

Trois techniques relèvent de cette analyse : la méthode des prix hédoniques, la méthode des coûts de transport et la méthode des dépenses de protection. Chacune des trois va faire l'objet d'un développement.

La méthode des prix hédoniques

La méthode des prix hédoniques (*hêdonê* = plaisir) a été proposée pour la première fois par Adelman et Griliches (1961). Elle repose sur l'idée selon laquelle il est possible de calculer la valeur que les gens accordent à la qualité de l'environnement à partir du montant qu'ils consacrent à l'achat de biens ou services intégrant des caractéristiques environnementales.

Il s'agit d'une méthode de préférences révélées, qui consiste en la recherche d'un marché de substitution sur lequel on peut observer des biens et services rendus par l'environnement. Ridker (1967)

émet l'hypothèse que la qualité de l'air peut influencer sur le prix des maisons. L'étude empirique de Ridker et Henning (1967) réalisée la même année dans la région de Saint-Louis, aux États-Unis, confirme cette hypothèse. Si des acheteurs acceptent de payer plus cher des maisons identiques à celles qu'ils pourraient avoir ailleurs et si toutes les raisons sans rapport avec l'environnement ont été prises en compte, alors la différence de prix est liée à des facteurs environnementaux. On peut montrer que le prix d'un logement est d'autant plus faible qu'il est situé dans une zone bruyante ou fortement polluée.

Le marché de l'immobilier est ainsi considéré comme un marché de substitution à celui de la pollution, ou à un « quasi-marché ». La valeur accordée à la pollution se retrouve dans le marché immobilier.

La méthode présuppose la collecte d'un grand nombre de données sur les caractéristiques des biens et services retenus pour l'étude.

La justification de la méthode

La méthode des prix hédoniques est utilisée en particulier dans le cadre du marché foncier et du marché du travail (OCDE, 2002, 1996).

Dans le cadre du marché foncier, la qualité environnementale est un attribut du foncier et le prix des biens en question reflète les préférences des agents en la matière.

Dans une zone définie, elle peut être utile dans les cas suivants :

- lorsqu'il se produit une modification de la qualité de l'air ou de l'eau ;
- lorsqu'il y a une augmentation des nuisances sonores comme celles liées au trafic routier ou aérien ;
- lorsqu'une modification de l'environnement affecte le bien-être des individus ou d'une communauté ;

- lorsqu'il faut choisir l'emplacement d'installations susceptibles de présenter un risque pour l'environnement, comme un collecteur d'eaux usées ou une centrale électrique ;
- pour évaluer l'impact de projets d'amélioration dans les quartiers les plus défavorisés d'une ville.

La méthode des prix hédoniques est bien adaptée lorsque les conditions suivantes sont remplies :

- l'environnement est perçu par la population comme un facteur de qualité ;
- les différences de qualité de l'environnement sont clairement perceptibles selon le lieu ou avec le temps ;
- le marché immobilier est actif, transparent et libre de toute distorsion.

Les étapes de l'application dans le cadre du marché foncier

La méthode des prix hédoniques consiste principalement à estimer la demande de qualité environnementale en observant, lors de l'achat de biens ou de services, la valeur que les gens accordent aux avantages environnementaux. Le modèle servant de base à la méthode des prix hédoniques repose sur les travaux de Freeman (1979) et de Johanson (1987).

La méthode des prix hédoniques se décline en quatre étapes (Scherrer, 2004 ; Bolt, Ruta et Sarraf, 2005).

La spécification de la fonction du prix hédonique

La première démarche consiste à identifier quels attributs doivent avoir une influence sur la détermination du prix des logements sur le marché. Le choix des variables pertinentes est important. Toute omission risque d'entraîner une surestimation ou une sous-estimation de la valeur des bénéfices environnementaux, et l'inclusion de variables inadéquates, d'aboutir à des résultats moins fiables.

Les variables qui entrent dans le prix de l'immobilier peuvent être synthétisées en quatre groupes :

- les variables proprement immobilières (surface et qualité du logement) ;
- les variables d'accessibilité (facilité d'accès au travail, aux commerces, aux lieux de loisirs, au centre urbain) ;
- les variables de voisinage (qualité et quantité des services publics locaux, densité de population, niveau de délinquance, fiscalité immobilière) ;
- les variables environnementales (pollution atmosphérique, nuisances sonores, proximité de services comme un parc, un jardin public ou un plan d'eau).

Le prix de l'appartement est ainsi déterminé par des variables non environnementales et par des variables environnementales.

La collecte des données

L'analyse économétrique exige un nombre important de données. Les valeurs doivent être exprimées en prix constants, nets d'impôts immobiliers. En pratique, ces données peuvent provenir de fichiers ou de la collecte d'informations sur les différents types de biens immobiliers des zones faisant l'objet de l'échantillonnage. Cette collecte peut également résulter d'un sondage ou d'un recensement.

L'estimation du prix implicite de la qualité environnementale

On utilise ici la technique de la régression multiple pour obtenir la corrélation entre la valeur des biens et la caractéristique environnementale choisie.

Chaque paramètre lie une caractéristique de l'appartement à son prix. La régression sert à évaluer les paramètres les mieux adaptés aux données disponibles.

Cette corrélation permet de déterminer le prix implicite de la caractéristique environnementale. On peut donc déduire de cette fonction hédonique la contribution marginale d'une caractéristique

environnementale au prix du bien immobilier, c'est-à-dire la dépense supplémentaire qu'il est nécessaire d'engager pour bénéficier d'une qualité plus élevée de cette caractéristique environnementale. Sur le marché, toute personne souhaitant une meilleure qualité environnementale pour un type donné de bien immobilier devrait payer ce prix implicite, obtenu par la dérivée partielle de la fonction de prix hédonique par rapport à la caractéristique environnementale que l'on cherche à évaluer.

L'établissement de la fonction de demande de qualité environnementale

Il s'agit de déterminer dans quelle mesure l'individu est prêt à payer pour son environnement. Ce consentement à payer (CAP), fonction de demande de la variable environnementale, traduit les effets d'une modification de cette dernière sur le bien-être. On régresse le prix implicite (le consentement marginal à payer) sur les valeurs environnementales observées et sur les variables socioéconomiques.

Une fois la fonction de demande environnementale estimée, on peut calculer la variation du surplus en calculant l'aire sous la courbe de demande.

Les forces et faiblesses de la méthode

Parmi les avantages de la méthode des prix hédoniques, on peut citer son adaptabilité pour considérer les interactions entre plusieurs biens et la qualité environnementale. Elle permet de fonder l'évaluation sur des valeurs issues de choix qui ont été effectivement pris (le choix d'un logement par rapport à un autre, par exemple).

Cependant, cette méthode ne capture que la valeur accordée à des attributs de l'environnement qui sont perceptibles et dont les bénéfices pour les habitations sont connus des acheteurs potentiels. Elle part du présupposé que les personnes ont la possibilité de choisir la combinaison de caractéristiques qu'elles préfèrent pour leur logement (avec un revenu donné), mais le marché immobilier peut

être soumis à d'autres influences comme les taux d'intérêt ou les impôts. Par ailleurs, l'expertise statistique nécessaire à l'implémentation de cette méthode est élevée, et les résultats dépendent fortement de la spécification du modèle statistique.

Les modèles hédoniques souffrent en général de problèmes de colinéarité entre variables explicatives. Par exemple, plus une maison est grande, plus elle est susceptible d'avoir plusieurs salles de bains. L'interprétation économique des paramètres estimés s'avère délicate. En particulier le calcul du prix implicite des différentes caractéristiques environnementales est difficile à réaliser. Le temps et l'argent nécessaires à la mise en œuvre de la méthode dépendent fortement de l'accessibilité des données. Enfin, on peut préciser que l'évaluation hédoniste est essentiellement réalisée *ex post* et qu'elle ne s'intéresse pas à la valeur de non-usage (Terra, s.d.).

Un exemple d'application de la méthode

Nous retraçons ici les résultats de la thèse de Muriel Travers (2007), qui met en évidence l'importance que les ménages résidents peuvent attribuer au littoral.

Il est montré que la méthode des prix hédonistes peut devenir un outil d'aide à la décision en servant de base de calcul *ex ante* pour estimer l'indemnisation des ménages expropriés, dans le cas fictif d'une politique restreignant l'usage résidentiel du littoral.

Les résultats montrent que :

1. Pour les maisons habitables :
 - Le CAP (bénéfice marginal) des ménages pour obtenir une excellente vue sur la mer par rapport à une absence de vue est, concernant les valeurs moyennes de l'échantillon étudié, de 32 510 €, soit 20,8 % du prix de vente moyen des maisons habitables (toutes choses étant égales par ailleurs).

- L'effet de la distance à la mer sur le prix des habitations varie et dépend d'autres caractéristiques du logement (surface habitable et surface du jardin). Le CAP marginal des ménages pour se rapprocher d'un mètre du littoral est en moyenne de 7,2 € (avec des valeurs allant de 0,3 € à 69,9 €).
- Pour une distance initiale de l'habitation à la mer de 600 m (respectivement 6 500 m et 15 000 m), le CAP pour un rapprochement non marginal de 100 m est de 1 318 € (respectivement 207 € et 110 €); pour un rapprochement de 500 m, il est de 10 685 € (respectivement 1 061 € et 557 €). Le CAP pour se rapprocher de la mer est d'autant plus élevé que la distance à la mer est initialement faible, toutes choses étant égales par ailleurs.

2. Pour les maisons à rénover :

Le CAP (bénéfice marginal) des ménages pour obtenir une vue sur la mer bonne ou excellente par rapport à une absence de vue est de 46 787 €, soit 54,6 % du prix de vente moyen des maisons à rénover.

La méthode des coûts de déplacement

La méthode des coûts de déplacement (Desaigues et Point, 1993, chap. 2 ; OCDE, 1996, chap. 7), appelée encore « méthode des coûts de transport » ou « méthodes des coûts de voyage », est une des plus anciennes techniques de valorisation des biens environnementaux. Elle a été suggérée par Hotelling en 1947 dans une lettre adressée au Service des parcs nationaux des États-Unis. La méthode a été ensuite reprise par Clawson et Knetsch (1966), qui l'ont appliquée à l'estimation des bénéfices récréatifs de plusieurs grands parcs nationaux américains.

La méthode des coûts de déplacement repose sur l'idée que si une personne a un CAP pour visiter un site récréatif, ce dernier a une valeur au moins équivalente à la somme dépensée pour la visite. Son objectif est de construire une courbe de demande qui exprime le consentement maximal à payer d'un individu, en plus des dépenses qu'il engage déjà. La variation de consommation du bien environnemental en fonction de son prix permet de déduire le surplus social associé au bien environnemental.

La justification de la méthode

La méthode des coûts de déplacement a été largement utilisée pour estimer les bénéfices liés à l'usage récréatif des actifs naturels : pêche, chasse, baignade, promenade, etc. On l'utilise également dans les fonctions récréatives d'un barrage ou d'un lac artificiel, ainsi que dans des cas d'approvisionnement en bois de chauffage ou de portage d'eau potable.

Les gestionnaires d'espaces récréatifs souhaitent en général disposer d'une façon de mesurer les bénéfices espérés de l'amélioration de la qualité des espaces. Quels bénéfices peut-on attendre d'une meilleure qualité de l'eau ou de la création d'un parc naturel ?

La même méthode est également utilisée dans l'évaluation des dommages dus à la pollution, en observant la variation des taux de fréquentation de sites naturels, par exemple la baisse de fréquentation découlant de la pollution d'un site.

Cette méthode d'évaluation repose principalement sur des enquêtes effectuées auprès des visiteurs. Il existe deux approches principales pour l'estimation de la demande :

- la méthode du coût du déplacement par zone d'origine des visiteurs ;
- la méthode du coût du déplacement par individu, qui se rapporte au nombre de déplacements qu'effectue un individu sur le site au cours d'une période donnée.

Nous allons présenter la méthode par zone d'origine des visiteurs (OCDE, 1996), qui est peu coûteuse en information, car la seule connaissance de l'origine géographique des individus permet d'estimer la demande de fréquentation d'un site.

Les étapes de l'application de l'approche par zone d'origine

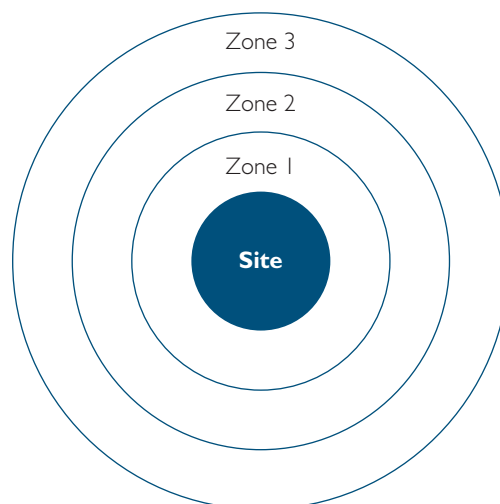
Soit un site naturel, par exemple un parc national, entouré de Z zones d'origine des visiteurs. La région entourant le site est d'abord divisée en zones, de sorte que le coût du trajet entre les points d'une même zone et le site soit à peu près identique. Dans un cas simple, les zones peuvent être définies autour du site, comme à la figure 5.1.

Le recueil des informations se fait en général sous forme d'enquête ou de questionnaire auprès des visiteurs du site. Les informations recueillies portent sur les points suivants :

- le nombre de visiteurs ;
- la région d'où ils viennent ;
- la fréquence de leurs visites ;
- leurs caractéristiques socioéconomiques ;
- la durée de leur voyage et le temps passé sur le site ;

FIGURE 5.1

Zones définies autour d'un site



- les dépenses directes supportées par les visiteurs à l'aller et au retour (prix du trajet, carburant, et faux frais);
- la valeur du temps pour la personne interrogée;
- le nombre d'années au cours desquelles des visites ont été effectuées sur le site;
- le succès ou l'échec de précédentes parties de chasse ou de pêche;
- la population totale de chaque zone;
- les autres motifs du déplacement et les autres sites visités pendant le voyage;
- les caractéristiques du site du point de vue de la qualité de l'environnement et des substituts.

Plus le site est éloigné, plus les dépenses augmentent, ce qui a pour conséquence de réduire la fréquentation du site.

Le traitement des données se fait en deux étapes.

Première étape : l'estimation de la courbe de demande de déplacements

Soient :

V_i = nombre total de trajets ou de visites, effectués par les résidents de la zone i ,

N_i = population de la zone i ,

C_i = coût moyen de transport pour se rendre de la zone i au site.

La demande de déplacements ou de visites est construite à partir de la relation existant entre les trajets par personne (V_i/N_i) et le coût de déplacement pour chaque zone (C_i). Cette demande de trajets (de visites, de déplacements) est :

$$V_i/N_i = F(C_i)$$

que l'on peut encore écrire dans le cas d'une relation linéaire simple :

$$V_i/N_i = a - b \times C_i$$

Par exemple, on trouve une relation du type

$$V_i/N_i = 0,10 - 0,002 \times C_i$$

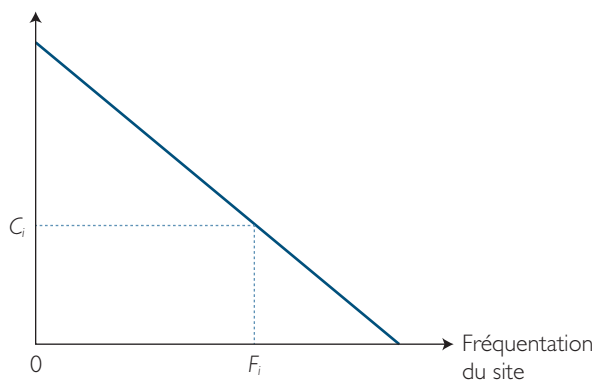
Cela signifie que lorsque le coût du trajet est de 1 €, il y aura, pour 1 000 habitants de la zone i , 98 déplacements pour visiter le site ($0,10 - 0,002 \times 1$).

Si le coût du trajet passe à 2 €, il y aura, pour 1 000 habitants de la zone i , 96 déplacements pour visiter le site ($0,10 - 0,002 \times 2$).

La relation suivante entre le coût par visite et la fréquentation F du site est illustrée à la figure 5.2.

FIGURE 5.2

Relation entre le coût par visite et la fréquentation du site



Plus le coût du déplacement augmente, plus la fréquentation baisse. On peut passer à la deuxième étape.

Deuxième étape : l'estimation de la fonction de demande agrégée

La fonction de demande agrégée indique le nombre de trajets, donc la fréquentation pour différents prix.

On fait l'hypothèse que les individus provenant des différentes zones visiteraient le site au même taux s'ils avaient le même coût d'accès. Cela signifie que si, pour un coût d'accès de 5 €, 30 % des

habitants de la zone la plus proche visitent le site, alors 30 % des habitants de la zone la plus éloignée visiteraient le site si le coût d'accès était également de 5 €.

Les variations dans les coûts de déplacement peuvent s'interpréter comme des droits d'entrée et les différences dans les taux de fréquentation, comme des réactions de la demande à ces droits.

On peut faire un exercice très simple et calculer la variation du taux de visite en fonction d'un pseudo-droit d'entrée P , qui serait ajouté au coût de déplacement.

$V_i(P)/N_i = a - b \times (C_i + P)$ si $V_i(P)/N_i$ est positif,

= 0 sinon.

L'augmentation progressive de la valeur de P jusqu'à ce que le taux de visite tende vers 0 permet de construire la fonction de demande en sommant le nombre total de visites par zone, pour une valeur de P donnée.

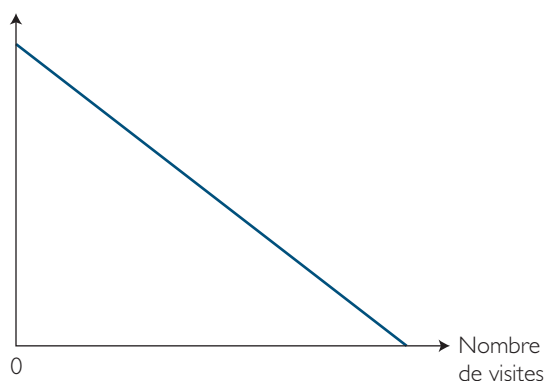
$$V(P) = \sum_{i=1}^Z (V_i(P)/N_i) \cdot N_i$$

où Z désigne le nombre des zones.

On peut tracer la relation entre le coût additionnel par visite et le nombre de visites du site comme à la figure 5.3.

FIGURE 5.3

Relation entre le coût additionnel par visite et le nombre de visites



Le nombre de visites du site diminue quand le prix d'accès au site augmente.

Une fois que la fonction de demande est construite, on peut calculer le surplus du consommateur en estimant la surface située sous la courbe de demande, qui donne une indication sur la valeur récréative du site.

$$\text{Surplus} = \int_0^{P_{\max}} V(P) dp$$

Les forces et faiblesses de la méthode

Cette méthode est bien adaptée à la mesure de valeurs récréatives. Les principales difficultés rencontrées restent liées à la valeur du temps, au traitement des situations de sites multiples, ainsi qu'à l'échantillonnage « tronqué », qui ne prend pas en compte la demande des non-visiteurs des sites.

Un exemple d'application de la méthode

Nous retraçons les résultats d'une étude de Sylvie Scherrer (2003) concernant l'utilisation de la méthode des coûts de transport pour évaluer les aspects récréatifs d'une zone humide (visites, promenades, découverte des milieux naturels) : l'estuaire de l'Orne.

Pour collecter l'information nécessaire à la mise en œuvre de ces méthodes, deux enquêtes ont été réalisées : une enquête sur place auprès de 504 visiteurs, au cours des mois de février et mars 2003 ; une enquête téléphonique auprès d'environ 2 000 personnes habitant à proximité de l'estuaire de l'Orne, en mars 2003. Ces enquêtes ont permis de recueillir des informations sur les habitudes de fréquentation de l'estuaire des répondants, leurs coûts de déplacement, leur connaissance des aménagements réalisés et leur CAP pour bénéficier des activités récréatives (non payantes) qu'ils peuvent y pratiquer.

L'application des coûts de transport conduit à des estimations très différentes suivant que l'on exploite les données relatives à l'enquête téléphonique ou à l'enquête sur place. Dans le premier cas, le surplus d'une visite peut être estimé dans une fourchette allant de 41 à 48€. Dans le second, il est cinq fois plus élevé, s'établissant aux alentours de 235 à 242€.

Au total, quelle que soit la méthode utilisée, les riverains comme les visiteurs accordent bien une valeur élevée aux services récréatifs non marchands liés à l'existence et la protection de l'estuaire de l'Orne. Cette valeur s'ajoute aux retombées économiques marchandes, comme le tourisme, et à l'ensemble des aspects biologiques, notamment ses intérêts faunistiques et floristiques.

La méthode des dépenses de protection

Lorsque les gens anticipent une modification de leur environnement, ils essaient de compenser cette variation.

Il existe plusieurs moyens possibles de se protéger contre la dégradation de l'environnement. Il peut s'agir de dépenses préventives, par exemple lorsque les individus se protègent contre la détérioration de leur environnement en installant du double vitrage pour atténuer le bruit, ou de l'achat de substituts, comme de l'eau en bouteille suite à la pollution d'une source d'approvisionnement.

Les domaines d'application

La méthode des dépenses de protection (Desaigues et Point, 1993, chap. 3 ; OCDE, 1996, chap. 7) s'applique aux domaines suivants :

- la pollution sonore, atmosphérique, côtière et des nappes phréatiques ;
- l'érosion marine et côtière ;

- la dégradation des terres et la perte de fertilité du sol ;
- le risque d'érosion, d'inondation et de glissement de terrain.

Le recours à cette méthode est particulièrement justifié lorsque les gens ont pris conscience de l'importance des menaces environnementales, qu'ils ont pris des mesures pour s'en protéger et que le coût de celles-ci peut être chiffré.

Les étapes de l'application de la méthode

La méthode des dépenses de protection passe par trois étapes : la détermination du risque environnemental, la localisation de la population concernée, la réaction de la population face au problème.

La détermination du risque pour l'environnement

C'est au cours de cette étape que l'on précise le véritable enjeu environnemental. Il peut s'agir par exemple d'évaluer une dépense immédiate visant à se protéger d'une externalité négative, comme les dépenses à engager pour protéger le lit d'une rivière dans le but de prévenir les inondations éventuelles qui sont susceptibles d'occasionner des coûts importants, ou encore la plantation d'arbres pour empêcher l'érosion et protéger ainsi la qualité du sol, ce qui pourra contribuer à de futurs bénéfices.

La localisation de la population concernée

Afin de ne pas aboutir à des sous-estimations, il est important de bien définir la population exposée au risque. Par exemple, dans le cas de la pollution d'une nappe phréatique alimentant une population en eau potable, il convient de ne pas oublier les personnes éloignées qui ont des puits alimentés par la même nappe.

Le recueil des informations

Les données peuvent être recueillies selon différentes modalités.

Si la population concernée est peu nombreuse, le recueil de l'information peut s'effectuer sous forme d'enquête approfondie. C'est par exemple le cas lorsque l'érosion des sols touche un petit nombre d'agriculteurs.

Lorsque la population concernée est nombreuse, les données peuvent être obtenues par sondage, comme dans le cas des nuisances causées par un aéroport.

Enfin, des experts peuvent être sollicités pour chiffrer le coût des mesures préventives ou défensives, de la réparation des dégâts ou de l'achat de biens substitués.

Les limites de la méthode

Bien qu'elle soit relativement simple, la méthode des dépenses de protection pose certains problèmes.

Si les personnes affectées par les modifications environnementales ont déménagé, l'étude sous-estime le montant réel des dépenses de protection.

Il est quasiment impossible de trouver des substituts parfaits à la qualité environnementale. Les engrais chimiques ne remplacent pas les éléments nutritifs perdus par le sol. Le double vitrage n'élimine pas totalement les nuisances sonores, mais il permet également d'améliorer l'isolation thermique.

L'acquisition de substituts peut être temporaire si les individus finissent par tolérer un certain degré de nuisance environnementale, comme dans le cas du bruit.

Les individus peuvent effectuer des dépenses qui surcompensent le dommage dans un but d'investissement.

Enfin, le niveau de revenu des personnes affectées peut limiter les dépenses engagées par les victimes pour compenser intégralement le dommage.

Un exemple d'application

Nous reproduisons une partie d'un article de Devaud (2005), relatif au fait que la protection de l'air et de la biodiversité relève davantage d'une démarche préventive.

En écho à l'intérêt grandissant pour la biodiversité, les dépenses visant la protection des espaces s'accroissent rapidement. Les instruments de cette protection sont nombreux et bénéficient le plus souvent de moyens financiers accrus. Ainsi, les dépenses afférentes aux réserves naturelles ont plus que doublé entre 1995 et 2003.

Les dépenses pour les conservatoires régionaux d'espaces naturels ou pour les parcs nationaux ont enregistré des progressions du même ordre. La protection de la biodiversité passe également par un tissu associatif dense, drainant plus d'un cinquième des dépenses réalisées dans ce domaine.

Les actions entreprises pour prévenir la pollution de l'air représentent 6 % de la dépense de protection de l'environnement. Il s'agit pour moitié des efforts des industriels pour réduire les émissions dans l'air inhérentes aux processus de production. Les investissements, tels les filtres, les dépoussiéreurs, ainsi que les charges d'entretien qui y sont attachées, s'élèvent en 2003 à près d'un milliard d'euros. L'autre moitié correspond aux achats de biens ou de services liés à des pratiques moins polluantes. Ils progressent très sensiblement depuis plusieurs années et de plus de 13 % en 2003. Ils sont le plus souvent le fait des ménages et concernent principalement l'usage des véhicules. La vérification de la carburation lors des contrôles techniques et le remplacement des pots catalytiques représentent ainsi plus d'un demi-milliard d'euros de dépense. Le recours à des carburants plus propres, mais également plus coûteux s'analyse aussi comme une action visant le maintien de la qualité de l'air.

Conclusion

Les méthodes d'évaluation indirectes sont basées sur les préférences révélées sur des marchés autres que des marchés environnementaux qui sont défaillants. Contrairement aux méthodes fondées sur les prix du marché, les prix utilisés correspondent à des marchés influencés par des biens non marchands. Elles reposent souvent sur l'observation des comportements des individus, pour en déduire une mesure de leur surplus.

Les trois grandes méthodes qui entrent dans cette analyse – les méthodes des coûts de déplacement, des prix hédoniques et des dépenses de protection – s'appuient sur un marché indicatif qui dégage un mode de comportement permettant de déterminer la valeur environnementale recherchée. Elles s'appuient sur des comportements réellement observés et ne prennent pas en compte les valeurs de non-usage (par définition).

Références bibliographiques et lectures complémentaires

Abdelmalki, L. et P. Mundler (1997). *Économie de l'environnement*, Paris, Hachette, coll. « Les Fondamentaux ».

Adelman, I. et Z. Griliches (1961). « On an index of quality change », *Journal of the American Statistical Association*, vol. 56, p. 531-548.

Barde, J.-P. (1992). *Économie et politique de l'environnement*, Paris, Presses universitaires de France.

Beaumais, O. et M. Chiroleu-Assouline (2001). *Économie de l'environnement*, Paris, Bréal, coll. « Amphi ».

Bolt, K., G. Ruta et M. Sarraf (2005). *Évaluer les coûts de la dégradation de l'environnement*, chap. 6, Washington, Banque mondiale, Département Environnement.

Bonnieux, F. et B. Desaignes (1998). *Économie et politiques de l'environnement*, Paris, Dalloz.

Bontems, P. et G. Rotillon (1998). *L'économie de l'environnement*, Paris, La Découverte, coll. « Repères ».

Bürgenmeier, B. (2005). *Économie du développement durable*, Bruxelles, De Boeck.

Centre d'analyse stratégique – CAS (2009). *Approche économique de la biodiversité et des systèmes liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique*, Paris, CAS.

Clawson, M. et J. Knetsch (1966). *Economics of Outdoor Recreation*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Desaignes, B. et P. Point (1993). *Économie du patrimoine naturel : la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica.

Devaud, G. (2005). « 32 milliards d'euros pour protéger l'environnement », *Les données de l'environnement*, n° 103, IFEN.

Faucheux, S. et J.-F. Noël (1995). *Économie de l'environnement et des ressources naturelles*, Paris, Armand Colin.

Freeman, A.M. (1979). « Hedonic prices, property values and measuring environmental benefits: Survey of the issues », *Scandinavian Journal of Economics*, vol. 81, p. 154-173.

Garrabe, M. (1994). *Ingénierie de l'évaluation économique*, Paris, Ellipses.

Johanson, P.O. (1987). *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge, Cambridge University Press.

Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (1996). *Évaluer les dommages à l'environnement : un guide pratique*, Paris, OCDE.

Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (2002). *Manuel d'évaluation de la biodiversité : guide à l'intention des décideurs*, Paris, OCDE.

Ridker, R.G. (1967). *Economic Costs of Air Pollution: Studies in Measurement*, New York, Praeger.

Ridker, R. G. et J.A. Henning (1967). « The determinants of residential property values with special reference to air pollution », *Review of Economics and Statistics*, vol. 49, p. 246-257.

Scherrer, S. (2003). *Évaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide littorale : le cas de l'estuaire de l'Orne*, document de travail, série Études, n° 03-E, Paris, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement.

Scherrer, S. (2004). *Comment évaluer les biens et services environnementaux?*, Paris, La Documentation française.

Terra, S. (s.d.). *Guide de bonnes pratiques pour la mise en œuvre de la méthode des prix hédoniques*, document de travail, série Méthodes, n° 05-M01, Paris, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, Ministère de l'Écologie et du Développement durable.

Travers, M. (2007). *Méthodes des prix hédoniques et évaluation des actifs environnementaux: application au cas du littoral*, thèse de doctorat en sciences économiques, École doctorale des Sciences de la mer, Université de Bretagne occidentale.

Vallée, A. (2002). *Économie de l'environnement*, Paris, Seuil.

Évaluation économique de l'impact de la pollution sonore des avions et des centrales thermiques sur la valeur des immobilisations au Burkina Faso par la méthode des prix hédonistes

Noël Thiombiano

Introduction

Cette application de la méthode des prix hédonistes a trait à l'évaluation économique de l'impact de la pollution sonore des avions et des centrales thermiques sur la valeur vénale des immobilisations au Burkina Faso. Elle comporte quatre parties : une rapide présentation du modèle théorique, la description des variables, l'estimation de la fonction des prix hédonistes, l'implication des résultats.

Le modèle d'estimation du coût de dégradation de la valeur vénale en présence de pollution sonore

L'analyse de l'effet de la pollution sur la valeur vénale des immobilisations est dérivée à partir des prix hédonistes. Le support d'analyse, en l'occurrence les habitations, est un bien durable pour lequel l'approche de Lancaster (1966) ne s'applique pas. Le modèle qui sied est celui de Rosen (1974). Ce modèle a deux phases. La phase initiale sert à estimer le prix marginal de l'attribut intéressé (en

l'occurrence, l'intensité du bruit). Ainsi, à ce stade, pour le modèle théorique retenu, on se référera au corps du chapitre 5 et au livre de Desaignes et Point (1993).

Brookshire *et al.* (1981) complètent ces deux étapes par une troisième, consacrée à l'estimation des bénéfices liés à une amélioration de l'environnement.

Le choix des variables

Les données utilisées dans la présente application sont constituées, d'une part, de données quantitatives comme le revenu, l'âge de la maison et les variables de caractéristiques de proximité et, d'autre part, de données qualitatives telles que les variables binaires ou multinomiales caractérisant les types de matériaux de construction. Les données sur les niveaux sonores utilisées sont issues de deux sources : la mesure directe par le sonomètre intégrateur et le recours aux modèles établis par l'Organisation internationale de normalisation et l'Organisation de l'aviation civile internationale. Les autres données sont obtenues par enquête auprès d'un échantillonnage représentatif de 200 ménages.

L'estimation de la fonction des prix hédonistes

L'estimation des modèles empiriques avec la forme semi-logarithmique¹ donne les résultats contenus dans le tableau E.1.

Les implications économiques des résultats

Les résultats obtenus se traduisent, en termes d'implication, par les effets marginaux des variables significatives statistiquement, par l'estimation de la fonction de demande inverse et par celle du coût social.

TABEAU E.1

Estimation du modèle de prix hédoniste

Variable	Site de la SONABEL (modèle 1)		Site de l'aéroport (modèle 2)	
	Coefficient	Probabilité	Coefficient	Probabilité
Distance centre commercial	0,186986	0,3963	0,088411	0,7052
Distance au lycée	-0,164917	0,3205	-0,181604	0,2288
Distance au dispensaire	-0,315267	0,0859	0,124328	0,3233
Distance école	-0,190101*	0,0162	-0,327090**	0,0128
Distance lieu de travail	-0,207307**	0,0000	-0,143221***	0,0009
Âge de la maison	-0,018316***	0,0009	-0,018491***	0,0039
Adduction à l'eau potable	0,384256*	0,0954	0,371095**	0,0401
Matériau de construction	0,666630***	0,0048	0,890111***	0,0000
Nombre de chambres	0,571376***	0,0000	0,162004*	0,0876
Équipement en sanitaire	0,758781***	0,0010	0,638334**	0,0419
Équipement en plafond	0,436283*	0,0590	0,458519**	0,0229
Taux de criminalité du secteur	0,394575*	0,0608	-0,153214	0,3720
Niveau de bruit	-0,005614*	0,0605	-0,002700**	0,0189
Superficie habitable	—	—	0,009092***	0,0000
Taille du ménage	0,000612	0,9885	0,083485**	0,0339
Constante	16,975111***	0,0000	23,98112***	0,0000
R^2	0,855177		0,702351	
R^2 ajusté	0,805806		0,662508	
F-statistique	17,32131***		28,91***	
Probabilité (F-statistique)	0,000000		0,000000	
Durbin-Watson statistique	1,794874		1,878334	

*Significatif au seuil de 10%. ** Significatif au seuil de 5%. *** Significatif au seuil de 1%.

Source: Estimations et données d'enquête.

1. $LnP = \beta_0 + \beta_1 Discom + \beta_2 Dislyc + \beta_3 Disdispen + \beta_4 Disocol + \beta_5 Distrav + \beta_6 Agemais + \beta_7 Eau + \beta_8 Materiau + \beta_9 Nchambre + \beta_{10} Sanitaire + \beta_{11} Plafond + \beta_{12} Criminalité + \beta_{13} Nivbruit + \beta_{14} Taille + \varepsilon$

L'évaluation des consentements à payer marginaux

L'évaluation des consentements à payer (CAP) marginaux permet d'obtenir les effets marginaux des différentes variables. Nous nous intéressons tout d'abord aux variables intrinsèques et aux variables de proximité statistiquement significatives. Ces différents effets marginaux permettent de déterminer les prix hédoniques des caractéristiques. Le tableau E.2 donne la teneur des résultats.

Les effets de l'âge de la maison sur la valeur des biens immobiliers des deux sites sont semblables. Ainsi, pour deux maisons ayant les mêmes caractéristiques, la différence d'âge entraîne une dépréciation de la valeur de la plus séculaire des deux du même ordre de grandeur (1,8%) dans les deux sites d'enquête.

La valeur de ces maisons dépend aussi du nombre de chambres. En effet, le prix augmente lorsque la maison dispose d'un plus grand nombre

de pièces, soit 16,02% par chambre supplémentaire au niveau de la zone riveraine de l'aéroport. Au niveau de la Société nationale d'électricité du Burkina Faso (SONABEL), cet accroissement est de l'ordre de 57%. Ces résultats concordent avec ceux qui ont été observés dans d'autres études sur les prix des attributs des logements. Travers *et al.* (2008) constatent un taux d'augmentation de la valeur immobilière de 21,6% par pièce supplémentaire. L'écart entre les deux taux pourrait s'expliquer par une croissance modérée lorsque la maison compte plus d'un certain nombre de pièces. À cet effet, Travers *et al.* (2008) observent qu'au-delà de quatre pièces, la hausse de la valeur passe de 21,6% à 3,3% pour toute pièce supplémentaire. De même, la superficie habitable est une variable quantitative intrinsèque des maisons qui influe sur leurs prix. Chez les riverains de l'aéroport, le prix hédoniste d'un mètre carré de surface habitable est de 49 040 FCFA. Autrement dit, pour une maison moyenne, tout mètre carré supplémentaire engendre un gain de 49 040 FCFA dans la vente de celle-ci.

TABLEAU E.2

Effets marginaux des variables significatives et prix hédoniques des caractéristiques, en francs CFA

Variables	Site de la SONABEL (modèle 1)		Site de l'aéroport (modèle 2)	
	Effets marginaux	Prix hédoniques	Effets marginaux	Prix hédoniques
Distance dispensaire	-31,5267	2 187 165	-	-
Distance école	-19,0101	1 318 826	-32,7090	1 764 242
Distance travail	-20,7307	1 438 192	-14,3221	772 498
Âge de la maison	-1,8316	127 067	-1,8491	99 736
Adduction à l'eau potable	38,4256	2 665 776	37,1095	2 001 594
Matériau de construction	66,6630	4 624 746	89,0111	4 801 036
Nombre de chambres	57,1376	3 963 921	16,2004	873 809
Équipement en sanitaire	75,8781	5 264 043	63,8334	3 443 014
Équipement en plafond	43,6283	3 026 713	45,8519	2 473 137
Superficie habitable	-	-	0,9092	49 040
Taux de criminalité du secteur	39,4575	2 737 364	-	-
Taille du ménage	-	-	0,083485	4 503

Source : Estimations et données d'enquête.

Ce montant est dans la fourchette de rémunérations qu'offrait le projet ZACA aux habitations qu'il touchait. Le dédommagement allait de 10 000 FCFA le mètre carré (pour les maisons en banco) à 100 000 FCFA le mètre carré pour les habitations situées en face des voies bitumées.

Pour les variables qualitatives intrinsèques (sanitaire, eau, matériau et plafond), le consentement à payer se calcule comme la différence du prix estimé entre deux modalités au niveau moyen de l'échantillon. Autrement dit, le prix hédonique correspond à l'accroissement de valeur qu'entraînerait l'ajout de cette caractéristique à une maison moyenne qui n'en aurait pas. Par exemple, le fait de construire en «dur» accroît la valeur de la maison de 66,66% au site de la SONABEL et de 89% au site de l'aéroport. Ainsi, pour un propriétaire de terrain, la construction de son bâtiment moyen² en «dur» lui fait engranger un loyer mensuel supplémentaire, en termes absolus, du même ordre de grandeur de 10 000 FCFA par rapport à un autre propriétaire ayant sa maison en banco, toutes choses étant égales par ailleurs.

Pour l'interprétation des résultats des variables de proximité, nous raisonnons sur le consentement marginal à payer pour se rapprocher des infrastructures socioéconomiques, c'est-à-dire le CAP pour une réduction marginale de la distance qui sépare le lieu de résidence de ces infrastructures. L'économie urbaine considère la distance au centre d'emploi comme l'attribut de localisation le plus important (Cavailhès, 2005). Son effet marginal est de -20,73% dans la zone SONABEL et de -14,32% au site de l'aéroport, ce qui engendre un prix hédoniste moyen de l'ordre de 19 312 FCFA³ par an et par kilomètre pour les riverains de l'aéroport et de 35 954 F pour ceux de la SONABEL. Ces valeurs sont raisonnables, car en rapportant à la journée nous obtenons respectivement 52,9 et 98,5 FCFA par kilomètre, des résultats convergent, d'une part, avec les calculs souvent retenus par les

administrations burkinabè, soit 75 FCFA le kilomètre, et, d'autre part, avec les résultats obtenus lors d'études similaires antérieures (74 €/an/km chez Cavailhès, 2005).

Parmi les variables de proximité, les riverains accordent aussi une attention particulière à l'accessibilité aux infrastructures d'éducation, notamment celle du primaire. Ce fait se confirme dans la présente recherche avec des prix hédonistes mensuels de l'ordre de 2 747,50 FCFA pour les riverains de la SONABEL et de 3 675,50 FCFA pour ceux de l'aéroport. Ainsi, tout rapprochement d'un kilomètre entre l'école de fréquentation des enfants et le lieu de résidence entraîne au cours de l'année scolaire un gain journalier de 12 à 15 FCFA par kilomètre, respectivement pour les ménages riverains de la SONABEL et de l'aéroport.

Intéressons-nous maintenant au niveau de dépréciation par variation unitaire du bruit. Dans le cas présent, notre variable d'intérêt est l'intensité du bruit. Les résultats d'estimation du tableau E.2 permettent d'obtenir l'indice de dépréciation de la valeur des biens immobiliers par unité de bruit supplémentaire (*Noise Depreciation Index* – NDI; Walters, 1975) pour chacun des sites étudiés. Ainsi, estimée par les équations du prix des logements des modèles 1 et 2, l'influence du niveau sonore étant respectivement de -0,0056 pour la zone riveraine de la SONABEL et de -0,00270 pour celle de l'aéroport, le NDI est alors de 0,56% pour la SONABEL et de 0,27% pour l'aéroport.

Au regard des modèles économétriques d'où ils sont tirés, ces résultats s'interprètent comme suit: chaque unité de Leq dB(A) différenciant une commune accueillant des logements moins valorisés d'une commune inverse conduit, pour les premières, à une dévalorisation de 0,56% du prix de l'immobilier dans la zone riveraine de la SONABEL. Ce score est de 0,27% dans les secteurs jouxtant l'aéroport.

2. Par rapport à l'échantillon d'étude.

3. Pour toute la durée de vie de la maison (40 ans), la perte est de $5\,375\,750 \times 0,143224$, soit 19 312 FCFA par an.

Ces niveaux de NDI permettent d'obtenir, pour les différents échantillons, un consentement marginal respectif de 14 563,125 FCFA et de 38 850 FCFA par dB(A) et par ménage moyen, dans la zone riveraine de l'aéroport et de la SONABEL. Ces CAP sont supérieurs à ceux que révèlent directement les riverains des deux sites, soit, respectivement, 3 102 et 4 583 FCFA. De tels montants traduisent une sous-estimation du consentement, confirmant une fois de plus le fait que le CAP sous-estime l'effet d'un problème lorsqu'il est utilisé à la place du consentement à recevoir par la méthode d'évaluation contingente ; mais comme le stipule la théorie des prix hédonistes, chaque individu choisit son lieu de résidence en fonction de son CAP. De ce fait, il existe une certaine disparité entre les CAP selon la zone, tout comme la demande d'un bien ordinaire, dans la théorie traditionnelle du consommateur, varie en fonction du revenu du consommateur et de son prix. Nos résultats sont donc convergents avec la théorie économique. Une analyse plus détaillée est faite ci-dessous, dans la section « L'estimation des bénéfices liés à une amélioration de la qualité de l'environnement sonore ».

La fonction de prix hédoniste estimée $\hat{P}(\cdot)$ ne révèle en elle-même rien sur les éléments sous-jacents qui l'ont générée et ne permet donc pas, en général, d'en déduire la fonction de demande inverse. Rosen (1974) indique qu'il est alors possible d'estimer, à partir du prix implicite de l'attribut k et des quantités des différents attributs du logement, les paramètres de la fonction de demande inverse de cette caractéristique k dès lors que l'on connaît les caractéristiques C des acheteurs (revenu, âge, niveau d'éducation, etc.). Il convient alors de régresser le prix marginal implicite de l'attribut k (en l'occurrence, le bruit), \hat{p}_k obtenu à partir de l'équation hédoniste, sur les quantités des différents K attributs et sur les caractéristiques des acheteurs. On obtient ainsi la fonction de demande inverse $\hat{p}_k = \hat{p}(Z, C)$.

L'estimation de la fonction de demande inverse

L'estimation du coût social dû à la pollution sonore par la méthode des prix hédonistes passe par l'estimation de la demande inverse. Comme indiqué dans la méthodologie, à ce stade, on régresse le consentement avec les revenus des riverains et les niveaux de pollution sonore, tout en considérant l'offre des caractéristiques comme fixe. Dans la présente recherche, nous avons inclus d'autres variables sociodémographiques des enquêtés telles que le sexe, l'âge, le revenu (Y), le niveau d'instruction⁴ et le statut d'occupation (locataire ou propriétaire).

L'estimation de la fonction de demande inverse dans les deux sous-échantillons (SONABEL, aéroport) donne les résultats consignés au tableau E.3.

Les modèles sont économétriquement valides au regard des paramètres clés comme le R^2 ajusté, le Durbin-Watson et le Fisher. Les résultats du tableau E.3 appellent plusieurs commentaires.

- Pour les deux zones d'étude, les coefficients des modalités de la variable « niveau d'instruction » sont tous significatifs au plus à 5 %, sauf celui associé à la modalité « primaire » dans la zone riveraine de la SONABEL, qui l'est à 10 %. L'effet de l'instruction sur le CAP apparaît nettement. La modalité « aucun niveau d'instruction » étant prise comme référence, les signes positifs observés indiquent que le CAP est une fonction directe du niveau d'instruction. Un tel résultat confirme une fois de plus la théorie du capital humain, selon laquelle l'éducation est un facteur de discernement.
- La variable « âge » semble influencer le CAP. Les personnes âgées supportant de moins en moins l'effet du bruit, elles sont donc prêtes, dans des zones à pollution élevée, à payer pour bénéficier d'un environnement plus sain. En effet, tout accroissement de l'âge de 1 % entraîne une hausse du CAP de 0,02 % pour les citoyens de la zone de la SONABEL et de 0,015 % pour ceux de l'aéroport.

4. La modalité de référence est « aucun niveau d'instruction ».

TABLEAU E.3

Estimation de la fonction de demande inverse

Variable	Site de la SONABEL (modèle 1)		Site de l'aéroport (modèle 2)	
	Coefficient	Probabilité	Coefficient	Probabilité
ln (niveau bruit)	14,69453**	0,0210	18,65193*	0,0927
ln Y	0,416552**	0,0363	1,186497***	0,0000
Primaire	0,676096*	0,1001	0,612613*	0,0553
Secondaire	1,719251***	0,0003	1,210133***	0,0003
Supérieur	1,664097**	0,0282	0,896308***	0,0063
Âge	0,024005*	0,0515	0,015084**	0,0412
Sexe	-0,383698*	0,0958	0,322795	0,1673
Statut d'occupation	0,641839*	0,0900	0,460959*	0,0679
C	-60,91977**	0,0220	-89,31051*	0,0687
R ²	0,456294		0,405056	
R ² ajusté	0,371007		0,369800	
F-statistique	9,234***		11,48903***	
Probabilité (F-statistique)	0,00000		0,000000	
Durbin-Watson statistique	1,89		2,030569	

*Significatif au seuil de 10%. ** Significatif au seuil de 5%. *** Significatif au seuil de 1%.

Source: Estimations et données d'enquête.

- Dans les deux zones, les résultats révèlent que le statut d'occupation a aussi un effet positif sur le CAP. La modalité de référence étant «locataire», le signe positif obtenu traduit clairement que les propriétaires terriens sont plus disposés à contribuer pour rendre leur cadre de vie plus sain. Le passage du statut de locataire à celui de propriétaire accroît le consentement à payer de 0,64 % dans le secteur de la SONABEL et de 0,46 % dans celui de l'aéroport. Cela est plausible du moment que les locataires ont la liberté de changer de lieu de résidence s'ils constatent que l'atmosphère ne leur convient plus, ce qui n'est pas le cas pour les propriétaires, qui, en plus, auront du mal à le faire par manque de moyens.
- L'autre variable pertinente susceptible d'expliquer le CAP que nous avons intégrée dans le modèle (le sexe) a des résultats ambivalents

dans les deux zones. En effet, si elle est statistiquement significative au niveau de la SONABEL, elle ne l'est pas dans les environs de l'aéroport. La modalité de référence retenue pour cette variable est le sexe féminin. Le signe négatif obtenu traduit le fait que les femmes soient plus consentantes à payer que les hommes pour obtenir un environnement plus salubre. Le consentement à payer d'une femme pour se prémunir des nuisances sonores de la centrale thermique Ouaga 1 de la SONABEL est de 0,38 % plus élevé que celui d'un homme de la même zone. Dans le cadre de notre étude, le résultat ambivalent s'expliquerait par le fait que dans le secteur de la SONABEL, le bruit est permanent alors qu'il n'est qu'intermittent près de l'aéroport, les plages horaires de desserte les plus pénibles ayant lieu la nuit, alors que les hommes et les femmes sont à la maison.

En dehors de ces variables que nous avons introduites, la littérature a révélé des variables traditionnelles pour l'estimation de la fonction de demande inverse : le revenu du consommateur et la variable environnementale (en l'occurrence, le niveau de bruit). Les résultats des estimations font ressortir des coefficients hautement significatifs. Le CAP est positivement corrélé à ces deux variables, ce qui signifie que les ménages à haut revenu établis dans des zones où la pollution sonore est élevée sont disposés à payer davantage pour une amélioration de leur environnement sonore. En effet, toute hausse du niveau sonore de 1 % entraîne une augmentation respective du CAP des riverains de 14,89 % et de 18,65 % dans les zones de la SONABEL et de l'aéroport. Quant à l'effet du revenu sur le CAP, sa variation de 1 % engendre une progression de 1,89 % du CAP des riverains de l'aéroport et 0,41 % de ceux de la SONABEL.

L'utilisation de la forme fonctionnelle double logarithmique fournit directement des coefficients qui correspondent aux élasticités associées aux différentes variables quantitatives. Cependant, dans le cas actuel, l'usage de la fonction inverse ne fournit pas directement les valeurs de l'élasticité revenu et, partant, de la part budgétaire. Pour y remédier, nous recourons à l'inverse du paramètre obtenu par estimation pour la variable « revenu ». Ainsi, l'élasticité revenu est respectivement de 2,38 et 0,53 pour les deux modèles du tableau E.3, ce qui signifie que le bien environnemental en question (le silence) est un luxe pour la population riveraine de la SONABEL, mais un bien nécessaire pour celle de l'aéroport. D'un point de vue théorique, ces résultats sont conformes à la théorie économique du consommateur, car les concepts d'élasticité sont subjectifs. En effet, un bien X peut être normal pour l'individu i et ne pas l'être pour l'individu j .

Il est à souligner que de façon empirique, Thiombiano (2003) obtient des résultats similaires pour les riverains de l'aéroport. Autrement dit, si les dépenses permettant d'échapper à la pollution sonore ne constituent pas un luxe pour les ménages riverains de l'aéroport, elles le sont pour ceux de la

SONABEL. Ce phénomène peut s'expliquer par deux facteurs. Premièrement, les zones jouxtant l'aéroport sont pour la plupart des zones résidentielles (Pâte d'Oie, Cité An 2, 1 200 logements), où les résidents ont un revenu et un niveau d'instruction élevés. Compte tenu de leur niveau de compréhension et en vertu de la corrélation positive obtenue dans le modèle, pour eux, dépenser pour se prémunir des nuisances sonores (par des mesures comme vitrer ou plafonner leur maison) est aussi naturel que boire et manger. En revanche, dans la zone de la SONABEL, nous avons une population hétérogène, avec des individus sans niveau de compréhension et très souvent à faible revenu. La deuxième raison est que la pollution sonore est permanente autour de la SONABEL alors qu'elle n'est qu'intermittente dans le secteur de l'aéroport. Ainsi, certains, à force d'y habiter, pensent avoir développé un certain mécanisme d'adaptation, de sorte qu'ils accordent peu d'importance à cette nuisance.

L'élasticité prix, quant à elle, mesure la sensibilité de la demande d'un bien par rapport à une variation de 1 % de son prix. Elle est inélastique au niveau des deux fonctions de demande estimées, valant respectivement 0,07 et 0,05. Ces valeurs inférieures à 1 indiquent que la demande du bien varie moins que proportionnellement à son prix. Une politique de prix n'aura donc pas les effets escomptés. Une politique visant à procurer un revenu aux populations riveraines de l'aéroport aura un effet plus probant sur leur protection contre les nuisances sonores des avions qu'une politique visant le prix de l'aménité. Cependant, pour ce qui est de la population riveraine de la SONABEL, une telle conclusion ne peut pas être tirée au regard des valeurs des élasticités prix et revenu obtenues.

Ces différentes élasticités nous donnent une mesure de la sensibilité de la demande de l'aménité par rapport à deux paramètres essentiels : le revenu du consommateur et le prix implicite de l'aménité. Cependant, elles ne nous renseignent pas sur la variation du bien-être du consommateur consécutive à une modification de la quantité de

pollution entre différentes strates. Pour y remédier, nous recourons à l'estimation du surplus du consommateur.

L'estimation des bénéfices liés à une amélioration de la qualité de l'environnement sonore

Conformément au déroulement de la méthode des prix hédonistes, l'estimation de la fonction de demande inverse permet de calculer le différentiel de prix attribué au changement de l'environnement sonore et les bénéfices induits par ce changement, par habitation et par jour. Pour ce faire, nous calculons le surplus du consommateur entre deux situations en appliquant la formule :

$\int_0^1 CMP \, dnivbruit = \int_0^1 f_j(Y, C, Nivbruit)$; nous posons :

$nivbruit = N_i$ = le niveau moyen du bruit de la zone; \bar{Y} = le revenu moyen du groupe d'individus; C = les caractéristiques démographiques des individus du groupe (âge moyen, sexe, niveau d'instruction). À titre illustratif, pour la zone riveraine de la SONABEL, en utilisant les résultats du tableau E.3, nous obtenons :

$$\begin{aligned} \int_0^1 CMP \, dN_i = & (-60,920 + 0,417 \text{Log} \bar{Y} + 0,676 \\ & \times prim + 1,719 \times secon + 1,664 \\ & \times sup + 0,642 \times statoc - 0,384 \\ & \times sexe + 0,024 \times \overline{age} + 14,695 \\ & [(N_i \text{Log} N_i - N_i)_{final} \\ & - (N_i \text{Log} N_i - N_i)_{initial}] \times \Delta N_i \end{aligned}$$

où 0 est l'état initial correspondant au niveau sonore sans mesure de réduction et 1, l'état final représentant la situation après la mesure d'internalisation de la pollution.

Nous prenons le niveau ambiant maximum des quartiers (55 dB(A))⁵ et les seuils fixés par la réglementation respectivement comme état final diurne et état final nocturne. Plus spécifiquement, dans

l'hypothèse 1, le niveau de pollution finale diurne est de 65 dB(A) et dans l'hypothèse 2, il est de 55 dB(A). Pour le niveau de pollution sonore finale nocturne, nous considérons un niveau de 35 dB(A). Ainsi, à partir de ces équations, nous déterminons, selon le niveau d'instruction et le statut d'occupation, le bénéfice de chaque groupe.

Les bénéfices tirés de la réduction du niveau de la pollution varient selon le temps (nocturne et diurne) et selon les catégories d'instruction et de statut d'occupation. Ces bénéfices sont obtenus en prenant le niveau moyen de revenu et d'âge dans chaque strate. Selon le tableau E.4, les locataires profitent mieux de la réduction que les propriétaires. Il en est de même pour le niveau d'instruction. Sur la base de la deuxième hypothèse, nous dirons que le bénéfice tiré de la réduction du niveau de pollution sonore est corrélé négativement au niveau d'instruction. En effet, en considérant le statut «propriétaire», nous observons que le bénéfice tiré de la réduction de 1 dB(A) du niveau sonore diurne est respectivement de 368 FCFA pour les sans niveau, 363 FCFA pour les riverains de niveau primaire, jusqu'à 353 FCFA pour ceux du supérieur. Ces scores sont respectivement de 514, 512 et 511 FCFA chez la population riveraine de l'aéroport. Du reste, cette corrélation négative se vérifie pour tous les sites, les statuts d'occupation et les moments de la journée considérés. Ces résultats sont plausibles avec les CAP. En effet, ceux qui avaient un CAP élevé bénéficient moins que ceux pour qui il était plus faible. Cela est conforme à la théorie du passager clandestin ou de l'action collective, selon laquelle, dans un groupe, ceux qui participent peu ou pas du tout à la réalisation de l'action bénéficient davantage de ses fruits lorsqu'elle est réalisée. Il en est ainsi dans ce cas-ci, puisque les responsables de l'aéroport ou de la centrale thermique ne choisiront pas de réduire uniquement la pollution des résidents dont le CAP est élevé. Cela se confirme d'autant plus qu'en prenant la première hypothèse, nous retrouvons la théorie néoclassique, où le bénéfice est lié au

5. Ce niveau est considéré par l'OMS comme un seuil confortable.

TABLEAU E.4

Bénéfice journalier de réduction de la pollution par groupe et selon le temps, en francs CFA

Hypothèse = Passage du niveau de pollution initial au niveau dit acceptable

	SONABEL				Aéroport			
	Propriétaires		Locataires		Propriétaires		Locataires	
	Diurne	Nocturne	Diurne	Nocturne	Diurne	Nocturne	Diurne	Nocturne
Aucun	523	1 023	532	1 041	863	1 948	871	1 965
Primaire	286	1 024	292	1 042	871	1 910	879	1 928
Secondaire	275	995	280	1 013	832	1 849	840	1 866
Supérieur	304	1 023	310	1 041	846	1 872	854	1 889
Total	18 200	50 746	2 920	10 331	89 652	199 420	34 326	76 255

niveau de pollution et à l'effort consenti, d'où une disparité entre les niveaux de bénéfices selon le niveau d'instruction d'une part et, d'autre part, selon le statut d'occupation.

De même, la théorie économique, en particulier celle du capital humain, nous enseigne que le niveau de richesse est positivement lié au niveau d'instruction. Sur cette base, nous pouvons assimiler les moins instruits comme les moins nantis. Nos résultats actuels sont aussi conformes à la théorie du développement durable, à savoir que les pauvres sont les plus vulnérables de la dégradation de l'environnement, car ils n'ont les moyens ni de se soigner ni de se prémunir contre des habitats insalubres (en l'occurrence, contre la pollution sonore).

Le bénéfice total selon le temps est obtenu par la somme pondérée des bénéfices par strate et par stade de réduction. Nous obtenons donc, pour l'ensemble de l'échantillon de la population riveraine de l'aéroport, un bénéfice de 145 873 345 FCFA pour passer d'une mauvaise qualité sonore à un niveau acceptable et de 70 984 835 FCFA pour passer d'une situation de pollution acceptable à un niveau confortable, quel que soit le temps. Ces montants sont respectivement de 29 590 920 FCFA et de 20 541 600 FCFA pour la zone riveraine de

la SONABEL. Économiquement parlant, une politique de réduction de la pollution sonore des avions et de la centrale thermique, toutes choses étant égales par ailleurs, engendrera annuellement, pour 145 ménages riverains de l'aéroport et 60 ménages côtoyant la centrale Ouaga 1, un bénéfice implicite total respectif de 216 858 millions et 50 132 millions de francs CFA. Malheureusement, l'analyse des taxes prélevées dans les zones de l'exploitation aéroportuaire et de la centrale thermique ne révèle aucun mécanisme permettant une comparaison quelconque.

Conclusion

En somme, contrairement à ce que l'on pourrait croire, la dépréciation des valeurs immobilières due à la pollution sonore causée par les avions et la centrale thermique n'est pas marginale pour les riverains de ces deux sources polluantes. En effet, elle se situe dans le même ordre de grandeur (0,27 % et 0,56 %⁶) que les valeurs observées dans des études similaires. En termes monétaires, la dépréciation par décibel supplémentaire représente 43 % du seuil de pauvreté. Globalement, le coût social de la pollution sonore pour notre échantillon d'étude

6. Respectivement pour les riverains de l'aéroport et de la SONABEL.

représente 133,33 % de leur part dans le produit intérieur brut en 2007⁷. Ce résultat infirme l'hypothèse selon laquelle le bruit a un coût social marginal pour les riverains.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

Brookshire, D., R. D'Arge, W. Chulze et M. Thayer (1981). « Experiments in valuing public goods », dans V.K. Smith (dir.), *Advances in Applied Microeconomics*, vol. 1, Greenwich, JAI Press.

Cavaillès, J. (2005). « Le prix des attributs du logement », *Économie et statistique*, n^{os} 381-382.

Desaigues, B. et P. Point (1993). *Économie du patrimoine naturel : la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica.

Lancaster, K.J. (1966), « A new approach to consumer theory », *Journal of Political Economy*, vol. 74, p. 132-157.

Rosen, S. (1974). « Hedonic prices and implicit markets: Product differentiation in pure competition », *Journal of Political Economy*, vol. 82, n^o 1, p. 35-55.

Thiombiano, N. (2003). *Impacts de la pollution acoustique des avions sur les populations riveraines de l'aéroport de Ouagadougou*, mémoire DEA/PTCI, UFR-SEG, Université de Ouagadougou.

Travers, M., A. Nassiri, G. Appéré et F. Bonnieux (2008). « Évaluation des bénéfices environnementaux par la méthode des prix hédoniques : une application au cas du littoral », *Économie et prévision*, n^o 185, p. 47-62

Walters, A. (1975). *Noise and Price*, Londres, Oxford University Press.

7. Selon l'Institut national de la statistique et de la démographie, en 2007, le produit intérieur brut par habitant était de 238 959 FCFA. Le coût social pour notre échantillon de 838 individus est de $216\,848\,000 + 50\,132\,000 = 266\,980\,000$. Ce qui donne le taux suivant : $266\,848\,000 \times 100 / 238\,959 \times 838 = 133,33\%$.

CHAPITRE

6

L'évaluation économique *ex ante* de l'environnement par la méthode dose-réponse

Patrice A. Harou

Introduction

Ce chapitre traite des méthodes fondées sur les relations entre la qualité de l'environnement et les changements dans la production des biens ou services. En agronomie et en foresterie, ces relations s'établissent par la quantification de ce qu'on appelle une fonction de production. Toutes ces méthodes essaient de quantifier l'augmentation d'un service ou d'un bien en fonction de la disponibilité, en quantité et en qualité, d'une ressource naturelle. En économie de l'environnement, on parle plutôt de *fonction dose-réponse* ou *dose-effet*. Cette fonction est à la base de différentes méthodes d'évaluation environnementale présentées dans d'autres chapitres du présent ouvrage. Elle comprend deux volets : dans le premier, les scientifiques quantifient les impacts d'un changement environnemental ; dans le second, les économistes évaluent ces changements en termes monétaires.

La quantification des impacts est effectuée par des spécialistes du domaine pertinent. Les ingénieurs agronomes estiment l'impact d'un sol détérioré ou d'un engrais sur la productivité agricole. Les épidémiologistes mesurent l'effet de la pollution de l'air ou de l'eau sur la physiologie des individus. L'évaluation économique, qui multiplie l'impact par

une valeur monétaire, peut être relativement simple s'il existe une valeur marchande, telle celle des céréales ou de la viande. Il faut cependant s'assurer que la valeur marchande est adéquate, c'est-à-dire que le marché en question est suffisamment concurrentiel. Cette évaluation est plus complexe quand il n'existe pas de marché de référence. Elle est particulièrement délicate lorsqu'il faut attribuer une valeur à une situation de morbidité ou de mortalité quantifiée par les épidémiologistes.

La pertinence de la méthode

La fonction dose-réponse est une technique ou méthode scientifique qui quantifie les impacts dus à un changement environnemental. Cette technique est employée, par exemple, dans la méthode de la productivité et dans la quantification de l'effet de la pollution sur la santé. Elle considère l'environnement comme un intrant dans la fonction de production de biens ou de services, comme nous l'illustrerons ci-après dans notre exemple de l'érosion des sols. L'évaluation des prix ou l'estimation des valeurs restent à faire pour quantifier en valeur monétaire cette relation scientifique entre les biens et services et les ressources naturelles ou l'environnement.

Les applications courantes

Les applications de cette technique sont courantes pour évaluer les effets des changements des ressources naturelles sur la productivité agricole, les rendements de l'élevage ou la production en aquaculture, celle de la crevette, par exemple. L'étude de cas présentée plus loin illustre ce genre d'application pour la production agricole et forestière. Pour cette dernière, par exemple, l'approche dose-réponse établit le lien entre un type d'aménagement (dose) et son impact sur la production de cette forêt, exprimée en mètres cubes (réponse).

En épidémiologie, l'application de la fonction dose-réponse est courante pour quantifier des effets environnementaux, spécialement les pollutions. Elle est utilisée dans le cadre des politiques publiques de santé pour quantifier la relation entre un changement dans la production d'un polluant donné ou des poussières dans l'air et le nombre de cas de maladie ou de mortalité prématurée.

Les conditions préliminaires de l'application

Les fonctions doses-réponse sont développées par des équipes scientifiques qui peuvent se reposer sur des institutions de recherche travaillant sur la durée, car un changement environnemental ne peut pas se mesurer sur le court terme. Des études viables de productivité ou de santé doivent être déjà disponibles pour appliquer les différentes méthodes d'évaluation dont il est question ici.

Les compétences à mobiliser

Les fonctions de production et les fonctions épidémiologiques dose-réponse demandent très souvent des équipes pluridisciplinaires spécialisées. Les économistes évaluent en termes monétaires les impacts sur la productivité et la santé. Pour l'impact sur la santé, le travail est plus délicat ; souvent, des valeurs sont données à l'analyste qui fait l'étude coûts-avantages.

On transfère souvent des valeurs estimées par ailleurs, comme on le verra au chapitre 7, qui traite de la technique du transfert des bénéfices. Dans le cas de la mortalité humaine, l'analyste peut difficilement poser les jugements de valeur que cela implique ; on se réfère alors le plus souvent à des valeurs définies par les autorités publiques pertinentes (ministère de la Santé, des Transports ou autre, selon le contexte).

Les étapes de l'application

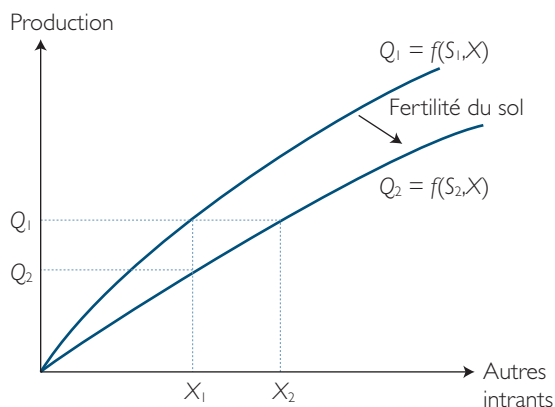
Les étapes générales de l'application sont schématisées ci-après. La pression sur l'environnement amène un impact sur celui-ci et sur la productivité des ressources naturelles, qui a pour conséquence un changement de revenu. Par exemple, une pression sur les ressources forestières (déforestation) pourrait amener une érosion des sols (impact sur l'environnement) qui pourrait se traduire de deux façons différentes et non mutuellement exclusives : 1) par l'envasement d'un bassin versant, qui diminuerait la capacité en eau d'un barrage, ce qui aurait un impact sur la production électrique et ferait donc subir une baisse de revenu à la compagnie d'électricité (impact sur le revenu) ; 2) par la diminution de la production agricole, avec pour impact une diminution du revenu du producteur. C'est ce dernier point que nous développons ici.

La production agricole étant quantifiée par une étude scientifique illustrée à la figure 6.1, la valeur de la protection de l'environnement est estimée par la perte de revenu qu'elle engendrerait, comme expliqué dans l'encadré 6.1.

Si l'érosion et la perte de fertilité du sol engendrent un déclin du volume des récoltes, la fonction de production passe de Q_1 à Q_2 . Il est certain que le producteur peut essayer de récupérer tout ou partie de cette fertilité du sol S en ajoutant d'autres intrants X , comme la quantité d'eau disponible ou des engrais. Dans les deux cas, il y a une perte de revenu : soit la production ($Q_2 - Q_1$) est moindre, soit les coûts ($X_2 - X_1$) sont plus élevés.

FIGURE 6.1

Quantification de la production agricole



Source : Banque mondiale, 2005.

La différence dans les fonctions de profit de l'encadré 6.1 formalise cette approche. En pratique, cette information est calculée dans l'étude coûts-avantages des actions à entreprendre par le producteur pour maintenir ce niveau de productivité de son sol sur le long terme. L'importance de l'étude scientifique de quantification de l'érosion est donc évidente. Quant aux valeurs marchandes, elles sont

ENCADRÉ 6.1

La technique dose-réponse dans la méthode de la productivité

Deux mesures permettent d'évaluer la dégradation des sols : la valeur de l'extrait perdu et le coût de l'intrant additionnel. Toutes deux affectent le profit du producteur π .

$$\pi = PQ - c(Q)$$

où

P est le prix (qui est présumé être fixé par le marché);

Q est la production;

c est le coût des intrants (qui dépend de Q).

La différence des fonctions de profit avec ou sans érosion pour le producteur ($\pi_1 - \pi_2$) représente la valeur environnementale de son sol comme intrant dans le processus de production agricole si celui-ci est bien géré, c'est-à-dire sans érosion.

facilement accessibles. Cependant, une étude plus approfondie des valeurs marchandes est nécessaire si une intervention du gouvernement est envisagée pour maintenir la fertilité des sols dans la région. Les défaillances peuvent être de trois ordres : défaillance du marché, de la politique ou des institutions (Harou, Zheng et Zhang, 1995).

Exemple de la valeur environnementale de la fixation de carbone par l'écosystème forestier

Nous avons vu que la méthode dose-réponse comporte la quantification de l'impact biophysique du phénomène environnemental étudié et l'évaluation économique de la valeur de cet impact.

Des fonctions importantes de la forêt, comme la biodiversité et le stockage de carbone, n'ont pas de marché et ne sont pas rémunérées. Ces relations sont difficiles à quantifier puisque l'utilisation indirecte d'une fonction environnementale apparaît uniquement quand un changement dans la valeur de certaines activités ou propriétés peut être attribué à un changement dans la fonction de l'écosystème forestier. Pour cette raison, l'approche dose-réponse est souvent utilisée pour évaluer des utilisations indirectes de la forêt, comme le stockage de carbone, censé mitiger l'impact climatique des gaz à effet de serre.

Dans cette application de la méthode, la fonction carbone est traitée comme la fonction de croissance des peuplements (courbe de croissance). L'évaluation lie la fonction de croissance à celle de la fixation de carbone puisque la quantité de carbone fixée par une forêt est directement proportionnelle à sa fonction de croissance, une courbe sigmoïde liant le volume et la durée.

Dans l'exemple présenté ici, la quantité de carbone séquestré est proportionnelle à la croissance en volume du peuplement forestier, comme illustré

à la figure 6.2, selon la fonction logistique suivante (Couture et Reynaud, 2011) :

$$C(t) = 0,8 a g(t)$$

où

$C(t)$ est estimé par une fonction logistique (figure 6.2) similaire à une courbe de croissance liant la durée t à l'accroissement en bois d'un peuplement forestier ;

0,8 est le coefficient représentant la partie bois de la biomasse totale d'une forêt ;

a est le facteur de conversion du volume de bois en tonnes métriques de carbone ;

g est la croissance annuelle en volume de la biomasse totale forestière

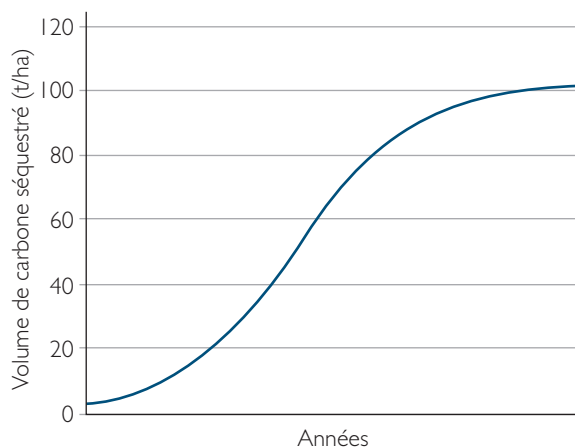
Dans l'exemple qui suit, un facteur de conversion a de 0,3 tonne métrique de carbone par mètre cube de bois est retenu (Stainback et Alavalapati, 2004).

Pour passer à la fonction de valeur à partir de l'information biophysique, la fonction de production, un prix pour le carbone p_c est nécessaire. On obtient la fonction de revenu suivante :

$$VC(t) = p_c C(t)$$

FIGURE 6.2

Volume de carbone séquestré d'après l'âge du peuplement estimé par une fonction logistique



Source: Couture et Reynaud (2011).

où

$VC(t)$ est la fonction de revenu en fonction de l'âge du peuplement ;

p_c est le prix du carbone déterminé par le marché ou une institution gouvernementale ;

$C(t)$ est la quantité de carbone fixée selon la fonction logistique $C(t) = 0,8 a g(t)$ spécifiée ci-dessus.

Cette fonction prend des valeurs différentes selon les fluctuations des prix du carbone et l'âge du peuplement.

La figure 6.3 illustre les différentes valeurs de carbone d'après la fonction logistique définie ci-dessus pour le peuplement forestier étudié. Nous pouvons ainsi donner une valeur à l'externalité positive du peuplement – la fixation de carbone atténuant le changement climatique –, qui s'ajoutera à sa valeur de production de bois.

Forces, faiblesses et perspectives de la méthode

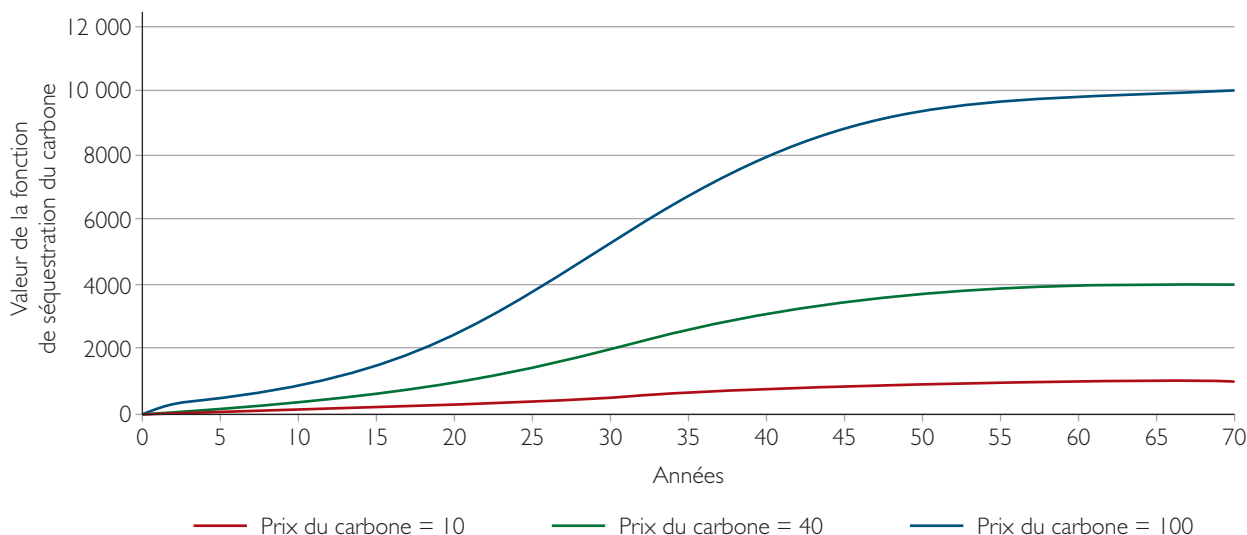
La méthode d'évaluation par la valeur des changements dans la productivité a le grand avantage d'être claire et facile à comprendre par les décideurs. L'évaluation des impacts sur l'environnement est généralement moins controversée que pour les autres méthodes.

Les points faibles de l'utilisation des méthodes qui utilisent cette approche sont : 1) la difficulté à utiliser le bon modèle pour relier intrants et extrants ; 2) la difficulté de l'évaluation, qui exige une estimation de valeur ou de prix s'il y a externalité du bien ou service produit. Cette difficulté est particulièrement aiguë dans le cas de l'évaluation de la morbidité ou de la mortalité.

Les études statistiques établissant les fonctions de production et épidémiologiques peuvent donner des résultats différents selon le modèle retenu (fonctions logistiques, quadratiques, etc.). Souvent,

FIGURE 6.3

Valeur du carbone séquestré en fonction de l'âge du peuplement et du prix du carbone



Source: Couture et Reynaud (2011).

le modèle choisi reflète le meilleur ajustement aux mesures du phénomène qui ont été faites, mais il correspond rarement au niveau de connaissance que l'on peut avoir des processus biophysiques en présence.

Les différentes défaillances des marchés que l'on peut rencontrer lorsqu'on cherche les prix à utiliser pour dériver la fonction de profit (Harou, Zheng et Zhang, 2013) rendent parfois cette méthode complexe. Une difficulté supplémentaire apparaît lorsque le problème environnemental existe à grande échelle et n'est pas localisé au lieu de l'étude, car les prix de marché sont alors affectés à l'échelle nationale.

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons abordé les méthodes d'évaluation monétaire qui sont fondées sur les relations entre la qualité de l'environnement et des changements de production de biens ou services, que l'on qualifie de méthodes dose-réponse ou dose-effet. Des exemples dans le domaine de l'agronomie et de la foresterie ont permis d'en montrer

les forces et les faiblesses. On a vu que la méthode ne reflète que les valeurs d'usage et la valeur qui en dérive et qu'elle doit donc être considérée uniquement comme une valeur minimale du bien ou service environnemental, du fait de l'absence de valeurs de non-usage.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Banque mondiale (2005). *Évaluer les coûts de la dégradation de l'environnement*, World Bank Environmental Department Paper, septembre.
- Couture, S. et A. Reynaud (2011). « Forest management under fire risk when forest carbon sequestration has value », *Journal of Ecological Economics*, vol. 70, n° 5, p. 2001-2011.
- Harou P., C. Zheng et D. Zhang (2013). « The alternative test in forestry », *Journal of Forest Policy and Economics*, vol. 34, p. 41-46.
- Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (2008). *Analyse coûts-bénéfices et*

environnement : évaluation des risques pour la santé et pour la vie, Paris, OCDE.

Stainback, G.A. et J.R.R. Alavalapati (2004). « Restoring longleaf pine through silvopasture practices: An economic analysis », *Forest Policy and Economics*, vol. 6, p. 371-378.

CHAPITRE

7

La technique du transfert des bénéfices

Patrice A. Harou

Introduction

Dans la pratique, l'analyste n'a pas souvent le luxe du temps ; il doit remettre dans de courts délais un rapport sur la faisabilité d'un projet ou d'une nouvelle politique. Dans beaucoup de cas, on en est presque réduit à un calcul sur le dos d'une enveloppe, comme le dit la formule. Dans ces circonstances, l'évaluation environnementale privilégie l'approche du transfert des bénéfices (ou transfert des résultats) quand c'est possible. Quoique facile dans son concept (l'utilisation d'une valeur estimée ailleurs, dans un contexte que l'on pense similaire à celui où on se trouve), elle est assez difficile à bien mettre en pratique. Il existe différentes manières d'adapter une valeur provenant d'une base de données de valeurs environnementales comme l'Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI), ENVALUE ou encore l'Ecosystem Services Valuation Database, si on a une bonne compréhension de la façon dont cette valeur a été dérivée, par exemple si on connaît la fonction de production et les prix utilisés dans la méthode de productivité. Cependant, la population de l'étude initiale et celle où la valeur est transférée peuvent avoir des caractéristiques socioéconomiques très différentes.

La pertinence de la méthode

La méthode du transfert des bénéfices est pertinente si l'on fait attention à deux aspects importants : 1) la qualité de l'analyse faite sur le site de l'étude pour dériver la valeur que l'on va utiliser sur le site cible ; 2) le contexte dans lequel on utilise cette valeur, qui doit être similaire à celui de l'étude de référence. Si le contexte est différent, différents ajustements peuvent être faits, par exemple sur l'information biophysique qui sous-tend l'analyse, comme dans la méthode de la productivité, ou sur le prix que cette méthode utilise. On peut ajuster ce prix en le corrigeant en fonction des différences de revenus entre la population où la valeur a été estimée et celle où l'évaluation va être transférée. Après correction, cette valeur peut être acceptable. Si les contextes sont similaires, il s'agit simplement d'emprunter l'estimation que l'on utilise dans l'analyse coûts-avantages d'un investissement ou d'une nouvelle politique environnementale. S'il s'agit de proposer des instruments de politique environnementale, le transfert nécessite un ajustement plus conséquent de la valeur et, probablement, une étude d'évaluation environnementale originale, vu l'importance de la décision à prendre.

Les applications courantes

On utilise la méthode du transfert lorsque l'écart possible entre la valeur transférée et le consentement à payer (CAP) réel est minimal et que la valeur du bien ou service environnemental peut difficilement modifier le résultat de l'analyse coûts-avantages, ou lorsque l'investissement est mineur ou le changement de politique, peu conséquent.

On utilise aussi plus facilement la valeur transférée si elle provient d'une étude bien faite, reconstruite dans la littérature et déjà utilisée auparavant dans des conditions similaires.

On l'utilise quand cette valeur environnementale ne change pas grand-chose dans la prise de décision, parce que l'analyse coûts-avantages est déjà positive sans qu'on ait dû avoir recours aux valeurs environnementales. Cependant, en situation de compétition budgétaire, ces valeurs peuvent s'avérer importantes pour que le projet ou la politique proposé reçoive son budget de réalisation.

Les conditions préliminaires de l'application

On utilise la valeur du transfert lorsque le budget est limité et que la valeur environnementale ne changera pas la décision à prendre, que l'on n'a pas l'expertise adéquate pour faire une étude originale et que l'on bénéficie d'un contexte très similaire à celui où l'estimation du bénéfice a été faite. On a aussi besoin d'un certain nombre d'études du même type sur des situations et des populations aux caractéristiques similaires. Le travail préliminaire doit être participatif pour que le résultat du transfert soit accepté par toutes les parties prenantes.

Les compétences à mobiliser

La méthode du transfert est parfois utilisée là où la capacité à entreprendre des analyses spécialisées est limitée. Le danger, cependant, est de faire un transfert dans un contexte totalement ou sensiblement différent ; les conséquences sont alors la mise en place d'un projet ou d'une politique inadéquats.

Le transfert requiert souvent un jugement de valeur prononcé par des spécialistes du domaine scientifique et socioéconomique pour être acceptable pour le preneur de décision.

Les étapes de l'application

La marche à suivre pour appliquer la méthode du transfert n'existe pas officiellement. L'application se fait différemment selon les cas et l'expertise disponible. Cependant, il y a une suite logique à suivre dans l'adoption éventuelle de cette approche. On utilise une valeur de transfert telle quelle si l'étude d'où provient l'estimation est bonne et le contexte similaire (transfert naïf).

L'étape suivante, si nécessaire, consiste à ajuster les valeurs transférables au moyen des variables identifiées dans l'estimation du bénéfice environnemental, par exemple les variables socioéconomiques et de revenu utilisées dans l'estimation des valeurs récréatives à partir de la méthode du voyage.

Si ces deux premières étapes ne sont pas satisfaisantes, on transfère, plutôt qu'une valeur unique, une fonction avec laquelle le bénéfice environnemental a été estimé dans une étude similaire préalable, si une telle étude est disponible.

En l'absence d'une fonction de bénéfice, on recherche une fonction résultant d'une méta-analyse de valeur environnementale semblable dans sa problématique et son contexte socioéconomique. La fonction résultant de ce genre de méta-analyse, si elle existe, peut avoir plus de poids que celle qui est transférée d'une seule autre étude.

Les critères permettant de franchir ces étapes dans un processus de transfert sont le bon sens, la transparence et la crédibilité de l'estimation du CAP.

La littérature suggère donc une approche différenciée selon les formes suivantes : le transfert d'une valeur éventuellement ajustée, le transfert d'une fonction souvent ajustée pour la situation où elle doit être utilisée, ou le transfert en provenance

d'une méta-analyse regroupant plusieurs fonctions de bénéfices de biens et services environnementaux similaires.

Le *transfert naïf* utilise directement une valeur estimée dans un site, avec une population proche de la situation où cette valeur va être utilisée. Cette valeur, parfois un CAP, dérivée au site étudié *E* est utilisée sous la forme d'une moyenne par ménage, par individu ou par unité de surface, que l'on applique à un site cible *C* :

$$CAPE = CAPC$$

Ces valeurs unitaires peuvent être des moyennes ou des médianes avec un intervalle de confiance de différents sites dans une région donnée ou de sites offrant des conditions environnementales semblables. Avec cette approche, la seule variable d'ajustement est la pertinence du site ou de la région de référence utilisée pour l'extrapolation à un autre site ou une autre région. Ces valeurs peuvent alors être introduites dans l'analyse coûts-avantages d'un projet, par exemple, où la valeur environnementale conforte seulement une profitabilité déjà acquise avec les seules valeurs de marché. Si la valeur environnementale est importante pour l'acceptabilité sociale du projet, une valeur ajustée sera probablement nécessaire.

Le *transfert de valeur ajustée* est nécessaire quand la décision à prendre est plus importante, comme dans le cas de la profitabilité d'un projet ou d'un changement de politique environnementale. Il est nécessaire si les contextes sont différents, par exemple : les caractéristiques biophysiques des sites procurant les biens et services environnementaux et les caractéristiques socioéconomiques ou démographiques des populations concernées (revenu, âge, éducation) ; les variations non linéaires de l'offre du bien à évaluer sur chacun des sites et le CAP ; les variations entre les conditions du marché

en vigueur sur chacun des sites, comme la disponibilité de substituts et la rareté de la ressource ; enfin, les variations temporelles.

L'approximation d'une valeur ajustée peut être représentée de la façon suivante :

$$CAPC = CAPE (YC/YE)^e$$

où *Y* est la caractéristique à ajuster et *e* est l'élasticité du CAP par rapport à la variable à ajuster lorsque le CAP n'est pas proportionnel à la variation de cette caractéristique, comme le PIB par habitant, le revenu moyen, la surface du site ou le changement de qualité (OCDE, 2006).

Lorsque les variations entre les sites sont trop fortes, l'ajustement proportionnel n'est pas réaliste en raison des multi-linéarités et des non-linéarités des modèles économiques d'évaluation environnementale. Il est alors préférable de transférer la fonction elle-même.

Le *transfert de la fonction d'évaluation des bénéfices* consiste à transférer non plus une valeur, mais une fonction issue des méthodes de préférences révélées ou énoncées¹ qui permettent de dériver des valeurs pour le site cible. Ici, les caractéristiques socioéconomiques et démographiques et les informations biophysiques et d'utilisation du site sont intégrés dans la fonction (OCDE, 2006).

La méthodologie consiste à utiliser la régression des paramètres affectant significativement le CAP, du site étudié au site cible :

$$CAPE = f(Yncome, Age, EDUcation)$$

$$CAPC = f(Yncome, Age, EDUcation)$$

où les variables explicatives sont, par exemple, l'éducation, l'âge et le revenu. Supposons une relation linéaire :

$$CAPE = a + b YE - c AE + d EDUE$$

1. Dans le cas de préférences déclarées, la fonction transférée est une fonction de surplus, généralement un CAP, alors que pour des préférences révélées, la fonction transférée est une fonction de demande ou de prix (demande inverse). Les fonctions peuvent provenir soit d'une seule étude, soit de méthodes qui combinent l'information de plus d'une étude. Elles peuvent provenir d'expériences sur les choix, de méta-analyses, de calibrations d'utilités ou de préférences, ou encore de techniques bayésiennes (Wilson et Hoehn, 2006 ; Johnston et Rosenberger, 2010).

avec les coefficients suivants pour le site étudié E :

$$CAPE = 2 + 0,6 YE - 0,4 AE + 2,4 EDUE$$

Si le niveau d'éducation de la zone cible est plus élevé, toutes choses étant égales par ailleurs, on s'attend alors à un consentement à payer $CAPC$ supérieur à celui de la zone étudiée :

$$CAPC > CAPE$$

Par contre, si, toutes choses étant égales par ailleurs, l'âge de la population est plus élevé dans la zone cible, le $CAPC$ sera moindre que dans la zone où le modèle a été établi :

$$CAPC < CAPE$$

Les coefficients de la régression quantifient la variation du CAP pour un changement marginal de la valeur explicative concernée, comme le niveau d'éducation et l'âge de la population de la zone cible dans l'exemple ci-dessus. Dans cette méthode de transfert, l'intégralité de la fonction de bénéfice $CAPE$ est transféré sur le site cible. Le coefficient du site étudié sert donc à quantifier la variation du CAP entraînée par une variation marginale de la variable explicative sur le site cible (OCDE, 2006).

Si l'adoption de ces coefficients est problématique, on préférera dériver l'estimation du CAP d'une fonction développée à partir de plusieurs sites différents.

Le transfert d'une fonction d'évaluation des bénéfices obtenue par méta-analyse donne souvent des valeurs ajustées plus réalistes pour le site cible. Le but de la méta-analyse est de développer, pour un plus grand nombre d'études similaires, une synthèse par régression liant le CAP avec un plus grand ensemble de facteurs déterminants pour des sites et des biens et services semblables. Ce nombre d'observations accru permet de réduire l'erreur de la fonction (Wilson et Hoehn, 2006). Il y a un compromis à trouver entre l'homogénéité des études de références et leur nombre. Souvent, les modèles de méta-régression donnent des transferts de bénéfices plus robustes (Johnston et Rosenberger, 2010).

La fonction résultant de la méta-analyse peut être schématisée comme suit :

$$CAPE = f(\text{Sites}, \text{Yncome}, \text{Methode}, \text{Temps})$$

Les bénéfices $CAPE$ sont fonction des particularités des sites compris dans l'analyse, des caractéristiques socioéconomiques dont les revenus, des méthodes d'évaluation environnementale utilisées et du moment où l'analyse a été faite. Soit, pour une équation linéaire :

$$CAPE = a + bS + cY + dM + eT + \text{error term}$$

où $CAPE$ est la matrice des CAP des sites inclus dans l'analyse, et a , b , c et d sont les coefficients statistiques estimés, respectivement associés à la constante du modèle, aux caractéristiques du bien ou service étudié et aux changements envisagés (notés bS), aux caractéristiques de la population interrogée, par exemple le revenu et l'âge (cY), aux méthodes d'évaluation utilisées, y compris les modes d'enquête (dM), et à l'année d'étude, reflétant l'effet du temps (eT). À ces coefficients sont associés un terme d'erreur et une significativité statistique et donc un intervalle de confiance.

De nombreuses études issues de la littérature doivent être réunies pour pouvoir développer une fonction de transfert méta-analytique. Des bases de données comme l'EVRI peuvent aider à identifier les études pertinentes pour le cas étudié (Revéret, Charron et St-Arnaud, 2008). Il faut veiller à ce que les études utilisées soient pertinentes pour le contexte du projet ou de la politique à proposer.

Exemple

Brander *et al.* (2012) donnent un exemple bien réussi de méta-analyse appliqué à la valeur de zones humides en Europe. Ils proposent une méthodologie pour extrapoler les valeurs des variations du stock des écosystèmes à une grande échelle géographique, en utilisant une méta-analyse combinée à des données spatiales tirées d'un système d'information géographique (SIG). Après avoir réalisé une méta-analyse tel que décrit ci-dessus, on construit

une base de données sur les sites d'intérêts dans un SIG, en incluant les données pertinentes (sur le site et la population) avant et après les changements prévus par une politique. Les valeurs tirées de la méta-analyse sont ensuite extrapolées aux différents sites en fonction de leurs caractéristiques avant et après une politique de protection d'un écosystème ou de lutte contre le changement climatique, par exemple. Finalement, la différence de valeur est calculée et agrégée pour l'ensemble des sites individuels qui sont touchés par la politique à un niveau (voir Brander *et al.*, 2012).

Une étude d'évaluation de deux zones humides au Canada (Boyer, 2013) démontre la variabilité des résultats obtenus par la méthode du transfert, selon la méthode utilisée et avec ou sans ajustement des valeurs ou des fonctions. Il en résulte une grande différence (tableau 7.1), de laquelle on peut conclure à l'importance du choix des sites quant à leur comparabilité et à la nécessité d'ajuster les valeurs pour tenir compte des différences de contexte.

Forces, faiblesses et perspectives de la méthode

Les atouts de cette approche de transfert de valeur sont le grand nombre d'études sur lesquelles la fonction de transfert peut se reposer, en particulier dans le cas d'une méta-analyse, ce qui rend le transfert plus robuste. Les différences méthodologiques de ces études ne sont plus un obstacle à leur utilisation, car elles sont incluses dans la fonction de transfert issue de la méta-analyse.

Il y a beaucoup de danger à utiliser des transferts de valeur si l'on n'a pas l'expérience adéquate pour apprécier la validité des études d'où l'on dérive la valeur, les différences de contexte, ou la correction à faire à l'estimation initiale pour mieux refléter la situation où la valeur doit être utilisée, comme les variables socioéconomiques ou biophysiques. La disponibilité de substituts au bien environnemental qu'on évalue peut aussi fausser les valeurs transférées. L'âge de la valeur de transfert utilisée

TABEAU 7.1

Tableau récapitulatif des valeurs économiques obtenues à l'aide des différentes méthodes de transfert de bénéfices

Méthode	Valeur économique des BSE (2010 \$ CAN/ha/an)	
	BV de la Yamaska	BV de la Bécancour
Transfert de valeurs sans ajustement		
Transfert par nombre de ménages (région administrative)	164 164	70 694
Transfert par superficies	3 178	3 178
Transfert de valeurs avec ajustement		
Ajusté selon le revenu disponible	164 824	61 692
Ajusté selon la taille	17 883	14 063
Transfert de fonction		
Fonction provenant de Patisson <i>et al.</i> , 2011	18 965	10 602
Transfert à partir d'une méta-analyse		
Méta-analyse réalisée par He <i>et al.</i> , 2013	17 879	13 480

peut aussi changer avec l'évolution des revenus et d'autres variables socioéconomiques. Enfin, l'importance du changement dans l'état de l'environnement entre les deux sites peut rendre le transfert inapproprié.

Conclusion

Les études fondées sur le transfert des bénéfices constituent le socle de l'analyse concrète des politiques et des projets dont la mise en œuvre est envisagée par les praticiens, car ceux-ci n'ont pas toujours la possibilité de réaliser des études originales. La méthode du transfert permet, si une bonne base de données de valeurs environnementales existe, de trouver des estimations du CAP qui peuvent être très appropriées si les contextes dans lesquels ces valeurs ont été estimées et la situation où on les transfère sont similaires. Si le temps ou les fonds disponibles pour l'étude ne permettent pas de réaliser une étude plus poussée, le transfert doit se faire pour prendre en considération le bénéfice environnemental de l'intervention (projet ou changement de politique) qu'on se propose de réaliser. Il faut cependant parfois faire des ajustements de valeurs ou de fonctions, ce qui n'est pas toujours facile lorsque les contextes sont différents. Apprécier la différence de contexte et la corriger nécessite un jugement qui ne peut se faire adéquatement qu'avec l'aide d'un spécialiste chevronné.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Boyer (2013). *Évaluation économique de biens et services environnementaux par la méthode du transfert de bénéfices*. Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention du grade de maître en environnement. Université de Sherbrooke.
- Brander, L.M., I. Bräuer, H. Gerdes, A. Ghermandi, O. Kuik, A. Markandya, S. Navrud, P.A.L.D. Nunes, M. Schaafsma, H. Vos et A. Wagtendonk (2012). «Using meta-analysis and GIS for value transfer and scaling up: Valuing climate change induced losses of European wetlands», *Environmental and Resource Economics*, vol. 52, n° 3, p. 395-413.
- EFTEC (2010). *Valuing Environmental Impacts: Practical Guidelines for the Use of Transfer Values in Policy and Project Appraisal*, Londres, février.
- Johnston, R.J. et R.S. Rosenberger (2010). «Methods, trends and controverses in contemporary benefit transfer», *Journal of Economic Surveys*, vol. 24, n° 3, p. 479-510.
- Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (2006). *Analyse coûts-bénéfices et environnement : développements récents*, Paris, OCDE.
- Revéret, J.-P., I. Charron et R.M. St-Arnaud (2008). *Réflexions sur les méthodes d'estimation de la valeur économique des pertes d'habitats fauniques*, Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Rosenberger, R.S. et J.B. Loomis (2001). *Benefit Transfer of Outdoor Recreation Use Values*, Fort Collins, US Forest Service, <http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr072.pdf>, consulté le 18 mars 2019.
- Wilson, M.A. et J.P. Hoehn (2006). «Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science», *Ecological Economics*, vol. 60, n° 2, p. 335-342.



PARTIE

3

**Les outils d'analyse
et d'aide à la décision**

CHAPITRE

8

L'analyse coûts-avantages

Philippe Méral

Introduction

L'analyse coûts-avantages (ACA; en anglais, *cost-benefit analysis*) est une des principales méthodes utilisées en économie de l'environnement. Il s'agit à la fois d'une méthode d'évaluation et d'un outil d'aide à la décision. Elle cherche à prendre en compte les coûts et les avantages engendrés par un projet qui sont supportés ou perçus par la collectivité.

Ce calcul relève d'une évaluation (au sens de « donner une valeur à quelque chose ») qui utilise le référent monétaire pour agréger les différents éléments formant les coûts et les avantages, afin de comparer le gain social net dudit projet. C'est pour cette raison que l'ACA est souvent présentée comme une des finalités de l'évaluation monétaire de l'environnement. L'ACA est intimement liée à d'autres techniques d'évaluation (préférences révélées et déclarées) que nous n'aborderons pas dans ce chapitre.

Elle est également un outil d'aide à la décision, dans la mesure où l'évaluation permet de guider le choix d'un décideur entre différents projets ou différentes versions d'un même projet. Appliquée au choix public, l'ACA permet de sélectionner le projet, le programme ou la politique qui présente l'avantage social net le plus élevé.

C'est d'ailleurs en tant que méthode d'aide à la décision qu'est née l'ACA. Les premiers travaux du Français Jules Dupuit, au XIX^e siècle, puis ceux du Corps des ingénieurs aux États-Unis dans les années 1930, ont popularisé ce concept en l'appliquant essentiellement aux infrastructures (ponts, routes, barrages hydrauliques). Parallèlement, les travaux de Kaldor et Hicks dans le domaine de l'économie du bien-être, à la fin des années 1930, ont permis à la fois de fonder théoriquement l'ACA et de lui donner une dimension plus politique (au sens des politiques publiques, dans la lignée de la théorie du choix social), au-delà de sa dimension technique liée aux projets d'infrastructures. Dans les années 1950-1960, une période considérée comme l'âge d'or de l'ACA, celle-ci a été utilisée dans le cadre de la rationalisation des choix budgétaires en Europe et aux États-Unis.

Face à la montée en puissance des préoccupations environnementales au début des années 1970, l'ACA a connu une orientation significative en devenant un des outils privilégiés des politiques environnementales occidentales. L'ACA s'est donc enrichie des avancées des techniques d'évaluation monétaire de l'environnement.

Ainsi, l'ACA possède l'intérêt indéniable d'être fondée théoriquement sur un principe simple : le choix de l'option offrant un gain net le plus élevé

possible. Elle bénéficie d'une origine issue de l'analyse financière, ce qui, pour de nombreux décideurs, est un gage de légitimité. Elle fait toutefois l'objet de controverses et de limites nombreuses et bien documentées. Déjà, au départ, le fait d'appliquer à des décisions politiques des méthodes de calcul d'analyse financière est une source de réductionnisme. Pour ce qui est des applications environnementales, les limites de l'ACA sont également renforcées, si bien que pour beaucoup d'institutions ou de décideurs, son utilité est somme toute très relative.

Dans ce chapitre, nous nous proposons d'entrer directement dans la « mécanique de l'ACA » (même si nous en resterons à des propos liminaires), comme si nous faisons fi des critiques plus générales sur l'utilité de la méthode. Ce n'est qu'à la fin de notre propos que nous évoquerons quelques contraintes et limites, afin d'attirer l'attention du lecteur sur l'importance des choix de l'évaluateur dans le résultat final, que ne doit pas masquer l'illusion d'un résultat chiffré d'apparence irréfutable.

Dans ce chapitre, nous présentons successivement les principes de base, les possibilités d'utilisation du logiciel Microsoft Excel® pour les fonctionnalités de base et les limites de ce calcul. Nous terminons l'examen par des recommandations de lecture.

Quelques principes de base

L'ACA puise ses origines dans l'analyse financière, qui compare des flux de recettes à des flux de dépenses échelonnés dans le temps pour un projet de nature privée¹. Dans l'analyse financière, les coûts et les bénéfices recensés sont ceux qui sont supportés ou perçus par l'investisseur, comme les coûts d'investissement, les charges d'exploitation et les recettes issues de la vente des produits ou services ainsi obtenus par le projet.

En termes économiques, on considère que l'évaluation financière ne prend pas en compte les effets externes, soit ceux que le projet induit sur l'extérieur, qu'ils soient positifs ou négatifs. La prise en compte de ces externalités lors de l'évaluation financière revient à basculer vers l'évaluation économique. L'extension du calcul financier au domaine économique s'explique par la mise en place de grands projets d'investissement publics ayant des impacts significatifs sur l'environnement naturel et humain (la santé). En tant qu'acteur public, l'État (entendu au sens large ; il peut aussi s'agir d'une grande entreprise publique ou d'une agence quelconque) ne limite pas ses actions et ses choix à de simples considérations financières. Il lui revient d'intégrer les effets que son projet peut engendrer sur la société.

D'un point de vue technique, le passage de l'évaluation financière à l'évaluation économique consiste à appliquer des prix de référence (*shadow prices*) pour les principales variables (salaires, taux de change, prix des produits locaux et à l'exportation, taux d'actualisation). L'évaluateur a alors la liberté d'appliquer les valeurs qui lui semblent correspondre le mieux à l'envergure nationale du projet ou au rôle tutélaire de l'État (le choix du taux d'actualisation social est le meilleur exemple ; voir plus loin).

L'option à retenir est donc celle qui permet d'obtenir la différence la plus élevée possible entre les avantages et les coûts.

Pour ce faire, le calcul coûts-avantages consiste à actualiser, c'est-à-dire ramener à leur valeur présente, une série de coûts et d'avantages qui s'échelonnent dans le temps. En utilisant un taux d'actualisation (voir l'encadré 8.1) pour pondérer les flux provenant de périodes différentes, on obtient une valeur actualisée nette (VAN) qui permet d'identifier si l'on obtient un avantage net ou un coût net.

1. Il existe de nombreux manuels de gestion de projets ; citons par exemple Bridier et Michailof (1995).

ENCADRÉ 8.1**L'actualisation**

Le principe sous-jacent à l'actualisation est que 100 unités monétaires (UM) ont une valeur plus forte aujourd'hui que dans l'avenir. On ne peut donc mettre sur un pied d'égalité un gain (ou un coût) de 100 UM aujourd'hui et celui de 100 UM qui sera à percevoir (ou à payer) dans cinq ans. Lorsque l'on réalise l'ACA, le gain à percevoir dans cinq ans a une valeur actuelle moindre que celui qui est perçu immédiatement. La valeur du taux d'actualisation correspond, dans l'analyse financière, au taux d'intérêt sur le marché bancaire. Ainsi, 100 UM placées à un taux d'intérêt de 10% vaudront 161 UM dans cinq ans, ce qui signifie que la valeur actuelle de ces 161 UM est égale à 100 UM. Dans un sens, « le présent est projeté vers le futur » : on parle d'*annualisation* tout en utilisant le taux d'intérêt ; dans l'autre sens, « le futur est ramené au présent » : on parle d'*actualisation* tout en utilisant le taux du même nom.

On distingue deux types principaux de difficultés associées au calcul de l'ACA. Le premier est lié à l'obtention des données. Nous avons évoqué la correction des prix du marché, mais l'environnement a justement pour caractéristique de ne pas faire référence à un marché spécifique. De même, compte tenu de sa dimension collective, l'ACA se doit d'intégrer les externalités environnementales induites sur le projet, d'où la nécessité d'une évaluation monétaire de l'environnement.

Le second type de difficultés a trait à la construction de l'ACA, une fois les données connues. Les difficultés relèvent alors, entre autres, de la perspective temporelle, de la répartition des avantages et des coûts, et de la gestion des incertitudes.

Dans ce chapitre, nous nous concentrons sur ce deuxième type de difficultés, mais il convient de garder à l'esprit le temps, les moyens et les nécessaires données de base qu'il importe de mobiliser afin d'obtenir l'ensemble des données statistiques.

Les grandes étapes de l'ACA

Si plusieurs manuels d'ACA sont disponibles, il n'existe pas de méthodologie unique pour procéder à l'ACA. Cela dit, on s'entend généralement sur les principales étapes de l'analyse :

1. la détermination de la nature du projet et du contexte de l'étude ;
2. le diagnostic socioéconomique et environnemental du projet ;
3. la détermination des données requises et des méthodes à utiliser ;
4. le calcul ;
5. l'analyse de la sensibilité ;
6. la diffusion des résultats.

La nature du projet et le contexte de l'étude

Il importe dès le départ de bien spécifier le type de projet ou de politique qu'il s'agit d'analyser. Selon qu'il s'agit d'un projet spécifique de petite taille ou d'une politique d'envergure, les données du problème ne sont pas les mêmes. Il est nécessaire de savoir si le projet (ou la politique) est évalué *ex ante* ou *ex post*. Dans le premier cas, il s'agit de savoir si l'ACA correspond à une obligation de la part du bailleur de fonds susceptible de financer tout ou partie du projet, ou simplement à une analyse de différentes versions d'un projet (ou options de politiques), sans adéquation avec les pratiques d'éventuels cofinanceurs. Dans le second cas, l'analyse *ex post* peut porter sur l'évaluation après coup d'un projet ou d'une politique, mais aussi sur le test des hypothèses utilisées lors de l'évaluation *ex ante* au regard de ce qui s'est réellement passé. Dans ce cas, l'analyse offre un intérêt pour l'ajustement et l'amélioration des méthodes elles-mêmes.

Dans les deux cas, il est important de savoir s'il existe des projets ou des politiques de remplacement et, dans l'affirmative, s'il faut également les

évaluer. Il se peut qu'un projet ait un avantage net positif, mais que celui-ci soit inférieur à celui d'un autre projet. De même, il importe de savoir si l'ACA est intégrée à un dispositif d'évaluation plus global, intégrant des composantes participatives ou multicritères. Si ce n'est pas le cas, l'étape de la diffusion des résultats devra comprendre un volet spécifique sur l'importance des évaluations connexes. Par exemple, l'évaluation va-t-elle surtout permettre d'identifier les perdants et les gagnants d'un projet qui aura lieu de toute façon, quel que soit le résultat de l'évaluation ?

Durant l'étape de la détermination du contexte, même si les cahiers de charge le mentionnent souvent, il importe de bien connaître les délais d'exécution afin de caler le degré de précision et de profondeur de l'analyse aux objectifs assignés.

Enfin, il s'agit de déterminer dans quelle mesure l'environnement naturel est au cœur du projet et de la politique ou s'il s'agit au contraire d'un projet d'un autre type (infrastructuel, par exemple) qui, par ses impacts, incorpore des externalités environnementales.

Le diagnostic socioéconomique et environnemental du projet

Après avoir établi la nature ou le contexte du projet, il importe de dresser un état des lieux. En effet, ce diagnostic conditionne les données à obtenir et la sensibilité des résultats. À ce stade, il est important de connaître les secteurs économiques impactés (positivement et négativement). Selon que cela concerne des filières d'exportation à forte valeur ajoutée (on pense par exemple à l'exploitation forestière, à l'agriculture, au tourisme) ou des activités paysannes (ou halieutiques) essentiellement vivrières, l'utilisation des prix implicites sera différente. Les méthodes ne seront pas non plus les mêmes selon que les activités ont une forte valeur d'usage direct ou, au contraire, indirect.

À ce stade, il est essentiel de connaître les données macroéconomiques et réglementaires telles que la fiscalité, le prix des intrants, les règles

d'amortissement, les niveaux d'inflation et les taux d'intérêt obligataires à long terme.

L'identification des services écosystémiques concernés occupe également une place centrale à cette étape. S'il s'agit de services récréatifs, le recours aux méthodes de préférences déclarées sera utile ; s'il s'agit essentiellement de services d'approvisionnement, on privilégiera l'évaluation monétaire des effets physiques. De même, la nature du problème environnemental détermine le besoin en pluridisciplinarité.

Enfin, il importe de connaître l'horizon temporel et l'échelle d'application du projet. Ce point est d'autant plus essentiel lorsque certaines composantes de la valeur économique totale sont produites par des acteurs hors site (des touristes, par exemple). Dans d'autres cas, la connaissance du bassin versant ou de la chaîne trophique sera nécessaire. À l'échelle des acteurs s'ajoute l'échelle des effets.

Les données requises et les méthodes

Une fois le diagnostic réalisé, les méthodes d'évaluation doivent être calibrées et donner lieu à une liste de contrôle des données à collecter. Cette phase est cruciale dans la mesure où, très souvent, il n'est pas possible de tout évaluer (voir la section « La complétude de l'évaluation », ci-dessous), et les choix effectués réduisent la complexité des effets à de simples schémas de causalité.

C'est à ce stade qu'il peut être décidé de recourir à un transfert de bénéfices. Ainsi, s'il importe dans un premier temps de sélectionner les méthodes et les données adéquates, très rapidement, ce besoin en données a pour effet de recalibrer les objectifs. Cette phase est très importante, car ce calibrage de l'objectif n'est pas souvent médiatisé.

Le calcul

La phase de calcul ne pose pas de véritable difficulté. Nous donnons quelques éléments didactiques ci-dessous.

La sensibilité

Une fois obtenue la VAN du projet ou des différentes options, une analyse de sensibilité s'impose. Fondamentalement, elle consiste à faire varier les paramètres et à observer la sensibilité du résultat, en repérant les composantes critiques de la VAN. Certains manuels préconisent de sélectionner les variables dont une variation de 1 % entraîne une variation d'au moins 5 % de la VAN.

Pour ce faire, il est nécessaire d'abord de lister l'ensemble des variables utilisées et de déterminer leur schéma de causalité, de manière à sélectionner les variables en amont à partir desquelles les effets multiplicateurs sont perceptibles (en général, il s'agit des variables de prix). On peut alors présenter les résultats en listant les variables ayant un impact fort, modéré ou faible sur le résultat final.

Le degré d'incertitude doit également être exposé. Il peut être utile de le représenter par une fourchette de valeurs.

Enfin, très souvent, l'exercice permet d'élaborer des scénarios s'ils ne sont pas déjà définis dans le cahier des charges. L'analyse de sensibilité et celle des risques peuvent aboutir à des résultats très différents, qui pourront servir de base de discussions pour une analyse de scénarios, par exemple selon l'évolution des prix, l'évolution de l'effort de pêche, la fréquentation touristique ou l'occurrence d'un événement climatique.

La diffusion des résultats

Cette phase est rarement documentée dans la littérature. La raison en est que la plupart du temps, c'est la VAN qui est le résultat attendu de l'ACA. Dans bien des cas, les calculs sont réalisés pour justifier *a posteriori* des choix politiques ou des projets. Si ce n'était pas le cas, les commanditaires de l'évaluation seraient beaucoup plus attentifs aux hypothèses de calcul et aux analyses de sensibilité.

Aussi, il relève de l'éthique de l'expert de présenter au même niveau les résultats, les hypothèses

de travail et l'analyse de sensibilité, voire de scénarios, par exemple sous la forme d'un tableau synthétique repris dans le résumé. À ce stade doivent aussi être présentés les gagnants et les perdants du projet ou de la politique, ce qui permet d'évoquer des pistes de compensation. Le rappel de la législation s'avère également utile, car une fois le calcul amorcé, il est impossible de différencier ceux qui agissent dans la légalité des autres (par exemple dans le cas de la déforestation).

De même, si l'étude n'a pas été menée conjointement à d'autres analyses, il serait judicieux d'élargir le travail à une analyse multicritère, à une étude d'impact environnemental ou à une analyse du cycle de vie.

L'utilisation pratique de la méthode avec Microsoft Excel

Lorsque les calculs sont simples, il est possible d'utiliser un tableur pour faciliter le calcul de la VAN. Le logiciel Excel®, par exemple, est très simple d'utilisation. Nous présentons ici les grandes lignes de cette application.

Imaginons un projet qui nécessite, la première année, un apport initial de 10 millions d'UM et qui implique une série de bénéfices sur une période de 10 ans, d'un montant annuel de 1,5 million d'UM.

Pour obtenir la VAN, il suffit de présenter les données de la manière suivante :

- Insérer le montant de l'investissement initial (en valeur négative), puis la série des 10 annuités.
- Indiquer le taux d'actualisation retenu.
- Inscrire dans une autre cellule la formule $VAN(\text{taux};\text{valeur1}:\text{valeur10})$.

On obtient alors la VAN ; dans le cas présent, pour un taux de 8 %, la VAN est de 60 298 UM (figure 8.1).

FIGURE 8.1

Calcul de la valeur actualisée nette dans Excel

Inv initial	Recettes									
P	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
-10 000 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000	1 500 000
Taux d'actualisation	8%									
Valeur Actualisée Nette	60 298									

Évidemment, le travail devient plus complexe lorsqu'on intègre une série de coûts et de bénéfices dans le temps. La difficulté est alors de bien organiser les données avant d'appliquer le calcul qui, lui, reste le même.

Par exemple, imaginons un projet qui implique des coûts initiaux d'investissement (l'infrastructure, les achats de départ) puis récurrents (les salaires, les produits consommables, la fiscalité), tout en provoquant des coûts sociaux liés à l'interdiction concomitante d'autres activités (les coûts d'opportunité), mais qui permet de générer des bénéfices à travers une autre filière quelconque (les droits d'entrée dans le parc ou la vente de miel, par exemple).

Sur la base des calculs réalisés par ailleurs (par exemple en utilisant les autres onglets du document Excel), on parvient à lister l'ensemble des coûts, que l'on présente comme précédemment. Il est alors aisé d'obtenir une valeur pour la VAN avec un taux choisi préalablement.

De très nombreux raffinements sont évidemment envisageables sur cette base (créer une règle d'amortissement, raisonner en fonction des extrêmes de la fourchette). Au final, un tel calcul peut fournir non seulement la VAN, mais aussi une base pour l'étude de scénarios (l'effet de la variation des taux de croissance sur la fréquentation touristique, sur les salaires, etc.).

L'analyse de sensibilité est également facilitée par l'emploi de ce type de logiciel.

Dans le cas présent, deux variables, « quantité produite dans la filière valorisée » et « coût du bâtiment », sont modifiées de plus ou moins 10%. Il est alors aisé d'obtenir l'impact de ces modifications sur la VAN. La présentation sous forme d'un tableau à quadrants facilite la visualisation de cette variation (figure 8.3).

Une autre façon de représenter cette sensibilité consiste à calculer la variation de ces variables nécessaire pour annuler la VAN. Dans le cas présent, il

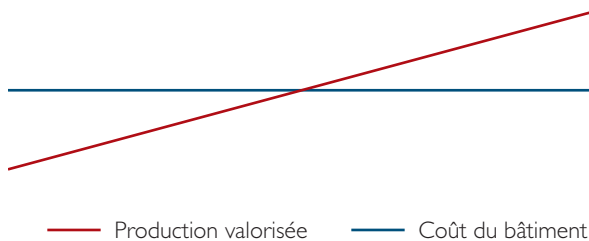
FIGURE 8.2

Synthèse des calculs des coûts et des bénéfices

SYNTHESE DES CALCULS DES COUTS ET DES BENEFICES										
	Années (13 ans)	A0	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	
Éléments des coûts et bénéfices	Données initiales									
Coût d'investissement initial (hors amortissement)	39 680 000	39 680 000								
Coûts récurrents/an (salaires...) (+2% par an)	9 827 000	9 827 000	10 023 540	9 827 000	9 827 000	9 827 000	9 827 000	9 827 000	9 827 000	
Coûts additionnels (éval. en année 3)	6 500 000		6 500 000							
Coût d'opportunité (exploitation illicite)	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	
Coûts totaux		70 607 000	31 023 540	37 327 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000
Bénéfice net de la filière valorisée (+5% par an les 3 premières années puis 2%)	38 355 000		40 272 750	42 286 388	43 132 115	45 288 721	47 553 157	49 930 815	52 427 356	
Bénéfices totaux		0	40 272 750	42 286 388	43 132 115	46 288 721	47 553 157	49 930 815	52 427 356	
Bénéfices nets		-70 607 000	9 249 210	4 959 388	12 305 115	14 461 721	16 726 167	19 103 815	21 600 356	
Taux d'actualisation	10%									
Valeur Actualisée Nette	60 658 110									

FIGURE 8.3

Effet de la modification de deux variables



suffit d'une baisse de 35% de la valeur annuelle de la « quantité produite dans la filière valorisée » pour rendre le projet non rentable. En réalisant ce calcul, il est possible d'attirer l'attention des décideurs sur les conditions de stabilité des données obtenues. Dans quelle mesure sommes-nous certains que cette variable ne fluctuera pas ? Sa variation peut-elle être d'une ampleur telle que la VAN s'en trouve annulée ? Si l'analyse en retour sur la sensibilité du calcul à telle ou telle variable s'avère fondée au regard des caractéristiques du projet, il importe

d'attirer l'attention des décideurs sur le fait que (dans le cas hypothétique présent) ce projet est fortement dépendant de la « quantité produite ».

Une autre possibilité très fréquente d'évaluer les risques d'annulation de la VAN consiste à calculer le taux de rendement interne (TRI, soit le taux d'actualisation qui annule la VAN). Ce faisant, on évalue la sensibilité du calcul au taux d'actualisation lui-même.

Si ce taux est proche du taux d'actualisation, la plus grande prudence s'impose. Le logiciel Excel offre la possibilité de calculer le TRI comme illustré à la figure 8.4.

D'autres types de simulations sont envisageables, notamment en incorporant des éléments de probabilité, de manière à simuler les risques d'occurrence de telle ou telle variable. Ainsi, nous avons vu dans le cas hypothétique que la variable « quantité produite » était très critique; mais si sa probabilité de réalisation est forte (par exemple,

FIGURE 8.4

Calcul du taux de rendement interne

SYNTHESE DES CALCULS DES COÛTS ET DES BÉNÉFICES									
Années (13 ans)	A0	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	
Éléments des coûts et bénéfices	Données Initiales								
Coût d'investissement initial (hors amortissement)	32 680 000	32 680 000							
Coûts récurrents/an (salaires...) (+2% par an)	9 827 000	9 827 000	10 023 540	9 827 000	9 827 000	9 827 000	9 827 000	9 827 000	9 827 000
Coûts additionnels (éval. en année 3)	6 500 000			6 500 000					
Coût d'opportunité (exploitation illicite)	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000	21 000 000
Coûts totaux	63 607 000	31 023 540	37 327 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000	30 827 000
Bénéfice net de la filière valorisée (+5 % par an les 3 premières années puis 2%)	38 354 800		40 272 540	42 286 167	43 131 890	45 288 485	47 552 909	49 930 555	52 427 082
Bénéfices totaux	0	40 272 540	42 286 167	43 131 890	45 288 485	47 552 909	49 930 555	52 427 082	55 249 082
Bénéfices nets	-63 607 000	9 249 000	4 969 167	12 304 890	14 461 485	16 725 909	19 103 555	21 600 082	24 249 082
Taux d'actualisation	10%	= Bénéfices totaux - Coûts totaux							
Valeur Actualisée Nette	57 656 354	=D16+VAN(C17;E16:P16)							
TRI	22%	=TRI(D15:P15)							

l'insertion dans une filière dont les volumes de production sont garantis pour une période de temps), le risque est moindre. À l'inverse, une variable peu sensible peut être très aléatoire et, du coup, attirer l'attention sur la sensibilité de la VAN autrement que par le calcul de sensibilité précédent.

Les limites de la méthode et les précautions à prendre

L'évaluateur doit tenir compte de différentes limites ou contraintes inhérentes à l'ACA et qui ont des répercussions sur l'aide à la décision : la prise en compte du temps, la complétude de l'évaluation et la question de la répartition des coûts et des avantages.

La prise en compte du temps

La dimension temporelle est la principale source de difficultés dans l'ACA et l'analyse économique en général. L'intégration du temps dans l'évaluation est rendue nécessaire par le fait que l'on compare des flux monétaires échelonnés dans le temps. La temporalité s'exprime de deux façons : à travers la durée de vie du projet et donc du *nombre d'années à intégrer dans le calcul* coûts-avantages, et à travers le choix du *taux d'actualisation*.

Comme on le constate dans le cas fictif précédent, selon que l'on retient un calcul sur 5, 10 ou 15 ans, on n'obtient pas la même VAN (tableau 8.1).

L'effet de la durée de la série sur la valeur de la VAN est d'autant plus important si les bénéfices et les coûts sont étalés différemment dans le temps. Dans le cas présent, les coûts sont essentiellement

TABLEAU 8.1

Calcul de la VAN en fonction de la perspective temporelle dans notre cas fictif

Durée de la série	Valeur de la VAN
5 ans	-38 877 395
10 ans	16 115 256
15 ans	73 388 151
20 ans	127 276 893
25 ans	175 261 125

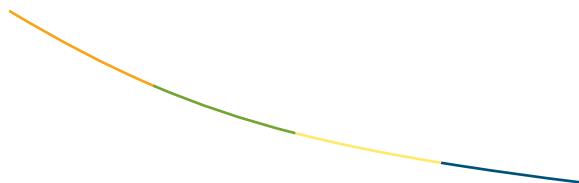
supportés au lancement du projet, alors que les bénéfices sont générés tout au long du projet. Ici, plus la durée retenue est importante plus (toutes choses étant égales par ailleurs), plus les bénéfices surcompensent les coûts initiaux.

Cette variable « temporelle » n'est pas triviale, car de nombreux projets font état d'anticipations, par exemple sur les prix des matières premières, ou nécessitent de renouveler les investissements. De même, dans bien des cas, certains coûts sont initialement supportés par des bailleurs de fonds, mais sur un horizon déterminé. Enfin, il n'existe pas de durée fixe. Celle-ci dépend de la nature du projet. On retient en règle générale une fourchette de 20 à 30 ans pour des investissements infrastructurels et plutôt autour de 10 ans lorsqu'il s'agit d'investissements plus techniques.

Le choix du taux d'actualisation est également une variable sensible de l'ACA. En effet, plus le taux est fort, plus les flux futurs sont pondérés par rapport aux flux présents. Par exemple, dans notre cas fictif, faire passer le taux de 10 à 15 % fait varier la VAN (toutes choses étant égales par ailleurs) de 50 658 110 UM à 19 124 254 UM, soit une baisse de 62 %. Ceci est lié au fait que les coûts sont plutôt forts dans les premières années, alors que les bénéfices s'étalent dans le temps. Un taux fort réduit la valeur actualisée des flux futurs et « survalorisent » donc les flux présents, d'où une baisse sensible de la VAN. La figure 8.5 montre la sensibilité de la VAN à la variation du taux.

FIGURE 8.5

Sensibilité de la VAN à la variation du taux d'actualisation



Compte tenu de son effet sur la VAN, le choix du taux d'actualisation est la source de nombreux débats dès que l'on réalise une ACA. En effet, pour une entreprise privée, le choix est étroitement lié aux taux d'intérêt sur les marchés boursiers ou obligataires, rajustés en fonction de sa performance économique (sa valeur boursière, son endettement) et de l'importance du risque financier encouru (lié au secteur économique en question, à la nature de l'investissement, etc.). Il y a donc déjà une certaine subjectivité que cherchent à encadrer les modèles financiers.

Lorsque l'on cherche à incorporer les bénéfices et les coûts issus d'un investissement ou d'une politique dans la fourniture d'un bien public, non seulement le choix du taux d'actualisation est subjectif, mais il relève même d'un choix politique, ce que Marglin (1963) appelait « le rôle tutélaire de l'État ». Par ce biais, l'État peut chercher à prendre en compte des coûts ou des bénéfices supportés par des acteurs « faibles », soit ceux qui n'ont pas la possibilité d'exprimer clairement ces coûts ou bénéfices (les générations futures, les pauvres, voire les écosystèmes). Le décideur agit au nom d'une tutelle de ces acteurs et peut décider de modifier le taux en question.

La question de savoir quel taux retenir reste entière. En effet, comme nous l'avons montré, un taux élevé réduit la valeur actualisée des événements futurs, et inversement. En termes d'aide à la décision dans le domaine environnemental, la question du choix du taux d'actualisation est donc cruciale. Certains projets, notamment les projets industriels, engendrent des coûts environnementaux non pas immédiatement, mais au bout d'un certain

temps, lorsque les dommages écologiques s'accumulent dans le temps et dépassent la capacité de charge de l'environnement (le cas du démantèlement des centrales nucléaires en est une bonne illustration). Dans ce cas, si l'on souhaite que ces coûts pèsent dans le rapport coûts-avantages, l'évaluateur devra retenir un taux d'actualisation faible. Cependant, un taux faible rend économiquement pertinents des projets qui ne l'étaient pas avec un taux plus fort. Le risque est grand de démultiplier les projets, ce qui peut engendrer des dommages écologiques.

Depuis nombre d'années, la manipulation du taux d'actualisation social suscite de vives controverses, ravivées dernièrement par le rapport Stern sur le changement climatique.

Pour certains, puisqu'il n'y a pas d'autre solution qu'une manipulation à double tranchant, autant s'en remettre au taux du marché obligataire ou décider d'appliquer tel ou tel taux ou telle fourchette de taux (comme le font la plupart des institutions internationales); pour d'autres, le problème n'est pas résolu, mais il est possible de suggérer des taux décroissants dans le temps. Par exemple, la France préconise l'utilisation d'un taux de 4% durant les 30 premières années, puis un taux décroissant pour atteindre 3% à l'horizon de 100 ans, pour converger vers 2% par la suite (Commissariat général du Plan, 2005). D'autres enfin considèrent que la dépréciation temporelle est un argument culturellement marqué et que le futur a parfois plus de valeur que le présent, ce qui plaiderait pour l'usage de taux nuls (voire négatifs).

Quelle que soit la position des uns et des autres, positions exacerbées dans le cas du changement climatique et du nucléaire notamment, le taux d'actualisation social peut être considéré comme le talon d'Achille de l'ACA.

La complétude de l'évaluation

La seconde difficulté est liée à la complétude de l'évaluation, c'est-à-dire la façon d'avoir la certitude que l'évaluation a intégré l'ensemble des impacts

environnementaux et sociaux. Lors de l'évaluation financière, les coûts et les bénéfices retenus dans le calcul sont liés aux coûts que supporte l'investisseur et aux recettes qu'il va obtenir au fil du déroulement du projet. Il n'y a donc pas de grande difficulté à recenser ces coûts et ces bénéfices, souvent identifiés dans des documents comptables. Le problème se pose lorsqu'on aborde les coûts et les avantages sociaux et environnementaux. Compte tenu de la complexité des impacts environnementaux et sociaux, il est difficile de savoir exactement jusqu'à quel degré de précision il importe de réaliser l'ACA.

Deux problèmes distincts peuvent être évoqués. Quel est le degré d'intégration des effets induits (la *profondeur de l'analyse*)? Quel est le choix des composantes de la valeur économique totale (VET) à mesurer (l'*étendue de l'analyse*)?

La profondeur de l'analyse est la question de savoir jusqu'où aller dans l'évaluation. Si l'ACA porte sur le projet de mise en place d'une aire protégée qui limite la déforestation, l'évaluation se cantonnera à l'impact direct sur les revenus des populations locales. Les effets indirects ne seront généralement pas pris en considération, alors qu'ils peuvent avoir des conséquences sociales (migrations), écologiques (phénomènes de fuites) et économiques (hausse du prix de l'énergie dans les villes) susceptibles de modifier structurellement l'environnement, sans que ces effets soient correctement intégrés à l'ACA.

L'étendue de l'analyse renvoie au choix des composantes de la VET que l'on mesure. Compte tenu des contraintes mentionnées précédemment, il est très difficile d'évaluer intégralement la VET, de sorte que son caractère « total » renvoie à la liste de ses composantes et non à leur mesure. En réalité, on ne mesure jamais la valeur économique totale d'un écosystème lié à un projet ou à une politique. La plupart du temps, l'évaluateur se limite aux effets les plus évidents (la valeur d'usage) ou à ceux pour lesquels il dispose de bases de données : la protection des bassins versants (une valeur d'usage indirect) lorsqu'on possède les cartes des

cours d'eau, la valeur d'existence lorsque le site est touristique ou à forte valeur récréative, et ainsi de suite. En soi, ce genre de sélection est tout à fait normal et inhérent à toute méthode d'évaluation. Le problème est qu'ici il s'agit, *in fine*, d'obtenir une valeur actualisée nette; celle-ci dépend donc en grande partie des choix qui ont été faits.

Ainsi, dans une évaluation de la VET de la mangrove aux îles Fidji, la valeur d'usage (pêche sur site, bois de chauffe et autres produits alimentaires) a été estimée à 158 \$ US/ha et les services écologiques à 5 820 \$ US/ha! De toute évidence, les effets sur la VAN sont très importants. De nombreux praticiens, notamment dans les pays en développement (voir ci-dessous), comprennent l'ambiguïté qu'il y a à tenir compte de telle ou telle composante de la valeur (le potentiel de captation de carbone pour le bois, la valeur d'existence des espèces rares) dans le calcul global, étant donné les montants substantiels impliqués.

La question de la compensation

Le troisième problème relatif à l'ACA est lié à la répartition des coûts et des avantages. Si l'on reprend le cas précédent, les avantages de la conservation, soit le maintien des services écologiques, peuvent être perceptibles pour certains acteurs extérieurs à la zone du projet, alors que les coûts du projet sont supportés par la population locale. Le calcul peut rapidement devenir immoral dès lors que les coûts du projet (notamment les coûts d'opportunité) sont évalués à partir de la perte de revenus des populations rurales concernées, alors que les gains sont évalués à partir du consentement à payer de touristes occidentaux. Pour faire face à ce problème qui est très important dans les pays pauvres, mais dont la grande biodiversité est susceptible de dégager une forte valeur de non-usage hors site, plusieurs études incorporent un volet socioéconomique à l'ACA. Il s'agit d'identifier les gagnants et les perdants, ou alors de pondérer les coûts et les avantages, de manière à donner plus de poids aux populations à faible revenu. À noter que les informations concernant les gagnants et

les perdants peuvent être très utiles pour la mise en place de paiements pour services environnementaux (voir le chapitre 14).

Conclusion

Compte tenu de son ancienneté et de sa proximité avec le calcul financier, l'analyse coûts-avantages occupe une place centrale dans l'analyse économique de l'environnement. Elle présente l'intérêt d'offrir une information économique très utile pour l'aide à la décision, même s'il est rare que des décisions soient réellement prises sur la base de ce seul indicateur.

L'ACA offre l'avantage, notamment avec les outils informatiques, de prendre en compte toute une série de paramètres proches de l'analyse financière (amortissement, fiscalité, variation des prix) ou, au contraire, d'en rester à des flux simplifiés facilement identifiables lorsque les données statistiques sont peu nombreuses.

Toutefois les limites que nous avons mentionnées montrent la prudence nécessaire quant à son utilisation. En effet, il est très souvent noté qu'en dépit des précautions d'usage recensées par l'évaluateur, seule la VAN est médiatisée. Il incombe donc à l'économiste d'être extrêmement précautionneux, autant dans les calculs que dans leur présentation.

Finalement, selon une étude récente menée par la Banque mondiale, seule une faible proportion des projets qu'elle finance ont été réalisés sur la base de l'ACA. On assiste ainsi depuis 40 ans à une baisse significative du nombre d'ACA menées par cette institution. De même, le secteur de l'environnement n'est guère concerné par ces évaluations (seuls 8 % des projets financés), contrairement aux secteurs de l'agriculture et du développement rural (48 %), de l'énergie et des mines (43 %), des transports (58 %), du développement urbain (32 %) et de l'eau (37 %). Alors qu'elle a toujours été sensible à cet outil, la Banque mondiale dresse un bilan très

mitigé de l'utilité opérationnelle de l'ACA (absence de données ou de valeurs de référence suffisantes, difficulté de quantifier les bénéfices avec comme conséquence l'obtention de VAN négatives, etc.).

Il n'en demeure pas moins que l'ACA est un exercice très pertinent pour bien cerner la plupart des problèmes que rencontrent les économistes de l'environnement. Si son intérêt opérationnel est souvent remis en question, sa portée didactique est incontestable.

Références et lectures complémentaires

- Banque mondiale (2010) *Evaluation of Cost-Benefit Analysis in Bank Projects: Approach paper*. 7 p. source: https://ieg.worldbankgroup.org/sites/default/files/Data/reports/Approach_Paper_CODE_cost_benefit_analysis.pdf
- Brent, R.J. (1998). *Cost-Benefit Analysis for Developing Countries*, Cheltenham et Northampton (Mass.), Edward Elgar.
- Bridier, M. et S. Michaïlof (1995). *Guide pratique d'analyse de projets : évaluation et choix des projets d'investissements*, 5^e édition, Paris, Economica.
- Commissariat général du Plan (2005). *Révision du taux d'actualisation des investissements publics*, rapport de D. Lebègue, Paris, La Documentation française.
- Hanley, N. et C.L. Spash (1993). *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Londres, Edward Elgar.
- Marglin S. (1963), «The social rate of discount and the optimal rate of investment», *Quarterly Journal of Economics*, 77, 95-111.
- Pearce, D. et S. Mourato (2007). *Analyse coûts-bénéfices et environnement : développements récents*, Paris, OCDE.
- Shapiro, S. (2011). «The evolution of cost-benefit analysis in US regulatory decisionmaking», dans D. Levi-Faur (dir.), *Handbook on the Politics of Regulation*, Cheltenham, Edward Elgar, p. 385-396.
- Stern (2007) *The Economics of Climate Change: The Stern Report*, Cambridge University Press, 712 pages.

CHAPITRE

9

L'analyse coût-efficacité comme outil d'aide à la décision en gestion de la biodiversité

Fidoline Ngo Nonga

Introduction

L'analyse coût-efficacité (ACE) vise à étudier la manière dont les ressources rares (ex. : les ressources biologiques) affectées à la réalisation d'un programme ou d'une action sont économiquement et judicieusement utilisées pour atteindre un objectif préalablement défini. Cette analyse s'appuie sur deux éléments fondamentaux : l'efficacité donnée par le résultat obtenu (obligation de résultat), qui doit être maximale, et le coût de l'atteinte de ce résultat (coût de la mise en œuvre de l'action), qui doit être le plus faible possible. On a alors, d'un côté, un maximum, et de l'autre, un minimum. Le rapprochement entre efficacité et coût est nécessaire pour aller de l'avant, notamment dans la planification des actions environnementales, pour calculer par exemple les coûts d'une amélioration donnée de l'environnement dans le contexte d'un programme, d'une action ou d'une activité.

En présence de plusieurs choix, le décideur pourra, à partir de l'analyse coût-efficacité, faire le choix de la solution qui maximise les avantages attendus au moindre coût.

Il convient de noter que l'analyse coût-efficacité ne conduit pas à vérifier que les coûts sont inférieurs ou non aux avantages entraînés, donnés par le résultat atteint ou attendu. Il est plutôt question de justifier la réalisation de tel programme ou action plutôt que de tel autre, de s'assurer, pour un résultat envisagé, d'une part, que les objectifs sont atteints, d'autre part, que les dépenses pour atteindre ce résultat sont réduites au minimum et que les gaspillages (externalités négatives) sont limités. En d'autres termes, l'analyse coût-efficacité ne vise pas prioritairement la rentabilité financière des sommes investies.

Définitions

L'ACE permet d'évaluer l'efficacité d'un programme par rapport à son coût total de réalisation. Ce coût total correspond à la somme des coûts des différentes tâches qui concourent à la réalisation des objectifs (principal et secondaires)¹, soit les dépenses

1. Pour justifier la présentation en programme/projet/action, il faut retenir que la mise en œuvre de tout programme et l'atteinte des objectifs sont rendues possibles par une multitude d'actions ou de projets intégrés à la chaîne de gestion axée sur les résultats, divisés en activités elles-mêmes subdivisées en tâches, dont la réalisation entraîne certaines dépenses.

d'investissement, d'équipement et de matériel, et de fonctionnement – y compris les salaires –, auxquelles on ajoute les externalités² négatives associées par exemple à l'option d'usage de la biodiversité. Par exemple :

1. l'aménagement de l'aire protégée de Pouma, au Cameroun, pour réduire la détérioration de la biodiversité ;
2. l'équipement des écogardes du parc de Waza, destiné à la protection de l'éléphant du Cameroun.

Dans le premier exemple, plusieurs tâches peuvent être nécessaires : l'identification des sites, les commissions ministérielles et interministérielles, le développement de partenariats, les négociations et l'implication des populations riveraines, les actes administratifs, le recrutement du personnel, l'équipement et l'aménagement des sites, pour ne citer que celles-là. Outre les coûts de transaction attachés à ce programme, l'aménagement de l'aire protégée de Pouma exige la mobilisation de nombreux moyens. L'efficacité d'un tel programme, évaluée à partir de l'ACE, dépend de l'atteinte du résultat final visé. Il est question, en créant et en installant l'aire protégée de Pouma, d'augmenter la superficie des terres protégées au Cameroun et de réduire ainsi la détérioration de la biodiversité dans ce pays.

Dans ces deux exemples, on a un résultat final envisagé (la réduction de la détérioration de la biodiversité ou la protection de l'éléphant du Cameroun), dans chaque cas, on vise *un seul et un seul objectif principal* : installer l'aire protégée de Pouma au Cameroun ; équiper les écogardes du parc Waza.

Deux éléments clés sont attachés à l'ACE : l'efficacité et le ratio d'efficacité.

Le concept d'efficacité

Apparues pour la première fois dans les travaux de Carlson (1939), les analyses de l'efficacité³ conduisent à l'évaluation des performances (efficacité et efficience) réalisées dans la mise en œuvre des stratégies (politiques, programmes, projets, actions). Appliquée à la biodiversité, l'ACE peut intervenir à plusieurs niveaux d'action : le système (sous-région, pays, administration), l'unité de décision (ONG, communauté), le programme (projet, action).

Globalement, à ces différents niveaux, l'analyse coût-efficacité permet d'évaluer objectivement si des investissements supplémentaires sont justifiés pour améliorer la qualité ou la gestion de l'environnement.

Trois types d'efficacité peuvent être calculés : l'efficacité technique, l'efficience allocative et l'efficacité économique.

L'*efficacité technique* d'un programme mesure la capacité à atteindre le résultat maximal escompté, sans pour autant consommer davantage de ressources disponibles (travail, capital, terre, énergie, biodiversité) ni diminuer la quantité utilisée d'un facteur, tout en conservant qualitativement et quantitativement le même résultat.

Plus simplement, un programme est techniquement efficace s'il permet de *produire plus avec moins des ressources*.

De même, on estimera qu'une action de conservation a une bonne *efficience allocative*, d'une part, si le résultat visé (l'aménagement d'une aire protégée, par exemple) est réalisé à moindre coût (y compris les externalités négatives) et, d'autre

2. Le concept d'externalité est lié à l'individualisme méthodique, qui postule l'indépendance des choix des agents économiques. Un effet externe (externalité) se développe lorsque l'action d'un individu influence le bien-être ou l'activité d'un ou de plusieurs autres individus (consommateurs ou producteurs), sans que cette action passe par un marché ou une autre disposition de transaction. Une externalité peut être positive ou négative.

3. De nombreux auteurs (Farrell, 1957 ; Chaffai, 1989 ; Atkinson et Cornwell, 1994), ont largement étudié l'efficacité de la firme.

part, si ce résultat est optimal, à savoir qu'il est le meilleur résultat obtenu avec un minimum de ressources. Par exemple, l'aménagement de l'aire protégée est socialement optimal et présente une bonne efficacité allocative si cette action, tout en améliorant la protection de la biodiversité (par l'augmentation des superficies protégées au Cameroun), induit moins de difficultés pour la société en termes d'expression des droits d'usage des populations et de leur survie, ou si cette action conduit à une politique de réduction de la pauvreté ou d'augmentation des revenus pour les populations riveraines.

Quant à l'analyse d'un programme en termes d'*efficacité économique*, elle renvoie à la mesure de la capacité à réduire les coûts au minimum et à viabiliser les moyens mobilisés. L'efficacité économique associe à la fois l'efficacité technique et l'efficacité allocative. Elle tient compte de la capacité de gestion du décideur (sa capacité à utiliser moins de ressources et surtout de ressources naturelles), de l'environnement dans lequel l'action s'opère, des acteurs en présence et des prix des intrants. Une action efficace sur le plan technique ne l'est pas toujours sur le plan économique, mais une action économiquement efficace est forcément efficace sur le plan technique.

La mesure de l'efficacité économique fonde l'analyse coût-efficacité. En effet, l'efficacité économique met le résultat obtenu ou à obtenir en relation, d'une part, avec l'objectif à atteindre et, d'autre part, avec les moyens mobilisés.

FIGURE 9.1

Relation entre objectif, moyens et résultat



Ratio d'efficacité

Le *ratio d'efficacité*, aussi appelé rapport coût-efficacité ou indicateur du résultat, permet à l'analyste de rapprocher le niveau d'efficacité atteint et l'ensemble des dépenses engagées. Il mesure donc la performance réalisée dans l'atteinte de l'objectif. Le calcul de cet indicateur est étroitement lié à la qualité des informations disponibles.

L'indicateur du résultat est donné par la formule :

$$R_e = \text{Coût unitaire} / \text{Efficacité} = \text{Dépenses (en unité monétaire)} / \text{Résultats (en unité physique)}$$

Ce ratio est le principal indicateur de l'efficacité. Il distingue la bonne efficacité (faible ratio) de la mauvaise (ratio élevé). Pour un projet utilisant des ressources biologiques, ce ratio révèle la qualité de l'utilisation des ressources disponibles pour atteindre le résultat visé.

Mais R_e permet aussi d'organiser la sélection des projets, actions ou programmes à mettre en œuvre. Cette sélection est d'autant plus nécessaire que les moyens disponibles pour la protection de l'environnement, notamment dans les pays en développement signataires de la Convention sur la diversité biologique, restent extrêmement limités⁴.

La possibilité de choisir entre de multiples options implique la possibilité d'allouer des ressources rares à certaines fins plutôt qu'à d'autres. Les décideurs opteront alors prioritairement pour les programmes, projets ou actions les plus efficaces, dont le ratio coût-efficacité est le plus faible.

Ce ratio conduit à dire que pour toute ACE, les principaux déterminants de choix (social) sont les coûts, les avantages attendus et la relation entre ces deux éléments.

4. On sait que dans les pays du Sud, les fonds alloués à la conservation de la biodiversité ont toujours été très faibles. Même dans les pays donateurs du Nord, les crises économiques et financières mondiales survenues depuis 2008 ont considérablement réduit la capacité des États signataires à mobiliser les moyens financiers permettant de gérer durablement la biodiversité.

On doit retenir que le choix d'une option annule la possibilité de réaliser toutes les autres options concurrentes. Il ne s'agit pas d'un va-et-vient, d'où la nécessité d'un choix bien réfléchi et fondé sur des arguments solides et des informations fiables.

Dans une situation d'amélioration de la qualité de l'environnement, on peut être amené à calculer non pas le ratio d'efficacité, mais plutôt le ratio d'efficacité marginal. Ce dernier correspond au rapport entre les quantités supplémentaires de coûts et celles de l'efficacité. Cependant, ainsi que le précise Brignon (2007), « un ratio coût-efficacité marginal n'a pas grand sens par lui-même, il doit être comparé aux ratios d'autres possibilités de réduction des rejets, ou encore comparé à une valeur de référence, qui constitue une limite entre les investissements environnementaux "rentables" et ceux qui ne le sont pas suffisamment ».

La pertinence de l'analyse coût-efficacité

S'interroger sur la pertinence de l'ACE dans la gestion de la biodiversité revient à s'interroger sur la capacité de cette méthode à produire des résultats optimaux sur le plan des avantages et à conduire à des choix sociaux⁵ durables.

Mais l'ACE n'est pertinente que dans les situations où il est possible de disposer de données fiables qui permettent d'organiser l'évaluation et la comparaison des actions, projets, programmes ou politiques. Ainsi, si l'état lacunaire des données empêche l'analyste d'exprimer clairement le résultat attendu, sous forme d'unités mesurables et homogènes, et d'organiser le classement des programmes, actions ou politiques, il est préférable de ne pas recourir à l'ACE.

En d'autres termes, la pertinence de l'ACE résulte de sa capacité à donner des réponses claires aux questions suivantes attachées aux choix économiques :

- Quel est le coût unitaire de la mise en œuvre du projet envisagé ?
- Est-il préférable d'investir les moyens disponibles dans tel programme, action ou projet plutôt que dans tel autre pour atteindre l'objectif ?
- Quels programmes ou actions procurent les meilleurs résultats en fonction de l'objectif et des moyens disponibles ?
- Comment allouer au mieux les ressources disponibles, étant donné les besoins concurrentiels entre programmes ?
- Quel niveau d'investissement supplémentaire permettrait d'améliorer nettement le résultat obtenu du programme mis en œuvre ?
- Dans quelle mesure le projet permet-il d'atteindre l'objectif spécifique visé ?
- Est-ce que le projet utilise le minimum de ressources ?
- Celles-ci sont-elles utilisées efficacement ?

La pertinence de l'ACE vient aussi et surtout du fait qu'elle permet d'organiser, sur des bases autres que monétaires, une classification et une priorisation des programmes, actions ou autres politiques. Pour Aubertin, Alpha et Robert (1996), dans des situations de forte contrainte financière, pour organiser la durabilité de la gestion des actifs naturels, « les critères d'éligibilité ne suffisent pas à sélectionner l'ensemble des projets présentés [...] il faut encore les comparer et les hiérarchiser ».

Or, même si les avantages attendus de la mise en œuvre d'un programme ne sont pas évalués en termes monétaires, ils doivent cependant être quantifiés et se résumer en un seul indicateur principal pertinent pour l'ensemble du programme.

5. Le choix social étant effectué dans une situation de rareté relative des ressources, on concèdera alors que l'ACE est un outil d'évaluation fondé sur les problèmes d'allocation des ressources rares, qui permet aux décideurs de choisir une option (parmi plusieurs) faiblement coûteuse, mais efficace pour l'affectation de ressources rares en vue d'atteindre un objectif donné.

La pertinence de l'ACE vient enfin du fait que cette méthode permet d'organiser le changement des comportements des acteurs, en ce sens qu'elle conduit à l'estimation de la valeur réelle de ce qu'il faut pour amener les acteurs à opter vers la conservation de l'environnement.

L'ACE présente certaines particularités qui font qu'elle reste discutée.

Les particularités de l'analyse coût-efficacité

L'ACE se caractérise par deux particularités principales :

- L'efficacité est évaluée en fonction d'un et un seul résultat ou effet⁶ obtenu ou à atteindre de la mise en œuvre de la politique ou du programme. Il en ressort que même si cette mise en œuvre conduit à d'autres résultats secondaires recherchés ou non, ceux-ci ne sont pas pris en compte dans l'analyse.
- L'ACE mesure l'efficacité d'une politique ou d'un programme selon l'indicateur du résultat atteint ou attendu et non en fonction de la valeur monétaire de ce résultat. Celui-ci est alors la réponse à une et une seule question centrale. Par exemple, dans la recherche de l'efficacité d'un programme de valorisation par les riverains des zones tampons d'une aire protégée, la question centrale peut être : « Quelle est la disponibilité d'un individu à participer à ce programme ? »

Cette première caractéristique de l'ACE nous amène à considérer qu'en se focalisant sur un seul

résultat attendu, l'évaluation de l'efficacité d'une politique ou d'un programme est simplifiée. Cette spécificité s'exprime fortement dans les situations où l'objectif principal et le résultat attendu sont bien connus, ce qui est le cas par exemple pour une politique de reboisement dont l'objectif final est l'amélioration de la conservation de la biodiversité dans les zones sahéliennes. Cette caractéristique devient un obstacle, une contrainte, lorsque le résultat attendu est de long terme et large. Par exemple, l'objectif global « étendre les aires protégées pour améliorer la conservation de la biodiversité » est flou et très large. L'efficacité d'un tel programme est difficile à évaluer, car l'atteinte de l'objectif majeur dépend de la réalisation d'un grand ensemble de résultats concomitants, dont la non-réalisation n'hypothéquera pas forcément l'atteinte de l'objectif global.

Les utilisations possibles de l'analyse coût-efficacité dans l'aide à la décision

L'ACE s'utilise dans deux domaines principaux : l'aide à la décision et le choix des politiques, programmes ou actions.

En matière d'aide à la décision de gestion, l'ACE sert à comparer des politiques relativement identiques et complexes dans tous les secteurs : éducation, santé, sécurité routière, environnement et ainsi de suite.

L'ACE est pertinente pour comparer, en vue d'un choix, des actions ayant des objectifs précis ainsi que des résultats et des coûts quantifiables.

6. Le résultat est un changement concret consécutif à la mise en œuvre d'actions ou de projets permettant d'apprécier la réalisation de l'objectif d'un programme. Trois niveaux de résultats sont à distinguer :

- les *résultats à court terme*, qui sont des extrants en termes de produits tangibles ou de services directs résultant des actions du programme ;
- les *effets*, qui sont des résultats à moyen terme permettant d'apprécier le changement directement ou indirectement attribuable au programme ;
- les *impacts*, qui sont des résultats à long terme caractérisant les changements généralement structurels consécutifs à la mise en œuvre du programme et d'autres actions connexes.

En revanche, cette méthode est lourde quand il faut collecter les informations ou comparer des programmes, actions ou projets différents, dont ni les objectifs à atteindre ni les moyens à mobiliser, d'origine et de nature diverses, ne sont comparables.

Par exemple, l'ACE ne se prête pas à l'évaluation d'une stratégie nationale d'amélioration de la conservation de la biodiversité. Il est en effet connu que ces stratégies visent toujours une multitude de résultats secondaires (répondant à une pluralité d'objectifs parallèles plus ou moins clairement définis), pouvant tous contribuer à l'atteinte d'un objectif global défini.

Par contre, on pourrait mener une analyse coût-efficacité pour évaluer soit l'efficacité de la participation des populations locales, soit celle du financement extérieur dans l'amélioration de la conservation de la biodiversité.

La figure 9.2 ci-après présente le large spectre des usages de l'ACE en matière de gestion de la biodiversité.

Les zones de pertinence de l'ACE

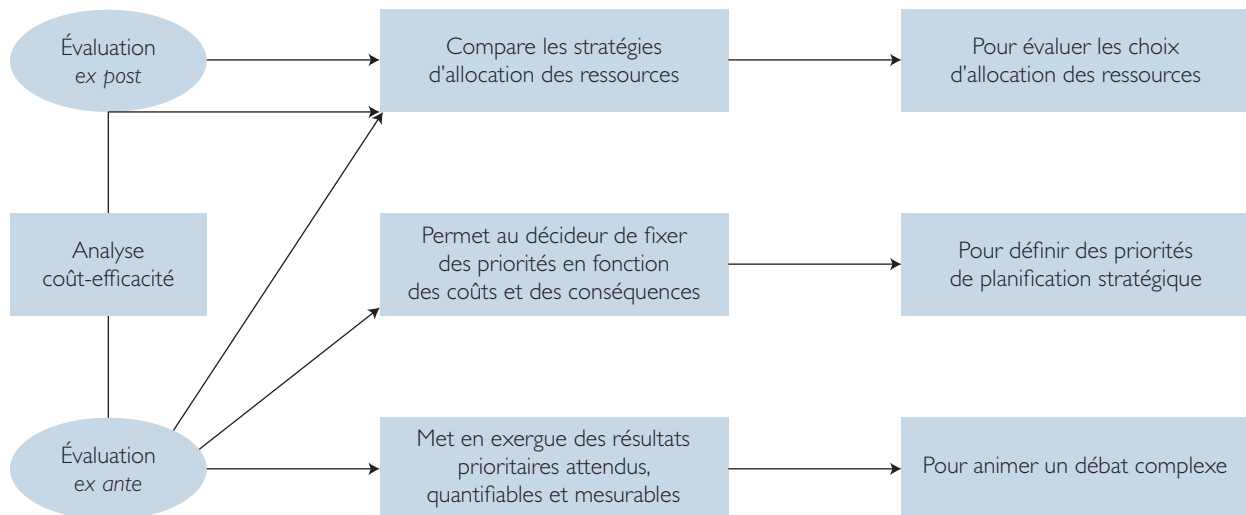
En gestion de la biodiversité, l'analyse coût-efficacité est mise en œuvre pour orienter le choix social durable, celui qui permet d'atteindre avec le moins de ressources disponibles l'objectif de conservation visé.

La figure 9.3 présente la situation d'efficacité maximale au quadrant II. Sur ce schéma, le point O marque le *statu quo*, soit la situation dans laquelle l'action ne modifie pas l'existant.

Au niveau du quadrant II, les objectifs fixés de préservation ou d'utilisation de la biodiversité sont efficacement atteints à moindre coût social et économique⁷. Dans ce quadrant, le choix de l'option visant l'amélioration de la gestion de la biodiversité à moindre coût est aisé.

FIGURE 9.2

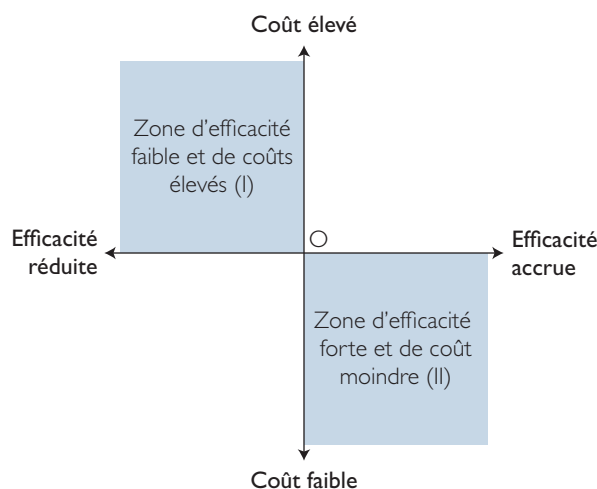
Présentation globale des usages de l'analyse coût-efficacité



7. Dans les pays pauvres du Sud, le coût total intègre, outre tous les coûts du programme, les coûts d'opportunité de non-usage au temps présent de la biodiversité.

FIGURE 9.3.

Différentes zones d'efficacité



Les applications possibles de l'analyse coût-efficacité

En début d'évaluation

Une fois fixés l'objectif principal et les objectifs secondaires d'une stratégie ou d'un programme, il peut être nécessaire de réaliser une ACE au début du processus, pour organiser la hiérarchisation des actions ou projets nécessaires à leur atteinte. Cette manière de procéder permet : i) d'éviter que les évaluateurs confondent l'analyse des impacts et celle de l'efficacité ; ii) de déterminer un résultat majeur à rechercher. En d'autres termes, l'application de l'ACE au début du processus concentre les évaluateurs sur les grands enjeux et les problématiques prioritaires des stratégies, ce qui est pertinent pour la définition d'un objectif majeur.

Dans les choix d'allocation des ressources

Dans la mesure où les moyens de réaliser les stratégies nationales, les programmes, les actions et les projets sont toujours limités, il est nécessaire de les affecter durablement, en respectant les principes d'équité, de responsabilité, d'acceptabilité

sociale et d'efficacité économique. Le rapport coût-efficacité associé à l'ACE constitue alors un bon outil de comparaison et de priorisation des choix à faire, de manière à respecter les contraintes de disponibilité des ressources.

Les modes d'évaluation et d'application de l'analyse coût-efficacité

En fonction des objectifs poursuivis et du critère d'évaluation de l'efficacité déterminé, trois modes d'évaluation peuvent donner lieu à l'application de l'ACE.

- **L'évaluation *ex ante*.** Faite avant la réalisation du programme, du projet ou de l'action, l'ACE permet alors d'étudier la pertinence économique, sociale et environnementale de sa mise en œuvre. De même, dans le cas où le décideur doit faire le choix entre plusieurs options de gestion, l'ACE est indiquée pour la sélection de l'option économiquement efficiente la plus efficace. En général, en fonction du ratio d'efficacité, la structuration du programme ou du projet et les activités envisagées peuvent être modifiées au début du processus de mise en œuvre.
- **L'évaluation *ex post*.** L'ACE permet de juger *a posteriori* l'efficacité économique d'un programme ou d'un projet. Il faut noter que pour un même programme, on pourrait aboutir à des résultats différents, selon que l'ACE est appliquée *ex ante* ou *ex post*. Ces différences résultent de plusieurs facteurs, notamment l'estimation des coûts, qui peut varier entre le démarrage et la fin du programme, et les méthodes de collecte de données *ex post*. Ainsi, l'efficacité de l'ACE comme outil d'aide à la décision semble diluée lorsque les erreurs d'exécution ne peuvent plus être corrigées.
- **L'évaluation intermédiaire.** L'ACE est appliquée ici pour apprécier la pertinence du programme à l'instant t , pour actualiser au besoin

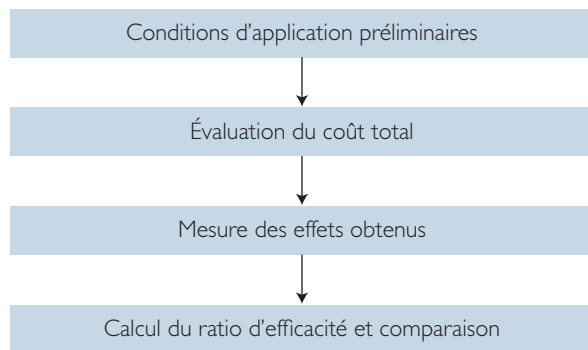
les résultats de l'évaluation *ex ante* et pour aider à réorienter la mise en œuvre d'une intervention. Toutefois, cette réorientation ne permet pas de remettre en cause les acquis : seules les activités programmées, mais non réalisées peuvent être revues.

La mise en œuvre de l'analyse coût-efficacité

On distingue quatre étapes importantes dans la mise en œuvre de l'ACE : les préalables, ou les conditions d'application préliminaires ; l'évaluation du coût total ; la mesure des effets ; le calcul du ratio d'efficacité et comparaison en vue du choix de l'action à réaliser.

FIGURE 9.4

Mise en œuvre de l'analyse coût-efficacité



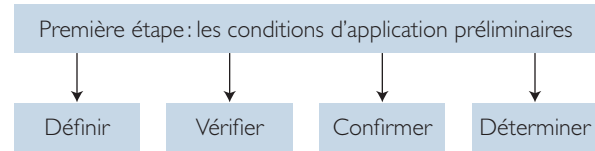
Première étape : les conditions d'application préliminaires

L'ACE n'est ni applicable ni pertinente dans toutes les situations. Quatre opérations structurent la première étape.

- **Définir l'objectif à atteindre.** Quel est le résultat visé ? L'objectif est centré sur un résultat souhaité spécifique, qui peut être mesuré ou apprécié dans l'espace et dans le temps. Il présente les caractéristiques suivantes :
 - *spécifique* – sans ambiguïté ni ambivalence ;

FIGURE 9.5

Première étape de la mise en œuvre de l'analyse coût-efficacité



- *contrôlable ou mesurable* quantitativement ou qualitativement, ce qui est une source de responsabilité ;
 - *pertinent* pour apporter une réponse précise à un problème ;
 - *motivant*, présenté comme un défi à relever ;
 - *réaliste*, à travers la prise en compte de toutes les contraintes de faisabilité.
- **Vérifier la pertinence de la méthode d'ACE** au regard de l'objectif du programme, de l'action ou du projet. Cette opération permet de contrôler qu'il est possible d'exprimer l'effet attendu sous la forme d'un résultat prioritaire, précis et quantifiable. Si ce n'est pas le cas, il est alors préférable de ne pas recourir à l'ACE.
 - **Confirmer la disponibilité de données fiables.** Avant de commencer l'ACE, les analystes doivent s'assurer qu'ils ont ou auront accès à des informations fiables, leur permettant de calculer les coûts et l'indicateur quantitatif du résultat escompté (*ex ante*) ou obtenu (*ex post*).
 - **Le choix du critère d'efficacité.** L'indicateur choisi doit permettre de porter des jugements sur l'utilisation des moyens et les résultats obtenus, au regard de l'objectif à atteindre et du besoin à satisfaire. **La superficie totale protégée en hectares de l'aire de Pouma est l'indicateur pour ce programme de gestion de la biodiversité.**

En général, l'indicateur est une variable quantitative permettant de mesurer le lien entre les résultats obtenus et les coûts. C'est par conséquent un renseignement chiffré destiné à caractériser un

programme, une action ou un projet, à suivre son exécution et à le gérer. Les indicateurs quantitatifs utilisent des nombres, des quantités ou des montants, tandis que les indicateurs qualitatifs, quand il y en a, expriment des situations ou des points de vue par des mots, des couleurs ou des symboles. Tout indicateur doit être :

- spécifique à un résultat précis ;
- mesurable, c'est-à-dire quantifiable ou observable ;
- réalisable, c'est-à-dire motivant, contrôlable et utilisable ;
- réaliste et cohérent par rapport aux ressources disponibles et aux objectifs à atteindre ;
- mesurable dans le temps.

ENCADRÉ 9.1.

Exemple d'objectif et d'indicateurs

Exemple d'une action : Valorisation des produits forestiers non ligneux au Cameroun.

Objectif : Améliorer la contribution du gnetum et du bitter cola dans les exportations camerounaises.

Indicateurs : Volumes de gnetum et de bitter cola vendus par an au Cameroun.

Deuxième étape : l'évaluation du coût total de mise en œuvre de l'action

Il s'agit de recenser, de calculer et d'additionner tous les coûts directs et indirects et les autres coûts sociaux liés à la réalisation de l'action.

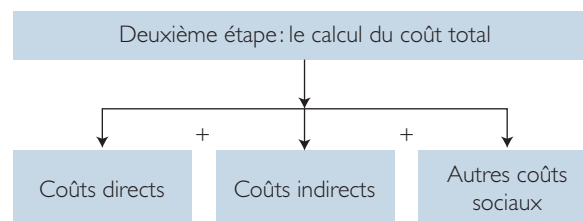
- Les *coûts directs* intègrent l'ensemble des ressources consommées (financières, humaines) et des dépenses d'investissement (intérêts versés, dépenses de construction, d'équipement, d'études, amortissement, imprévus pour aléas physiques ou financiers) et de fonctionnement (salaires, honoraires, dépenses de matériel, coûts de maintenance) directement liées à l'exécution de l'action.
- Les *coûts indirects* comprennent les primes versées au personnel de l'action et non intégrées

dans les salaires, ainsi que les coûts d'opportunité versés aux experts qui consacrent une part de leur temps de travail à la mise en œuvre de l'action au lieu de la consacrer à leur activité habituelle. Ces coûts indirects ne seront pris en compte dans l'analyse que s'ils sont importants comparativement aux coûts directs et s'ils consomment une bonne part des ressources financières mobilisées pour la réalisation de l'action.

- Les *autres coûts sociaux* intègrent les externalités telles que le coût de la perte de biodiversité et les coûts d'opportunité liés à l'affectation des financements.

FIGURE 9.6

Deuxième étape de la mise en œuvre de l'analyse coût-efficacité



Troisième étape : la mesure des effets obtenus ou attendus

La mesure des effets s'effectue soit avant le démarrage de la mise en œuvre de l'action (*ex ante*), soit à la fin du processus (*ex post*). Ici, l'élément central est la qualité des informations et des données utilisées. En effet, pour suivre l'évolution de l'indicateur choisi (première étape), il est nécessaire, à tout moment, d'évaluer la part de l'évolution qui est obtenue de la mise en œuvre du programme ou de l'action.

L'évaluation *ex ante* permet aux analystes d'obtenir de façon rigoureuse les résultats quantitatifs escomptés de la mise en œuvre de l'action. En fonction de la complexité de la situation et de la nature des données disponibles, le recours à une méthode de simulation des résultats est possible.

L'évaluation *ex post* permet d'estimer les résultats quantitatifs réellement atteints. Pour cette évaluation, les analystes utilisent soit des données primaires obtenues directement des gestionnaires de l'action, soit des données secondaires, pour estimer les résultats obtenus de la mise en œuvre de l'action.

Cette évaluation peut s'avérer délicate. Dans ces conditions, il est parfois nécessaire de procéder aux ajustements suivants :

- Effectuer des pondérations pour tenir compte des différents effets ou des variables secondaires.
- Définir des critères et méthodes de quantification des éléments qualitatifs importants. En effet, même si l'évaluation est fondée sur des éléments quantitatifs, il s'avère parfois nécessaire et judicieux de quantifier et d'intégrer des variables *a priori* qualitatives pour réaliser l'ACE (ex. : l'amélioration de la participation des populations riveraines dans la production des services environnementaux).
- Ramener à une unité quantitative unique et homogène l'ensemble des données disponibles, de façon à avoir un seul résultat.

Quatrième étape : le calcul du ratio d'efficacité et la comparaison

Nous avons donné plus haut la formule du ratio d'efficacité R_e . Il correspond au coût par unité d'efficacité. L'efficacité est bonne si ce ratio est faible et mauvaise dans le cas contraire. Une fois ce ratio connu, on peut organiser, à partir de la comparaison entre les actions (programmes, projets, stratégies, etc.), le choix de l'action à réaliser.

On évalue l'efficacité d'un projet en comparant les coûts et les avantages :

- à des indicateurs standards, s'ils existent ;
- aux résultats de projets aux objectifs similaires terminés ou en cours de réalisation dans le même pays ;
- aux résultats de projets de même nature réalisés dans d'autres pays de la sous-région, dans des contextes similaires ou différents, mais comparables à celui du pays bénéficiaire ;
- aux résultats obtenus dans une situation sans projet.

ENCADRÉ 9.2

Exemple d'application de l'analyse coût-efficacité dans le cadre de l'évaluation *ex post* d'un programme de reboisement

L'analyse coût-efficacité a été appliquée à l'objectif « expansion des forêts de pins indigènes à des fins de conservation de la nature » du Plan d'action du Royaume-Uni en faveur de la diversité biologique. Les analystes ont examiné les différentes façons de réaliser cet objectif dans le cadre d'un programme de subvention des terres boisées de l'Administration des forêts, au titre duquel des montants sont versés à des propriétaires fonciers privés. Les coûts et l'efficacité ont été évalués sur les 200 nouveaux boisements de pins créés dans le cadre de ce programme depuis 1988.

L'évaluation a été effectuée par un groupe d'experts en écologie des terres boisées, qui a attribué des coefficients de pondération et des notes à certaines caractéristiques des boisements en fonction du rôle qu'ils

jouent dans la création d'un écosystème naturel de forêt de pins. Les notes relatives à l'efficacité pour chaque boisement ont été tirées de ces coefficients de pondération et des notes de caractéristiques du boisement. Elles ont été stockées dans un système d'information géographique, ce qui a permis aux analystes d'établir des rapports moyens coût-efficacité pour différents types de boisement, comme ceux relatifs aux nouvelles plantations et à la régénération.

L'évaluation s'est conclue en suggérant une manière de modifier les taux des subventions accordées au titre du programme, afin d'améliorer la corrélation entre le financement octroyé et l'efficacité obtenue.

Source: MacMillan et Morrison (1997).

Deux éléments principaux aident à organiser cette comparaison.

- Lorsque l'on compare des projets aux résultats identiques, l'élément déterminant de l'ACE est le *coût total* de mise en œuvre.
- Lorsque l'on compare les actions visant un objectif identique et mobilisant un coût total identique, mais conduisant à des résultats différents, la comparaison n'est pas aisée. Il faut alors parfois recourir à des *éléments qualitatifs* pour sélectionner le projet le plus efficace à réaliser. Plus généralement, pour comparer les projets à décider, il est plus facile de se donner une référence de comparaison sûre, telle qu'une autre action déjà mise en œuvre et évaluée suivant la même approche.

ENCADRÉ 9.3

Les actions essentielles pour la mise en œuvre d'une analyse coût-efficacité

Trois actions sont primordiales dans la mise en œuvre de l'ACE : la recension des situations autres, mais suffisamment proches ; leur comparaison entre elles ; le choix des politiques, programmes ou projets visant un et un seul objectif identique à atteindre. Deux déterminants sont utilisés pour la comparaison : les coûts ou les résultats attendus (obtenus). On compare les coûts de différents programmes dont les résultats attendus sont identiques, ce qui impose bien sûr de trouver des situations assez proches pour que la comparaison soit pertinente. Inversement, pour des programmes présentant un coût identique, l'ACE permet de comparer les résultats attendus ou obtenus de ces différents programmes.

Les forces, les faiblesses et les perspectives de la méthode

Le tableau 9.1 retrace les forces et les limites de l'analyse coût-efficacité.

Conclusion

Plusieurs méthodes d'analyse peuvent être utilisées dans les processus conduisant aux décisions en matière de gestion de la biodiversité. Au nombre de ces outils, l'analyse coût-efficacité est privilégiée dans le choix des programmes à objectif unique, par exemple les projets ou actions de conservation d'espaces naturels ou d'ouverture de ces espaces aux usages anthropiques. Cette méthode d'analyse peut être appliquée *ex ante* (choix des meilleurs résultats efficaces à atteindre) ou *ex post* (comparaison entre les stratégies mobilisées pour gérer la biodiversité). L'intérêt de cette méthode vient de ce qu'elle ne s'appuie pas seulement sur les valeurs monétaires pour aider à la décision de gestion des ressources. En effet, la mise en œuvre de l'ACE, notamment pour préserver la biodiversité, permet de contourner l'obstacle de la faible marchandisation des actifs naturels. Dans ce chapitre, nous sommes d'abord revenus sur la justification de l'analyse coût-efficacité, grâce à quelques éclairages empruntés à des sources variées ; nous avons alors rappelé brièvement les principes qui guident cette analyse. Ensuite, nous avons présenté les utilisations possibles de cette méthode dans l'aide à la décision de gestion, puis la mise en œuvre de cette méthode. Enfin, nous avons recensé les avantages et les limites de cette démarche en tant qu'instrument scientifique d'aide à la décision en matière de gestion de la biodiversité.

TABLEAU 9.1

Forces et limites de l'analyse coût-efficacité.

Forces de l'ACE	Limites de l'ACE
<ul style="list-style-type: none"> • L'ACE est un outil de communication et pédagogique : l'indicateur est unique, quantifiable et facile à interpréter. Tout un chacun peut tirer des conclusions à la lecture de cet indicateur. • Utilisée <i>ex ante</i>, l'ACE permet d'organiser le choix de l'intervention à réaliser. Les étapes de ce choix sont données plus haut ; la comparaison entre les différentes interventions possibles aux objectifs similaires, au regard de leurs coûts, conduit le décideur à se prononcer. • La méthode permet d'explicitier l'efficacité d'une intervention. Et cette méthode informe les bénéficiaires et les décideurs sur le coût des résultats obtenus ou à obtenir. Cette prévisibilité et le rapprochement entre le coût et les résultats sont très intéressants dans des situations de fortes contraintes budgétaires. 	<ul style="list-style-type: none"> • L'ACE se concentre exclusivement sur l'effet principal (une seule dimension) et néglige tous les effets secondaires qui peuvent cependant avoir une importance certaine dans le choix. En d'autres termes, l'ACE est un outil de choix de court terme. Cette méthode est donc utilisée pour comparer des interventions simples, conduisant à des résultats homogènes et dont les coûts sont calculables à court terme. Elle est inadaptée pour saisir les résultats à long terme. • L'ACE est peu adaptée aux situations où la réalisation de l'intervention peut conduire à de nombreux effets parallèles positifs ou négatifs. Or les interventions à effet unique sont de plus en plus rares. Quel que soit le secteur, les interventions publiques ou privées ont des impacts sur la société, l'économie ou l'environnement. De plus, le fait de négliger ces effets parallèles peut conduire à sous-estimer le coût de l'atteinte de l'effet principal, donc à surestimer cet effet et à fausser le choix. • La méthode exige que l'équipe d'évaluation mobilise des compétences en évaluation des impacts*, en économétrie, en statistique, etc. Or ces compétences sont parfois inexistantes dans les économies pauvres et les pays en développement. • La méthode suppose qu'on dispose d'un référentiel de comparaison. L'application de l'ACE est peu pertinente dans des situations où ce référentiel est inexistant. • Il ne faut pas confondre la pertinence de l'ACE et l'analyse des performances. L'ACE n'associe pas simultanément l'analyse de la pertinence à l'analyse économique. La méthode permet de sélectionner les interventions économiquement plus efficaces et plus efficaces comparativement à d'autres interventions. Mais elle ne donne pas des indications sur la pertinence** de l'intervention choisie. • L'évaluation <i>ex post</i> comporte de nombreuses difficultés. En effet, dans une évaluation <i>ex post</i>, le critère de pertinence de l'ACE est la fiabilité des données et des informations utilisées. Il peut alors être très difficile, voire impossible de collecter les données sur les coûts de l'intervention et les résultats atteints. La difficulté augmente s'il n'y a pas eu de suivi de ces données ou si l'observation des résultats n'a pas été faite régulièrement. • Quelle que soit la situation, l'évaluation <i>ex post</i> est plus complexe que l'évaluation <i>ex ante</i> du fait que la mise en œuvre d'une intervention induit des coûts et des effets non prévus à son origine.

* Il ne faut pas confondre l'ACE avec la méthode d'analyse des effets, qui étudie la pertinence de l'intervention, en insistant notamment sur ses effets sur l'économie nationale et sur le secteur concerné.

** Il n'est pas question en effet d'étudier la manière dont l'intervention répond ou non aux besoins réels des bénéficiaires. L'ACE ne conduit pas non plus à étudier la manière dont l'intervention s'intègre ou non aux priorités nationales, aux objectifs des politiques sectorielles ou aux réformes gouvernementales.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Ariff, M. et L. Can (2008). « Cost and profit efficiency of Chinese banks: A non-parametric analysis », *China Economic Review*, vol. 19, p. 260-273.
- Atkinson, S.E. et C. Cornwell (1994). « Parametric measurement of technical and allocative inefficiency with panel data », *International Economic Review*, vol. 35, p. 231-244.
- Aubertin C., A. Alpha et O. Robert (1996). « Étude "coût incrémental" et protection de la biodiversité », étude faite à la demande du Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM), rapport provisoire, document de travail, Bondy, OSTOM, <http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers09-08/43657.pdf>, consulté le 21 mars 2019.
- Beslier, S. (2004). « Contrôle et surveillance des activités de pêche: les moyens d'intervention et leurs limites », OCDE, Direction de l'alimentation, de l'agriculture et des pêcheries, Comité des pêcheries.
- Brignon, J.M. (2007), « Résumé – Bilan de fonctionnement d'une installation IPPC: guide pour l'analyse du volet technico-économique », Rapport d'étude n° INERIS-DRC-07-85842-12011A, Verneuil-en-Halatte (Oise).
- Carlson, S. (1939). *A Study on the Pure Theory of Production*, Londres, King.
- Chaffai, M.E. (1989). « Estimation des frontières de production et de l'inefficacité technique », *Économie et prévision*, n° 91, p. 67-73.
- Coelli, T. (1996). *A Guide to DEAP Version 2.1: A Data Envelopment Analysis (Computer) Program*, CEPA Working Paper, 96/08.
- Coelli, T., R. Prasado et N. Battese (1998). *An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis*, Boston, Kluwer Academic.
- Farrell, M.J. (1957). « The measurement of production efficiency », *Journal of the Royal Statistical Society, Series A*, vol. 120, p. 253-281.
- Gilson, L. *et al.* (1997). « Cost-effectiveness analysis of improved treatment services for sexually transmitted diseases in preventing HIV-1 infection in Mwanza Region, Tanzania », *Lancet*, vol. 350, n° 27, p. 1805-1810.
- Kahn, J.G. (1996), « The cost-effectiveness of HIV prevention targeting: How much bang for the buck? », *American Journal of Public Health*, vol. 86, n° 12, p. 1709-1712.
- Laxminarayan, R., J. Chow et S.A. Shahid-Salles (2006). « Intervention Cost-Effectiveness: Overview of Main Messages », dans D.T. Jamison *et al.* (dir.), *Disease Control Priorities in Developing Countries*, 2^e éd., New York, Oxford University Press, p. 35-86.
- Levin, H.M. (1995). « Cost-effectiveness analysis », dans Martin Carnoy-Oxford (dir.), *International Encyclopedia of Economics of Education*, 2^e éd., Oxford, Pergamon, p. 381-386.
- Levin, H.M. et P.J. McEwan (2000). *Cost-Effectiveness Analysis: Methods and Applications*, 2^e éd., Londres, Sage.
- Macmillan, D. et R. Morrison (1997). *Analyse coût-efficacité de la création d'un écosystème de terres boisées*, 11^e Congrès forestier mondial, Turquie, octobre.
- Musgrove, P. et J. Julia Fox-Rushby (2006). « Cost-effectiveness analysis for priority setting », dans D.T. Jamison *et al.* (dir.), *Disease Control Priorities in Developing Countries*, 2^e éd., New York, Oxford University Press, p. 271-285.

CHAPITRE

10

L'analyse des effets induits par une activité dans l'économie, ou la méthode des effets

Dominique Rojat et François Henry

Introduction

La méthode des effets, élaborée dans les années 1960 par une équipe d'économistes français travaillant dans le cadre de la préparation du plan de développement du Maroc, est une méthode d'évaluation économique de projets productifs, c'est-à-dire générant une production de biens marchands (Chervel et Le Gall, 1984; Wiener et Chervel, 1985). Son utilisation a été l'objet de débats nourris, surtout dans les années 1980, avec les tenants des méthodes d'analyse coûts-avantages standard, en vigueur dans les organisations internationales. Ces dernières méthodes aboutissent au calcul d'une variation de surplus (revenu) global, au niveau du périmètre d'analyse du projet, en utilisant si nécessaire des prix de référence (prix fictifs visant à se rapprocher des conditions de concurrence pure et parfaite). Elles correspondent à une approche néoclassique en économie ouverte

(l'« économie du bien-être »), qui valorise les avantages comparatifs et qui se prête bien à une évaluation de la compétitivité des produits issus du projet. Les effets redistributifs sont traités dans le cadre de l'analyse des « gagnants » et des « perdants » du projet, recommandée au titre des bonnes pratiques.

La méthode des effets, quant à elle, évalue des projets ayant pour objectif de répondre à une demande intérieure définie non par le marché, mais par un exercice de planification *ex ante* au niveau de la collectivité nationale, la question de la compétitivité étant traitée par ailleurs. Elle se situe dans un contexte de sous-emploi, qui correspond à celui de nombreux pays en développement, et a pour indicateur la contribution à la richesse nationale, c'est-à-dire la création nette de valeur ajoutée¹ du fait du projet, ainsi que la répartition de celle-ci entre les agents économiques aux prix courants (observés dans la réalité).

1. La *valeur ajoutée* correspond à la valeur de la production, déduction faite des consommations intermédiaires, c'est-à-dire les intrants incorporés dans le processus de production. La somme des valeurs ajoutées générées dans l'ensemble de l'économie d'un pays constitue le *produit intérieur brut* (PIB), qui mesure la création de richesse par l'économie considérée. La *croissance économique* est la croissance du PIB. La valeur ajoutée se répartit elle-même en revenus du travail (salaires), en revenus du capital (intérêts financiers et revenus d'exploitation) et en revenus de l'État (impôts et taxes).

Dans le contexte de l'évaluation de projets, le fait de prendre comme critère d'évaluation la valeur ajoutée (qui incorpore les revenus du travail, cf. *supra*) et non pas seulement les revenus du capital est une conséquence de l'hypothèse de sous-emploi de la main-d'œuvre : l'existence d'un chômage implique que les embauches effectuées dans le cadre du projet correspondent à une création nette d'emplois pour l'économie du pays considéré.

Il est difficile de traiter de la méthode des effets sans évoquer cet historique. Cependant, les outils mis en œuvre pour appliquer cette méthode à l'analyse de projets peuvent être utilisés, plus simplement, pour évaluer la contribution d'une activité donnée à l'économie d'un pays ou d'une région, à l'échelle d'un secteur ou d'une filière². Cette approche, qui a gardé le nom d'origine de la méthode, consiste en *l'utilisation d'outils apparentés* pour évaluer la valeur ajoutée générée par une activité donnée au sein d'une économie nationale, laquelle se décompose en *valeur ajoutée directe* (celle de l'activité considérée) et *valeur ajoutée indirecte* (celle de l'ensemble des activités réalisées en amont de l'activité considérée, sur la filière à laquelle elle appartient), l'ensemble constituant la valeur ajoutée incluse liée à l'activité; elle permet d'évaluer également la répartition de la valeur ajoutée entre les agents (acteurs) économiques, y compris le bilan net en devises de la filière (solde des échanges avec l'extérieur), c'est-à-dire d'aborder les questions de redistribution. Elle permet ainsi de mesurer le degré d'intégration d'une activité à l'économie d'un pays (les *effets induits* ou *effets d'entraînement* de l'activité sur le reste de l'économie, par diffusion au sein de la filière), ou, en d'autres termes, le caractère *inclusif* de cette activité.

Appliquée dans ce cadre, la méthode des effets permet de répondre à des questions comme celles-ci :

- Cette activité ou cette filière est-elle fortement intégrée à l'économie du pays ou, au contraire, extravertie ?
 - Quelle est sa contribution nette aux indicateurs macroéconomiques que sont la croissance, le budget de l'État et la balance en devises du pays ?
 - Comment la valeur ajoutée se répartit-elle en revenus du travail, revenus du capital et revenus de l'État ?
 - Quels sont les agents économiques qui en profitent le plus, en termes de création de richesse, et de quelle manière ?
 - Quelle est la part de la richesse créée qui reste effectivement dans le pays ou qui est perçue par des agents nationaux ?
- Ces questions ne sont pas exclusives à l'environnement et à la gestion des ressources naturelles. Cependant, dans ce contexte, la méthode des effets présente un intérêt important pour analyser des activités impliquant des opérations et acteurs diversifiés et posant des questions de répartition (ce qui est en général le cas), concernant des ressources au moins partiellement exportées ou représentant des volumes significatifs pour l'économie du pays. Elle permettra en particulier de connaître la répartition de la richesse, et notamment de la rente liée à la ressource, entre des catégories d'acteurs pertinentes : l'État, les entreprises de grande ou petite taille, industrielles ou artisanales, nationales ou étrangères, formelles ou informelles, les différentes catégories de salariés ou de travailleurs identifiées par certains critères (nationalité, genre, répartition géographique, niveau de revenu), et, d'une manière générale, tout agent dont l'identification correspond aux questions qui se posent dans le cadre de l'analyse de la filière considérée et dont les revenus qu'il perçoit ont du sens dans ce contexte³.

2. «On appelle filière de production l'ensemble des agents (ou fractions d'agents) économiques qui concourent directement à l'élaboration d'un produit final. La filière retrace donc la succession des opérations qui, partant en amont d'une matière première – ou d'un produit – aboutit en aval, après plusieurs stades de transformation/valorisation, à un ou plusieurs produits finis au niveau du consommateur. Plus précisément [...], l'ensemble des agents [...] qui contribuent directement à la production, puis à la transformation et à l'acheminement jusqu'au marché de réalisation d'un même produit» (Fabre, 1994).

3. Tout autant que la problématique national-étranger, la problématique niveau central-niveau local est particulièrement sensible, comme le prouvent les pratiques consistant à faire financer des actions de développement local par les opérateurs forestiers dans le bassin du Congo, les travaux sur les forêts communautaires dans cette même région et les débats qui se sont fait jour sur l'affectation aux provinces des redevances sur licences de pêche à Madagascar, sans parler des activités du Movement for the Emancipation of the Niger Delta (MEND).

Ainsi, la méthode des effets, appliquée à la gestion des ressources naturelles, permettra de répondre à des questions comme les suivantes :

- Quel type de fiscalité appliquer sur l'exploitation de la ressource, à quel niveau et sur quels agents ?
- Quelle part de la ressource doit ou peut être affectée préférentiellement à un type d'activité, compte tenu de sa contribution à la création de richesse nationale (exemple : la pêche artisanale ou la pêche industrielle) ?
- Doit-on encourager certaines activités, par exemple par des mesures fiscales ?
- Est-il préférable d'exporter certains produits sous forme brute ou de les transformer ? Dans le second cas, de quelle manière (pêche, exploitation forestière) ?
- En corollaire, comment définir un régime d'incitation ou de taxation efficace en vue d'accroître la transformation locale, dès lors que celle-ci est jugée souhaitable ?

Les applications courantes

La méthode des effets a été appliquée dans les années 1980 et 1990 au secteur de la pêche, dans des pays (la Mauritanie, le Sénégal) où cette activité est importante au niveau macroéconomique et où des questions se posaient quant à la répartition des revenus entre les acteurs nationaux et étrangers, compte tenu de la diversité des partenariats et des régimes d'exploitation possibles (licences octroyées à la pêche étrangère, affrètement de navires étrangers par des sociétés nationales, sociétés mixtes, entreprises nationales), les pays riverains et détenteurs de la ressource étant sous une double contrainte d'accès à la technologie et de rareté des capitaux. La question de la répartition de la ressource entre la pêche industrielle et une pêche artisanale soit déjà très développée (Sénégal) soit en forte croissance (Mauritanie) se posait également.

La méthode des effets a également été appliquée au secteur de la pêche crevette à Madagascar dans les années 1990 et 2000 pour répondre à

la problématique du rendement économique de cette activité exportatrice majeure pour le pays, concernant en particulier le partage de la rente entre l'État et les opérateurs via les redevances sur les licences de pêche et la révision du système d'octroi des licences.

Plus récemment, c'est aussi pour traiter de la question de la rente et de sa répartition que la méthode des effets a été appliquée dans le secteur forestier, dans un pays du bassin du Congo où la question des nombreuses taxes appliquées aux opérateurs était devenue conflictuelle, dans un contexte économique dégradé, et où une mise à plat était nécessaire.

Les conditions préliminaires de l'application

Appliquée de manière statique, dans l'objectif de produire de l'information, c'est-à-dire pour effectuer le bilan d'une filière, l'application de la méthode des effets ne nécessite pas de conditions préliminaires. En revanche, son utilisation dynamique, pour simuler les conséquences de chocs exogènes, de changements des prix relatifs ou de décisions publiques sur les comptes d'agents, nécessite que soient remplies les conditions suivantes :

- des rendements d'échelle constants, ou la constance des coefficients techniques de production : ainsi, pour tous les agents et dans tous les cas, que ce soit avant ou après la modification étudiée, les combinaisons de facteurs (capital, travail, intrants) nécessaires à la production d'un produit donné ne changent pas ;
- la disponibilité de capacités de production et de main-d'œuvre pour faire face à l'augmentation d'activités existantes ou à la mise en place d'activités nouvelles liées au changement étudié (on suppose qu'il y a excédent de capacités techniques de production et sous-emploi de la main-d'œuvre).

Dans la pratique, si les changements envisagés sont marginaux par rapport à la taille de l'économie considérée, on peut raisonnablement faire l'hypothèse que ces deux conditions sont remplies. Il est

de bonne règle cependant de se poser la question dès lors qu'on utilise la méthode des effets.

Si la première condition n'est pas remplie et que le résultat final risque d'en être affecté de manière substantielle, on devra reconstruire les comptes des agents concernés, ce qui ne pose pas de difficulté technique si l'information est disponible, pour ce qui concerne l'approche par remontée des chaînes de production. La reconstitution du tableau entrées-sorties (TES) à contenu d'imports de la comptabilité nationale présente davantage de difficultés. Nous y reviendrons.

Si la deuxième condition n'est pas remplie, concernant les capacités de production, il convient de considérer qu'un investissement supplémentaire est nécessaire dans le segment d'activité dont la capacité va se trouver saturée et d'utiliser le compte d'agent correspondant, en le modifiant au besoin en fonction des données nouvelles. Concernant la main-d'œuvre, on déduira de la valeur ajoutée générée par l'augmentation d'activité ou par la nouvelle activité le coût d'opportunité⁴ de la main-d'œuvre transférée depuis d'autres secteurs.

L'information nécessaire et les compétences à mobiliser

La première information nécessaire à l'application de la méthode des effets est une connaissance des flux physiques de produits bruts et transformés au sein de la filière étudiée.

La source de l'information économique requise est, quant à elle, de nature comptable.

Si l'approche suivie est la remontée des chaînes de production, la base d'information est la comptabilité d'entreprise, et les compétences requises sont celles d'un économiste (ou d'un comptable disposant d'une culture économique suffisante) ayant la capacité de traiter les comptes d'exploitation des entreprises pour les traduire en comptes d'agents au sens de la méthode des effets, c'est-à-dire procéder à l'extraction des importations incluses (ce pour quoi la comptabilité générale n'est pas configurée) et à l'agrégation des postes comptables correspondant à la valeur ajoutée, ce qui nécessite un traitement approprié de certains postes, en particulier « Variations de stocks », « Frais financiers⁵ » et « Provisions⁶ ». L'élaboration des comptes du secteur informel (par exemple, la pêche ou la transformation artisanale) pourra nécessiter la réalisation d'enquêtes et d'analyses préalables détaillées.

Si c'est le TES à contenu d'imports qui est utilisé, ce qui suppose qu'il existe, il faut également qu'il soit suffisamment récent et détaillé, en fonction de l'objet de l'étude. La technique de calcul n'est pas compliquée, et elle peut être mise en œuvre facilement à l'aide d'un logiciel de type tableur.

-
4. Le *coût d'opportunité* représente d'une manière générale la valeur de ce à quoi on renonce du fait d'une décision. Ici, si on considère que l'on n'est pas en situation de sous-emploi, mais, au contraire, en régime de plein emploi, toute « création » d'emploi se fait par le transfert du salarié en question depuis l'activité qu'il exerçait auparavant, où il ne sera pas remplacé. La valeur ajoutée qu'il générerait dans son emploi précédent (son salaire, plus les charges sociales associées) est perdue pour l'économie. Du point de vue de la collectivité nationale, il y a apparition d'un coût d'opportunité.
 5. On veillera, par exemple, à distinguer les intérêts sur emprunts, qui ont du sens pour la méthode des effets, des frais financiers sur opérations courantes, qui concernent des mouvements de trésorerie sans intérêt pour l'approche économique.
 6. Certaines nomenclatures comptables peuvent même être source d'erreurs. Ainsi, le plan comptable général de l'Organisation pour l'harmonisation en Afrique du droit des affaires (OHADA) comporte un solde de gestion intitulé « valeur ajoutée », mais qui ne comprend pas les salaires et cotisations sociales et, en conséquence, ne correspond pas à la définition économique de la valeur ajoutée. Un retraitement sera alors nécessaire. Il en ira de même en cas d'exercice comptable déficitaire, où la VA déterminée par le solde production – consommations intermédiaires (qui est la grandeur à retenir d'un point de vue économique) pourra être inférieure à la somme (Salaires + Impôts + Frais financiers + Dotation aux amortissements), le revenu net étant alors négatif. On est souvent amené à calculer la VA par les deux approches (solde de gestion et addition des revenus) afin de croiser les valeurs.

Les étapes de l'application

Le processus

Dans l'usage qui en est fait ici, l'application de la méthode des effets passe par les étapes suivantes :

1. Formuler les questions pertinentes : que veut-on savoir, à propos de quelles grandeurs économiques, de quelles activités, de quelles parties prenantes ? A-t-on simplement pour objectif de produire de l'information ou veut-on être en mesure d'évaluer les conséquences de certains événements résultant de l'évolution du contexte économique (chocs exogènes), du comportement des acteurs (systèmes de production ou de consommation) ou de décisions publiques⁷ ?
2. Au sein du secteur, définir le périmètre des filières et activités qui feront l'objet de l'étude. Une filière complète comprend les différents stades de la production, de la transformation et de la commercialisation des produits, depuis les premiers stades de la production jusqu'à la consommation finale ou l'exportation.
3. Recenser les agents économiques concernés ; cette étape est importante, la nature et le nombre des agents qui seront considérés dans l'étude étant directement fonction des questions formulées en 1), conditionnant elles-mêmes les choix faits en 2). En général, les agents comprennent l'État, les entreprises et les salariés (les ménages, dans le langage de la comptabilité nationale) ; en fonction des questions posées, on pourra trouver intérêt à étendre leur nomenclature aux entreprises et aux salariés nationaux et étrangers, aux entreprises petites ou grandes, formelles ou informelles, aux collectivités, aux populations locales, etc.

À noter que dans notre contexte, un agent économique ne coïncide pas avec une entreprise :

 - a) Un agent peut correspondre à une partie seulement de l'activité d'une entreprise. Par exemple, dans une analyse sur l'activité de conserverie de thon, on considère
 - b) C'est également le cas pour une entreprise intégrée horizontalement (par exemple une entreprise industrielle de pêche pratiquant la pêche sardinière à la senne et la pêche chalutière), dont chaque activité représente un agent.
 - c) Le traitement des informations portant sur une entreprise intégrée verticalement, combinant des activités de production et de transformation, nécessite à la fois de répartir les données de cette entreprise entre les comptes d'agents correspondant à ces activités et de calculer des prix de cession interne, ce qui peut s'avérer un exercice délicat.
 - d) Un agent peut correspondre au contraire à l'agrégation de plusieurs entreprises ayant la même activité. Ainsi, plusieurs conserveries de thon, l'ensemble des unités de pêche opérant de manière similaire sur une pêcherie, ou encore, dans le secteur forestier, plusieurs scieries ayant une activité comparable seront rassemblés en un seul agent économique, pourvu que ces entreprises aient une structure de production, et donc une répartition des postes du compte d'exploitation, suffisamment homogène – ce qui est laissé au choix de l'analyste.
4. Élaborer un graphe quantifié des flux de produits, en volume, entre agents. Toutes les activités, y compris celles du secteur informel, sont à considérer si l'on veut avoir une image fidèle de la filière étudiée.

7. Voir les exemples présentés plus loin dans ce chapitre.

5. Établir les comptes d'agents (comptes de production-exploitation) en faisant apparaître les importations directes.
6. Décomposer la valeur de la production, au stade final (consommation finale ou exportation), en valeur ajoutée incluse et importations incluses ; répartir de même la valeur ajoutée incluse entre les agents définis pour les besoins de l'étude ; à ce stade, on peut trouver intérêt à distinguer les agents nationaux des étrangers et à retraiter, par exemple, la valeur ajoutée perçue par des expatriés ou les intérêts et capitaux d'origine étrangère en les affectant aux importations, dans la mesure où ces salaires ou investissements représentent un coût en devises pour l'économie. On fait ainsi la différence entre la valeur ajoutée intérieure et la valeur ajoutée nationale, qui correspond à la distinction entre le produit intérieur brut (PIB) et le produit national brut (PNB).
7. Interpréter et analyser les résultats.
8. Formuler des recommandations et propositions pertinentes en réponse aux questions posées en 1).

Il convient, dans tout ce processus, d'adopter un point de vue économique et pas seulement comptable, statistique ou douanier. Il faudra notamment :

- tenir compte du secteur informel (rappel) ;
- estimer certains flux échappant aux déclarations ou contrôles officiels, mis en évidence par des tests de cohérence sur les quantités de différents produits (par exemple, si les ratios de transformation sont connus, le volume de produits transformés peut être estimé sur la base du volume de produit brut) ;
- concernant la balance en devises de l'activité, considérer les flux effectifs de devises. Par exemple, il se peut que des ventes de poisson effectuées directement sur des pays tiers par des armements étrangers opérant en Mauritanie et gérés par une société mixte immatriculée dans ce pays soient enregistrées statistiquement en

exportations pour la Mauritanie. Elles correspondent effectivement à des sorties physiques de produits d'origine nationale, si on retient comme critère la domiciliation de la société de gestion, mais dans certaines analyses, il a été jugé « préférable » de les exclure (Sok, 1987), car les recettes issues de ces transactions ne parviennent pas à la Banque centrale de Mauritanie et ne correspondent donc pas à une contribution en devises pour l'économie du pays. De même, il conviendra de prendre en considération toutes les valeurs ajoutées incluses, y compris dans certains postes d'importations. Par exemple, dans une étude sur la pêche sénégalaise, Brendel *et al.* (1992) ont constaté que les statistiques douanières considéraient comme des importations les apports de poisson aux conserveries de Dakar par les thoniers sous pavillon étranger. Or la plupart de ces navires emploient une forte proportion de salariés sénégalais et sont basés en permanence à Dakar, où ils effectuent tous leurs approvisionnements. Leur production, enregistrée en importations, a donc en fait un contenu important en valeur ajoutée nationale, directe et indirecte.

Ainsi la connaissance de la réalité technique et économique du secteur étudié est essentielle pour une application pertinente de la méthode des effets.

La conduite des calculs

Dans le vocabulaire de la méthode des effets, on distingue :

- les effets primaires, c'est-à-dire la répartition de la production, au sein d'une chaîne de production ou d'une filière, en importations incluses (I_i) et valeur ajoutée incluse (V_{Ai}), ainsi que la répartition de la V_{Ai} entre agents ;
- les effets secondaires, c'est-à-dire les effets sur l'économie résultant de l'utilisation des revenus distribués au titre des effets primaires.

Dans la pratique, on se contente souvent d'évaluer les effets primaires.

Le calcul des effets primaires peut s'effectuer de deux manières différentes : par la remontée des chaînes de production ou par l'utilisation du tableau entrées-sorties à contenu d'imports de la comptabilité nationale.

La remontée de chaînes de production

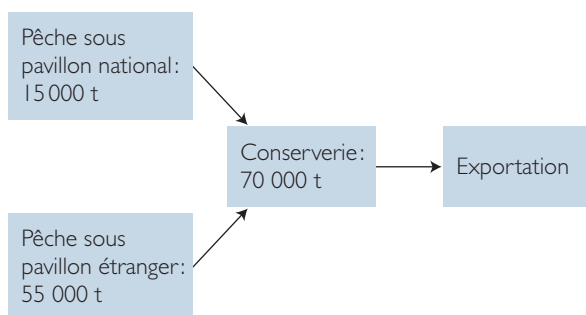
Prenons l'exemple du secteur de la pêche et de la conserverie de thon dans un petit pays insulaire en développement de la zone tropicale (Henry, s.d.). La question est de savoir quelles sont les retombées de cette filière pour l'économie locale, sachant que la totalité de la production est exportée, mais qu'en même temps plusieurs activités de la filière sont fortement consommatrices d'intrants et de services importés.

La pêche est réalisée par des armements (sociétés de pêche industrielle) nationaux et étrangers, ces derniers opérant sous licence dans le cadre d'accords de pêche avec leur pays respectif et débarquant leurs captures sur place. Les navires sont suffisamment homogènes pour que leurs comptes d'exploitation puissent être agrégés en deux comptes d'agents : « Pêche nationale » et « Pêche étrangère ». L'activité de conserverie est réalisée par une unique entreprise, qui se confond avec l'agent économique « Conserverie ». Il y a donc trois agents opérateurs sur la filière.

Le graphe des flux de produits est illustré à la figure 10.1.

FIGURE 10.1

Flux de produits



Le calcul commence par l'évaluation des effets directs, soit la valeur ajoutée directe et les importations directes générées par l'activité la plus en aval de la filière : la conserverie.

Pour cela, on utilise le compte d'exploitation simplifié de l'entreprise (les chiffres sont en millions d'euros) :

Production	157
Charges, dont:	100
Achats de poisson	57
Boîtes	20
Autres intrants et emballages	2
Eau et énergie	4
Transport aérien et terrestre	1
Maintenance et réparations	1
Location de matériel et d'équipement	1
Salaires et charges	10
Dotation aux amortissements	4
Revenu net d'exploitation	57

L'information fournie par le compte d'exploitation doit être retraitée pour faire apparaître la valeur ajoutée directe générée par la conserverie ainsi que les importations directes liées à cette activité :

Production	157
Importations directes (achats de poisson) :	57
Consommations intermédiaires locales, dont:	29
Boîtes	20
Autres intrants et emballages	2
Eau et énergie	4
Transport aérien et terrestre	1
Maintenance et réparations	1
Location de matériel et d'équipement	1
Valeur ajoutée directe, dont:	71
Droits et taxes à l'importation	0
Salaires et charges	10
Frais financiers	0
Dotation aux amortissements	4
Impôts	0
Revenu net d'exploitation	57

L'objectif est de décomposer la valeur de la production en trois composantes :

- les importations directes (Id), comptabilisées en valeur coût-assurance-fret (CAF)⁸, c'est-à-dire reflétant le coût en devises pour l'économie ;
- les consommations intermédiaires d'origine locale (CI Loc) ;
- la valeur ajoutée directe (VAd).

La totalité des achats de poisson, qu'ils proviennent de navires étrangers ou nationaux, est comptabilisée en importations en raison du statut de zone franche de la conserverie. Pour la même raison, ces importations se font en franchise de droits de douane. Il s'agit donc de valeurs CAF. Cependant, les importations font généralement l'objet de droits et taxes qui représentent des revenus de l'État et sont à comptabiliser en valeur ajoutée directe. Ainsi, on a fait figurer la rubrique « Droits et taxes à l'importation » au poste « Valeur ajoutée directe » du tableau, avec ici une valeur de zéro. Il en va de même des frais financiers qui, en tant que rémunération du capital emprunté, sont une composante de la valeur ajoutée directe. Cette rubrique prend également ici une valeur zéro, car dans notre cas, les emprunts ayant servi à financer la conserverie ont été intégralement remboursés. Enfin la rubrique « Impôts » affiche aussi une valeur de zéro en raison de la défiscalisation permise par le statut de zone franche.

Les postes correspondant à la valeur ajoutée ont été consolidés pour faire apparaître une VAd de 71 millions d'euros. Les amortissements (renouvellement du capital) figurent en tant que valeur ajoutée, l'unité de compte étant la valeur ajoutée brute (comprenant les amortissements), homogène avec le PIB.

À ce stade, nous avons obtenu les effets directs, avec les valeurs suivantes :

- Id = 57
- CI Loc = 29
- VAd = 71.

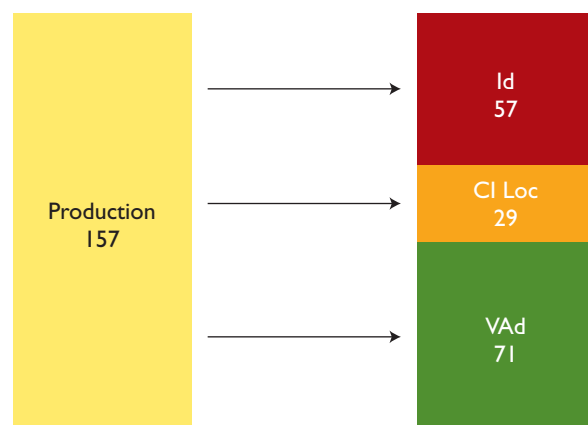
Ce résultat est schématisé à la figure 10.2.

Évaluer les retombées économiques (sous forme de valeur ajoutée et d'importations) sur l'ensemble de la filière conduit à s'interroger sur les valeurs ajoutées créées et les importations générées par les fournisseurs de la conserverie, pour un chiffre d'affaires de 29 millions d'euros, correspondant aux consommations intermédiaires d'origine locale (en orange sur le schéma). Le même traitement que précédemment est effectué sur chacun des postes de consommation intermédiaire locale, sur la base des comptes d'exploitation des fournisseurs, pour les décomposer en valeur ajoutée indirecte et en importations indirectes, avec le cas échéant un solde en consommations intermédiaires. Nous ferons ici un traitement simplifié aboutissant en une seule étape à la décomposition de tous les postes de CI Loc en valeur ajoutée (VA) et en importations (I).

Le poste « Boîtes » (valeur de 20 millions d'euros sur le total de 29) correspond au chiffre d'affaires réalisé sur la conserverie par le fournisseur local d'emballages métalliques. Le produit fourni consiste en fait en une matière première : des feuilles d'alliage que la conserverie emboutit et découpe elle-même, avec les outils appropriés, pour faire les boîtes et les fonds. Les feuilles d'alliage sont importées ; la décomposition du poste « Boîtes » en importations

FIGURE 10.2

Effets directs



8. Le CAF correspond à la position du produit rendu au port d'importation, avant droits et taxes à l'importation.

et en valeur ajoutée (ici, une valeur ajoutée indirecte correspondant aux salaires versés, aux amortissements provisionnés, aux impôts payés et aux revenus perçus par le fournisseur d'emballages) est donc très nettement en faveur des importations, le service rendu par le fournisseur se limitant à la manutention, au stockage et à la livraison des produits. Ainsi le poste « Boîtes » (20) se décompose en 19 millions d'euros d'importations et 1 de valeur ajoutée.

Le contexte de l'analyse étant celui d'une petite économie insulaire, les postes «Autres intrants et emballages» (sel, huile pour la fabrication des conserves, cartons d'emballage des boîtes), «Eau et énergie», «Transport aérien et terrestre» et «Maintenance et réparations» (dont principalement des pièces détachées) ont un contenu en importations majoritaire. En revanche, il apparaît que le poste «Location de matériel et d'équipement» a un fort contenu en valeur ajoutée, en raison des marges importantes réalisées par le fournisseur local, qui est en position de monopole sur cette activité.

Les effets indirects se présentent donc comme suit :

Consommations intermédiaires locales	Valeur	VA	I
Boîtes	20	1	19
Autres intrants et emballages	2	0	2
Eau et énergie	4	0,3	3,7
Transport aérien et terrestre	1	0,3	0,7
Maintenance et réparations	1	0,3	0,7
Location de matériel et d'équipement	1	0,8	0,2
Effets indirects	29	2,7	26,3

$$VA_i = 2,7 \quad I_i = 26,3$$

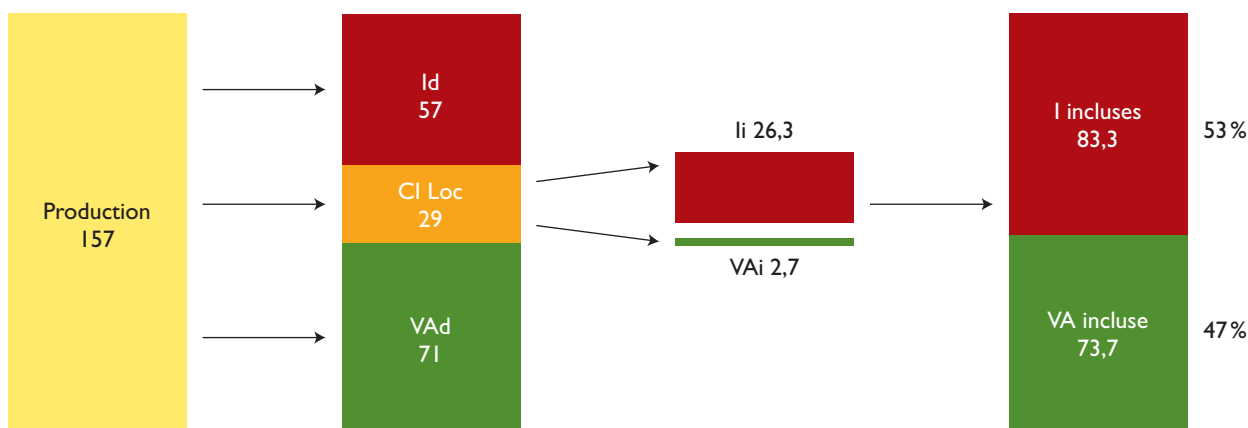
La VA_i et les I_i sont agrégées à la VAd et aux Id pour former la valeur ajoutée incluse et les importations incluses :

VAd	71	Id	57
VA_i	2,7	I_i	26,3
VA incluse	73,7	I incluses	83,3

Une fois complété, le schéma de la figure 10.2 se présente comme à la figure 10.3.

FIGURE 10.3

Importations et valeur ajoutée incluses



Le poste CI Loc subsistant à la suite de la première étape a été décomposé à son tour en VAi et en Ii (fournisseurs) qui, sommées avec les valeurs directes (conserverie), donnent les valeurs incluses.

La totalité de la production, à l'issue de cette « remontée de chaîne » vers l'amont de la filière (ici limitée à un maillon, la « valeur ajoutée indirecte de premier rang »), a été répartie en valeur ajoutée et en importations dans des proportions respectives (appelées aussi « coefficients d'éclatement ») de 47 % et 53 %.

Ce résultat représente ce que nous avons appelé les *effets primaires*, soit les effets de revenu liés à la production. Les *effets secondaires* sont les effets sur l'économie liés à la manière dont ces revenus sont dépensés. Leur évaluation peut présenter un intérêt dans la mesure où, par exemple, le personnel expatrié aura tendance à rapatrier des revenus ou à consommer des biens importés, ce qui aura des conséquences sur la balance en devises de la filière. De même, la structure de consommation spécifique aux différentes catégories de salariés (employés, cadres moyens, cadres supérieurs), si elle est connue, permettra de projeter une demande en différentes catégories de biens et services. Cet aspect n'étant toutefois pas primordial dans la perspective développée ici, nous ne traiterons pas les effets secondaires.

En revanche, il y a un intérêt évident à retraiter les chiffres bruts déjà obtenus pour passer, chaque fois que c'est possible, à des résultats exprimés en valeur ajoutée nationale, celle-ci étant l'indicateur pertinent pour la question posée. L'exemple choisi s'y prête bien, et c'est ce point que nous allons maintenant aborder, en examinant d'abord le poste « Achats de poisson », puis ceux des autres postes de consommation intermédiaire ou de valeur ajoutée qui le justifient.

On l'a vu, les achats de poisson sont intégralement comptabilisés en importations pour des raisons administratives : la conserverie est en zone

franche. Toutefois, une approche économique se doit d'aller au-delà de ce seul critère, surtout pour un poste qui représente 36 % de la valeur de la production. Il faut pour cela une connaissance concrète de l'activité considérée.

Dans notre cas, nous avons affaire à des navires sous pavillon étranger, qui fournissent la plus grande part des approvisionnements de la conserverie (55 000 t sur 70 000) et à des navires nationaux. En fait, il s'agit, pour les deux catégories, du même type de navires, employant la même proportion de marins nationaux et ayant une activité identique. Les seules différences tiennent, pour les navires nationaux, à des droits de pavillon et des redevances de pêche légèrement inférieurs. Mais ce ne sont pas ces différences de coûts minimales qui expliquent le passage sous pavillon national : la raison en est que les quotas de pêche accessibles aux navires étrangers sont strictement limités, car ils sont encadrés par les accords de pêche passés par les États riverains, détenteurs de la ressource, sur leur zone économique exclusive de 200 milles, avec les pays où ces navires sont immatriculés. Le pavillon national offre plus de souplesse et permet d'accéder à des quotas supplémentaires.

En conséquence, les navires nationaux et étrangers sont considérés comme équivalents d'un point de vue économique, et un unique compte d'exploitation de l'activité « Pêche » (compte d'agent) est établi pour la valeur totale de la production de thon livrée à la conserverie, soit 57 millions d'euros. Ce compte d'exploitation se décompose de la manière suivante :

Le point de vue de l'analyse étant l'économie du pays d'implantation de la conserverie, le poste « Charges en devises » du tableau ci-dessous comprend l'ensemble des charges en devises supportées par les thoniers, même si certains postes correspondent à une valeur ajoutée générée par l'activité de pêche : c'est le cas des salaires et primes de pêche des expatriés (officiers européens, marins non nationaux) qui sont payés en devises.

		VA	I
Production/postes		incluse	incluses
Charges en devises:	41,63	0,00	41,63
(intrants, frais financiers, amortissement, fiscalité dans le pays d'origine, salaires et primes de pêche de l'état-major et des marins expatriés)			
Consommations intermédiaires locales, dont:	12,86	1,47	11,39
Carburant et lubrifiants	11,40	0,86	10,54
Manutention	0,29	0,29	0,00
Redevances portuaires	0,11	0,11	0,00
Transport aérien	0,34	0,06	0,28
Consignation (services d'escale)	0,09	0,09	0,00
Avitaillement	0,34	0,06	0,28
Réparations	0,29	0,00	0,29
Valeur ajoutée nationale sur l'activité « Pêche », dont:	2,51	2,51	0,00
Salaires et primes de pêche des marins nationaux	0,23	0,23	0,00
Redevances de pêche	2,28	2,28	0,00
Total	57,00	3,98	53,02

Pour ce qui est de la partie « Consommations intermédiaires locales » :

- Le poste « Carburants et lubrifiants » correspond à des achats locaux de produits importés, sans transformation ; la part des importations incluses est donc prédominante.
- Pour les postes « Manutention » et « Redevances portuaires », le ratio VA incluse / I incluses est de 60/40. Il est de 75/25 pour le poste « Consignation ». Mais la ventilation des faibles montants en cause n'aurait pas conduit à des chiffres exploitables ; la présentation des résultats a donc été simplifiée en enregistrant intégralement ces postes en VA incluse.
- À l'inverse, le poste « Réparations », qui incorpore seulement 25 % de VA incluse (les pièces détachées sont importées), a été comptabilisé en totalité en I incluses.
- Le poste « Avitaillement » (achats locaux de produits alimentaires) comporte une faible proportion de VA incluse, car les produits achetés sont en grande partie d'origine importée.

La partie « Valeur ajoutée nationale sur l'activité « Pêche » » enregistre un chiffre très faible pour

les salaires et primes de pêche des marins nationaux. En effet, ceux-ci ne sont que deux par navire sur un équipage de 25 marins, que ce soit sur les thoniers nationaux ou étrangers, les autres membres d'équipage étant des ressortissants d'autres pays en développement. Les redevances de pêche à la charge des armements représentent environ 4 % de la valeur de la production.

En chiffres arrondis, il apparaît donc que le poisson livré à la conserverie, considéré statistiquement comme une importation, incorpore en fait une valeur ajoutée nationale de 4 millions d'euros sur une valeur totale de 57. Ce montant de 4 se décompose en 2,5 de valeur ajoutée nationale générée par l'activité « Pêche » proprement dite et 1,5 de valeur ajoutée incluse dans les consommations intermédiaires locales des navires.

Au total, ce retraitement nous amène à corriger les chiffres de valeur ajoutée incluse et d'importations incluses de la filière en ajoutant à la VA incluse précédemment calculée les 4 millions d'euros de VA incluse dans l'activité « Pêche », non pris en compte initialement. Les importations incluses sont diminuées du même montant.

Les chiffres relatifs aux effets primaires deviennent :

Production	157
Valeur ajoutée incluse	77,7
Importations incluses	79,3

soit un ratio VA incluse / I incluses qui passe de 47/53 à 49/51, donnant une image plus fidèle de la réalité économique du secteur.

À l'inverse, il y aurait lieu de retraiter la valeur ajoutée générée par la conserverie en relevant que ses cadres expatriés sont payés au moins en partie en devises (ou rapatrient une partie de leur salaire), induisant ainsi des sorties de devises pour l'économie, et qu'une proportion importante des employés de la conserverie, en l'occurrence la main-d'œuvre féminine qui assure l'emboîtement du poisson, est de nationalité étrangère, ce qui empêche de comptabiliser le salaire de ces employées en valeur ajoutée nationale. Enfin, si les capitaux privés ayant financé la conserverie sont d'origine étrangère, une partie importante des dividendes pourrait être rapatriée. En conséquence, il est fort probable que les importations incluses sont, dans la réalité, supérieures au chiffre de 79,3 millions d'euros que nous avons obtenu. Toutefois, les données qui auraient été nécessaires à ce retraitement ne sont pas toutes disponibles.

Nos résultats offrent l'image d'un secteur faiblement intégré à l'économie nationale : pour 100 unités en valeur exportée⁹, la consommation de devises est de 51 et ce qui reste à l'économie du pays (la recette nette en devises, qui correspond à la valeur ajoutée nationale) est d'une valeur de 49, un peu moins de la moitié. De plus, l'essentiel de la valeur ajoutée incluse (77,7) est constitué de la valeur ajoutée directe de la conserverie (71), les effets d'entraînement sur le reste de l'économie étant très faibles : la valeur ajoutée indirecte est de $(77,7 - 71) = 6,7$. Elle provient de l'activité

«Pêche» pour un montant de 4 unités, dont 2,3 en redevances, et des autres fournisseurs en amont de la conserverie, pour 2,7. Ces chiffres sont repris au tableau 10.1, où apparaissent les comptes d'agents : État, ménages (salaires versés) et entreprises (excédent brut d'exploitation [EBE], intégrant la consommation et le renouvellement de capital et le revenu net).

Dans ce tableau, la valeur ajoutée incluse dans les consommations intermédiaires locales de la conserverie (total de 2,7 millions d'euros) a été, faute d'information, versée entièrement à la rubrique EBE.

L'examen des comptes d'agents, pour la valeur ajoutée, montre une prépondérance de la rubrique EBE, c'est-à-dire du revenu des entreprises, localisé essentiellement, comme nous l'avons vu, au stade de la conserverie, où le montant élevé de l'EBE (et plus particulièrement du résultat net d'exploitation, qui est connu : 57 millions d'euros) pourrait conduire à s'interroger sur le bien-fondé du statut de zone franche accordé à l'entreprise.

La rubrique «Salaires» est substantielle, mais localisée essentiellement, comme l'EBE, au stade de la conserverie.

Si l'on considère les effets du point de vue de l'agent économique «État», c'est-à-dire la contribution de la filière au budget, trois rubriques apparaissent :

- les dividendes versés par la conserverie, dans laquelle l'État détient 40 % des parts, et qui rapportent donc 40 % du revenu net d'exploitation (57 millions d'euros), soit 23 millions d'euros ; c'est le moyen pour l'État de prélever des ressources sur l'activité de la conserverie en l'absence d'impôts, compte tenu de la défiscalisation qu'implique le régime de zone franche ;
- les redevances de pêche versées par les armements, soit 2,3 millions d'euros ;

9. De même que les importations sont comptabilisées en valeur CAF, les exportations sont enregistrées en valeur franco à bord (FAB), c'est-à-dire à bord du navire au port d'exportation, toutes taxes acquittées. La valeur FAB correspond aux recettes en devises perçues par le pays exportateur.

TABLEAU 10.1

**Filière « Pêche et conserverie » : tableau de synthèse et comptes d'agents
(en millions d'euros)**

	Production	Importations	Valeur ajoutée	État	Salaires	EBE
Boîtes	20	19	1			1
Autres intrants et emballages	2	2	0			0
Eau et énergie	4	3,7	0,3			0,3
Transport aérien et terrestre	1	0,7	0,3			0,3
Maintenance et réparations	1	0,7	0,3			0,3
Location de matériel et équipement	1	0,2	0,8			0,8
CI Loc (effets indirects)	29	26,3	2,7			2,7
Importations CAF (achats de poisson)	57	53	4*	2,3	0,2	1,5
Salaires	10		10		10	
Excédent brut d'exploitation	61		61	23		38
Valeur ajoutée directe	71		71	23	10	38
Effets primaires	157	79,3	77,7	25,3	10,2	42,2

* Il n'est pas orthodoxe de faire figurer un chiffre non nul en valeur ajoutée sur la ligne « Importations CAF » de ce type de tableau. C'est ici le résultat du retraitement que nous avons effectué sur le poste « Achats de poisson ».

- les redevances de pêche supplémentaires versées directement, pour les navires étrangers, par leurs autorités publiques dans le cadre des accords de pêche passés avec l'État, et qui ne sont pas apparues dans notre analyse basée sur les comptes d'exploitation des agents : ces redevances sont d'un montant double de celui acquitté par les armements, le montant est donc de $2,3 \times 2 = 4,6$ millions d'euros, chiffre à pondérer par le ratio d'approvisionnement en provenance de la pêche étrangère, soit 55 000 t sur 70 000 t : nous obtenons $4,6 \times (55/70) = 3,6$ millions d'euros.

L'État perçoit donc un revenu total de $23 + 2,3 + 3,6 = 28,9$ millions d'euros, dont 23 en dividendes et 5,9 au titre de la rémunération de la rente (redevances de pêche).

La balance nette en devises (contribution de la filière à la balance commerciale) est de 157 (exportations FAB) $- 79,3$ (consommation de devises en valeur CAF) $= 77,7$ millions d'euros. C'est aussi le montant de la valeur ajoutée nationale incluse.

Ces chiffres reflètent bien la situation d'un petit pays insulaire, dépourvu de capitaux, de main-d'œuvre spécialisée et de technologie, qui ne produit pas les intrants nécessaires à l'activité de pêche industrielle et de conserverie, y compris pour les produits alimentaires, et qui semble pratiquer une politique d'emploi peu volontariste, que ce soit pour la pêche (deux marins nationaux par navire sur 25 hommes d'équipage, tous ressortissants de pays en développement) ou pour la conserverie, où les postes de travail les plus nombreux sont tenus par

une main-d'œuvre étrangère. La possibilité pour les nationaux d'exercer d'autres activités dans les secteurs du tourisme et des services peut expliquer cette situation. Une part importante de la valeur ajoutée nationale (30 %) provient de la participation en capital de l'État à l'activité très lucrative de la conserverie, ce qui valide ce choix d'investissement pour un pays détenteur de la ressource, mais n'ayant pas la capacité de pratiquer la pêche industrielle, activité pour laquelle les 57 millions d'euros de chiffre d'affaires génèrent ici moins de 4 millions de valeur ajoutée nationale.

L'utilisation des tableaux entrées-sorties de la comptabilité nationale

Le calcul de la valeur ajoutée incluse et des importations incluses générées par une activité donnée passe par l'évaluation de la valeur ajoutée et des importations indirectes contenues dans les consommations intermédiaires d'origine locale. Pour cela, nous avons utilisé dans l'exemple qui précède les comptes d'exploitation des agents fournisseurs de l'activité de départ (la conserverie), en effectuant une remontée de la chaîne de production vers l'amont de la filière. C'est la méthode la plus intuitive, la plus simple et la plus efficace quand l'information est disponible. Pour cela il convient que les acteurs de la filière adhèrent à l'étude et perçoivent les avantages qu'ils vont en retirer. Cette méthode est irremplaçable lorsqu'il s'agit d'étudier des activités spécifiques (dans notre exemple, la pêche et la conserverie).

Toutefois, on rencontre rapidement au cours de la remontée de chaîne des fournisseurs «génériques» (par exemple la compagnie nationale d'eau ou d'électricité) dont il n'est pas toujours aisé d'obtenir le compte d'exploitation, car ils ne sont pas connectés étroitement à la filière étudiée, ils s'intéressent moins à la problématique de l'étude et, de ce fait, sont peut-être moins enclins à fournir l'information nécessaire.

L'utilisation des tableaux entrées-sorties (TES) de la comptabilité nationale peut permettre de décomposer certains postes de fournisseurs en VA et I incluses. Nous ne ferons pas ici un exposé détaillé des techniques utilisées, mais plutôt une présentation destinée à sensibiliser le lecteur à cette approche¹⁰. Pour cela nous décrirons succinctement la structure des TES en y repérant l'information pertinente et en mentionnant, pour terminer, les approches suivies et les types de calculs utilisés.

Les TES présentent des comptes de production et de revenu où les agents sont agrégés par branches, c'est-à-dire par secteurs ou sous-secteurs d'activité, en fonction du degré de précision du tableau. Pour chaque branche (colonnes), un compte répartit la valeur de la production en consommations intermédiaires et en valeur ajoutée. Les TES présentent également (lignes) des comptes de produits sous la forme d'une égalité entre ressources et emplois. Un TES simple est présenté ci-après.

	CADRE 1 Ressources			CADRE 2 Consommations intermédiaires				CADRE 3 Emplois	
Produits	Production	Importation	Total	Agriculture	Artisanal	Industriel	Total	Demande finale	Total emplois
Agricoles	500	135	635	10	80	30	120	515	635
Artisanaux	400	80	480	110	10	35	155	325	480
Industriels	250	290	540	80	130	60	270	270	540
Total	1150	505	1655	200	220	125	545	1110	1655
Valeur ajoutée				300	180	125	605		
Production				500	400	250	1150		
				CADRE 4					

10. Une description complète des méthodes, comportant des exemples, est donnée dans Wiener et Chervel, 1985.

Ce TES décrit une économie à trois branches et trois produits : agriculture, artisanat et industrie. Le cadre 2 comprend les comptes de branches. Ainsi, on voit que la branche « agriculture » a eu une production d'une valeur de 500 sur l'année considérée, se répartissant en consommations intermédiaires pour 200 et en valeur ajoutée pour 300. L'origine des consommations intermédiaires est également indiquée. On voit par exemple que les consommations intermédiaires de la branche « agriculture » en produits industriels sont d'une valeur de 80. Ces produits représentent les engins agricoles, engrais et pesticides, ainsi que les machines utilisées dans la transformation des produits agricoles.

Sur les lignes, on trouve les équilibres ressources-emplois pour les produits. Ainsi, pour les produits artisanaux, l'économie a disposé de ressources d'une valeur de 480, se décomposant en 400 d'origine locale (la production de la branche artisanat) et en 80 d'importations (cadre 1). Ces ressources ont été employées à hauteur de 155 en consommations intermédiaires (utilisation de produits artisanaux pour la production des différentes branches, cadre 2) et pour le solde, soit 325, en demande finale (ce poste, en cadre 3, agrège la

consommation finale, l'investissement, les exportations et les variations de stocks).

Les comptes de branches donnent une information sur la répartition des consommations intermédiaires qui est pertinente du point de vue de la méthode des effets. Toutefois, les importations directes des branches n'y apparaissent pas. Les TES à contenu d'importations, lorsqu'ils sont disponibles, fournissent cette information. Le tableau suivant présente un TES à contenu d'importations relatif à l'économie à trois branches et à trois produits que nous avons pris comme exemple. Les cadres 1 à 3 y sont subdivisés en deux parties, l'une indexée par I, pour importations, et l'autre par P, pour production nationale.

En reprenant dans ce nouveau tableau le compte de la branche agriculture, on voit que les CI (200) sont maintenant ventilées en CI importées (les importations directes de la branche, cadre 2I) pour un montant de 50, et en CI d'origine locale (cadre 2P) pour un montant de 150.

Cette information est équivalente à celle présentée dans le premier schéma sur la remontée des chaînes de production (cf. *supra*) et peut être utilisée pour déterminer les contenus en VA et I

	CADRE 1 P Ressources			CADRE 2 P Consommations intermédiaires				CADRE 3 P Emplois	
Produits	Production	Importation	Total	Agriculture	Artisanal	Industriel	Total	Demande finale	Total emplois
Agricoles	500		500	0	60	25	85	415	500
Artisanaux	400		400	100	0	25	125	275	400
Industriels	250		250	50	80	0	130	120	250
Total local	1150		1150	150	140	50	340	810	1150
	CADRE 1 I			CADRE 2 I				CADRE 3 I	
Agricoles		135	135	10	20	5	35	100	135
Artisanaux		80	80	10	10	10	30	50	80
Industriels		290	290	30	50	60	140	150	290
Total importé		505	505	50	80	75	205	300	505
Total	1150	505	1655	200	220	125	545	1110	1655
Valeur ajoutée				300	180	125	605		
Production				500	400	250	1150		
	CADRE 4								

incluses des consommations intermédiaires locales, dans la mesure où il est possible d'assimiler chaque poste de CI à une branche.

Si l'on souhaite par exemple ventiler les CI de la branche agriculture en produits artisanaux (valeur 100) en VA et I incluses, en reprenant une approche analogue à celle de la remontée de chaîne, on utilisera pour cela les informations fournies par le compte de la branche artisanat, en appliquant les taux de valeur ajoutée, d'importations et de CI locales sur la production de cette branche, respectivement de :

- Taux de valeur ajoutée : $180/400 = 45\%$,
- Taux d'importations : $80/400 = 20\%$
- Taux de consommations intermédiaires locales : $140/400 = 35\%$, dont :
 - produits agricoles 15%
 - produits artisanaux 0%
 - produits industriels 20%

On obtient ainsi :

CI de la branche agriculture en produits artisanaux : 100, réparties en :

- VA indirecte : 45
- I indirectes : 20
- CI locales : 35, elles-mêmes réparties en :
 - produits agricoles : 15
 - produits artisanaux : 0
 - produits industriels : 20

On voit que si on a progressé sur l'extraction de la valeur ajoutée indirecte et des importations indirectes des CI locales de la branche agriculture en produits artisanaux, on boucle dans le tableau en rencontrant une consommation en produits agricoles (15) qu'il va falloir ventiler à nouveau, ce qui va nous amener à une nouvelle boucle, etc. Cela étant valable pour tous les produits.

On constate donc que si les comptes de branches comportent des informations utiles pour la méthode des effets, celles-ci ne permettent pas d'aboutir au résultat souhaité (contenus en VA et I des CI locales) par une approche linéaire de type

remontée de chaîne, car on boucle à chaque itération dans le TES.

Il existe deux méthodes permettant d'extraire l'information voulue, l'une basée sur des itérations dans le TES et l'autre, simple d'utilisation sur tableur, faisant appel au calcul matriciel.

On pourra ainsi générer, à partir de la comptabilité nationale, une « banque de coefficients » donnant pour chaque branche la proportion de VA incluse et d'importations incluses dans la production. On pourra y ajouter la répartition de la VA incluse entre agents. Ces coefficients seront disponibles pour toute analyse faisant appel à la méthode des effets.

Les étapes suivantes de l'analyse des effets sont les mêmes que lorsqu'on effectue une remontée de chaîne.

Dans la pratique, il est souvent utile d'utiliser successivement les deux méthodes : une remontée de chaîne sur les consommations intermédiaires locales les plus importantes, lorsqu'on a accès aux comptes des entreprises correspondantes (les fournisseurs de premier rang sont souvent spécifiques et donc difficilement identifiables à une branche donnée de l'économie nationale), puis une ventilation des consommations intermédiaires locales restantes à l'aide des coefficients de répartition par branche issus du TES, pourvu que les comptes des agents en cause soient suffisamment proches de ceux des branches – une approximation souvent légitime.

Les forces, les faiblesses et les perspectives de la méthode des effets

Nous exposerons dans cette section le sens et l'intérêt des résultats obtenus par la méthode des effets dans le cadre de la gestion des ressources naturelles renouvelables, à partir de trois exemples reflétant des problématiques différentes, avant d'aborder les limites puis les perspectives d'utilisation de la méthode.

Le secteur de la pêche au Sénégal : emplois et exportations – place de la pêche artisanale

(Brendel *et al.*, 1992; Foucault *et al.*, 1994)

Avec une production de près de 450 000 t d'espèces variées (90 000 t exportées), dont 80 % pour le sous-secteur artisanal (13 000 pirogues), et pour une valeur au débarquement de 165 milliards de francs CFA, la pêche sénégalaise est un secteur majeur pour l'économie du pays, où elle a généré 2 % du PIB courant et 12,7 % des recettes d'exportation des biens, soit des recettes de 113 milliards de francs CFA (chiffres de 2009; ANSD, 2010), ce qui en fait la principale source de devises du Sénégal après les produits pétroliers.

Le poisson joue également un rôle important dans l'alimentation des Sénégalais, qui en consomment 26 kg par an et par habitant en moyenne nationale, et 43 kg dans la région de Dakar (la moyenne mondiale étant de 17 kg). Il assure 75 % des apports en protéines sur l'ensemble du pays, à l'exception de la région de Tambacounda.

La pêche est enfin un important pourvoyeur d'emplois avec 220 000 postes de travail (dont les 60 000 pêcheurs artisans), représentant 6 % de la population active. L'ensemble du secteur, y compris les emplois induits, regroupe 600 000 travailleurs, soit 17 % de la population active (chiffres de 2005).

À l'époque de l'étude (la décennie 1990), plusieurs questions stratégiques se posaient :

- Le Sénégal étant engagé dans un processus d'«ajustement structurel» dont un des objectifs était le rétablissement des équilibres macro-économiques, quelle était la contribution du secteur de la pêche sous cet angle? En particulier, s'agissant d'une activité exportatrice, quelle était sa contribution nette à la balance commerciale?
- La pêche artisanale était-elle appelée à évoluer pour devenir un réservoir de main-d'œuvre pour une pêche semi-industrielle «moderne»?
- En dehors des questions d'accessibilité, de sécurité et de protection de la ressource, y avait-il

des arguments économiques pour réserver à la pêche artisanale une large bande côtière?

- Les exonérations sur le carburant et la subvention aux exportations consenties par l'État étaient-elles justifiées?
- Quels pouvaient être les impacts d'une éventuelle dévaluation du franc CFA sur les résultats économiques du secteur?

La figure 10.4 présente le graphe des flux de produits du secteur à l'époque de l'étude. Nous ne le commenterons pas en détail, mais il donne une idée de la diversité des modes de pêche, des espèces, des acteurs, des types de transformation et des marchés qui caractérisent la pêche sénégalaise.

La suite de l'analyse a permis de répartir les activités du secteur en cinq filières :

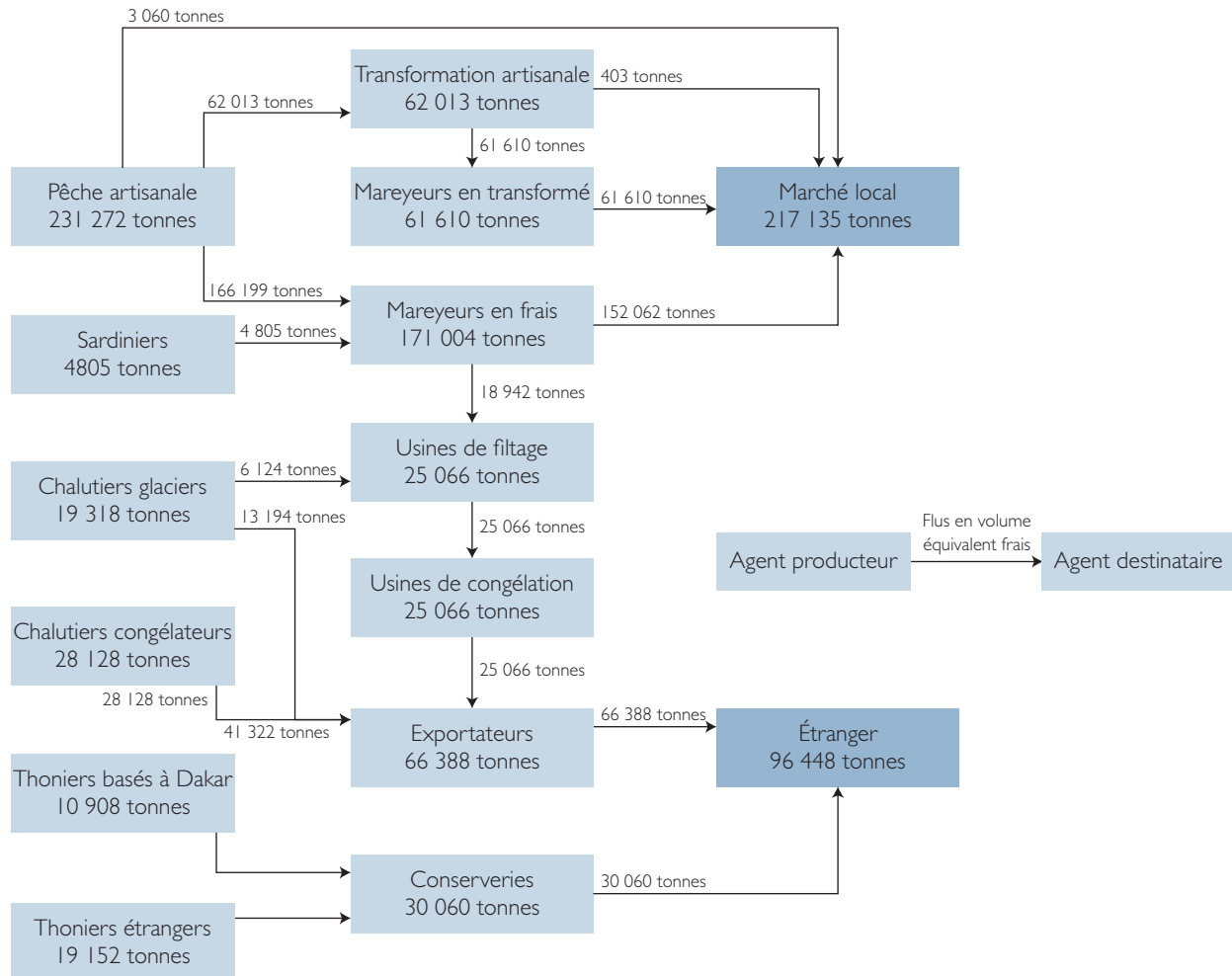
1. Pêche artisanale – Mareyage – Marché local
2. Pêche artisanale – Transformation – Marché local
3. Pêche artisanale – Mareyage et usines – Exportation
4. Pêche chalutière – Mareyage et usines – Exportation
5. Pêche thonière – Conserveries – Exportation

Le traitement des données économiques du secteur par la méthode des effets, en combinant la remontée des chaînes de production et l'utilisation du TES à contenu d'import de la comptabilité nationale, a permis d'établir, pour chaque filière puis pour l'ensemble du secteur, la répartition de la valeur de la production en importations incluses et en valeur ajoutée incluse, celle-ci étant elle-même répartie entre les principaux agents économiques.

Les effets primaires montrent une très importante proportion de VA incluse (88 %), largement prépondérante dans la pêche artisanale, qui confirme l'image d'un secteur fortement intégré à l'économie nationale. La VA correspond pour plus de la moitié à la rémunération du travail, ce poste comprenant non seulement les emplois du secteur formel, mais aussi et surtout les revenus des travailleurs du secteur informel : l'équipage des pirogues, payé à la

FIGURE 10.4

Organigramme du secteur « Pêche » au Sénégal



Source : Foucault, Chaboud et Brendel (1994).

part, et les travailleurs de la transformation artisanale des produits. De même, les revenus du capital englobent les secteurs formel et informel, notamment les mareyeuses et les transformatrices. Des études préalables visant à une bonne connaissance de l'activité informelle ont été nécessaires pour obtenir des résultats reflétant fidèlement la réalité économique du secteur. Les revenus du capital dans l'activité formelle sont meilleurs pour les entreprises de transformation de poisson blanc (filières 3 et 4) que pour l'industrie du thon (filière 5), qui était alors en crise d'approvisionnement et de compétitivité.

Le poste « État » (3 %) est un solde qui représente le produit des redevances de pêche¹¹ ainsi que les prélèvements fiscaux et douaniers (5 %), déduction faite des exonérations accordées aux intrants (carburant, matériel de pêche) et des subventions à l'exportation (ensemble, 2 %).

Ces résultats agrégés montrent bien l'importance du critère de l'emploi dans la politique de gestion du secteur. Au Sénégal, en effet, la pêche est un des principaux gisements d'emploi pour une abondante main-d'œuvre non qualifiée en situation de chômage chronique. C'est pour cette raison que

11. Hors droits de pêche payés directement par l'Union européenne dans le cadre de l'accord de pêche UE-Sénégal.

le développement de la flotte piroguière n'est pas contingenté, malgré la responsabilité partagée de la pêche artisanale dans la surexploitation des eaux nationales et sa présence croissante dans les eaux des pays voisins. Cette priorité à l'emploi a pour conséquence un effort de pêche au-delà du rendement maximum durable (RMD; en anglais, *maximum sustainable yield*, MSY) et une dissipation de la rente halieutique: les profits des entreprises, quoiqu'en décroissance, demeurent globalement incitatifs, car les investissements sont renouvelés pour la plupart, mais la très faible part de l'État dans la VA indique que, explicitement ou non, sa priorité n'est pas au prélèvement de la rente via la fiscalité. Les autorités ont statué en faveur de l'emploi de préférence au budget de l'État, sous contrainte de profit des entreprises. Pour savoir si ce choix est pertinent en matière de promotion de l'emploi, il conviendrait de comparer, d'une part, la perte d'emplois résultant d'une diminution de l'effort de pêche et, d'autre part, la possibilité qu'à l'État de prélever la part de la rente halieutique ainsi reconstituée pour financer la création d'emplois dans d'autres secteurs.

Un autre objectif prioritaire de la pêche, explicite celui-ci, réside dans les exportations. L'étude du secteur par la méthode des effets a permis de mesurer la contribution nette de la pêche sénégalaise à la balance commerciale. Pour un chiffre d'affaires à l'export représentant 54% de la valeur de la production, l'ensemble du secteur a consommé 12% de cette même valeur en devises. La contribution nette est donc de 42%, ce qui apporte une réponse à la première des questions ayant motivé l'étude.

Les deuxième et troisième questions ont trait à la performance de la pêche artisanale et à la place qu'il convient de lui accorder dans les choix d'allocation de la ressource. L'étude a utilisé les résultats des recherches antérieures, qui avaient montré combien la pêche artisanale, peu intensive en capital et en intrants importés, forte utilisatrice de main-d'œuvre et créant une VA importante, montrait un haut degré de performance économique. La solution «Pêche artisanale améliorée», avec des navires plus coûteux et exigeants techniquement et des résultats à peine meilleurs, s'en

trouvait disqualifiée. De plus, l'étude a mis en évidence le rôle important de la pêche artisanale dans les exportations de produits transformés traditionnels, mais aussi de produits du secteur formel, à la fois sur des circuits de poisson frais de qualité et comme source d'approvisionnement pour les unités industrielles de transformation. Ce sous-secteur a donc conforté son image d'activité dynamique, compétitive, ouverte et en prise sur différentes filières. Il a reçu davantage d'attention de la part des autorités, ce qui a facilité notamment l'attribution ou l'extension de zones côtières exclusives au Sénégal, mais aussi en Mauritanie.

Les subventions à l'exportation se justifiaient pour maintenir l'accès des produits sénégalais aux marchés extérieurs. Leur présence équivalait à reconnaître une surévaluation de la monnaie nationale. Avec la dévaluation du franc CFA en 1994, les subventions aux exportations ont été supprimées; en revanche, alors que la question de leur utilité se posait d'une manière toute différente, les exonérations sur les intrants et le carburant ont été maintenues sous la pression des professionnels et restent actuellement considérables pour le secteur artisanal: elles ont atteint 23 milliards de francs CFA en 2009.

Les outils de calcul développés dans le cadre de l'étude ont permis d'effectuer des simulations dans le but d'évaluer les conséquences de la dévaluation du franc CFA sur les performances du secteur. Des travaux postérieurs ont montré que, grâce à une demande extérieure soutenue, le chiffre d'affaires en devises des exportations sénégalaises s'est maintenu et que, par ailleurs, les producteurs ont largement profité des gains liés à la dévaluation, qui n'ont donc pas été totalement captés par les agents situés en aval des filières, aux stades de la commercialisation, de la transformation et du transport. En contrepartie, il est vrai que la dévaluation a entraîné des hausses des prix intérieurs sur les produits exportés qui, avec la raréfaction de la ressource, ont fait de certains poissons de qualité comme le thiof, auparavant de consommation courante pour les Sénégalais, de véritables produits de luxe.

Enfin cette étude, avec d'autres, a attiré l'attention sur la pertinence des dispositions visant à imposer aux demandeurs de licences de pêche d'investir dans des unités de transformation à terre, dans le but de générer davantage de valeur ajoutée nationale. Cette réglementation, vertueuse *a priori*, n'est pas exempte de pièges :

- Pour certains produits de haute qualité (crevettes entières congelées en mer, thiof exporté en frais par avion), la valorisation sous forme non transformée génère une meilleure valeur ajoutée à la tonne pêchée que la transformation.
- Le développement d'installations à terre en l'absence d'information suffisante sur la ressource et son évolution peut conduire à une surcapacité génératrice de pertes financières (et donc de destruction de VA) et de surexploitation de la ressource : l'opérateur obtient des licences en construisant une usine de transformation du poisson, mais il en demande ensuite de nouvelles pour faire tourner l'usine. C'est ainsi que la pêche artisanale, au Sénégal, est devenue un fournisseur du secteur de la transformation industrielle, pour des opérateurs à court de licences.

Une politique de surcapacité peut se justifier dans une certaine mesure (sous réserve, dans tous les cas, de la durabilité d'exploitation de la ressource) si les autorités souhaitent privilégier l'emploi au détriment des revenus du capital et de ceux de l'État. Il y aura *surexploitation économique* ou aggravation de celle-ci, les revenus des entreprises seront moindres (ce qui peut être compensé par un régime incitatif), de même que la marge pour les prélèvements fiscaux : la dissipation de la rente financera l'emploi. Encore faut-il décider d'une telle option en connaissance de cause.

La pêche crevettière à Madagascar : contrôle sur l'activité industrielle avec rapatriement des devises et partage équitable de la rente

(Rojat, Rajaosafara et Chaboud, 2004 ; Henry et Rojat, 2006)

Au milieu des années 1990, la pêche crevettière industrielle est un secteur important pour l'économie

de Madagascar, avec des captures de 10 000 t par an (le niveau estimé du RMD), dont 8 500 t exportées, pour une valeur de 52 millions d'euros et 5 000 emplois. Depuis ses débuts en 1960, elle avait été gérée par l'attribution de licences annuelles, sans redevances, donnant accès à des zones de pêche communes ou, pour certains armements, à des zones exclusives. Mais dans les années 1990, une politique de licences discrétionnaire, le sentiment de l'iniquité et de la précarité chez les armements, une compétition exacerbée entre eux et une perte de confiance entre la profession et l'État, qui, de son côté, demeurait en manque d'information et de contrôle sur les résultats économiques de l'activité, sans aucun rendement budgétaire, avaient abouti à une surexploitation et à des risques sérieux pour l'avenir du secteur. Aussi, en 1994, à l'initiative conjointe de la profession et des autorités, un syndicat professionnel, le Groupement des armateurs à la pêche crevettière de Madagascar (GAPCM), fut mis en place pour représenter les intérêts de ses membres et entretenir le dialogue avec les autorités.

Avec l'appui de la Coopération française et de l'Agence française de développement (AFD), et le concours de l'Institut de recherche pour le développement (IRD), un modèle bioéconomique, basé sur une analyse de la valeur ajoutée par la méthode des effets, a été développé dans le cadre d'un programme national de recherche qui portait également sur les aspects de la gestion de la ressource et de la durabilité.

En 2000, à l'issue de ces travaux et de la concertation qu'ils avaient permise, parut un nouveau décret portant conditions d'attribution des licences de pêche crevettière, instituant les dispositions suivantes :

- Un gel de l'effort de pêche est combiné à la mise en place d'un système de suivi des navires par satellite.
- Le régime des licences est modifié : celles-ci sont désormais délivrées pour une durée de 20 ans, dans un cadre transparent et concurrentiel (mise aux enchères des licences libres), et deviennent transférables ; leur maintien et

leur renouvellement sont liés au rapatriement des devises par les armements et à leur performance économique, mesurée en valeur ajoutée par tonne pêchée.

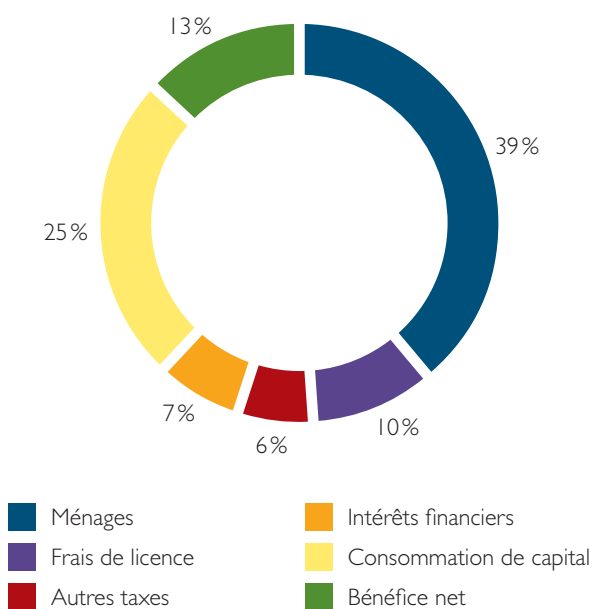
- Il est mis fin aux droits de pêche exclusifs ; par ailleurs un même groupe ne peut détenir plus de 40 % du total des licences attribuées.
- La fourniture de statistiques de pêche et d'informations économiques est rendue obligatoire.
- Un objectif de répartition des résultats économiques de la pêcherie est institué par augmentation des prélèvements de l'État, ceux-ci devant atteindre 8 % de la valeur des captures en 2002.
- Un observatoire économique, cogéré entre l'État et la profession, est institué.

La figure 10.5 donne une indication du type de résultat obtenu par l'observatoire économique en ce qui concerne la répartition de la valeur ajoutée (ici, la valeur ajoutée directe).

On retrouve la répartition habituelle entre revenus du capital (intérêts, amortissement, profits), revenus du travail (regroupés sur l'agent

FIGURE 10.5

Répartition de la valeur ajoutée directe



« Ménages ») et revenus de l'État, comprenant ici une fiscalité générale (autres taxes) et le produit des licences de pêche, conformément aux dispositions du nouveau décret, matérialisant le prélèvement de la rente par l'État.

Les redevances sur licences de pêche ont effectivement atteint en 2003 le montant de 8 % de la valeur des captures, qui était l'objectif de la nouvelle réglementation. Il est à noter que grâce au suivi des performances en continu assuré par l'observatoire économique et à la concertation qui s'était instituée entre l'État et la profession, les redevances sur licences ont été ajustées à la baisse en 2002, compte tenu d'une baisse des prix sur le marché international de la crevette, ce qui a permis aux entreprises de passer ce cap difficile.

L'information produite par l'observatoire économique en matière d'étalonnage des entreprises et de contrôle de leurs performances, ainsi que le rôle d'incitation et de sanction des nouvelles dispositions en matière d'attribution ou de retrait des licences, a considérablement amélioré les performances de la pêcherie, à travers trois types d'effets :

- un *effet sur la taille* : le contrôle de l'effort de pêche a conduit à des crevettes de taille moyenne plus importante, mieux valorisées sur le marché ;
- un *effet sur la qualité* : le contrôle de l'effort a également permis de limiter considérablement la course aux captures, habituelle dans le cas d'un accès peu réglementé ; les équipages des navires ont eu ainsi plus de temps pour traiter les produits à bord au lieu d'avoir à les stocker au plus vite en cale, ce qui impliquait d'en transformer ensuite une partie sous forme étêtée ou décortiquée, des catégories commerciales nettement moins rémunératrices que les crevettes entières¹² ;
- un *effet direct sur les prix*, avec des prix à l'exportation meilleurs que par le passé ; en effet, certaines sociétés de pêche détenant des parts

12. On retrouve ici l'idée que les produits transformés ne sont pas nécessairement ceux qui ont le plus important contenu en valeur ajoutée, rapportée au volume de produit brut initial.

dans des entreprises étrangères de traitement et de commercialisation des produits, certains prix à l'exportation pouvaient représenter de simples prix de transfert reflétant des stratégies internes à ces groupes transnationaux. Cet effet a été évalué jusqu'à 8 % du prix FAB.

Ces améliorations ont été d'autant plus significatives qu'elles intervenaient dans un contexte de baisse tendancielle des prix internationaux de la crevette, en raison d'un développement de la concurrence lié notamment à la progression des produits d'aquaculture. Elles ont permis au prix de la crevette malgache de se maintenir nettement au-dessus des prix courants internationaux et de générer ainsi un gain net de valeur ajoutée pour l'économie du pays, directement imputable aux mesures mises en place, qui a été évalué, sur la seule période 2000-2002, à 27,2 millions d'euros, soit 50 % de la valeur annuelle des exportations. Une analyse coûts-avantages sommaire comparant ce gain de VA cumulé au coût de l'ensemble des investissements de gestion de la filière effectués depuis la mise en place du GAPCM, y compris l'assistance technique et les études financées sur subvention par les bailleurs de fonds, a donné un ratio de 1,5, prouvant la rentabilité économique des investissements institutionnels dans la gouvernance (en l'occurrence la cogestion) des pêches et, au-delà, des systèmes de gestion des ressources renouvelables.

Au total, les réformes mises en place, instruites et alimentées par une analyse basée sur la méthode des effets, auront permis d'assurer la pérennité de la pêche et d'en optimiser les résultats économiques tout en répondant aux préoccupations sur la transparence et l'équité dans l'allocation des licences¹³.

La dynamique mise en place entre le GAPCM, les autorités nationales et les bailleurs de fonds a

également permis d'obtenir plus rapidement et plus efficacement des résultats dans d'autres domaines comme la qualité sanitaire des produits, les premières étapes d'une résolution des conflits avec la pêche traditionnelle, la réduction des captures accessoires et la protection de la biodiversité, qui ont conforté l'image de responsabilité sociale et environnementale de la pêche malgache et ont abouti à des certifications d'entreprises, gage de maintien d'un accès aux marchés.

Le secteur forestier dans le bassin du Congo : rééquilibrage de la fiscalité dans ses différentes composantes et incitation à la transformation locale

Le secteur forestier représente 6 % du PIB et 10 % du commerce extérieur des pays du bassin du Congo, jusqu'à 60 % du PIB hors pétrole au Gabon et 50 % des exportations de la République centrafricaine.

L'exploitation forestière se fait dans le cadre de concessions à des opérateurs privés, d'une durée longue (jusqu'à 30 ans) et couvrant plusieurs milliers, voire plusieurs centaines de milliers d'hectares. Les concessionnaires acquittent des redevances, qui s'ajoutent aux autres éléments de la fiscalité forestière (taxes d'abattage et taxes sur les produits à différents stades de la filière), fournissent en général (avec des degrés d'exigence variables selon le pays) un plan d'aménagement qui les engage et garantit la durabilité de l'exploitation et la protection de la biodiversité, et sont tenus de réaliser certains travaux comme l'adduction d'eau ou l'entretien des pistes, ainsi que des investissements sociaux (construction d'écoles et de centres de santé) et de développement local (agriculture, artisanat) dans les régions généralement isolées et défavorisées où ils opèrent.

13. Ces conclusions portent sur la période 1995-2005. Depuis, la diversification des activités de pêche industrielle vers l'aquaculture et l'évolution des marchés mondiaux ont fait évoluer le contexte. La concertation se poursuit toutefois entre le GAPCM, qui regroupe l'ensemble de la filière pêche et aquaculture, et les autorités autour de l'information produite par l'observatoire économique, dans l'objectif de valoriser la haute qualité environnementale et sociale de la crevette malgache par une différence de prix sur un marché de plus en plus concurrentiel.

Des relations multiformes et complexes s'instaurent entre les sociétés forestières, les administrations et leurs représentants locaux, les collectivités locales, les populations et leurs autorités coutumières ou traditionnelles. Dans ce contexte, les sociétés forestières, compte tenu de leurs moyens techniques et courant toujours le risque d'être suspectées *a priori* de réaliser des surprofits, sont fréquemment en situation de se substituer aux autorités en fournissant différents services d'assistance, parfois au-delà de leurs obligations contractuelles. Il peut également s'y ajouter une *fiscalité parallèle* faite de prélèvements occultes qui interviennent jusqu'au stade de l'exportation des produits et finissent par représenter des montants significatifs.

Dans le cadre d'un dialogue stratégique avec les autorités et la profession d'un pays du bassin du Congo, dans un contexte économique international difficile (baisse des prix à l'exportation) et sur fond de débat sur la fiscalité forestière, l'AFD a financé au début des années 2000 une étude sectorielle dont les objectifs étaient les suivants :

- Mieux connaître les performances micro-économiques des différents acteurs du secteur forestier.
- Quantifier la répartition de la richesse entre agents économiques.
- Évaluer l'importance des prélèvements de l'État et l'opportunité d'une réforme de la fiscalité dans ses différentes composantes.
- Mesurer la contribution du secteur forestier à l'économie nationale.
- Avoir une vision dynamique de l'ensemble des éléments précédents en étendant l'analyse sur trois exercices significatifs, soit de 2001 à 2003.

Dans cette étude, l'apport global du secteur à l'économie a été évalué à partir des données de la comptabilité nationale (comprenant les valeurs ajoutées directe et indirecte), tandis que la répartition de la richesse entre agents l'a été à partir

d'une approche microéconomique (analyse des comptes d'agents), sur la base de la seule valeur ajoutée directe. En effet, il n'a pas été possible, compte tenu des informations disponibles et du temps imparti à l'étude, d'évaluer la VA indirecte au niveau microéconomique par remontée des chaînes ; par ailleurs, les données sur la VA indirecte obtenues à partir de la comptabilité nationale étaient trop agrégées pour être utilisables au niveau des comptes d'agents. Les données de VA présentées ci-après sont donc exprimées en VA directe. Les chiffres obtenus permettent cependant de répondre aux objectifs de l'étude.

Les premiers constats et réflexions sont les suivants :

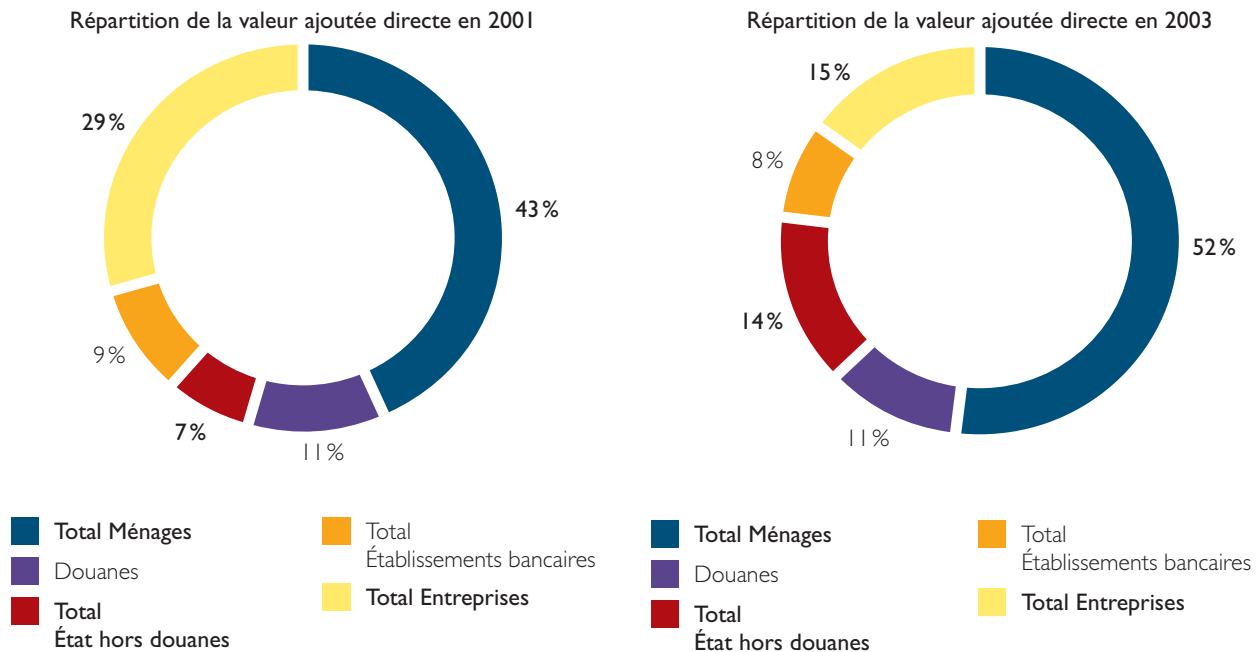
- Le secteur réalise un chiffre d'affaires de 270 milliards de francs CFA en 2003. Avec une VAd de 121 milliards pour cette même année, le ratio VAd/CI est de 45/55. Le taux de valeur ajoutée est donc relativement modeste.
- Le secteur est en déficit depuis 2001 : des pertes d'exploitation de 9 milliards, 29 milliards et 26 milliards de francs CFA ont été enregistrées respectivement en 2001, 2002 et 2003, soit 64 milliards de pertes cumulées pour l'ensemble des entreprises de production (exploitation forestière), de négoce et de transformation.
- La conversion en équivalent mètres cubes de grume est une perte d'exploitation de 9 500 FCFA sur une VAd de 45 000 FCFA/éq m³ de grume, tous produits confondus.
- Les prélèvements de l'État sont importants et en forte augmentation.
- Le constat économique est démotivant pour la transformation sur place : la création de richesse dans l'industrie est inférieure à celle du négoce, et le résultat net d'exploitation y est nettement plus déficitaire¹⁴.

Les deux schémas de la figure 10.6 montrent la répartition de la valeur ajoutée directe de la filière entre les agents économiques en 2001 et 2003, au stade de l'exploitation forestière.

14. Nous retrouvons dans ce troisième exemple la question récurrente de la valorisation comparée des produits bruts et transformés sur le critère de la valeur ajoutée rapportée au volume de produit brut.

FIGURE 10.6

Répartition de la valeur ajoutée directe, 2001 et 2003



Les ménages et l'État sont les principaux bénéficiaires de la nouvelle répartition de la richesse économique créée par l'exploitation forestière, l'État étant l'agent économique dont la part s'est accrue le plus vite en trois ans. Ses prélèvements (hors fiscalité sur les ménages) sont passés de 18 % en 2001 à 25 % en 2003. En-dehors de la fiscalité de sortie des produits (poste « Douanes »), dont on remarque la notable stabilité (11 %), les autres prélèvements ont doublé en l'espace de deux ans, passant de 7 % à 14 % de la VAd. La partie de ces prélèvements représentant la fiscalité spécifique à la ressource forestière a quant à elle quadruplé en un an, soit de 2002 à 2003, un mouvement qui s'est maintenu sur 2004.

La part des entreprises dans la VAd a été divisée par deux en trois ans, leur coût d'accès à la ressource (Coût privé + Fiscalité) ayant doublé sur la période. Leurs pertes les empêchent de renouveler leurs outils de production.

Si l'on considère maintenant la répartition de la VAd dans l'ensemble du secteur (exploitation forestière, négoce et transformation), la part de l'État atteint 34 % (dont 22 % en fiscalité de sortie) et celle des ménages, 48 %, contre 10 % aux entreprises. Au niveau du sous-secteur de la transformation, la part revenant aux entreprises est quasi nulle.

En résumé, la taxation est excessive, la fiscalité est à rééquilibrer, et la création d'emploi dans l'industrie ne peut être atteinte que par des mesures incitatives financées par le budget de l'État¹⁵.

Plusieurs propositions ont été faites sur ces différents aspects ; les outils de la fiscalité forestière étant très variés, et leurs interactions complexes. Nous en avons retenu trois à titre d'illustration :

- *Affiner la taxation différentielle des grumes (produits bruts) à l'export.* Les plans d'aménagement font obligation aux opérateurs de valoriser les « essences secondaires », c'est-à-dire les espèces

15. À nouveau, nous retrouvons ici l'arbitrage entre emploi et valeur ajoutée (ici, le revenu de l'État).

forestières de moindre valeur. La logique est que les dommages à l'environnement liés à l'exploitation forestière étant peu variables, que l'exploitation soit intense ou au contraire limitée¹⁶, il y a intérêt à maximiser le revenu à l'hectare, autant d'un point de vue économique (amélioration du rapport coût-avantage de l'exploitation, maximisation de la rente) que financier (revenu de l'entreprise d'exploitation), en exploitant le plus d'essences possible, par opposition à la pratique de l'*écrémage*, qui sélectionne les quelques essences ayant la plus forte valeur. Le fait d'appliquer des droits d'exploitation à l'hectare de concession est une incitation dans ce sens. Mais des droits à l'exportation au volume de bois exploité sont également appliqués. Or, pour être rentable financièrement, l'exploitation des essences secondaires n'est possible que si leurs droits de sortie sont suffisamment modérés. Le régime des droits de sortie sur les grumes était déjà différencié en fonction des essences, mais il devait être encore affiné concernant les essences secondaires, pour permettre aux exploitants de mieux satisfaire à leurs obligations dans ce domaine tout en améliorant leurs résultats financiers, et à l'État de bénéficier des recettes correspondantes.

- *Inciter à la transformation pour créer des emplois locaux.* La fiscalité de sortie étant déjà importante, la solution ne pouvait être de surtaxer davantage les produits bruts à l'exportation. Une incitation économique forte et ciblée sur l'industrie était à envisager par la mise en place d'un *levier fiscal* (taxation différentielle) entre exploitation et transformation – par exemple : droits de sortie déportés en crédit d'impôt, contingent de produit brut exonéré de droits de sortie en fonction du volume transformé –, ces outils étant préférables à l'interdiction pure et simple de l'exportation des grumes qui a été envisagée et même adoptée dans certains pays.

- *Comptabiliser l'ensemble des investissements effectués, charges supportées et services rendus* au niveau local par les exploitants forestiers et les agréer à leurs divers paiements au titre de la fiscalité forestière pour faire apparaître une contribution consolidée de leur part, exprimée en équivalent financier et représentant leur apport réel au partage de la richesse issue du secteur.

Les questions très nombreuses soulevées par l'étude ont motivé la mise en place d'un système de suivi des résultats économiques du secteur sur plusieurs années, financé en partie par les professionnels, qui a abouti à une négociation mieux informée avec les autorités. Par ailleurs, au-delà du pays concerné, les chiffres obtenus ont permis un étalonnage de l'activité forestière à l'échelle du bassin du Congo, tandis que les discussions engagées et les mesures prises ont contribué au débat d'ensemble et à la capitalisation sur la fiscalité forestière.

Le pour et le contre de la méthode des effets

Les exemples qui précèdent montrent bien les vertus de l'information (mettre des chiffres sur des impressions ou des réalités, même déjà connues, est en soi un progrès), de l'explicitation des enjeux, de la médiation et du dialogue associés à la méthode des effets. Cette méthode produit des données simples à interpréter, parlantes pour les décideurs et les différents acteurs concernés (la nomenclature des comptes d'agents étant à géométrie variable, en fonction des questions posées, sur fond de mesure du caractère « inclusif » d'une activité), et transparentes sur les questions essentielles de répartition : en particulier, la méthode ayant une base comptable, le changement de répartition de la VA entre

16. Ces dommages consistent moins dans les prélèvements proprement dits que dans les dégâts liés à l'intrusion (pistes d'abattage et de débardage) et à la destruction des jeunes arbres lors de l'abattage. Ils peuvent être contrôlés et réduits autant que possible par des techniques d'abattage à faible impact.

parties prenantes (y compris l'agent appelé « extérieur » pour traiter les flux d'importations et d'exportations) est un jeu à somme nulle.

Du point de vue méthodologique, la méthode des effets a comme caractéristique unique de pouvoir suivre une approche microéconomique (comptes d'exploitation des opérateurs) ou macroéconomique (TES de la comptabilité nationale), tout en ayant la capacité de combiner ces deux voies et d'articuler les deux niveaux de l'analyse.

Enfin, la méthode des effets se prête aussi bien à la description qu'à la simulation (utilisation dynamique) sur les chocs exogènes (quantités commercialisées à l'export, prix des intrants et des produits) et sur la variation des prix relatifs induite par des changements dans les systèmes de production ou par des mesures de politique économique comme l'allocation des ressources, la fiscalité, les politiques tarifaires, ou les politiques de taux d'intérêt et de taux de change.

Au total, cette méthode constitue, dans le domaine de la gestion des ressources naturelles (même si son champ ne s'y limite pas), un puissant outil d'analyse, de négociation et de décision pour traiter les questions d'évaluation et de répartition de la rente et formuler des recommandations pertinentes pour la maximisation du rendement économique d'une activité donnée, au bénéfice des différentes composantes d'une collectivité nationale.

Sa première limite, comme pour toutes les méthodes d'analyse économique, réside dans l'information nécessaire pour la mener à bien. En particulier, l'approche macroéconomique nécessite un TES à contenu d'imports, lequel n'est pas toujours disponible, à jour et suffisamment détaillé pour les besoins de l'étude. En revanche, l'approche par remontée des chaînes utilise une information déjà existante : les comptes d'exploitation des agents, et, dans la pratique, la progression par cette voie vers l'évaluation de la valeur ajoutée et des importations incluses est très rapide. Il est courant qu'au

deuxième rang des fournisseurs en amont de l'activité de départ, on ait déjà ventilé plus de 90 % de la valeur de la production, c'est-à-dire que les consommations intermédiaires d'origine locale résiduelles ne représentent plus que 10 %. La ventilation entre VA et I pour certaines CI locales de faible montant peut être raisonnablement estimée, compte tenu des caractéristiques de l'activité considérée, par des connaisseurs du secteur ou de l'économie du pays étudié. Enfin, lorsque le résidu de CI locales est ramené à quelques points de pourcentage, il n'est pas illégitime, compte tenu du coût d'obtention et de traitement de l'information additionnelle requise et du degré de précision recherché dans les résultats, de le ventiler au prorata de la répartition déjà obtenue : si par exemple on est parvenu à des chiffres de 78 % de VA incluse, 18 % de I incluses et 4 % de CI locales résiduelles, on pourra envisager de considérer un ratio VA incluse / I incluses de 80/20 comme une approximation suffisante.

Cette observation reflète la souplesse de la méthode, qui peut, en première approche, s'accommoder d'une information non exhaustive ou imparfaite, avec laquelle il est toujours possible de démarrer une analyse qui pourra ensuite gagner en précision, au fur et à mesure que l'information s'améliorera.

Au titre des précautions d'utilisation, disons enfin que la méthode des effets n'est pas faite pour traiter des questions de compétitivité, comme indiqué au début de ce chapitre : la valeur ajoutée incluse dans la valeur d'une production donnée est toujours positive par construction, même lorsque le résultat net d'exploitation est négatif, comme nous l'avons vu dans l'exemple de l'industrie de la transformation du bois dans un pays du bassin du Congo. De ce point de vue, le critère pertinent est le résultat d'exploitation.

Fait important dans le contexte de cet ouvrage, la méthode des effets n'est pas davantage faite pour traiter de la durabilité de l'exploitation d'une ressource renouvelable. Elle considère comme donnée

une valeur de production qui est ensuite décomposée en effets primaires, sans qu'on se demande ni qu'on puisse savoir si le volume d'exploitation correspondant à cette valeur représente un prélèvement durable sur la ressource. En outre, un objectif de maximisation de la valeur ajoutée incluse peut, si l'on n'y prend garde (Chaboud, 2008), conduire à admettre des situations, voire à formuler des recommandations qui sont peu pertinentes pour la durabilité. Citons l'exemple de la pêche, où toute augmentation de l'activité de pêche en situation de surexploitation économique induit une dégradation de la valeur ajoutée directe (celle des entreprises de pêche), qui peut être masquée par une augmentation de la valeur ajoutée indirecte via la demande accrue d'intrants locaux en amont; au total, l'aggravation de la surexploitation et l'augmentation de la VA incluse iront de pair. Ce raisonnement est bien sûr valable pour tous les types de ressources renouvelables.

Les perspectives d'utilisation

Les questions que traite la méthode des effets, telle qu'elle a été exposée dans ce chapitre, sont plus que jamais d'actualité au moment où les ressources se raréfient, où leur valorisation économique optimale est une absolue priorité, où le développement inclusif retient l'attention générale.

Les secteurs d'où sont tirés les cas présentés dans ce chapitre, soit la pêche et l'exploitation forestière, ne sont nullement exclusifs. Toute problématique d'évaluation et de répartition de la rente dans un contexte multiacteurs relève *a priori* de la méthode des effets. Le tourisme, par exemple, en tant qu'industrie d'« exportation », génératrice de revenus en devises, mais également consommatrice d'intrants, de capitaux et de ressources humaines importés, s'y prête particulièrement. Imaginons l'application de la méthode des effets à une activité d'écotourisme. On évaluerait d'abord, à partir des

dépenses des touristes étrangers ou nationaux, la part de la valeur ajoutée incluse restant dans le pays. Puis, plus précisément, on pourrait évaluer la part de cette même valeur ajoutée restant au niveau local, sur le site lui-même, en analysant les comptes des voyageurs, des transporteurs, des hôteliers et restaurateurs, des guides et des fournisseurs de services spécialisés : rencontre avec les populations locales, randonnées, excursions scientifiques ou culturelles, safaris photos, plongée sous-marine et ainsi de suite. On voit tout l'intérêt de cette approche en termes d'effets induits pour les différentes catégories d'acteurs ou d'agents concernés.

Le sujet a été abordé dans différents travaux, menés notamment en Afrique de l'Est et du Sud, qui pourraient inspirer des équivalents dans les pays francophones ; nous citerons un de ces cas (Hamilton *et al.*, 2007 ; World Bank, 2007), qui est caractéristique des problématiques des pays en développement et qui reflète les questions posées ci-dessus.

Le secteur du tourisme est important en Zambie ; le pays a reçu en 2005 un effectif de 669 000 visiteurs, dont les dépenses ont généré une contribution de 6 à 10 % au PNB, un ratio tout à fait comparable aux autres grands secteurs d'activité (mines, 8,6 % ; agriculture, 6,5 % ; secteur manufacturier, 10,6 %).

Sur une dépense totale de 3 098 \$ US pour un « touriste de nature » étranger (hors coût du voyage en avion : 1 527 \$ US), 1 998 \$ US, soit pratiquement les deux tiers, sont dépensés chez un voyageur à l'étranger¹⁷ et seulement 1 100 \$ US sur place. Cette dépense locale de 1 100 \$ US a elle-même un contenu en importations de 200 \$ US, où sont comptabilisés les salaires des résidents étrangers en Zambie, considérés comme des expatriés.

À partir de la dépense locale de 1 100 \$ US et compte tenu des effets secondaires liés à l'utilisation des revenus perçus par les ménages, l'étude établit que les 176 000 « touristes de nature » ayant

17. Il est très probable que ce montant inclut une part de valeur ajoutée zambienne, via la sous-traitance et les salariés locaux du voyageur ; l'étude n'aborde cependant pas cette question.

visité la Zambie en 2005 ont contribué pour 16 % aux exportations, 6,5 % au PNB, plus de 6 % aux salaires et revenus du secteur informel, 7 % aux revenus de l'État et 10 % à l'emploi formel (54 000 emplois).

Une des caractéristiques du secteur touristique zambien est d'être dominé par de petits opérateurs, ce qui peut être vu comme un obstacle au développement de l'activité (faible capacité de financement, peu d'intégration verticale), mais qui, du point de vue de la valeur ajoutée nationale, présente un avantage dans la mesure où les petites et moyennes entreprises locales, au contraire des grands groupes internationaux, ne sont pas supposées exporter leurs bénéfices.

L'étude s'interroge également sur les améliorations à apporter dans différents domaines (les infrastructures, les investissements, les saisons, les produits et circuits touristiques, l'environnement des affaires, la labellisation des activités, les ressources humaines, les capacités de l'autorité publique responsable des aires protégées) pour augmenter la fréquentation touristique du pays et la richesse nationale liée à cette activité. Concernant ce dernier point, l'accent est mis sur une politique vertueuse d'import-substitution, par le développement d'une offre locale de services et l'intégration du tourisme au reste de l'économie, plutôt que sur le maintien d'activités coûteuses et non compétitives (les subventions à une compagnie nationale de transport aérien déficitaire) ou la taxation toujours croissante des mêmes voyageurs et opérateurs étrangers – ce que l'étude résume bien par l'expression « *linkages rather than leakages* » (« des liens plutôt que des fuites »).

Cet exemple montre que l'approche que nous avons décrite ici sous le nom de méthode des effets est largement pratiquée – et pas seulement dans les pays en développement : une présentation claire du compte satellite du tourisme en Nouvelle-Zélande pour 2011, comprenant le calcul des valeurs ajoutées directe et indirecte, est accessible sur le site du Service de la statistique de la Nouvelle-Zélande (Statistics New Zealand, 2011). On y trouvera le vocabulaire anglais de la remontée de chaînes et de la présentation des effets primaires. À noter que

dans la littérature en anglais, le terme *multiplier* (« multiplicateur ») désigne le ratio entre la valeur ajoutée incluse et la valeur ajoutée directe, c'est-à-dire l'importance des « effets d'entraînement ».

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté sous le nom de « méthode des effets » une méthodologie d'analyse économique sectorielle, ou de filière, permettant d'évaluer les effets induits, ou effets d'entraînement sur l'économie, d'une activité donnée. Le principe de la méthode est d'évaluer la création de richesse non seulement au stade de l'activité considérée (la valeur ajoutée directe), mais aussi en amont, au niveau des fournisseurs de cette activité. Ceux-ci peuvent être d'origine étrangère – les produits sont alors importés, avec un coût en devises pour l'économie du pays – ou d'origine locale – ils génèrent alors une valeur ajoutée par leur propre activité (la valeur ajoutée indirecte). La somme des valeurs ajoutées directe et indirecte représente la valeur ajoutée incluse dans le produit pris comme point de départ, en provenance de tous les stades de la filière. La valeur de ce produit se répartit alors en importations incluses et en valeur ajoutée incluse (les « effets primaires »). La part de cette dernière valeur augmente lorsque les effets d'entraînement sont importants – autrement dit, lorsque l'activité est intégrée à l'économie locale (par opposition à une activité extravertie), un critère important pour un décideur public. La méthode aboutit également à une répartition de la valeur ajoutée entre agents économiques, ceux-ci étant définis sur une base spécifique, selon les objectifs de l'analyse. Le calcul des effets primaires peut se faire à partir soit des comptes d'exploitation des agents économiques situés le long de la chaîne de production, soit des tableaux entrées-sorties à contenu d'importations de la comptabilité nationale.

La méthode des effets permet de mesurer la contribution d'un secteur, d'une filière ou d'une activité donnée aux indicateurs macroéconomiques que sont le PIB (somme des valeurs ajoutées), la balance commerciale et le budget de l'État. Elle

donne également des indications sur le nombre d'emplois impliqués dans l'activité analysée. Elle est particulièrement pertinente et efficace dans le cas d'activités exportatrices ou mettant en jeu des flux importants de devises, car elle permet alors de mesurer la valeur ajoutée nationale incluse dans les produits exportés, c'est-à-dire la richesse qui reste effectivement dans le pays.

Dans le contexte de la gestion des ressources naturelles renouvelables, la méthode des effets se prête à l'évaluation et à l'analyse de la répartition de la rente et des autres revenus entre toutes les catégories possibles d'usagers ou de parties prenantes. Elle permet de comparer, sur le critère de la valeur ajoutée incluse, différentes options de transformation des produits. Elle permet également de mesurer, sur l'ensemble de l'économie et pour chaque partie prenante (agent économique), les conséquences de chocs exogènes, de changements dans les modes de production ou de consommation, ou de décisions publiques en matière d'allocation des ressources, de fiscalité, de politiques tarifaires, de taux de change ou de taux d'intérêt.

Nous avons exposé la technique de calcul par remontée des chaînes de production à partir de l'exemple d'une filière exportatrice de pêche industrielle et conserverie de thon dans un petit pays insulaire tropical. D'autres exemples portant sur la pêche et l'exploitation forestière, dans des pays d'intervention de l'AFD (Sénégal, Madagascar, bassin du Congo), mettent en évidence l'intérêt de la méthode des effets comme outil d'information, d'évaluation des enjeux, de transparence, de médiation et de négociation entre parties prenantes, avec un fort potentiel d'appui à l'élaboration de politiques publiques.

La méthode des effets pourrait être appliquée à d'autres problématiques de développement, notamment exportatrices, où la question de la valeur ajoutée nationale et de sa répartition est importante, comme le tourisme, qu'il s'agisse de tourisme de masse ou de tourisme de nature. Dans cette optique, nous avons présenté un exemple portant sur la Zambie, à partir de travaux du Natural Resource Consultative Forum et de la Banque mondiale.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Agence nationale de la statistique et de la démographie – ANSD (2010). *Situation économique et sociale du Sénégal en 2009*, République du Sénégal, Ministère de l'Économie et des Finances, décembre.
- Brendel, R., C. Chaboud, P. Ducret, F. Foucault et D. Rojat (1992). *Bilan économique du secteur de la pêche au Sénégal en 1987*. Dakar, Ministère délégué chargé de la Mer et Centre de recherches océanographiques de Dakar-Thiaroye.
- Chaboud, C. (2008). « Modélisation bioéconomique de la pêcherie crevetteière malgache », dans A. Caverivière, C. Chaboud et T. Rafalimanana (dir.), *Les crevettes côtières de Madagascar : biologie, exploitation, gestion*, Marseille, IRD, chapitre 11.
- Chervel, M. et M. Le Gall (1984). *Manuel d'évaluation économique des projets : la méthode des effets*, République française, Ministère des Relations extérieures, de la Coopération et du Développement.
- Fabre, P. (1994). *Note de méthodologie générale sur l'analyse de filière : utilisation de l'analyse de filière pour l'analyse économique des politiques*. Documents de formation pour la planification agricole, 35, FAO.
- Foucault F., C. Chaboud et R. Brendel (1994). « Bilan économique du secteur de la pêche au Sénégal en 1987 », dans M. Barry-Gérard, T. Diouf et A. Fonteneau (dir.), *L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise : documents scientifiques présentés lors du symposium*, Symposium sur l'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise, Dakar, 8-13 février 1993, Paris, ORSTOM, coll. « Colloques et séminaires », p. 59-71, <http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/colloques2/41123.pdf>, consulté le 21 mars 2019.
- Hamilton, K., G. Tembo, G. Sinyenga, S. Bandyopadhyay, A. Pope, B. Guillon, B. Muwele, S. Mann et J.M. Pavy (2007). *The Real Economic Impact of Nature Tourism in Zambia*, Lusaka, The Natural Resource Consultative Forum.
- Henry, F. (s.d.). Études financées par l'AFD, et réalisées en tant que consultant, sur le secteur forestier dans le bassin du Congo et sur le secteur de la pêche thonière tropicale et de la conserverie de thon (rapports non publiés).

- Henry, F. et D. Rojat (2006). « Investir dans la gouvernance des ressources naturelles : la gestion concertée de la ressource crevette à Madagascar », dans Serge Michailof (dir.), *À quoi sert d'aider le Sud?*, Paris, Economica.
- Rojat, D., S. Rajaosafara et C. Chaboud (2004). *Co-management of the Shrimp Fishery in Madagascar*, communication présentée à l'International Institute of Fishery Economics and Trade (IIFET), Tokyo, juillet.
- Sok, M. (1987), « Annexe K: méthodologie d'analyse économique de la filière pêche – application de la méthode des effets », dans *L'analyse économique du secteur de la pêche en Mauritanie*, République islamique de Mauritanie, Ministère de la Pêche et de l'Économie maritime/SEDES, <<http://www.oceandocs.net/bitstream/1834/1235/12/ANNEXE%20K-M.pdf>>, consulté le 21 mars 2019.
- Statistics New Zealand (2011). *Tourism Satellite Account: 2011*, <http://www.stats.govt.nz/browse_for_stats/industry_sectors/Tourism/tourism-satellite-account-2011/tourism-value-added.aspx>, consulté le 21 mars 2019.
- Wiener, D. et M. Chervel (1985). *Le calcul économique de projets par la méthode des effets*, série « Documents pédagogiques », n° 4, République française, Ministère des Relations extérieures, de la Coopération et du Développement.
- World Bank (2007). *Zambia: Economic and Poverty Impact of Nature-based Tourism*, Report no. 43373-ZM, Economic and Sector Work, Africa Region, World Bank, <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/7553>>, consulté le 21 mars 2019.

CHAPITRE

II

Les méthodes d'analyse multicritère

Géraldine Froger

Introduction

Jusqu'à une période relativement récente, lorsqu'un gestionnaire devait prendre une décision, choisir une action, une stratégie, un projet, un scénario ou un site parmi d'autres, il pouvait consulter des experts, se baser sur des cas similaires au sien, ou encore faire appel aux techniques de la recherche opérationnelle classique. Or celle-ci vise essentiellement à optimiser une fonction objectif (critère) unique, qualifiée le plus souvent d'économique. Toutefois, dans le domaine qui nous intéresse, un projet de gestion environnementale ne tenant compte que de considérations relatives à un seul aspect du problème (critère unique d'ordre financier) est de plus en plus dénué d'intérêt (Ben Mena, 2000). Ainsi, les techniques d'optimisation ou de recherche opérationnelle, bien que toujours utiles dans certains domaines, montrent leurs limites en matière de gestion environnementale et doivent faire place à d'autres méthodes, prenant en considération ce qui n'a pas de prix.

Les méthodes d'analyse multicritère ou, plus exactement, les méthodes d'aide multicritère à la décision sont des techniques assez récentes et en plein essor. Elles permettent d'intégrer des critères multiples, quantitatifs et qualitatifs, monétaires et non monétaires. Elles semblent plus adaptées pour répondre aux exigences multiples que doit prendre

en compte un gestionnaire de l'environnement lorsqu'il compare plusieurs actions ou projets.

Ce chapitre a donc pour objectif d'analyser les raisons pour lesquelles les méthodes d'analyse multicritère sont utiles dans le domaine de l'environnement et d'exposer la philosophie générale de ces méthodes, ainsi que les principaux éléments méthodologiques appliqués à une problématique de gestion environnementale.

Pourquoi utiliser les méthodes d'analyse multicritère ?

La gestion environnementale est un domaine porteur pour les méthodes d'analyse multicritère. En effet, une simple analyse coûts-avantages, qualifiée d'approche à critère unique, montre très vite ses limites et son inadéquation à traiter les problèmes complexes auxquels se confronte le gestionnaire de l'environnement : comment ramener à une base commune, de surcroît monétaire, des impacts aussi hétéroclites que le bruit, la pollution des eaux et la dégradation du paysage (Maystre, Pictet et Simos, 1994 ; Maystre, 1997). Les méthodes d'évaluation à critère unique monétaire correspondent à un « type d'exercice qui peut être utilisé et relativement robuste quand il vise à comparer des biens

et des services aisément quantifiables, mais qui devient problématique, voire anti-écologique, quand entrent en jeu des considérations éthiques ou des valeurs intrinsèques (...). L'unité monétaire (...) ne peut pas tout mesurer(...), n'est pas stable dans le temps (elle se déprécie) ni dans l'espace (du fait de fluctuations de taux de change), ni même au sein d'une société (l'étalon monétaire tend à sous-évaluer les actifs bénéficiant aux plus pauvres et à favoriser les plus riches)» (Gadrey et Lalucq, 2015, pp. 43-44). Comment comparer plusieurs actions, stratégies, projets ou scénarios sur la base de critères multiples ? L'intérêt des méthodes d'analyse multicritère est de considérer un ensemble de critères de différentes natures, exprimés en unités différentes, sans nécessairement les transformer en critères financiers ni en une fonction unique, contrairement aux techniques classiques d'optimisation ou d'analyse coûts-avantages.

Avant l'apparition des méthodes d'analyse multicritère, les problèmes de décision se ramenaient le plus souvent à l'optimisation d'une fonction économique (approche à critère unique), ce qui présentait l'avantage de déboucher sur des problèmes mathématiques bien posés, sans toutefois garantir qu'ils seraient bien formulés, eu égard à la réalité concernée. En effet, la comparaison de plusieurs actions, stratégies ou projets possibles se fait rarement suivant un seul critère, et lorsqu'il y a plusieurs objectifs, il est impossible de les atteindre tous à la fois (Maystre, Pictet et Simos, 1994).

Les techniques d'optimisation classiques se basent sur des hypothèses fortes – globalité, stabilité et comparabilité transitive – qui sont rarement satisfaites dès que l'on s'intéresse aux questions d'environnement, d'aménagement du territoire et de gestion des ressources naturelles (Schärli, 1985). Selon Ben Mena (2000, p. 84), la première hypothèse, dite de la *globalité*, suppose que la recherche d'une décision optimale parmi toutes les actions potentielles permettra de désigner une action

unique comme étant la meilleure. Cela présume que toutes les actions potentielles comprennent tous les aspects de la question tout en étant mutuellement exclusives. Or elles sont souvent complémentaires ou partielles, et rarement globales. Une seconde hypothèse, dite de la *stabilité*, postule que l'ensemble des actions potentielles n'est jamais remis en cause lors de l'étude. Or le déroulement de l'étude fait souvent jaillir de nouvelles idées. La troisième et dernière hypothèse est celle de la *complète comparabilité transitive*. Elle ne permet de considérer ni les situations d'incomparabilité ni les cas où une personne se retrouve face à plus d'une solution sans pouvoir dire laquelle elle préfère, ce qui arrive fréquemment lorsque la personne est gênée par l'imperfection des informations dont elle dispose. La comparabilité transitive ne permet pas non plus de tenir compte de l'intransitivité des préférences. Être indifférent entre les actions *a* et *b* et entre les actions *b* et *c* ne signifie pas forcément que l'on est indifférent entre *a* et *c*. De même, si l'action *a* est préférée à l'action *b* et que *b* est préférée à l'action *c*, *a* n'est pas automatiquement préférée à *c*.

L'utilisation de l'aide multicritère à la décision est adaptée lorsqu'on est confronté à la complexité¹, notamment en matière de gestion environnementale (Froger *et al.*, 2016 ; Munda, 2016). Dans ce domaine, il est rare que l'on compare plusieurs actions ou stratégies possibles à l'aide d'un seul critère, et quand on évalue leurs conséquences en fonction de plusieurs critères, on risque de considérer comme optimale une action ou une stratégie différente pour chacun des critères considérés. Aucun optimum ne se dégage des calculs. Or, la réalité est multifacette et multicritère. Prenons un exemple concret : si, pour changer sa voiture jugée trop vieille, un individu ne tenait compte que du seul aspect financier, tout le monde finirait par rouler en voiture bas de gamme, ce qui est loin d'être le cas. Et encore, cela ne concerne qu'un individu à la fois. Si on replace cet individu dans sa famille,

1. Chakhar (2006) distingue plusieurs dimensions de la complexité associée aux problèmes de décision à référence spatiale : une dimension liée aux données, une autre de nature conceptuelle, une dimension ontologique et sémantique, et celle que l'on qualifie de technique.

le choix du véhicule risque d'être différent. De surcroît, en matière de gestion environnementale, les intervenants sont multiples. La multiplicité des critères et celle des intervenants se conjuguent. Cet exemple devrait suffire à nous convaincre de considérer de nouvelles méthodes au lieu des techniques d'optimisation classiques.

On peut ajouter deux éléments complémentaires : le caractère non commensurable de certains critères et la possibilité qu'ils soient contradictoires. Reprenons l'exemple de la voiture bas de gamme. Notre individu, futur propriétaire conducteur, désire aussi que sa voiture soit spacieuse, esthétique, sûre, économe en carburant, etc. Ces différents aspects ne sont pas tous traduisibles en coûts. Certains critères peuvent être « incommensurables » (notamment lorsque plusieurs aspects sont difficilement traduisibles en coûts) ; il faut alors disposer de méthodes permettant de tenir compte de plusieurs critères sans les réduire à un seul, en l'occurrence pécuniaire. Cela reste évidemment vrai dans le domaine de la gestion environnementale, par exemple pour l'aménagement d'un bassin versant, où l'on pourrait difficilement incorporer l'aspect paysager dans une fonction économique au sens strict (Ben Mena, 2000). Si on considère tous les critères énumérés pour le choix d'une voiture, il est facile de constater qu'ils peuvent être assez contradictoires ou conflictuels. C'est également le cas, par exemple, lors du choix du meilleur site pour la construction d'une station d'épuration, où la minimisation des nuisances olfactives obtenue en éloignant le site des habitations est en contradiction avec le coût d'acheminement des eaux usées. D'où la nécessité de rechercher des méthodes qui soient pertinentes dès que l'on considère divers critères contradictoires ou conflictuels.

L'ensemble de ces éléments justifie la nécessité de recourir à des méthodes d'analyse multicritère qui, plutôt que de chercher à déterminer une solution

optimale unique, visent une solution de compromis pouvant prendre diverses formes : le choix, l'affectation ou le classement².

La philosophie générale des méthodes d'aide multicritère à la décision

L'aide à la décision

L'aide à la décision est envisagée comme une activité au service de l'action : « L'aide à la décision est l'activité de celui qui, prenant appui sur des modèles clairement explicités, mais non nécessairement complètement formalisés, aide à obtenir des éléments de réponse aux questions que se pose un intervenant dans un processus de décision, éléments concourant à éclairer la décision et normalement à prescrire, ou simplement à favoriser un comportement de nature à accroître la cohérence entre l'évolution du processus d'une part, les objectifs et systèmes de valeurs au service desquels cet intervenant se trouve placé d'autre part » (Roy et Bouyssou, 1993). Selon cette définition, une activité d'aide à la décision s'articule autour d'un processus décisionnel, ce qui implique une capacité d'appréhender adéquatement le problème qui justifie l'origine et qui alimente par la suite ce processus.

Toute activité d'aide à la décision fait intervenir un décideur et assez souvent un homme d'étude. Le décideur (*decision maker*) est un intervenant principal à qui s'adresse l'aide à la décision et qui occupe une place centrale dans le processus de décision. La notion de décideur (ou, dans le domaine qui nous intéresse, de gestionnaire) « désigne en dernier ressort l'entité qui apprécie le "possible" et les finalités, exprime les préférences et est censée les faire prévaloir dans l'évolution du processus » (Roy, 1985). En pratique, la décision concerne

2. Selon Roy (1985), la *problématique de choix* consiste à sélectionner un sous-ensemble aussi restreint que possible d'actions contenant celles qui sont jugées les meilleures (l'idéal étant d'obtenir une seule et meilleure action). La *problématique d'affectation* consiste à affecter chaque action à un ensemble de catégories prédéfinies. La *problématique de classement* consiste à classer les différentes actions de la meilleure à la moins bonne, avec éventuellement des *ex aequo* (ordre complet ou partiel).

souvent plusieurs parties, qu'il s'agisse d'individus ou d'entités. Mais on suppose généralement qu'une autorité finale prend la décision et constitue un décideur unique. Le décideur est parfois un intervenant « mythique ».

Dans les problèmes complexes, le décideur est généralement guidé par un spécialiste (chercheur opérationnel, économiste, statisticien, etc.) ou une équipe de spécialistes. Ces responsables de l'aide à la décision sont qualifiés d'« hommes d'étude » (*analysts*) ou encore de « facilitateurs ». Leur rôle « consiste entre autres à expliciter le modèle, à l'exploiter en vue d'obtenir des éléments de réponses, à éclairer le décideur sur les conséquences de tel ou tel comportement en lui rendant intelligibles, éventuellement en prescrivant (préconisant, conseillant) une ou une série d'actions ou encore une méthodologie » (Roy, 1985).

Les méthodes d'aide à la décision ont donc pour finalité de proposer des recommandations³; elles s'inscrivent dans une démarche prescriptive qui se veut pragmatique, l'objectif n'étant pas de développer des idéalizations acceptables ou des choix rationnels (approche normative), ni de correspondre aux choix observés (approche descriptive), mais d'aider les individus à réaliser de meilleures décisions. Par ailleurs, l'esprit dans lequel les méthodes d'aide à la décision sont mises en œuvre correspond à une démarche constructive reconnaissant explicitement, non seulement la grande instabilité des préférences et systèmes de valeur (à l'inverse d'une démarche descriptive), mais aussi l'influence exercée par les hommes d'étude dans l'évolution ou la stabilisation de ces préférences et systèmes de valeur.

L'aide multicritère à la décision

La principale difficulté d'un problème multicritère est qu'il s'agit d'un problème mathématiquement « mal posé », c'est-à-dire sans solution « objective ». Il n'existe pas, en général, d'action « meilleure » que

toutes les autres, simultanément sur tous les critères : le concept de solution « optimale », un postulat de base de l'approche monocritère (Roy, 1990), n'a donc pas de sens dans un contexte multicritère. Dans ce cadre, il s'agit d'aider le décideur à progresser vers une « action de compromis ».

Lorsque l'activité d'aide à la décision se base sur une approche multicritère (soit la prise en compte de plusieurs critères, souvent contradictoires ou conflictuels, évalués en termes variés : économiques, techniques, de confort, de prestige, d'impacts environnementaux, etc.), on parle d'*aide multicritère à la décision*. Selon Vincke (1989, p. 18), « l'aide multicritère à la décision vise, comme son nom l'indique, à fournir à un décideur des outils lui permettant de progresser dans la résolution du problème de décision où plusieurs points de vue, souvent contradictoires, doivent être pris en compte ».

Traditionnellement, l'activité d'aide à la décision se base sur l'idée de l'existence d'une fonction objectif (ou d'un critère) bien définie et unique, qui s'imposerait aux yeux de tous. Néanmoins, en pratique, les conséquences sont assez multiples et complexes pour empêcher qu'une seule fonction objectif (un seul critère) puisse appréhender adéquatement toute l'information nécessaire à la comparaison globale des différentes actions possibles. C'est notamment le cas dans le domaine de la gestion environnementale (Figueira *et al.*, 2016; Froger et Plumecoq, 2018).

Les démarches d'aide multicritère à la décision (AMD) envisagent l'inexistence d'une solution optimisant tous les critères en même temps, ainsi que l'insuffisance des relations de préférence et d'indifférence pour apprécier l'ensemble des situations. L'incomparabilité des actions doit être prise en considération : lorsqu'une action est jugée « plus satisfaisante » qu'une autre selon un critère donné, elle peut s'avérer être « moins satisfaisante » que cette autre selon d'autres critères, et il est possible

3. Toutefois, l'aide à la décision ne se réduit pas à une recommandation finale : même si cette dernière est une composante essentielle du processus, les étapes intermédiaires restent importantes, car elles aident les acteurs à former, à argumenter et à partager leurs convictions, et donc à éclairer la décision.

que les évaluations ne se compensent pas complètement l'une l'autre. L'objectif principal de l'AMD est donc d'aider un acteur à prendre part au processus de décision, c'est-à-dire à former, à argumenter ou à transformer ses préférences, ou encore à prendre une décision en conformité avec ses objectifs. L'AMD cherche à aider les acteurs à trouver des solutions de compromis.

Les méthodes d'analyse multicritère applicables dans le domaine de l'environnement

Il ne s'agit pas ici de montrer dans le détail le fonctionnement de toutes les méthodes⁴. Simplement, après avoir exposé les principales bases méthodologiques, nous nous focaliserons sur une méthode en particulier, pour en présenter les particularités et la portée dans le domaine qui nous intéresse.

Les bases méthodologiques principales

De manière générale, lorsque l'on cherche à résoudre un problème multicritère, il s'agit d'en trouver la « solution la plus adéquate », compte tenu d'un ensemble de critères évalués de manière variée. On peut distinguer quatre grandes phases⁵ :

- Établir la liste des actions potentielles.
- Établir la liste des critères à prendre en considération.
- Réaliser le tableau des performances.
- Agréger les performances.

Une première phase consiste à élaborer la liste des actions ou stratégies potentielles. D'après Roy

(1985), « une action a est la représentation d'une éventuelle contribution à la décision globale, susceptible, eu égard à l'état d'avancement du processus de décision, d'être envisagée de façon autonome et de servir de point d'application à l'aide à la décision (ce point pouvant suffire à caractériser a) ».

Le terme « autonome » renvoie à l'idée que l'action peut être considérée pour elle-même, isolément, sans perdre de sa portée décisionnelle. On peut en envisager toutes les conséquences. Une action peut être réelle (déjà réalisée), réaliste (envisageable raisonnablement), fictive (associée à un projet idéalisé) ou irréaliste (associée à un projet irréalisable ou satisfaisant des objectifs complètement incompatibles). Le problème de décision peut concerner des actions soit isolées ou globales (s'excluant mutuellement, comme l'achat d'une voiture ou le choix d'un tracé d'autoroute), soit fragmentées (par exemple le partage d'un budget entre divers projets plus ou moins complémentaires et compatibles). Dans le premier cas, la décision est le choix d'une action unique. Dans le second, un groupe d'actions peut être choisi. Toutefois, rien n'empêche de regrouper des projets (actions fragmentées) pour former des actions globales (solutions). Par exemple, on peut considérer comme des actions globales réalistes toutes les combinaisons de projets dont la somme des coûts, compte tenu des synergies, est compatible avec le budget global.

L'adjectif *potentielle* est important. « Une action potentielle est une action réelle ou fictive provisoirement jugée réaliste par un acteur au moins ou présumée comme telle par l'homme d'étude en vue de l'aide à la décision ; l'ensemble des actions prend appui au cours d'une phase d'étude est noté A » (Roy, 1985). L'ensemble A comprend des actions ou stratégies envisageables ou admissibles. Il peut être stable ou évolutif. Il devra être aussi complet

4. Nous n'avons pas ici la prétention de présenter dans le détail l'ensemble des démarches et méthodes d'analyse multicritère. Nous renvoyons le lecteur intéressé à la littérature abondante : Keeney et Raffia (1976), Roy (1985), Shärlig (1985), Vincke (1989), Pomerol et Barba-Romero (1993), Roy et Bouyssou (1993), Zanakis et al. (1998), Belton et Stewart (2002), Greco et Ehrogott (2016). On peut également consulter une bibliographie en ligne dans le domaine de l'aide multicritère à la décision, contenant plus de 5 000 références, à l'adresse suivante : <<http://www.lamsade.dauphine.fr/mcda/biblio>> (consulté le 28 mars 2019).

5. Ces phases sont présentées dans un ordre particulier, mais cet ordre se veut strictement suggestif, car il est entendu que d'éventuels retours en arrière sont possibles.

que possible, ce qui est loin d'être évident. Jusqu'ici, la littérature sur l'AMD n'a pas accordé assez d'attention à la génération de cet ensemble, comme s'il s'imposait *a priori* (Martel, 1999). Toutefois, des démarches participatives peuvent être mises en place pour que ces actions ou stratégies soient élaborées en partie par des groupes d'acteurs autres que le décideur, l'homme d'étude et les experts.

Dans un exemple purement didactique que nous allons développer tout au long de ce chapitre, nous considérons que parmi un ensemble de solutions pour lutter contre la déforestation d'une zone donnée⁶, trois actions ou stratégies potentielles retiennent notre attention : 1) la mise en défens (forêt naturelle) de la zone considérée (action *a*) ; 2) la mise en place d'une zone protégée avec des concessions touristiques (action *b*) ; 3) la mise en place d'une zone protégée avec l'exploitation de plantes médicinales (action *c*).

Une deuxième phase porte sur la constitution d'une liste des critères à prendre en considération. Les critères découlent des conséquences des actions. Il s'agit de déterminer les critères (généralement conflictuels) à partir desquels les actions ou stratégies vont être évaluées. Un critère permet de désigner une réalité objective ou des jugements et des points de vue moins objectifs : il peut donc être construit (somme pondérée, notes, relevé de mesures, etc.) ou informel (avis d'experts, par exemple). Toute famille de critères doit posséder certaines propriétés : l'applicabilité à toutes les actions ou stratégies envisagées, l'exhaustivité, la non-redondance, la cohérence, l'indépendance, etc. Nous appellerons l'ensemble de tous les critères élaborés la famille *F*.

Deux approches sont possibles pour la construction d'une famille de critères. L'approche descendante (*top-down*) consiste à construire une structure hiérarchique ayant comme premier niveau un objectif global non mesurable, qui est éclaté en

sous-objectifs, à leur tour éclatés en sous-sous-objectifs... jusqu'à ce que l'on atteigne un niveau mesurable à l'aide de critères⁷. L'approche ascendante (*bottom-up*), pour sa part, consiste à identifier toutes les conséquences pouvant résulter de la mise en œuvre d'actions ou de stratégies, que l'on structure en classes de conséquences puis en axes de signification (l'équilibre écologique, les préoccupations sociales, les rendements économiques) autour desquels sont construits les critères (par exemple, pour ce qui relève de l'équilibre écologique, l'indice de biodiversité ou de séquestration de carbone). Un critère est alors une fonction définie sur l'ensemble des actions, qui prend ses valeurs dans un ensemble totalement ordonné. Le critère est *quantitatif*, si des échelles numériques sont retenues, *qualitatif*, si des échelles verbales sont adoptées, ou *conventionnel*, si des symboles servent à qualifier les conséquences des actions.

Dans plusieurs méthodes d'analyse, des informations intercritères sont également prises en compte : des coefficients d'importance (poids) ou encore des vetos (en deçà ou au-delà desquels toute compensation est impossible). Dans notre exemple didactique, nous retenons cinq critères : la valeur actuelle nette (monétaire) (g_1), l'emploi (en jours par hectare par an) (g_2), la soutenabilité agronomique (note) (g_3), la séquestration de carbone (en tonnes par hectare) (g_4), la biodiversité (appréciation verbale au travers d'avis) (g_5).

Une troisième phase consiste à construire le tableau des performances. Les lignes de ce tableau sont des actions de *A* et les colonnes, des critères de *F*. Il s'agit de dresser l'ensemble des évaluations de performances et d'impacts des actions, selon chacun des critères. Ces évaluations peuvent s'effectuer par divers moyens (des formules analytiques, des instruments de mesure, des jugements, etc.) : elles peuvent être quantitatives (à partir du moment où elles sont chiffrées), qualitatives (appréciation verbale des actions), plus ou moins subjectives et

6. Nous nous sommes inspirés d'un exemple développé par le consortium ASB (Alternatives to Slash-and-Burn) dans *Policy Briefs* en février 2003. Voir le site <<http://www.greenink.co.uk>>.

7. Cette approche a été appliquée par Faucheux, Froger et Munda (1998) pour appréhender le développement durable dans le cadre d'une analyse multicritère.

entachées d'imperfections plus ou moins importantes. Les évaluations peuvent être également des rangs, donc dépourvues de toute signification cardinale, d'où l'appellation de *performance*. Chaque colonne contient aussi, comme information complémentaire, les fonctions seuils et les « poids » éventuels.

Un exemple de tableau de performances contenant les actions et les critères retenus aux étapes précédentes de notre exemple didactique est illustré ci-dessous (tableau 11.1, avec « valeurs » ;

tableau 11.2, avec « rangs »). Cette représentation permet de comprendre chaque action comme un vecteur à n dimensions dans l'espace des critères.

La quatrième phase, l'agrégation des performances (modèle des préférences globales), consiste à adopter une procédure qui permet de produire, à partir d'une évaluation d'actions ou de stratégies sur plusieurs critères et d'une information intercritère, une information synthétique sur la relation de « préférence » entre chacune des actions évaluées.

TABLEAU 11.1

Tableau de performances

Critères Actions	Profitabilité (unité monétaire, \$ US/ha)	Emploi (jours/ha/an)	Soutenabilité agronomique (note)	Séquestration de carbone (t/ha)	Biodiversité (avis)
Mise en défens (forêt naturelle)	0	10	1,0	306	Impact positif
ZP* – concessions touristiques	1 653	98	0,6	154	Impact négatif
ZP – plantes médicinales	506	111	0,5	189	Impact modéré

* ZP: zone protégée.

Source: Adapté de Consortium ASB, *Policy Briefs*, février 2003.

TABLEAU 11.2

Tableau de performances « normalisé » avec notations et intervalles

Critères Actions	Profitabilité	Emploi	Soutenabilité agronomique	Séquestration de carbone	Biodiversité
Importance relative des critères	3	1	3	3	1
Échelles de mesure	[1-5] (1: pire; 5: meilleur)	[1-5] (1: pire; 5: meilleur)	[1-5] (1: pire; 5: meilleur)	[1-5] (1: pire; 5: meilleur)	[1-3] (1: pire; 3: meilleur)
Mise en défens (forêt naturelle)	1	1	5	5	3
ZP – concessions touristiques	5	2	3	3	1
ZP – plantes médicinales	3	3	2	4	2

Les méthodes d'agrégation

Les trois premières phases décrites précédemment sont communes à l'ensemble des méthodes d'analyse multicritère et présentent peu de variations⁸. La quatrième phase présente, quant à elle, une diversité plus accentuée : les nombreuses méthodes d'agrégation conduisent à plusieurs méthodes d'analyse multicritère⁹. On peut distinguer trois approches opérationnelles (Roy, 1985) : les *méthodes d'agrégation complète*, pour lesquelles il s'agit d'inclure toutes les performances dans une fonction d'utilité en leur attribuant d'éventuels poids¹⁰ ; les *méthodes d'agrégation partielle*, pour lesquelles il s'agit de comparer les actions deux à deux, de vérifier si, selon certaines conditions préétablies, l'une des deux actions surclasse l'autre, et de tenter de réaliser une synthèse à partir de toutes les comparaisons¹¹ ; les *méthodes d'agrégation locale*, caractérisées d'une part par l'idée que l'ensemble des actions potentielles est très grand, voire infini et, d'autre part, par une exploration locale et itérative de cet ensemble¹².

Les méthodes d'agrégation étant nombreuses, nous ne retiendrons ici que les enseignements principaux des méthodes d'agrégation partielle (approches de surclassement), qui sont particulièrement bien adaptées à la gestion de l'environnement comprenant de nombreux aspects non quantitatifs et non commensurables. Dans ce cadre, les critères sont agrégés en utilisant une relation binaire partielle S , tel que aSb veut dire « l'action a est au moins aussi bonne que l'action b ». La relation binaire S est

appelée relation de surclassement. La notion de surclassement est due à Bernard Roy (1985), qui la définit comme suit : « Une relation de surclassement est une relation binaire S définie dans A telle que aSb si, étant donné ce que l'on sait des préférences du décideur et étant donné la qualité des évaluations des actions et la nature du problème, il y a suffisamment d'arguments pour admettre que a est au moins aussi bonne que b , sans qu'il y ait de raison importante de refuser cette affirmation. » Chakhar (2006) rappelle qu'il ne s'agit pas d'une définition mathématique précise, mais plutôt d'une idée générale. En effet, les méthodes de surclassement ne s'appuient pas sur une axiomatique mathématique solide ; elles exploitent plutôt l'information disponible, avec ses imprécisions et ses insuffisances, pour produire une explication au moins partielle des préférences du décideur (Zoller et Beguin, 1992).

Pour construire la relation de surclassement S , on calcule, pour chaque paire d'actions (a, b) , un indice de concordance $C(a, b) \in [0, 1]$, qui mesure la force des critères en faveur de l'assertion aSb , d'une part, et un indice de discordance $D(a, b) \in [0, 1]$, qui mesure la force des critères s'opposant à l'assertion aSb , d'autre part. La condition de concordance assure que les critères sont, compte tenu de leur importance relative, majoritairement concordants avec l'assertion selon laquelle aSb ; et celle de non-discordance assure que, parmi les critères discordants avec l'assertion selon laquelle aSb ,

-
8. Il existe d'autres modèles pour structurer un problème de décision, par exemple la structure hiérarchique ou en architecture réseau utilisée dans le processus de hiérarchie analytique (Analytic Hierarchy Process – AHP) de Saaty (1980). En effet, l'analyse selon le processus AHP ne suit pas exactement la formulation en trois phases décrite précédemment. Dans la structure hiérarchique, les actions occupent le dernier niveau de la hiérarchie, mais elles sont traitées exactement comme les éléments des autres niveaux, à l'aide de comparaisons par paire. Pour une application de cette méthode à la gestion environnementale, voir Mendoza et Macoun (2000).
 9. Il existe deux écoles importantes regardant l'aide multicritère à la décision : l'école américaine (cf. Keeney, 1992) et l'école française ou européenne (cf. Roy et Vanderpooten, 1996 ; David et Damart, 2011). Les méthodes d'aide à la décision développées selon ces deux approches sont très différentes (Vansnick, 1988), mais elles ne s'opposent pas, car elles s'appliquent à des problèmes différents. Elles sont plutôt complémentaires puisqu'elles sont adaptées à des situations pratiques différentes.
 10. On parle, entre autres, de théorie de l'utilité multiattribut. Pour des exemples d'application de ces méthodes au domaine de l'environnement, voir, entre autres, Anandalingam (1987), Keeney et Ozernoy (1982), et Lathrop et Watson (1982).
 11. Pour des exemples d'application de ces méthodes au domaine de l'environnement et de l'aménagement du territoire, voir, entre autres, Roy et Bouyssou (1993), Maystre, Pictet et Simos (1994), Schärli (1996), Chakhar (2006), ainsi que Froger, Méral et Andriamahefazafy (2006).
 12. Voir Steuer (1986). Ce type d'approches renvoie notamment à la programmation linéaire multicritère. Pour des applications environnementales de ces méthodes, voir, entre autres, Ellis (1988), Glover et Martinson (1987), et Jordi et Peddie (1988).

aucun ne vient la réfuter fortement. On parle alors de « non discordance ». Ces conditions conduisent à considérer que l'action ou la stratégie a surclasse l'action ou la stratégie b si elle est au moins aussi bonne que b sur une majorité suffisante de critères, sans être trop nettement plus mauvaise relativement aux autres critères.

La relation S est alors définie comme suit : $C(a, b) \geq \hat{c}$ et $D(a, b) \leq \hat{d}$, où \hat{c} et \hat{d} sont respectivement le seuil de concordance et le seuil de discordance. Les indices de concordance $C(a, b)$ et de discordance $D(a, b)$ sont ensuite utilisés pour la construction d'un indice $\sigma(a, b) \in [0, 1]$, représentant la crédibilité de la proposition aSb , $\forall (a, b) \in A \times A$. La proposition aSb est vérifiée si $\sigma(a, b)$ est plus grand ou égal à un seuil de coupe (*cutting level*), λ .

Reprenons notre exemple didactique pour illustrer cette quatrième phase. L'indice de concordance, $C(a, b)$, mesure le « degré de vraisemblance » (compris entre 0 et 1) avec lequel une action a en

ligne surclasse une action b en colonne. Il se calcule comme suit : $C(a, b) = \frac{\sum_j w_j P_j}{\sum_j P_j}$, où P_j correspond à l'importance relative des critères et j aux critères, $w_j = 0$ si la performance d'une action a sur un critère j est moins bonne que celle d'une action b sur ce même critère, et $w_j = 1$ si la performance d'une action a sur un critère j est au moins aussi bonne que celle de l'action b sur ce même critère.

Les différents indices de concordance pour notre exemple ont été calculés dans le tableau 11.3 ci-dessous.

Là où le surclassement n'est pas vérifié, l'indice de discordance $D(a, b)$ (comparaison d'une action a en ligne avec une action b en colonne) correspond au rapport de la différence maximale entre les différentes performances sur la différence maximale entre les extrêmes des échelles utilisées. Les différents indices de discordance pour notre exemple ont été calculés dans le tableau 11.4 ci-dessous.

TABLEAU 11.3

Établissement de la matrice de concordance

	Mise en défens (a)	ZP – concessions touristiques (b)	ZP – plantes médicinales (c)
Mise en défens (a)	–	7/11 = 0,64	7/11 = 0,64
ZP – concessions touristiques (b)	4/11 = 0,36	–	6/11 = 0,55
ZP – plantes médicinales (c)	4/11 = 0,36	5/11 = 0,45	–

TABLEAU 11.4

Établissement de la matrice de discordance

	Mise en défens (a)	ZP – concessions touristiques (b)	ZP – plantes médicinales (c)
Mise en défens (a)	–	4/4 = 1	2/4 = 0,5
ZP – concessions touristiques (b)	2/4 = 0,5	–	1/4 = 0,25
ZP – plantes médicinales (c)	3/4 = 0,75	2/4 = 0,5	–

Avec les hypothèses suivantes pour que le surclassement de deux actions soit vérifié : $C(a, b) \geq 0,5$ et $D(a, b) \leq 0,5$, on peut conclure d'après le tableau 11.5 que l'action « mise en défens » surclasse celle de « zone protégée avec exploitation de plantes médicinales », et que celle de « zone protégée avec concessions touristiques » surclasse celle de « zone protégée avec exploitation de plantes médicinales ». Par contre, la mise en défens et l'action « zone protégée avec concessions touristiques » ne sont pas comparables.

En conclusion, seule l'action « zone protégée avec exploitation de plantes médicinales » est écartée, les deux autres ne pouvant pas être comparées l'une à l'autre, à moins qu'un autre système de pondération soit utilisé ou qu'aucune pondération ne soit introduite. Des analyses de sensibilité doivent compléter le processus pour tester la robustesse des résultats obtenus.

Un des problèmes des approches de surclassement est qu'elles adoptent d'emblée une représentation nette (non floue) des informations disponibles, en dépit de leur nature souvent imparfaite. Il peut alors être intéressant de compléter ces méthodes par l'utilisation de modèles de représentations des connaissances vagues ou imparfaites, à

l'aide de la théorie des ensembles flous (Munda, 1995). Ensuite, ces méthodes sont essentiellement limitées par la non-prise en considération des aspects dynamiques. Toutefois, leur intérêt principal réside dans le fait que des critères quantitatifs et qualitatifs sont pris en compte simultanément et que les relations de préférence établies ou, plus précisément, les relations de surclassement peuvent n'être ni transitives, ni complètes¹³ (modélisation « fine » des préférences).

Les particularités de l'aide multicritère à la décision participative et des démarches participatives multicritères

Bon nombre de concepts, de procédures et de modèles d'aide multicritère à la décision sont de plus en plus fréquemment utilisés dans le cadre de démarches participatives (Etxano *et al.*, 2015; Rauschmayer et Wittmer, 2006). D'où l'utilisation de méthodes d'aide multicritère à la décision participative (AMDP; Froger et Oberti, 2002; Galvès, 2008), ou encore de démarches participatives multicritères (DPM; Bertrand et Martel, 2001).

Ce que nous qualifions d'AMDP ne s'identifie pas à ce que de nombreux chercheurs appellent

TABLEAU 11.5

Synthèse des indices de concordance et de discordance

	Indices de concordance	Indices de discordance
Mise en défens / ZP – concessions touristiques (a/b)	0,64	1
Mise en défens / ZP – plantes médicinales (a/c)	0,64	0,5
ZP – concessions touristiques / Mise en défens (b/a)	0,36	0,5
ZP – concessions touristiques / ZP – plantes médicinales (b/c)	0,55	0,25
ZP – plantes médicinales / Mise en défens (c/a)	0,36	0,75
ZP – plantes médicinales / ZP – concessions touristiques (c/b)	0,45	0,5

13. Une relation de surclassement notée S n'est pas complète, lorsque ni aSb ni bSa ne peuvent être établies (au regard des conditions de concordance et de non-discordance). La seule conclusion possible est que « a est incomparable à b ». Cela interdit de compenser une très mauvaise performance de a par rapport à b sur un critère donné, par une très bonne performance de a par rapport à b sur un autre critère.

l'« aide au travail et à la décision de groupe ». Nous considérons que dans la plupart des processus décisionnels en matière d'aménagement du territoire et de gestion des ressources, les systèmes de valeurs ainsi que les intérêts des acteurs sont le plus souvent soit conflictuels, une situation qui ne correspond pas au cadre coopératif, soit non conflictuels, le cas dans lequel les concepts et les modèles de l'aide au travail et à la décision de groupe sont le plus souvent utilisés. Précisons néanmoins qu'à certaines étapes de ces processus, l'AMDP peut effectivement favoriser le travail et la décision d'un ou plusieurs groupes d'acteurs donnés.

Aussi, l'AMDP est différente de l'« aide à la décision concertée ». Quelle que soit la définition de la concertation (« action de concert » ou « consultation systématique »), l'AMDP se démarque des démarches concertatives au sens où elle peut dépasser la simple consultation, les acteurs étant alors amenés à faire davantage que donner simplement leur avis. Par ailleurs, si l'AMDP implique que chaque acteur puisse avoir un impact (même minime) sur la décision, la décision finale n'est pas forcément concertée ; on évite ainsi les problèmes de non-décision. Il doit être possible de privilégier la participation à plusieurs moments du processus décisionnel, sans que les commanditaires soient pour autant contraints de prendre la décision finale en concertation avec d'autres acteurs, et sans que la légitimité et l'acceptabilité de la décision finale s'en trouvent affectées.

Il s'agit de voir en quoi l'AMD peut être conciliée avec des démarches participatives impliquant des groupes d'acteurs dont les systèmes de

valeurs, les modalités de traitement de l'information, les rationalités, etc., sont différents, voire antagonistes.

L'AMDP ou la DPM s'insère dans une phase de préparation à la décision, après le lancement d'un projet, mais avant le choix effectif entre diverses actions ou stratégies. Elle vise à dépasser la simple démarche de consultation et de négociation en structurant un processus décisionnel comprenant plusieurs intervenants et conciliant des points de vue divergents. Cette démarche est construite sur le principe de l'analyse multicritère (permettant la comparaison d'actions ou de stratégies en fonction d'une série de critères), mais elle se veut avant tout participative (les actions, les critères et l'importance relative des critères étant déterminés en partie par les acteurs). Les acteurs doivent s'entendre sur une procédure d'arbitrage des intérêts et s'engager, dans un processus défini par eux-mêmes, à construire la solution la plus acceptable à laquelle ils adhèrent (Rousseau et Martel, 1996). Une telle démarche met l'accent sur la recherche de synergies et de solutions de compromis acceptables. Elle organise l'avancée d'un projet ou des décisions en phases déterminées, en répartissant les rôles entre les différents acteurs¹⁴ et en « impliquant » des groupes d'acteurs à toutes les étapes du processus (même si le niveau d'implication varie d'une étape à l'autre).

On peut distinguer trois phases principales¹⁵ : 1) le *lancement de la démarche*, une phase essentiellement participative qui vise à clarifier le processus, à impliquer et sensibiliser les acteurs concernés,

14. À titre illustratif, plusieurs catégories d'acteurs peuvent être distinguées : 1) le *promoteur* du projet ou encore le décideur, le commanditaire (la personne ou l'organisation ayant pris l'initiative de lancer la démarche, détenant l'autorité, chargée de mettre en œuvre les moyens nécessaires à la réalisation de la décision, acceptant ou rejetant les résultats) ; 2) les *parties intéressées*, soit les personnes, les groupes de personnes ou les organisations impliqués dans la situation, qui peuvent donc soit être affectés par les conséquences de l'action du ou des promoteurs-décideurs, soit affecter ou influencer le processus décisionnel ; 3) le *comité de concertation*, représentant un échantillon représentatif des parties intéressées, qui informe et consulte les parties intéressées tout au long du processus ; 4) le *facilitateur* ou « homme d'étude », nommé par le promoteur-décideur, qui anime le comité de concertation, gère l'ensemble de la démarche, met en place l'analyse multicritère et fait appel aux experts si nécessaire ; 5) les *experts*, qui assistent le comité de concertation.

15. Froger et Oberti (2002) distinguent 10 phases distinctes, illustrent les divers allers-retours possibles entre ces phases et montrent le degré de participation requis dans chacune d'elles.

à structurer des groupes de travail et à recueillir les premiers avis ; 2) la *structuration progressive de la problématique*, une phase plus technique qui vise à fournir les éléments nécessaires à l'AMD, soit les stratégies et les critères ; 3) la *formulation des recommandations*, une dernière phase participative qui comprend des discussions sur l'importance relative donnée aux différents critères. À l'aide de la procédure d'agrégation multicritère, on identifie les stratégies qui sont préférables pour la majorité des groupes d'intérêts sans être trop défavorables pour aucun d'entre eux. Les résultats de l'analyse multicritère, après étude et discussion, servent de base pour les recommandations aux décideurs.

Le principal avantage de l'AMDP et des DPM est de proposer une formalisation concrète de la participation qui soit assez souple pour s'adapter à diverses configurations. Elles nous permettent de structurer un processus participatif en amont ; ainsi, si l'expertise se voit confier une place plus ou moins limitée, mais stratégique, elle interviendra uniquement après que les acteurs auront exprimé leurs préoccupations.

Ces démarches ont toutefois plusieurs limites (Joliveau, Molines et Caquard, 2000). Ainsi, des situations de blocage pourraient survenir, selon le cas ; 1) s'il y a de fortes divergences entre les objectifs du décideur et les préoccupations des acteurs ; 2) si le décideur ne fournit pas les ressources nécessaires au bon fonctionnement de la participation des acteurs ; 3) s'il n'a pas recours, dès l'émergence d'un conflit, à un facilitateur possédant l'expertise nécessaire en recherche de solutions de compromis. Ensuite, il peut s'avérer difficile de disposer d'experts indépendants du décideur, aptes à proposer des solutions de rechange à une action ou à une stratégie prédéterminée. Par ailleurs, la réalisation de ce type d'étude est très longue et très coûteuse. Enfin, plus le projet considéré est général et vaste, plus l'élaboration d'actions ou de stratégies risque d'être effectuée essentiellement par les experts avec une abstraction et une déconnexion des préoccupations des acteurs. Si on pose les garde-fous nécessaires, l'AMDP et les DPM présentent un intérêt indéniable pour aider la prise de décision dans le domaine de l'environnement.

Conclusion

Au terme de ce chapitre qui se borne à décrire les bases de certaines démarches d'analyse multicritère, on ne peut ignorer la richesse et les potentialités de l'aide multicritère à la décision, notamment pour la gestion environnementale. Face à la multiplicité des méthodes (nous n'avons exposé qu'une méthode parmi d'autres), comment faire le bon choix ? Tout dépend de la qualité des informations fournies ou recueillies, du type de résultat souhaité, des moyens techniques dont on dispose, etc. Une fois la méthode choisie, rien n'empêche d'appliquer ou d'adapter d'autres méthodes afin de comparer les résultats. Toutefois les méthodes ne sont pas applicables à tous les problèmes (Ben Mena, 2000). À titre illustratif, les méthodes d'agrégation locale sont plutôt adaptées à des problèmes de choix que de classement d'actions. Par contre, les méthodes de surclassement, adaptées aux problèmes de choix, d'affectation ou de classement, ne permettent de traiter que partiellement les cas de figure où le nombre d'actions est grand ou infini. L'utilisation de diverses méthodes présente aussi l'avantage de faciliter la comparaison de leur robustesse, une question délicate, car il s'agit de faire varier de nombreux paramètres dont les valeurs initiales sont déjà fortement empreintes de subjectivité ou d'un manque de connaissances. Dans ce cadre, l'élaboration de recommandations synthétiques peut s'avérer longue et fastidieuse. Mais elle est riche d'enseignements et de recherches à réaliser.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Anandalingam, G. (1987). « A multiple criteria decision analytic approach for evaluating acid rain policy choices », *European Journal of Operation Research*, vol. 29, p. 336-352.
- Bana e Costa, C.A., L. Ensslin, E.C. Corrêa et J.-C. Vansnick (1999). « Decision support systems in action: Integrated application in a multicriteria decision aid process », *European Journal of Operation Research*, vol. 113, p. 315-335.

- Belton, V. et T.J. Stewart (2002). *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*, Boston, Kluwer Academic.
- Ben Mena, S. (2000). « Introduction aux méthodes multicritères d'aide à la décision », *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, vol. 4, n° 2, p. 83-93.
- Bertrand, L. et J.-M. Martel (2001). « Mise en œuvre d'une démarche participative multicritère pour la gestion intégrée des forêts publiques », dans P. Oberti (dir.), *Développement durable : participation-concertation, évaluation et illustration*, Actes des II^{es} journées internationales de l'APREMA, mai, p. 35-56.
- Bouyssou, D, T. Marchant, M. Pirlot, P. Perny, A. Tsoukiàs et P. Vincke (2006). *Evaluation and Decision Models: Stepping Stones for the Analyst*, New York, Springer.
- Chakhar, S. (2006). *Cartographie décisionnelle multicritère : formalisation et implémentation informatique*, thèse de doctorat en informatique, Université de Paris Dauphine.
- David, A. et S. Damart (2011). « Bernard Roy et l'aide multicritère à la décision », *Revue française de gestion*, n° 214 (2011/5).
- Diaby, M., F. Valognes et A. Clément-Demange (2010). « Utilisation d'une méthode multicritère d'aide à la décision pour le choix des clones d'hévéa à planter en Afrique », *Biotechnology, Agronomy, Society, Environment*, vol. 14, n° 2, p. 299-309.
- Ellis, J.H. (1988). « Multiobjective mathematical programming models for acid rain control », *European Journal of Operation Research*, vol. 35, p. 365-377.
- Etxano I., Garmendia E., Pacual U., Hoyos D., Dietz M.A., Cardinanos J.A., Lozano P.J., 2015, A participatory intergrated assesment approach for Natura 2000 netwrok sites, *Environment and Planning C: Government and Policy*, 33, pp. 1207-1232.
- Faucheux, S., G. Froger et G. Munda (1998). « Mutlicriteria decision aid and the sustainability tree », dans S. Faucheux et M. O'Connor (dir.), *Valuation for Sustainable Development*, Cheltenham, Edward Elgar, p. 187-214.
- Figueira, J., S. Greco et M. Ehrgott (dir.) (2005). *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*, New York, Springer.
- Figueira J., Greco S., Ehrgott M., 2016, eds, *Multiple Criteria Decision Analysis. State of the Art Surveys*, New York, Springer.
- Froger G., Plumecocq G., 2018, Faire entrer l'environnement dans l'économie. Temps, incertitudes et irréversibilités, *Revue française de socio-économie*, vol. 2, n° 21, pp. 39-58.
- Froger G., Calvo-Mendieta I., Petit O., Vivien F.D., 2016, « Qu'est-ce que l'économie écologique ? », *L'économie politique*, n° 69, pp. 8-23.
- Froger G. et P. Oberti (2002). « Gouvernance et développement durable : l'aide multicritère à la décision participative », *Sciences de la société*, n° 57, p. 57-76.
- Gadrey J., Lalucq A., 2015, *Faut-il donner un prix à la nature ?*, Paris, Les petits matons/Institut Veblen.
- Galvès, M.L. (2008). *Aide multicritère à la décision pour favoriser le déplacement de piétons au centre-ville de Paris*, rapport final, décembre.
- Glover, F. et F. Martinson (1987). « Multiple-use land planning and conflict by multiple objective linear programming », *European Journal of Operation Research*, vol. 28, p. 343-350.
- Joliveau, T., N. Molines et S. Caquard (2000). *Méthodes et outils de gestion de l'information pour les démarches territoriales participatives*, rapport réalisé dans le cadre du 15^e appel d'offres Jacques Cartier.
- Jordi, K.C. et D. Peddie (1988). « A wildlife management problem: A case study in multiple-objective linear programming », *Journal of the Operational Research Society*, vol. 39, p. 1011-1020.
- Keeney, R.L. (1992). *Valued-Focused Thinking: A Path to Creative Decision*, Cambridge (Mass.), Harvard University Press.
- Keeney, R.L. et V. Ozernoy (1982). « An illustrative analysis of ambient carbon monoxide standards », *Journal of the Operational Research Society*, vol. 33, p. 365-375.
- Keeney, R.L. et H. Raffia (1976). *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Trade-Offs*, New York, Wiley.
- Lathrop, W. et S. Watson (1982). « Decision analysis for the evaluation of risk in nuclear waste management », *Journal of the Operational Research Society*, vol. 33, p. 407-418.
- Martel, J.M. (1999). *L'aide multicritère à la décision : méthodes et applications*, communication à la conférence annuelle CORS-SCRO.
- Maystre, L.Y. (1997). « Une démarche pour négocier les décisions relatives à l'aménagement des territoires et à la gestion de l'environnement », *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, vol. 1, p. 248-256.

- Maystre, L.Y., J. Pictet et J. Simos (1994). *Méthodes multicritères Électre : description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale*, Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Mendoza, G.A. et P. Macoun (2000). *Application de l'analyse multicritère à l'évaluation des critères et indicateurs*, Manuel de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts 9, CIRAD et CIFOR.
- Munda G., 2016, Multiple criteria decision analysis and sustainable development, in Figueira J., Greco S., Ehrgott M. (eds), *Multiple Criteria Decision Analysis. State of the Art Surveys*, New York, Springer, pp. 1235-1267.
- Munda, G. (1995). *Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment*, Berlin, Springer.
- Pomerol, J.-C. et S. Barba-Romero (1993). *Choix multicritère dans l'entreprise*, Paris, Hermès.
- Rauschmayer F., Wittmer H., 2006, Evaluating deliberative and analytical methods for the resolution of environmental conflicts, *Land Use Policy*, 23(1), pp.108-122.
- Rousseau, A. et J.M. Martel (1996). *La décision participative : une démarche pour gérer efficacement les conflits environnementaux*, Document de travail 96-24, Centre de recherche sur l'aide à l'évaluation et à la décision dans les organisations, Faculté des sciences de l'administration, Université Laval.
- Rousval, B. (2005). *Aide multicritère à l'évaluation de l'impact des transports sur l'environnement*, thèse de doctorat, Université de Paris IX Dauphine.
- Roy, B. (1985). *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*, Paris, Economica.
- Roy, B. (1996). *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*, Dordrecht, Kluwer.
- Roy, B. et D. Bouyssou (1993). *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas*, Paris, Economica.
- Roy, B. et D. Vanderpooten (1996). « The European school of MCDM: Emergence, basic features and current works », *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, vol. 5, n° 1, p. 22-38.
- Saaty, T.L. (1980) *The Analytic Hierarchy Process*, New York, McGraw-Hill.
- Schärlig, A. (1985). *Décider sur plusieurs critères, panorama de l'aide à la décision multicritère*, Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Schärlig, A. (1996). *Pratiquer Électre et Prométhée : un complément à décider sur plusieurs critères*, Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Steuer, R. (1986). *Multiple Criteria Optimisation: Theory, Computation and Application*, New York, Wiley.
- Vanderpooten, D. (2008). « Introduction à l'aide multicritère à la décision », dans R. Faure, B. Lemaire et C. Picouleau, *Précis de recherche opérationnelle*, 6^e éd., Paris, Dunod, chap.12.
- Vansnick, J.-C. (1988). *Principes et applications des méthodes multicritères*, rapport technique, Université de Mons-Hainaut.
- Vincke, P. (1989). *L'aide multicritère à la décision*, Bruxelles, Éditions de l'Université de Bruxelles.
- Zanakis, S.H., A. Solomon, N. Wishart et S. Dublisch (1998). « Multi-attribute decision making: A simulation comparison of selected methods », *European Journal of Operation Research*, vol. 107, p. 507-529.
- Zoller, H.G. et H. Beguin (1992), *Aide à la décision : l'évaluation des projets d'aménagement*, Paris, Economica.



PARTIE

4

Les instruments de politique environnementale

CHAPITRE

12

Les redevances, les taxes et les subventions

Jean-Pierre Revéret et Martin Yelkouni

Introduction

La mise en place d'une politique environnementale nécessite à la fois des instruments de type réglementaire et de type économique. Ces instruments ont pour but de susciter, chez les agents économiques, un comportement vertueux envers l'environnement. Ainsi, les instruments réglementaires sont des mesures institutionnelles qui interdisent le comportement néfaste des agents sous peine de sanctions administratives ou judiciaires (approche dite *command and control*), tandis que les instruments économiques sont des mesures institutionnelles visant à modifier l'environnement économique d'un agent économique (un pollueur par exemple), via des « signaux-prix ». Il s'agit alors de l'inciter à adopter volontairement des comportements favorables à l'environnement. C'est dans la combinaison harmonieuse de ces différents outils, bien situés dans le contexte socioéconomique concerné, que peuvent être abordés efficacement les enjeux de la gestion des ressources naturelles et de l'environnement.

Dans ce chapitre et dans le suivant, nous nous focalisons sur les instruments économiques. Ces instruments se divisent en deux grandes familles, selon qu'ils sont fondés sur les théories d'Arthur Cecil Pigou (1920) ou de Ronald Coase (1960).

Les externalités et les instruments économiques

Dès 1920, l'économiste britannique Arthur Cecil Pigou publie un ouvrage fondateur, *The Economics of Welfare*. La question des externalités y est centrale. Il y a *externalité* quand l'effet de l'action d'un agent économique s'exerce sur un autre, en dehors de tout marché. La réflexion de Pigou ne porte pas initialement sur les phénomènes de pollution ou de surexploitation des ressources naturelles, mais le cadre d'analyse et les solutions proposées s'y appliquent parfaitement. Les externalités correspondent donc à une divergence entre le coût privé et le coût social. Par exemple, un exploitant forestier qui ne prend pas en compte, dans le calcul de sa rentabilité (coûts et gains privés), la destruction des fonctions écologiques ou des services écosystémiques par le fait qu'il coupe les arbres de la forêt crée un coût social, une externalité. Sa rentabilité est donc surestimée et le bien-être général est réduit. La solution proposée par Pigou est une taxe destinée à corriger cette divergence de prix et à « internaliser l'externalité », afin que les agents économiques modifient leur comportement. Autrement dit, la taxe doit inciter l'acteur à faire un arbitrage entre payer pour le maintien d'une externalité

ENCADRÉ 12.1**Le principe pollueur-payeur**

La mise en œuvre de la taxe pigouvienne s'est traduite dans les pays développés par l'adoption du PPP par l'OCDE en 1972. Ce principe est un fondement des politiques environnementales dans ces pays.

Le PPP est un principe économique visant l'imputation des coûts associés à la lutte contre la pollution. Le pollueur doit supporter les frais liés à la prévention de sa pollution, à sa réduction ou à la lutte contre cette pollution. L'objectif de ce principe est donc clairement de limiter les impacts des activités économiques sur l'environnement. Il s'agit d'un principe d'efficacité économique et aucunement d'un principe moral visant à faire assumer le coût de la pollution par le pollueur. Il s'agit bien d'un principe d'imputation, répétons-le : libre au pollueur de le répercuter dans le prix des biens ou des services qu'il produit.

En France, par exemple, l'application de ce principe concerne les taxes sur l'assainissement, sur l'eau ou sur les ordures ménagères.

Pour une lecture complémentaire, voir De Sabran Ponteves (2001).

ou réduire cette externalité. La taxe est un des instruments le plus utilisés en matière de politique économique, en particulier pour mettre en œuvre le principe pollueur-payeur (PPP).

La taxe permet de mobiliser des ressources financières et d'orienter les comportements des agents économiques. Parler de taxe revient à parler de la fiscalité d'une manière générale. Il faut cependant distinguer deux formes de fiscalité : la fiscalité environnementale et la fiscalité budgétaire. La première a pour objectif la réduction des dégradations environnementales, alors que la seconde cherche à garantir à l'État des recettes prévisibles et stables.

Pour sa part, Ronald Coase, dans une vision axée sur le rôle fondamental qu'il faut donner au marché plutôt qu'à l'État, énonce que les externalités disparaîtraient si les ressources de type « bien

commun », donc l'environnement, faisaient l'objet de droits de propriété privée échangeables sur un marché. C'est par la négociation entre les titulaires des droits que s'atteindrait un optimum économique et que disparaîtraient les externalités.

Ainsi, comme le souligne Wendling (2008, p. 149), « les instruments économiques incitent les entreprises à aller au-delà du respect de simples normes, puisque réduire davantage la pollution leur permet d'économiser le montant équivalent de la taxe ou du prix des permis. Cela stimule en conséquence aussi l'effort d'innovation et de recherche et permet d'abaisser à long terme les coûts de réduction des émissions ».

Avec les taxes, les autorités donnent un signal-prix administré et les agents s'adaptent par les quantités demandées ; avec les permis négociables, les autorités donnent un signal-quantité et les agents adaptent leurs choix en confrontant leurs demandes, ce qui fait apparaître un prix d'équilibre sur le marché (Godard et Henry, 1998). L'approche fondée sur les droits et permis échangeables sera abordée au chapitre 13.

Les redevances et les taxes

Godard (2015, p. 4) classe ainsi, de façon pédagogique et avec un certain humour, les instruments économiques :

- les redevances, qui se rapprochent de la facturation des coûts d'un service rendu ;
- les taxes, ayant si possible un lien direct avec les effets négatifs que l'on veut réduire, mais auxquelles, par réalisme, on peut faire réaliser un déplacement d'une taxation des comportements à réguler (émissions de polluants) à une taxation des produits auxquels des nuisances sont rattachées (une taxe sur l'énergie fossile en lieu et place d'une taxe sur les émissions de CO₂, par exemple) ;

- les subventions, agréables pour ceux qui les accordent et ceux qui les reçoivent, mais qui ont un coût économique le plus souvent caché ou diffus, quoiqu'important, au détriment des contribuables et de l'activité économique ;
- les permis négociables d'émissions polluantes (chapitre 13).

Malgré ces distinctions apparemment claires, les concepts de taxe et de redevance sont parfois utilisés de façon indifférenciée, et la littérature n'est pas totalement standardisée à ce sujet. Par exemple, on parlera de taxe ou de redevance sur les déchets pour décrire le même outil. Nous retiendrons ici qu'une redevance est une catégorie particulière de taxe, liée à l'obtention soit d'un service, par exemple le traitement de la pollution des eaux usées, soit d'une ressource de type bien commun telle que de l'eau potable. On parlera alors de l'application du principe usager-payeur, pendant du PPP.

La taxe environnementale et ses applications

Les impacts sur l'environnement sont à l'origine de la mise en place d'une fiscalité environnementale. Celle-ci vise à intégrer, dans les coûts supportés par les agents économiques (entreprises, ménages, secteur public), le coût des dommages environnementaux causés par leurs activités. Pour Barde et Cournède (2002), la taxe environnementale constitue ainsi un instrument idéal pour injecter dans le marché des signaux appropriés destinés à internaliser les externalités. Il s'agit donc d'un instrument économique pour modifier les comportements des agents économiques en faveur de la protection de l'environnement.

L'application des taxes environnementales est fonction des enjeux environnementaux auxquels elles s'attaquent : consommation de biens et de matières premières, pollution (air, eau), changement climatique (gaz à effet de serre). Dans le domaine de la gestion des déchets, des taxes diverses sont mises en place pour le traitement des matières

résiduelles. Le montant varie selon le pays et le type de déchets. Dans le domaine de la pollution, on parle de taxation des émissions polluantes. Celle-ci consiste à faire payer une contribution au pollueur pour chaque unité de polluant rejetée dans l'air ou dans l'eau. Il s'agit, en pratique, de multiplier le montant unitaire (ou le taux de la taxe) par la quantité de polluants émis (l'assiette de la taxe) pour obtenir la contribution de l'agent ou de l'entreprise. Ici, la taxe a pour objectif évident d'inciter à réduire les émissions, puisque ces émissions vont coûter cher à l'entreprise alors que, sans la taxe, elle les émettrait en utilisant gratuitement la capacité de l'environnement (l'eau, l'air ou le sol, selon le cas) à les accueillir. Cela suppose donc que le niveau de la taxe soit assez élevé pour que celle-ci soit dissuasive. Dès lors, sur le plan de l'analyse économique, le taux de la taxe doit égaler le coût marginal de la réduction de la pollution et le coût marginal des dommages. Mais il se pose un problème important en économie : le manque d'information « parfaite » sur la nature de la pollution et les dommages engendrés. Pour résoudre ce cas, Baumol (1972) propose une approche dite de second rang. L'hypothèse est que l'autorité qui réglemente peut ne pas connaître (ou mal connaître) les coûts et les dommages d'une pollution. Dès lors, l'approche pragmatique consiste, dans un premier temps, à fixer un niveau de pollution à atteindre, puis, dans un second temps, à proposer un instrument pour atteindre cet objectif à un coût minimum.

Des exemples d'application en France et au Bénin

En France, une des logiques consiste à pénaliser les processus de production et les produits de consommation les plus polluants, car la fiscalité environnementale est également justifiée par le PPP. Le fondement se trouve dans la Charte de l'environnement, partie intégrante du bloc de constitutionnalité depuis 2005, et dans l'article L.110-1 du Code de l'environnement (MEEM, 2017, p. 6) : « Ainsi, via leur contribution fiscale, les pollueurs participent au financement des mesures de prévention, de réduction et de lutte contre la pollution. »

D'une manière générale, il s'agit donc d'utiliser les taxes environnementales pour orienter l'économie vers un développement durable.

Le tableau 12.1 présente, pour la France, les montants des recettes des principales sources de fiscalité environnementale (taxes et redevances) en 2016.

Les principales taxes environnementales concernent ainsi les secteurs de l'énergie, du

transport, de la pollution, de la ressource (eau et mines en particulier) et des ordures ménagères. Pour cette dernière catégorie, on a la taxe d'enlèvement des ordures ménagères. Il s'agit d'un impôt local des communes pour le financement de la collecte des déchets ménagers et assimilés. La taxe intérieure sur la consommation de produits énergétiques et la contribution au service public de l'électricité sont deux postes de recettes non négligeables pour l'État.

TABEAU 12.1

Principales sources de fiscalité environnementale en France, 2016

Nom de la taxe	Recettes (en millions d'euros)	Classification Eurostat
Taxe intérieure sur la consommation de produits énergétiques (TICPE)	28 456	Énergie
Contribution au service public de l'électricité (CSPE)	8 264	
Taxes locales sur l'électricité	1 588	
Imposition forfaitaire sur les entreprises de réseaux (IFER)	1 592	
Taxe intérieure de consommation sur le gaz naturel (TICGN)	1 104	
Autres taxes énergétiques	1 310	
Taxe sur certificats d'immatriculation (cartes grises)	2 187	Transport
Taxe additionnelle sur les assurances automobile	996	
Taxe due par les concessionnaires d'autoroutes	599	
Taxe sur les véhicules de société	542	
Taxe de l'aviation civile	410	
Autres taxes sur les transports	1 167	
Redevances pollution eau	1 960	Pollution
Taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) (déchets, pollutions atmosphériques) hors TGAP carburant	654	
Redevances prélèvement eau	385	Ressource
Autres taxes sur les ressources	22	
Total (champ Eurostat)	51 235	
Taxe et redevance d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM et REOM)	7 384	Hors champ Eurostat

Source: tome I des voies et moyens du projet de loi de finances 2018, données de la Direction générale des douanes et droits indirects, <<https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/fiscalite-environnementale>> (consulté le 1^{er} avril 2019).

Au Bénin, le Code général des impôts¹ autorise les communes à instaurer une taxe pour financer la collecte et le traitement des ordures ménagères. Le montant de cette «taxe d'enlèvement des ordures» est fixé par délibération des conseils municipaux ou communaux :

- entre 500 et 8 000 francs CFA, pour les occupants d'immeuble à des fins d'habitation ;
- entre 2 000 et 50 000 francs CFA, pour les occupants d'immeuble à des fins d'activités commerciales, industrielles et professionnelles.

Le problème ici est la minimisation du montant de la taxe à appliquer aux différentes catégories d'acteurs. Les élus locaux ont en effet tendance à adopter des comportements non optimaux pour des raisons de clientélisme électoral. Le risque est donc que les recettes des municipalités ne couvrent pas le coût global du service de gestion des déchets.

D'une manière générale, la plus discutée des taxes environnementales est bien la «taxe carbone», qui fait l'enjeu de nombreux débats, mais aussi d'enjeux sociaux et politiques. La raison est que la question de son acceptabilité sociale n'est pas toujours discutée lors de sa mise en place ou de sa hausse.

La taxe carbone

La taxe carbone est une des mesures privilégiées pour réduire les émissions de CO₂ et d'autres gaz à effet de serre. Elle vise à inciter les producteurs et les consommateurs à adopter des pratiques plus vertueuses dans ce domaine. Le site de l'organisme de promotion de la responsabilité sociale d'entreprise et du développement durable www.e-rse.net illustre bien le double statut de taxe et de redevance qu'a la «taxe carbone». On peut y lire : «Techniquement, la taxe carbone prend la forme d'une redevance tarifée à la tonne de CO₂ émise, avec programmation de hausses progressives. Le but de ces hausses est de favoriser les investissements à long terme en faveur d'une diminution des émissions, sans pour

autant pénaliser excessivement les entreprises et les consommateurs sur le court terme» (E-RSE, s.d.).

Le tableau 12.2 dresse le portrait de la grande diversité dans la mise en œuvre de la taxe carbone dans 10 pays de l'OCDE. On voit que la taxe a été introduite dans les pays scandinaves dès le début des années 1990 et beaucoup plus récemment dans la majorité des autres pays. On voit aussi que l'assiette de la taxe et le niveau auquel elle est captée dans les filières économiques varient beaucoup d'un pays à l'autre. Il n'y a donc pas de solution unique dans la mise en œuvre de la taxe.

Des exemples de redevances et de subventions

Comme le suggérait Godard (2015), la notion de redevance est liée à la rémunération d'un service public, qu'il soit lié à un enjeu environnemental ou de ressource naturelle ou pas (par exemple, le cas de la redevance télévision en France ou la redevance transport perçue auprès des promoteurs immobiliers bénéficiant de la proximité d'un réseau de transport public).

On distingue plusieurs catégories de redevances. Les redevances de déversement sont liées aux rejets de polluants dans l'air ou l'eau et au bruit ; elles servent à financer des infrastructures liées au traitement de la pollution induite ou l'approvisionnement en eau. Les redevances pour service rendu sont perçues pour financer le traitement collectif des rejets ; elles servent à payer le coût du traitement des déchets. Les redevances sur produit sont appliquées sur des produits polluants au stade de la production, de la consommation ou de la gestion en fin de vie (pneumatiques, batteries, etc.)

Au Québec, le règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles est entré en vigueur le 23 juin 2006. Il a pour but de réduire les quantités de matières résiduelles qui

1. Articles 1042 et 1044 du Code général des impôts (2018) : <<http://www.impots.finances.gouv.bj/wp-content/uploads/2018/03/CGI-2018-VERSION-FINALE.pdf>>, consulté le 1^{er} avril 2019.

TABLEAU 12.2

Vue d'ensemble des taxes carbone et des redevances sur l'énergie dans 10 pays de l'OCDE

État/région	Breve description	Taux d'imposition CO ₂ (en euros par tonne de CO ₂)	Part des émissions de CO ₂ prises en compte
Australie	Juillet 2012 : introduction de la taxe CO ₂ pour les gros émetteurs. Elle devait être remplacée par un système de permis négociables, mais qui a été rejeté en 2014.	18,6 euros (à partir du 01-07-2012)	60% (des émissions de gaz à effet de serre)
Colombie-Britannique (Canada)	Juillet 2008 : introduction de la taxe CO ₂ ; même tarif pour toute l'économie par unité de gaz à effet de serre d'origine fossile.	23,3 euros (à partir du 01-07-2012)	70%
Danemark	1992 : introduction de la taxe CO ₂ sur les produits énergétiques destinés aux ménages, puis, à partir de 1993, sur ceux destinés à l'économie. Taxe énergétique supplémentaire sur les bombes de gaz, le mazout, le gazole, le charbon, l'électricité et le gaz naturel ; taxe SO ₂ sur tous les combustibles soufrés destinés aux ménages et aux entreprises.	21,3 euros (2012)	59,1%
Finlande	1990 : introduction, puis développement progressif de la taxe CO ₂ . Le processus a été influencé par d'autres instruments : la politique de l'UE, des réticences quant à la violation éventuelle d'accords commerciaux et des motifs de politique partisane.	Carburants : 60 euros Combustibles de chauffage : 30 euros (le 01-01-2012)	32,6%
Allemagne	1999 : introduction de la réforme fiscale à caractère écologique, avec relèvement continu des taxes existantes sur les carburants, le gaz naturel, l'huile lourde et les lampes à chaleur, complété par une nouvelle taxe sur l'électricité. La réforme obéissait à des motifs écologiques et économiques, mais diverses dérogations ont été accordées aux centres de production et industries énergivores.	Pas d'indication – taxe énergétique	Pas d'indication – taxe énergétique
Irlande	Décembre 2009 : introduction de la taxe CO ₂ , développée ensuite en trois paliers de 2009 à 2013. Elle vise les émissions de CO ₂ dans les secteurs non soumis au système d'échange de quotas d'émission de l'UE (SEQE). Elle se base sur la teneur en CO ₂ des combustibles.	Pétrole, diesel, kérosène, gaz-oil désigné comme tel, gaz liquide, mazout, gaz naturel : 20 euros (2012) Combustibles solides : 10 euros (à partir de mai 2013)	60,4%
Pays-Bas	1996 : introduction (régulatrice) de la taxe énergétique sur les combustibles à la production d'électricité dans les ménages ainsi que dans les petites et moyennes entreprises.	N/A – taxe énergétique avec composante CO ₂	58,5%

Norvège	1991 : introduction de la taxe CO ₂ sur la consommation de pétrole, de diesel et d'huile minérale, ainsi que sur le secteur du pétrole off-shore. Outre cette taxe, le système norvégien de taxation de la consommation de combustibles fossiles comprend aussi une taxe énergétique et une taxe SO ₂ .	Dépend de l'agent énergétique: 101 NOK (= 13,7 euros)/t CO ₂ (huile lourde), 225 NOK (= 30,5 euros)/t CO ₂ (gaz naturel, mazout léger), 384 NOK (= 52,1 euros)/t CO ₂ (essence) en 2012	75,2%
Suède	1991 : introduction de la taxe CO ₂ , suivie d'un programme de «déplacement vert de l'impôt», qui a duré de 2001 à 2010. Les réformes de la taxe énergétique et de la taxe CO ₂ se sont accompagnées d'une série de dérogations pour protéger la compétitivité et les industries énergivores.	1080 SEK (= 118 euros)/t CO ₂ en 2012	41,2%
Royaume-Uni	2001 : introduction de la redevance « changement climatique » (Climate Change Levy, CCL) perçue sur l'électricité, le gaz naturel, le gaz liquide, d'autres hydrocarbures gazeux, le charbon, le lignite, le coke, les semi-coques de charbon ou de lignite, ainsi que sur le coke de pétrole. Est taxée la consommation de l'industrie, de l'économie et du secteur public.	Équivalents de 12,0 euros/t CO ₂ (gaz naturel), 8,8 euros/t CO ₂ (pétrole), 6,4 euros/t CO ₂ (charbon)	35,4%
Suisse	Redevance CO ₂ en Suisse, 36 fr par tonne de CO ₂ en 2013 Barème du système européen d'échange de quotas d'émission : entre 6 et 10 euros/t d'équivalent CO ₂ en 2012.		35,3%

Source: Ten Brink et Withana (2015), p. 24.

sont éliminées et, par la même occasion, d'augmenter la durée de vie des lieux d'élimination. Les redevances permettent également de financer la préparation, la mise en œuvre et la révision des plans de gestion des matières résiduelles. Ainsi, tous les exploitants de lieux d'élimination ont à payer des redevances chaque fois qu'ils reçoivent des matières destinées à l'élimination. Les redevances sont payables quatre fois l'an. Les redevances totales sont de 23,07 \$ la tonne métrique en 2019 (MELCC, 2019).

Au Canada (UOMA, 2016), des redevances environnementales sont appliquées dans le domaine de la gestion des huiles usées. Ce sont les droits chargés aux premiers vendeurs et aux manufacturiers d'équipement d'origine sur tous les produits à base d'huile lubrifiante, les contenants d'huile et les filtres à huile vendus aux consommateurs ou utilisés pour le premier remplissage de matériel neuf.

Les subventions représentent une dimension symétrique à l'internalisation d'externalités négatives par une taxe ou une redevance. Elles internalisent une externalité positive de l'agent économique. Par exemple, en isolant mieux sa maison, en plus d'avoir un meilleur confort (gain privé), le consommateur contribue à la diminution de la pollution par le chauffage. La subvention qui lui est offerte prend donc acte de cette externalité positive. De même nature que la subvention, les allègements fiscaux ou les prêts à intérêts bonifiés encouragent aussi les achats ou les investissements ayant des retombées positives sur l'environnement.

Lahsen et Mundler (2010) font ressortir deux autres types d'aides financières utilisées pour financer les externalités positives. D'un côté, les intérêts réduits abaissent le coût de mise en œuvre d'investissements anti-pollution dans une entreprise ou une organisation ou pour un individu. L'autre approche est celle des allègements fiscaux, qui ont les mêmes effets que les taux d'intérêt réduits. Nous pouvons aussi ajouter à ces trois types d'aides les paiements pour services écologiques, qui sont de même nature que les subventions puisqu'ils relient une pratique à ses effets positifs pour la société (voir le chapitre 13).

Conclusion

La trilogie d'outils économiques taxes-redevances-subventions est maintenant largement utilisée dans l'ensemble des pays de la Francophonie et dans le reste du monde. Dans certains domaines, comme la gestion de l'eau ou des déchets, on peut dire que les approches sont rodées et que les outils en question s'insèrent dans une approche de gestion plus large et assez intégrée, faisant appel de façon complémentaire à une approche réglementaire (normes et autres). Dans d'autres domaines, notamment celui des changements climatiques, les outils économiques font encore l'objet de réticences parfois vives, car on s'attaque dans ce cas à certaines dimensions des modes de vie, et la dimension incitative des outils n'est pas suffisante en soi pour leur donner le pouvoir d'impulser des comportements plus vertueux, comme le voudrait la théorie.

Un article de Damian (2018, p. 5) illustre bien les enjeux de mise en œuvre et de l'importance de mobiliser d'autres disciplines :

Pour l'avenir proche et lointain, beaucoup plus d'économie politique, de sciences sociales et de considération pour la protection « sociale écologique », ne ferait pas de mal. Car les batailles autour de la fiscalité carbone – dont on dit qu'il conviendrait qu'elle soit fortement « croissante » pour lutter contre les dérèglements climatiques – ne cesseront pas de sitôt.

Cette question de l'acceptabilité sociale des approches fiscales de l'environnement (dans le cas de la Suisse) a été clairement exposée par Bürgermeier (2005, p. 39) :

Si, en votes populaires, des projets de taxes environnementales ont subi des échecs cuisants à deux reprises, cela montre également l'absence de groupes d'intérêts forts capables de mener une campagne politique en faveur des instruments incitatifs.

Il s'ensuit un renforcement des problèmes de légitimité de l'action publique. Cette crise de légitimité croissante favorise des analyses qui ne prennent pas seulement le raisonnement économique en

compte, mais qui insistent sur une meilleure compréhension des interdépendances sociales et écologiques. Des aménagements institutionnels, des politiques sociales complémentaires et une meilleure intégration des connaissances scientifiques dans l'élaboration des politiques environnementales nécessitent un dépassement d'une analyse strictement économique sur laquelle se fondent traditionnellement les politiques fiscales de l'environnement. Ce dépassement facilite la mise en place des politiques fiscales de l'environnement et assure leur succès dans l'avenir.

Il est donc important, lors de la mise en œuvre d'outils économiques de type taxes et redevances, de les combiner avec d'autres approches, réglementaires, mais aussi de les accompagner d'une pédagogie appropriée. Dès 1977, Barde et Gerelli, dans ce qui reste un classique de l'économie et de la politique environnementale, insistent sur l'importance d'avoir un *policy mix*, c'est-à-dire une combinaison d'approches de diverses natures et pas seulement un instrument pour aborder la gestion des enjeux environnementaux. Cela reste plus pertinent que jamais.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Barde, J. P. et B. Cournède (2002). « Les taxes environnementales : un instrument d'incitation ou de financement ? », *Revue d'économie financière*, n° 66, « Johannesburg 2002 : écologie et finance », p. 119-134.
- Barde, J. P. et E. Gerelli (1977). *Économie et politique de l'environnement*, Paris, Presses universitaires de France.
- Baumol, W. (1972). « On taxation and the control of externalities », *American Economic Review*, vol. 62, p. 307-322.
- Bureau fédéral du Plan – BFP (2013). *Taxes environnementales par activité économique. 2008-2011*, Bruxelles, BFP, <https://www.plan.be/admin/uploaded/201310310949190.ETEA2013_FR.pdf>, consulté le 29 mars 2019.
- Bürgenmeier, B. (2005). « Les politiques fiscales environnementales » *Liaison Énergie Francophonie*, n° spécial 66-67, « Économie de l'environnement et des ressources naturelles ».
- Bürgenmeier, B. (2008). *Politiques économiques du développement durable*, Bruxelles, De Boeck.
- Coase, R. (1960). « The Problem of Social Cost », *Journal of Law and Economics*, vol. 3, p. 1-44.
- Conseil des impôts (2005). *Fiscalité et environnement*, XXIII^e rapport au Président de la République.
- Damian, M. (2018). « Débat : Taxe carbone et "gilets jaunes", la faute aussi aux économistes », *La conversation*, 7 décembre, <<https://theconversation.com/debat-taxe-carbone-et-gilets-jaunes-la-faute-aussi-aux-economistes-107741>>, consulté le 29 mars 2019.
- De Sabran Ponteves, E. (2008). « Le principe pollueur-payeur en droit communautaire », *Revue européenne de droit de l'environnement*, n° 1, p. 21-60, <https://www.persee.fr/doc/reden_1283-8446_2008_num_12_1_2001>, consulté le 1^{er} avril 2019.
- E-RSE (s.d.). « Taxe carbone : définition et applications – Qu'est-ce que la taxe carbone ? », *E-RSE, la plateforme de l'engagement RSE et développement durable*, <<https://e-rse.net/taxe-carbone-definition>>, consulté le 1^{er} avril 2019.
- Godard, O. (2015). *Environnement et développement durable : une approche méta-économique*, Bruxelles, De Boeck.
- Godard, O. et C. Henry (1998). « Les instruments des politiques internationales de l'environnement : la prévention du risque climatique et les mécanismes de permis négociables », dans *Fiscalité de l'environnement*, Paris, La Documentation française, coll. « Rapports du CAE », p. 83-174.
- Lahsen, A. et P. Mundler (2010). *Économie de l'environnement et du développement durable*, Bruxelles, De Boeck Supérieur.
- Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, en charge des relations internationales sur le climat – MEEM (2017). *Fiscalité environnementale : un état des lieux*, Paris, Commissariat général au développement durable, janvier, <<https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Théma%20-%20Fiscalité%20environnementale%20-%20Un%20état%20des%20lieux.pdf>>, consulté le 29 mars 2019.

- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec – MELCC (2019). *Redevances pour l'élimination des matières résiduelles*, <<http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/redevances/index.htm>>, consulté le 1^{er} avril 2019.
- Pigou, A.C. (1920). *The Economics of Welfare*, Londres, Macmillan.
- Rotillon, G. (2007). «La fiscalité environnementale : outil de protection de l'environnement?», *Regards croisés sur l'économie*, vol. 1, n° 1, p. 108-113. <<https://doi.org/10.3917/rce.001.0108>>, consulté le 29 mars 2019.
- Ten Brink, P. et S. Withana (2015). «Taxes CO₂ et redevances climatiques : les leçons de l'étranger», *La vie économique*, vol. 6, p. 22-26.
- Used Oil Management Association of Canada – UOMA (2016). «Redevance environnementale : conformité et documentation», *Bulletin des sociétés de gestion des huiles usagées*, vol. 1, no 1, <<http://usedoilrecycling.com/redevance-environnementale-conformite-et-documentation/?lang=fr>>, consulté le 1^{er} avril 2019.
- Wendling, C. (2008). «Les instruments économiques au service des politiques environnementales». *Économie et prévision*, n° 182 (2008/1), p. 147-154, <<https://www.cairn.info/revue-economie-et-prevision-2008-1-page-147.htm>>, consulté le 29 mars 2019.

CHAPITRE

13

Les droits et permis échangeables

Jean Hugues Nlom

Introduction

Regroupés sous le vocable « marchés des droits », les droits et permis échangeables et les quotas transférables constituent un instrument de régulation de l'environnement – notamment de la pollution (air, eau, sol) et des ressources naturelles –, à l'instar de la gestion des pêcheries et de la chasse. Cet instrument a vu le jour grâce à l'économiste canadien John Dales (1968), qui propose la mise en œuvre d'un système de quotas transférables pour réguler la pollution de l'eau des lacs et rivières de son pays. Dales s'est inspiré en partie des travaux de Coase (1960) et de Demsetz (1964) sur les droits de propriété pour l'usage des ressources collectives. En effet, pour Coase (1960), distribuer des droits de propriété sur les ressources naturelles à des agents en situation conflictuelle pour l'usage de ces ressources a pour effet d'amorcer un processus de négociation entre eux et conduit inéluctablement à un échange marchand de ces droits de propriété.

Les marchés des droits possèdent un équilibre qui permet de respecter certaines contraintes environnementales au moindre coût (Montgomery, 1972). Les droits et permis échangeables constituent une approche fondée sur les quantités, contrairement aux taxes, qui constituent une approche essentiellement basée sur les prix, comme on l'a vu au chapitre précédent, quoique les deux approches permettent de cibler un objectif environnemental donné : le niveau de pollution ou le quota de ressource à prélever. Ces deux instruments économiques – les permis échangeables et les taxes – visent à inciter les agents économiques à adopter un comportement environnemental responsable, contrairement aux instruments réglementaires¹, qui obéissent essentiellement à la logique de la répression. Ceux-ci conduisent les agents économiques à internaliser les externalités² dont ils sont les sources dans leurs décisions de production ou de consommation. Tant que, pour les divers agents, les coûts marginaux de la réduction des émissions

1. La solution réglementaire se caractérise par des lourdeurs dans les procédures et par des possibilités de marchandage du fait de la corruption des agents chargés d'appliquer la réglementation.
2. Une externalité ou un effet externe est, par définition, l'effet subi par un agent économique (le récepteur de l'externalité) et non compensé, dans le cadre d'un échange marchand, d'un marché, ou d'une action de production ou de consommation d'un agent économique (l'émetteur de l'externalité). C'est un effet négatif ou positif sur l'utilité de l'agent récepteur. Par exemple, une nuisance ou une pollution due à un acte de production ou de consommation est une externalité négative si elle porte atteinte à la satisfaction d'un agent tiers, non concerné par cet acte d'échange ou de production (Lesourd, 2001).

polluantes ou des prélèvements de ressources sont inférieurs au prix du quota sur le marché, l'entreprise a avantage à réduire ses émissions ou ses prélèvements et à vendre ses quotas excédentaires aux entreprises qui ont un coût marginal de réduction ou de prélèvement élevé (Baumol et Oates, 1988). L'ampleur de la réduction des coûts dépend du contexte d'application empirique et peut aller de 10 % à 95 % selon le cas (Tietenberg, 1992). Ce résultat est particulièrement valide dans les situations d'asymétrie d'information, où les difficultés d'accès aux informations détenues par les participants aux marchés empêchent l'autorité réglementaire de mettre sur pied une politique de taxation optimale (OCDE, 2001). Dans une telle situation, les marchés des droits sont plus indiqués que les taxes « pigouviennes » pour réguler les problèmes environnementaux.

Les droits et permis échangeables restent une innovation encore peu utilisée à travers le monde, probablement parce qu'ils sont apparus à la fin des années 1970. Les États-Unis constituent le premier pays à avoir expérimenté cette politique en réaction à la réglementation très rigide imposée par la *Clean Air Act* de 1970. La réforme de cette loi en 1990 a permis la mise en place d'un véritable marché de permis échangeables, à l'échelle de l'ensemble des États-Unis, grâce au programme Acid Rain, qui avait pour objet de réguler le transport sur de longues distances de la pollution générée par le dioxyde de soufre (SO₂). Fort de sa réussite, le gouvernement américain a voulu étendre son expérience novatrice de gestion de l'effet de serre à l'ensemble de la planète, à travers le protocole de Kyoto. Pour ce qui est des émissions de dioxyde de carbone (CO₂), un marché européen qui tarde réellement à prendre corps existe depuis le 1^{er} janvier 2005.

Dans de nombreux pays développés et en développement, les marchés des droits d'usage sont institués pour gérer durablement les ressources halieutiques (le poisson des mers et des rivières), le gibier, la faune et la flore sauvage, qui sont en

réalité des biens communs. Sans la mise en place des restrictions que permettent les marchés des droits, l'accès aux ressources dont on veut assurer la gestion durable serait libre, ce qui les mènerait tout droit vers la disparition.

La pertinence de la méthode

Dans les marchés de droits de propriété, l'autorité réglementaire définit un niveau global de pollution ou une quantité donnée de ressources dont le prélèvement est autorisé au cours d'une période déterminée. La contrainte environnementale ainsi définie est compatible avec les capacités d'assimilation de l'environnement, dans le cas de la gestion de la pollution, ou avec la capacité de régénération de la ressource, pour un territoire et une période donnés. Elle répartit ce plafond entre les participants au marché, soit gratuitement, soit en vendant des droits à un prix fixe ou selon un système de vente aux enchères. Les détenteurs des droits se voient ainsi conférer le droit de polluer ou de prélever des ressources dans les limites indiquées par leur permis. Ces participants ont la possibilité de s'échanger les quotas qu'ils détiennent. Concrètement, les agents n'ayant pas épuisé leur quota peuvent vendre leurs droits aux agents qui ont besoin de droits. À l'équilibre, l'offre et la demande de droits conduisent à la détermination d'un prix de marché.

Les applications courantes

À ce jour, les formes les plus élaborées de permis échangeables se trouvent aux États-Unis, en matière de gestion de la pollution, et dans un certain nombre de pays d'Europe, pour ce qui est de la gestion des pêcheries. Des réflexions et négociations sont en cours afin d'étendre ce mécanisme à l'échelle planétaire.

L'expérience américaine des permis négociables

Aux États-Unis, dans le but d'assouplir un système de régulation environnementale jugé trop rigide et trop lourd par les sociétés industrielles – notamment celles du secteur de l'électricité, principales responsables des émissions de SO₂, une expérience de marché des droits s'est développée en deux temps de façon contrastée.

En 1970, la *Clean Air Act* est promulguée afin de réduire considérablement les émissions de six polluants : le SO₂, le CO₂, les poussières, le dioxyde d'azote, l'ozone et le plomb. Cette loi donne pour la première fois au gouvernement fédéral la possibilité de définir des normes environnementales nationales à sa convenance, par l'entremise de l'Environmental Protection Agency³ (EPA). Ces normes sont mises en œuvre par les États, conformément à des plans d'application. De tels plans, proposés pour 247 zones de contrôle de la qualité de l'air, déterminent les niveaux d'émissions autorisés pour les différentes sources de pollution de façon à respecter les normes de l'EPA (Gastaldo, 1992). De 1977 à 1990, quatre formules sont introduites sans remettre fondamentalement en cause le cadre réglementaire existant : la compensation externe (*offsets*), la compensation interne (*netting*), la bulle (*bubble*) et la mise en réserve (*banking*).

- La *compensation externe* oblige les pollueurs installant une source nouvelle de pollution à compenser les émissions qu'elle engendre par une réduction identique, soit en réduisant la pollution émise par ses autres installations existantes, soit en finançant la mise en place de dispositifs antipollution auprès d'autres sources, ou encore en supprimant de vieilles installations après les avoir achetées.
- La *compensation interne* s'applique dans le cas d'une modification des sources existantes. La possibilité d'effectuer une compensation entre deux sources de pollution évite d'avoir à appliquer aux sources modifiées les normes plus

strictes applicables aux sources nouvelles. Cette formule est la plus utilisée des quatre. Toutefois, elle reste très éloignée du fonctionnement d'un véritable marché de droits.

- La *bulle* vise à globaliser les exigences imposées aux différentes entreprises polluantes d'un site industriel, plutôt que de soumettre chaque entreprise polluante à des prescriptions spécifiques. Elle permet aux entreprises de réduire leurs coûts de dépollution en privilégiant certains efforts.
- La *mise en réserve* donne aux entreprises la possibilité de thésauriser les permis de l'année pour les utiliser ultérieurement ou pour les vendre. Elle vise *a priori* la réduction précoce des émissions polluantes lorsque les agents concernés ont la capacité d'anticiper une baisse future des allocations de droits ; ce cas s'observe très souvent dans des programmes qui définissent plusieurs étapes de réduction des émissions, car il permet de maximiser les investissements dans le temps.

L'EPA avait approuvé cinq projets de mise en réserve en 1986. La compensation interne est de loin l'instrument le plus utilisé, avec un nombre d'opérations oscillant entre 5 000 et 12 000 de 1974 à 1984. En moyenne, 200 opérations de compensation externe ont été réalisées annuellement entre 1977 et 1986. Les bulles ont connu un succès limité. De 1979 à 1986, près de 150 opérations ont été conduites soit dans un cadre fédéral, soit dans le cadre des règles spécifiques aux États fédérés (Godard, 2000). Avant 1990, c'est en Californie que les échanges de permis ont été les plus pratiqués (Gastaldo, 1992).

La réforme de la *Clean Air Act* intervenue en 1990 marque une étape décisive dans l'émergence d'un marché des droits à polluer aux États-Unis. Elle jette les bases d'un marché sur l'ensemble du territoire américain. Il s'agit du marché des droits d'émission de SO₂ par les compagnies du secteur de l'électricité. Ce secteur était en effet responsable

3. L'EPA fait office d'autorité de régulation de l'environnement aux États-Unis. Cette agence est l'équivalent du ministère de l'Environnement dans nombre de pays.

de 70 % des émissions de SO_2 . Le programme Acid Rain, dans lequel ce marché a pris corps, consistait à réguler les polluants acides transportés sur de grandes distances. Plus concrètement, l'objectif était réduire de 40 % en 2000, puis de 50 % en 2010, le niveau des émissions de SO_2 par rapport à leur niveau de 1980, qui était de 25 millions de tonnes par an. Le plafond total annuel d'émissions de SO_2 ainsi défini pour le secteur de l'électricité a initialement été réparti⁴ gratuitement entre les entreprises émettrices existantes. Dès 1996, les nouvelles centrales ont été tenues de payer leurs permis d'émission. Chaque entreprise d'électricité reçoit un pourcentage de ce plafond total d'émissions pour une année donnée, dont l'unité est la tonne de SO_2 . Lorsque les émissions excèdent les quantités permises, deux types de sanctions peuvent s'appliquer : soit une amende, dont le montant initial de 2 000 \$ est passé à 2 500 \$ en 2000, soit l'obligation de compenser le dépassement l'année suivante en réduisant du déficit de l'année écoulée la quantité autorisée par les permis. L'enregistrement des permis auprès de l'autorité réglementaire est obligatoire. L'objectif est de s'assurer que chaque entreprise possède le montant de permis correspondant à ses émissions de l'année en cours. Un système de comptabilité électronique a été institué à cette fin (Vallée, 2002).

L'ajustement des demandes et des offres excédentaires se fait par des transactions entre opérateurs. Contrairement aux prévisions des analystes, le prix des permis s'est stabilisé dans la fourchette de 80 \$ à 210 \$ la tonne de SO_2 (Godard, 2000). Deux étapes de réduction ont été mises en œuvre, de 1995 à 1999, puis de 2000 à 2009. Au cours de la première, le système a été compliqué par l'attribution d'allocations supplémentaires tenant compte de situations particulières et destinées à l'installation d'équipements de désulfuration ainsi qu'au développement d'énergies nouvelles. À partir de janvier 2000, le plafond d'émissions a été

abaissé. De 1994 à 1999, 6 500 opérations portant sur 73 millions de permis ont été enregistrées, dont 60 % de mouvements internes à une entreprise et 40 % de transactions externes. Les deux tiers des transactions externes ont été réalisés par l'entreprise de courtiers. Le volume de ces transactions externes n'a cessé de croître au cours des années : elles représentaient 11 % des transactions totales en 1995 et 70 % en 1998 (Vallée, 2002).

Comme cette expérience a porté ses fruits aux États-Unis, des réflexions sont en cours pour utiliser le mécanisme des permis échangeables à l'échelon international afin de gérer les émissions de gaz à effet de serre (GES).

Le protocole de Kyoto et la gestion internationale de l'effet de serre

Le protocole de Kyoto a vu le jour le 11 décembre 1997, au Japon, au cours des travaux de la 3^e session annuelle de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC). Il avait pour objectif de réduire de 5,2 %, par rapport à leurs niveaux de référence de 1990, les émissions de six GES, à savoir le CO_2 , le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O), les hydrofluorocarbures (HFC), les hydrocarbures perfluorés (PFC) et l'hexafluorure de soufre (SF_6), sur la période 2008-2012 (CCNUCC, 2006). En 2010, près de 168 pays l'avaient ratifié depuis son entrée en vigueur en février 2005.

Avec l'entrée en vigueur de la CCNUCC sur les changements climatiques en 1994, les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques et de l'Europe de l'Est (pays dits de l'annexe I) s'étaient engagés à stabiliser le volume de leurs émissions de GES en 2000 au même niveau qu'en 1990, un engagement qui, évidemment, n'avait pas été respecté (Vallée, 2002). Les États-Unis et l'Australie, qui avaient signé le protocole de Kyoto, ne l'avaient pas ratifié, ce qui avait eu

4. La répartition initiale a tenu compte de la quantité moyenne de chaleur utilisée par chaque centrale durant la période 1985-1987, multipliée par un coefficient technique d'émission de dioxyde de soufre.

pour conséquence d'annuler *de facto* leurs engagements. Ils s'étaient plutôt engagés dans le développement et l'échange de technologies propres et moins polluantes, notamment dans le cadre du partenariat Asie-Pacifique conclu avec la Chine, l'Inde, le Japon et la Corée du Sud. Le protocole de Kyoto engageait 34 pays industrialisés, responsables de 30 % du total des émissions mondiales (CCNUCC, 2006).

Le protocole de Kyoto incorporait cinq mécanismes de flexibilité, dont plusieurs reposaient sur le transfert ou le commerce des quotas ou crédits d'émissions :

- l'instauration d'un commerce intergouvernemental des quotas d'émissions entre pays de l'annexe I ayant souscrit des engagements chiffrés ;
- un système de transfert de crédits d'émission obtenus au niveau des projets entre pays de l'annexe I ;
- un mécanisme de développement propre (MDP)⁵ prévoyant le transfert à des pays de l'annexe I de réductions d'émissions certifiées résultant de projets réalisés dans des pays hors de l'annexe I, notamment les pays en développement, lesquels n'ont pas d'objectifs d'émissions chiffrés ;
- la possibilité pour plusieurs parties de tenir leurs engagements de façon conjointe sur la base d'un accord séparé ; cet accord devait préciser une distribution du quota agrégé résultant de leurs objectifs chiffrés respectifs pour la période d'engagement 2008-2012 ;
- la possibilité de mettre en réserve les quotas d'émissions non utilisés pour une période future (lorsque les émissions ont été inférieures au quota).

Ces mécanismes devaient permettre aux pays industrialisés de bénéficier des crédits carbone résultant d'investissements dans les technologies propres dans le cadre de projets de réduction des émissions de GES à l'extérieur de leur zone géographique.

La gestion des pêcheries au moyen de quotas transférables

Quatre pays sont généralement cités comme des exemples de réussite de gestion de la pêche à travers le système de quotas individuels transférables (QIT). Il s'agit de la Nouvelle-Zélande et de trois pays européens : l'Islande, les Pays-Bas et le Royaume-Uni. Jusqu'ici, ce système est peu utilisé dans le monde. L'Union européenne étudie les voies et moyens de gestion de ses pêcheries à travers ce mécanisme dans le cadre de sa politique commune de pêche. Toutefois, il faut reconnaître que la conception du système des quotas varie d'un pays à un autre en termes de taille et d'importance nationale. Les QIT sont de véritables droits de propriété en Nouvelle-Zélande, en ceci qu'ils sont exclusifs et transférables. En Islande et aux Pays-Bas, les échanges de quotas sont autorisés sous certaines restrictions, tandis qu'au Royaume-Uni, l'échange n'est pas explicitement autorisé, mais il existe, car il n'est pas considéré comme une activité illégale (Buisman *et al.*, 2003).

L'objectif déclaré de ces systèmes de gestion des pêcheries est de limiter les captures et l'effort de pêche afin de permettre la reconstitution du stock de population biologique. En Nouvelle-Zélande, les titulaires de quotas de pêche paient une grande partie des frais de gestion du système, et le gouvernement leur a transféré la responsabilité de fixer le total autorisé de capture (TAC)⁶. Le TAC

5. Les MDP ont représenté 5,4 milliards de dollars, soit 508 millions de tonnes économisées. Depuis 2002, à l'échelle mondiale, 8 milliards de dollars ont été générés de cette manière, produisant 16 milliards d'investissements. La Chine et l'Inde sont les deux principaux vendeurs, l'Afrique étant restée largement absente avec moins de 3 % des crédits vendus (Wikipédia, s.d.).

6. Le TAC ne doit pas être confondu avec le total autorisé d'effort (TAE) de pêche, soit le contingentement de l'effort de pêche global dans une unité de gestion de la ressource.

correspond à la quantité, exprimée en tonnes ou en kilogrammes, de prélèvement de ressource – ici, la capture de poissons – que l'on décide de ne pas dépasser afin d'assurer la durabilité de son exploitation. Le TAC se détermine en tenant compte des caractéristiques biologiques de l'état actuel du stock de ressource. En Islande, le système de QIT a été institué au départ comme une mesure transitoire visant à limiter la croissance de la pêche au cabillaud. Aux Pays-Bas, le système fonctionne bien depuis l'instauration d'un régime de cogestion donnant de larges responsabilités à des groupes de producteurs, qui appliquent des sanctions sévères lorsque les règles ne sont pas respectées (Vallée, 2002). En Islande, au Royaume-Uni et aux Pays-Bas, l'insuffisance du cadre juridique à faire des QIT de véritables droits de propriété, d'une part, et la possibilité de les transférer, d'autre part, constituent des obstacles majeurs au bon fonctionnement du système. Dans l'ensemble de ces quatre pays, les systèmes de surveillance mis en place ont permis de réduire les écarts souvent observés entre les captures et le TAC. La productivité et la valeur ajoutée par employé ont crû, tout comme les revenus des pêcheurs. La concentration des portefeuilles de quotas a augmenté, et les études signalent des QIT à prix très élevé, à tel point que la valeur de location des quotas est de loin supérieure aux bénéfices tirés de la pêche. Ce résultat témoigne de la réticence des pêcheurs à quitter le secteur en raison des perspectives d'emploi restreintes dans d'autres secteurs (Buisman *et al.*, 2003).

Les conditions préliminaires d'application

L'instauration et le fonctionnement efficace d'un marché de permis échangeables requièrent des modifications au cadre juridique et institutionnel afin de maximiser les avantages potentiels attendus d'un tel système.

Sur le plan juridique, une définition des droits de propriété paraît nécessaire. Les expériences de marché de droits couronnées de succès à travers le monde montrent que les permis et les droits échangeables reposent sur des droits de propriété clairement définis. Des réformes juridiques s'imposent afin d'instituer des droits de propriété sur les actifs environnementaux devant faire objet des échanges. Lorsque les droits de propriété ne sont pas bien définis, l'accès aux ressources est libre, ce qui ouvre la porte à une surexploitation pouvant déboucher sur l'extinction de la ressource⁷ (Hardin, 1968). Le droit de propriété est la capacité de contrôler l'utilisation d'une chose à l'exclusion d'autrui. Le contrôle peut porter sur l'ensemble des utilisations ou se limiter à certaines d'entre elles. Le mot « chose » s'entend ici d'un bien de consommation ou d'une ressource, y compris les services et d'autres biens intangibles comme l'information. La personne qui contrôle *de facto* l'utilisation d'une chose exerce un droit de propriété au sens économique. Différentes utilisations d'une chose peuvent appartenir à des personnes distinctes ; il y a alors autant de droits de propriété économiques. Par exemple, le détenteur d'un permis de chasse a des droits de propriété sur les ressources fauniques que le permis lui alloue, tandis que l'État a d'autres droits. Leur contrat précise les droits dont chacun est propriétaire. Les utilisations non réglées par le contrat ou par les règles juridiques afférentes sont ouvertes aux deux parties. La propriété ne présente d'intérêt qu'au regard des choses rares, des « biens » au sens économique du terme. La rareté donne son sens à l'efficacité économique, qui consiste à produire le maximum de valeur avec les ressources disponibles. La propriété contribue à l'efficacité. Le propriétaire d'un bien a intérêt à en tirer le maximum et à le gérer au mieux. La gestion optimale d'un bien peut impliquer son transfert à une autre personne qui, anticipant une gestion plus profitable qui se traduirait par une valeur plus grande que celle qu'y attache le propriétaire actuel, offre à celui-ci un

7. En matière de pollution, lorsque les industries sont libres de déverser leurs fumées dans la nature sans aucune restriction, un dépassement de la capacité d'assimilation de l'environnement risque de survenir.

prix d'achat en conséquence. La propriété incite à la gestion prudente et à l'innovation (Le Page, 1985). Historiquement, la propriété s'établit sur des choses à mesure qu'elles deviennent rares, c'est-à-dire que des utilisations concurrentes sont découvertes. La propriété règle les différends ou conflits qui surgissent au sujet de ces usages concurrents (Demsetz, 1967). La loi doit également préciser la durée de validité des droits de propriété. Dans le cas des permis ou des quotas transférables, il s'agit généralement de droits d'usage d'une durée déterminée.

Sur le plan institutionnel, la mise sur pied d'une autorité responsable de la régulation du marché des permis échangeables est apparue comme une condition *sine qua non* dans les expériences déjà en cours. Aux États-Unis par exemple, le gouvernement avait créé l'EPA pour qu'elle joue ce rôle. Dans les autres études de cas présentées plus haut, notamment en Europe, c'est le ministère responsable de l'Environnement qui s'en occupe. Le régulateur définit sur le marché primaire le niveau global d'émissions autorisé (dans le cas de la pollution) ou le total admissible de capture (dans le cas de la gestion d'une ressource naturelle), qui est ensuite réparti entre les participants au marché. L'objectif environnemental correspond à l'optimum soutenable, défini en fonction des données biologiques et technologiques (Tietenberg, 1992). La répartition initiale des permis ou quotas entre les acteurs peut se faire selon trois modalités : l'attribution gratuite des droits primaires, la vente à un prix fixe ou la mise aux enchères. Dans l'expérience américaine des marchés de droits, cette répartition initiale a toujours consisté à attribuer gratuitement aux centres pollueurs des droits correspondant à ceux que la réglementation leur aurait accordés (Gastaldo, 1992). Le traitement des nouveaux acteurs sur le marché varie d'un cas à l'autre. Aux États-Unis, les centrales thermiques mises en place depuis 1996 n'ont pas bénéficié de l'allocation gratuite de permis. Elles se sont vues obligées d'acheter leurs permis d'émission (Vallée, 2002).

C'est encore l'autorité réglementaire qui est chargée de surveiller le fonctionnement du marché

des droits, en veillant à ce que les transactions se fassent effectivement et librement sur le marché secondaire. Les transactions sont libres et peuvent être réalisées avec tous les partenaires possibles (courtiers, banques, autres compagnies, organisations non gouvernementales). Elles peuvent se faire à terme, c'est-à-dire qu'il est possible, par exemple, de vendre en 2012 un permis qui ne sera valable qu'en 2015. Les conditions de paiement sont laissées à la libre appréciation des partenaires (Godard, 2000). Le marché des droits doit s'adresser à un nombre d'acteurs suffisant pour que des échanges concurrentiels aient lieu et éviter ainsi des coûts de transaction importants. La transparence du marché doit primer pour éviter les ententes entre acteurs, les arrangements privilégiés et la concentration à un bout ou l'autre du marché.

L'autorité réglementaire doit par ailleurs s'assurer que les acteurs fautifs sont effectivement sanctionnés. Dans le cas du programme américain Acid Rain, lorsque les émissions d'une centrale thermique dépassent la capacité autorisée par les permis qu'elle détient, la centrale est sanctionnée et deux types de pénalité peuvent lui être infligés : soit une amende en fonction du dépassement en tonnes, soit l'obligation de compenser le dépassement l'année suivante en utilisant une quantité de permis égale au niveau des émissions, augmentée du dépassement de l'année écoulée (Vallée, 2002). Les sanctions ainsi arrêtées doivent être efficaces et dissuasives.

Les compétences à mobiliser

Le système de mesure et d'enregistrement des émissions donne une grande crédibilité aux marchés des droits et permis échangeables. Les acteurs ont très souvent l'obligation d'enregistrer les échanges de permis auprès de l'autorité réglementaire afin de confirmer que tout participant au marché possède, pour l'année considérée, un montant de permis correspondant à ses émissions. Aux États-Unis, un système de comptabilité électronique a été mis en place à cette fin : l'Allowance Tracking System (ATS). Chaque détenteur de permis est titulaire d'un compte numéroté auprès de l'ATS, sur lequel

sont enregistrés à la fois les permis attribués ainsi que le niveau des émissions de polluants. Par ailleurs, à chaque permis correspond un numéro de série unique. Les parties à l'échange sont obligées d'informer l'EPA de leurs transactions pour qu'elles soient enregistrées dans l'ATS. L'enregistrement n'est pas obligatoire avant l'année où les permis sont utilisés en contrepartie des émissions effectuées. Dans le cas particulier de la lutte contre la pollution acide, chaque entreprise participant au programme doit être équipée d'un système de mesure en continu et d'enregistrement des émissions (Continuous Emissions Monitoring System; Godard, 2000).

Le protocole de Kyoto prévoit un registre de transactions internationales pour l'échange de permis négociables sur le marché mondial du carbone. Ce système automatisé permet aux pays parties au protocole de Kyoto d'assurer que leurs échanges de permis d'émissions négociables sont conformes aux dispositions établies (CCNUCC, 2006).

En ce qui concerne le marché des quotas transférables, il existe, aux Pays-Bas, des systèmes informatisés de contrôle. Il s'agit des systèmes VIRIS, COVIS et AID. Le système VIRIS est utilisé pour surveiller les quotas nationaux ainsi que les QIT. Le système COVIS stocke des données sur l'enregistrement des captures et les notes de vente. Les informations concernant les captures et les ventes sont quant à eux saisies dans le système d'enregistrement des captures VIRIS et contrôlées par l'AID. De plus, les pêcheurs doivent tenir un registre des transactions de poisson de mer (Buisman *et al.*, 2003).

Les étapes de l'application

La mise en œuvre d'un mécanisme de permis ou de quotas échangeables passe par un certain nombre d'étapes : la définition de l'objectif environnemental à atteindre (la quantité d'émissions de pollution ou de ressources à prélever); l'attribution des permis aux participants au marché; la définition des règles facilitant l'échange des quotas entre acteurs; la conception d'un mécanisme de contrôle et de sanction.

L'objectif environnemental à atteindre correspond en gros à l'optimum soutenable, défini en fonction des données biologiques et technologiques. C'est la première étape de tout processus de développement d'un marché de quotas ou de permis. On appelle cet objectif environnemental le plafond global d'émissions, dans le cas de la gestion de la pollution, ou le TAC, dans le cas de la gestion d'une ressource naturelle. La deuxième étape est marquée par l'allocation initiale des quotas ou permis pour une période donnée aux acteurs du marché, selon différents mécanismes : l'attribution gratuite des permis, la vente à un prix fixe ou la mise aux enchères. Lorsque l'allocation initiale des permis se fait gratuitement au prorata des niveaux d'émission antérieurement atteints, on parle de droits acquis (*grandfathering*). C'est ce principe que le gouvernement américain a utilisé pour l'allocation initiale des permis d'émission, lors du lancement de son programme Acid Rain en 1990. Dans ce cas, les acteurs existants sont favorisés au détriment des nouveaux venus. Les pouvoirs publics pourraient aussi vendre les permis et quotas et récupérer les recettes ainsi générées. En Nouvelle-Zélande, les QIT, qui représentent des pourcentages du TAC, sont vendus aux pêcheurs – ou aux propriétaires de bateaux – et aux entreprises de pêche. Les détenteurs des quotas ou de permis individuels ont dès lors la possibilité de procéder à des échanges. Les acteurs qui n'ont pas dépassé les capacités qui leur sont offertes par les permis qu'ils détiennent peuvent revendre des permis aux agents en déficit de quotas. L'échange de droits entre parties prenantes qui en résulte doit permettre l'établissement d'un prix de marché. Cette avant-dernière étape est suivie de la définition d'un système de surveillance et de sanction. Dans le cadre du programme Acid Rain, les compagnies d'électricité ont l'obligation d'enregistrer leurs transactions auprès de l'EPA, et elles se voient infliger des sanctions pouvant aller jusqu'à 2 500 \$ par tonne lorsque leurs émissions de polluants dépassent la quantité autorisée par les permis qu'elles détiennent.

ENCADRÉ 13.1**La mise en œuvre des systèmes de quotas d'émission échangeables dans la gestion des émissions de gaz à effet de serre**

La mise en œuvre d'un système de quotas d'émission échangeables dans la gestion des émissions de GES se résume à quatre étapes :

- Déterminer la quantité annuelle d'émissions pouvant être rejetées par l'ensemble des installations.
- Répartir, lors d'une allocation initiale, cette quantité entre les différentes installations sous forme de quotas d'émission.
- Obliger chacune des installations à détenir un volume de quotas équivalent au volume de ses émissions.
- Permettre aux installations de modifier la quantité de quotas qu'elles détenaient au départ en achetant ou vendant des quotas sur un marché libre.

Si le niveau d'émissions dépasse le quota détenu initialement, l'établissement peut adopter différentes stratégies, selon le cas :

- Réduire ses émissions de GES.
- Acheter des quotas d'émission auprès d'entreprises nationales ayant préalablement réduit ou capté leurs émissions.
- Acheter des quotas d'émission sur les marchés internationaux.

Source: Webster (2005).

Les forces, les faiblesses et les perspectives de la méthode

La méthode des permis échangeables constitue, avec les taxes, des instruments basés sur une logique de marché (*market-based mechanisms*), par opposition aux mesures réglementaires (*command and control mechanisms*), qui sont beaucoup plus rigides.

Ces instruments sont de forts incitatifs pour les agents économiques, et ils permettent d'atteindre globalement les mêmes objectifs de régulation de l'environnement, en passant par les prix pour ce qui est de la taxe et par les quantités pour le cas des permis échangeables, lorsque l'information que possède le régulateur est parfaite. Dans ce dernier cas, l'approche par les quantités est plus indiquée que l'approche par les prix. L'approche des permis négociables présente un autre avantage, c'est qu'elle est moins coûteuse que l'approche fondée sur les taxes, surtout lorsque le régulateur n'a pas de données sur les niveaux réels de pollution ou d'effort de pêche. Malgré ces quelques points positifs, la méthode peine à se développer à travers le monde. Le marché des permis négociables pour la gestion des GES qui a été conçu dans le cadre du protocole de Kyoto peine à prendre corps. Il en est de même des cas de réussite cités aujourd'hui à travers le monde, notamment la gestion de la pollution atmosphérique aux États-Unis et la régulation de la pêche en Nouvelle-Zélande, au Royaume-Uni, aux Pays-Bas et en Islande. Plusieurs facteurs expliquent le faible développement de cette méthode malgré les quelques avantages qu'elle présente.

En effet, de nombreux pays sont toujours réticents à accepter la méthode des permis négociables. L'idée que des transactions marchandes portant sur les éléments de l'environnement – en principe, un don de la nature – puissent générer des gains est généralement difficile à accepter. Par ailleurs, pour des considérations d'ordre éthique, les gens ont du mal à associer les concepts de « droit » et de « pollution », par exemple. Dans la majorité des cas, les deux termes sont considérés comme antinomiques. Le choix des acteurs du marché est dépendant de l'allocation initiale des quotas, qui peut être gratuite ou non. Par ailleurs, l'efficacité du mécanisme dépend de conditions difficiles à remplir : un nombre de participants limité, pour éviter des coûts de transaction élevés, mais suffisant pour que des échanges concurrentiels aient lieu ; la transparence du marché, pour éviter les rapports de forces et les arrangements privilégiés ; la formation d'un prix

concurrentiel révélateur ; des contrôles efficaces et des sanctions dissuasives (Vallée, 2002). Ces difficultés sont accrues lorsque la mise en œuvre du mécanisme se fait à l'échelle continentale ou planétaire.

Malgré ces limites, la méthode des permis négociables a de beaux jours devant elle. Elle apparaît aujourd'hui comme un cadre idoine pour la lutte contre la pollution atmosphérique à l'échelon international. En matière de droit international, les États sont tous souverains. Il devient donc incongru d'appliquer des approches réglementaires qui obligeraient les pays à adopter tel ou tel comportement de réduction des émissions polluantes souhaité par une autorité, à l'exemple de la CCNUCC. Le principe de souveraineté, qui est consacré en droit international, rend difficile toute obligation d'un pays tiers vis-à-vis du protocole de Kyoto. À l'échelon international, en matière de régulation de la pollution, seuls les instruments incitatifs comme les marchés de quotas ou de permis pourraient amener les pays participants au processus à coopérer. Les résolutions du Sommet de la Terre Rio+20 montrent malheureusement qu'il reste du chemin à parcourir.

Conclusion

Le marché des permis ou quotas échangeables est un outil efficace, car il permet d'atteindre un objectif environnemental donné à un coût minimum. Il consiste en une approche marchande de régulation de l'environnement, tout comme la taxe. Mais contrairement à cette dernière, il adopte une approche fondée sur les quantités plutôt que sur les prix. Le processus se déroule en quatre étapes : la définition de l'objectif environnemental à atteindre ; l'allocation initiale, gratuite ou payante, des permis ou quotas aux acteurs ; l'encadrement des transactions marchandes entre acteurs ; la conception d'un système de surveillance et de sanction. Cette méthode encore peu appliquée à travers le monde pourrait cependant connaître un essor important dans le cadre de la gestion des GES initiée par le protocole de Kyoto.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Baumol, W., et Oates, W. (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Buisman, E., E. Hoefnagel, L. Van Hoof, J. Smit, D. Rommel et D. Asgeir (2003). *La gestion de la pêche à travers les systèmes de droits transférables*, Luxembourg, Parlement européen, Direction générale des études.
- Coase, R. (1960). «The Problem of Social Cost», *Journal of Law and Economics*, vol. 3, p. 1-44.
- Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques – CCNUCC (2006). *Les gaz à effet de serre : les engagements de Kyoto*, Bruxelles, CCNUCC.
- Dales, J. (1968). *Pollution, Property and Prices: An Essay in Policy Making and Economics*, Toronto, University of Toronto Press.
- Demsetz, H. (1964). «The exchange and enforcement of property rights», *Journal of Law and Economics*, vol. 7, n° 11, p. 11-26, <<https://www.sfu.ca/~wainwrig/Econ400/documents/demsetz64-JLE-propertyrights.pdf>>, consulté le 1^{er} avril 2019.
- Demsetz, H. (1967). «Toward a theory of property rights», *American Economic Review*, vol. 57, n° 2, p. 347-359.
- Gastaldo, S. (1992). «Les "droits à polluer" aux États-Unis», *Économie et statistique*, n°s 258-259, p. 35-41.
- Godard, O. (2000). «L'expérience américaine des permis négociables», *Économie internationale, la revue du CEPII*, vol. 82, p. 13-43.
- Godard, O. et C. Henry (1998). «Les instruments des politiques internationales de l'environnement : la prévention du risque climatique et les mécanismes de permis négociables», dans *Fiscalité de l'environnement*, Paris, La Documentation française, coll. «Rapports du CAE», p. 83-174.
- Guerrien, B. (2002). *Dictionnaire d'analyse économique : microéconomie, macroéconomie, théorie des jeux, etc.*, Paris, La Découverte.
- Hardin, G. (1968). «The tragedy of the commons», *Science*, vol. 162, p. 1243-1248.
- Le Page, H. (1985). *Pourquoi la propriété?*, Paris, Hachette.
- Lesourd, J.-B. (2001). «Externalité», dans C. Jessua, C. Labrousse et D. Vitry, *Dictionnaire des sciences économiques*, Paris, Presses universitaires de France, p. 406-409.

Montgomery, W. (1972). « Markets in licences and efficient pollution control programs », *Journal of Economic Theory*, vol. 5, n° 3, p. 395-418.

Organisation de coopération et de développement économiques – OCDE (2001). *Permis transférables et politiques environnementales : conception et application*, Paris, OCDE.

Tietenberg, T. (1992). *Environmental and Natural Resource Economics*, New York, Harper Collins.

Vallée, A. (2002). *Économie de l'environnement*, Paris, Seuil.

Webster, A. (2005). « La mise en œuvre des systèmes de quotas d'émission échangeables de GES », *Liaison Énergie francophone : économie de l'environnement et des ressources naturelles*, n°s 66-67, p. 124-128.

Wikipédia (s.d.). *Protocole de Kyoto*, <https://fr.wikipedia.org/wiki/Protocole_de_Kyoto>, consulté le 28 juin 2012.

CHAPITRE

14

Les paiements pour services environnementaux

Mino Randrianarison

Introduction

Le paiement pour services environnementaux (PSE) est un instrument de politique publique dont les origines sont imputées à l'économie. Il est mis en place afin de résoudre les problèmes environnementaux.

Les PSE ont pris de l'ampleur au niveau international depuis la fin des années 1990 dans une optique de conservation, mais également de développement, et ce, en améliorant progressivement le bien-être des communautés locales qui fournissent les services environnementaux. Plusieurs initiatives se développent, et le concept suscite beaucoup d'espoir pour la protection des ressources dans les pays du Sud. Le PSE est même considéré comme un des instruments les plus prometteurs dans le cadre de la mise en place de projets de réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD+).

Mais en quoi les PSE diffèrent-ils des instruments classiques de protection ? S'il est possible de les mettre en place dans les pays en développement, comment faut-il procéder ?

Le présent chapitre se déroule en trois temps. Dans un premier temps, il sera question de définir

les concepts touchant la notion de paiement pour services environnementaux. Dans un second temps, des cas concrets illustreront les différentes catégories de PSE. Enfin, dans un dernier temps, nous ferons un survol des questions qui se posent autour de la problématique des PSE¹.

Quelques notions et définitions

Les services environnementaux

Dans la littérature, les termes *services écosystémiques* et *services environnementaux* sont parfois utilisés d'une manière indifférenciée, comme on l'a vu aux chapitres 1 et 2 de cet ouvrage. Mais selon une catégorisation faite par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2007), les services environnementaux ne constituent qu'une catégorie de services écosystémiques.

Les services écosystémiques sont constitués de plusieurs catégories distinctes de biens et de services, eux-mêmes pouvant être classés en biens matériels tangibles et en services immatériels. Ces derniers constituent les services environnementaux : les services de régulation et les services culturels,

1. Pour une approche complémentaire de ces questions, voir Karsenty (2019).

qui sont considérés comme des externalités positives². Ainsi, les services environnementaux universels sont des biens publics au sens de la théorie économique, par opposition aux biens privés, qui peuvent faire l'objet d'échanges sur le marché. Les services environnementaux ne peuvent donc pas faire l'objet d'une appropriation. La consommation du bien par un agent n'empêche pas sa consommation par un autre (non-rivalité³), et il n'est pas possible d'empêcher un agent de consommer ce bien (non-exclusion).

Le problème de la dégradation de ces services environnementaux, considérés comme des biens publics et communs, peut être attribué à la gratuité et à la liberté de leur utilisation. Comme tout bien public, les personnes ne sont pas incitées à contribuer au financement des biens publics et à leur maintien puisqu'elles savent ne pas être exclues de leur utilisation.

Les services environnementaux n'ont pas toujours été évoqués dans le cadre de la protection de l'environnement, alors qu'ils jouent un rôle important, ne serait-ce que dans la régulation du climat mondial. La notion de services environnementaux s'est ainsi développée avec la prise de conscience, au niveau international, de leur importance. Elle a depuis quelques décennies pris de l'ampleur dans le domaine de la protection de l'environnement.

Les paiements pour services environnementaux

Origine économique et principes

Le concept de PSE a deux origines distinctes : la nécessité d'internaliser les externalités pour assurer la régulation et, partant, la protection des services environnementaux, ce qui confère aux PSE une origine purement économique, et le supposé faible

impact de la politique de gestion des ressources comprenant les lois et les incitations indirectes à la conservation.

Dans un premier temps, le PSE entend répondre à une lacune du marché et offrir un instrument d'expression en termes économiques, en rémunérant la prestation des services environnementaux considérés comme des externalités positives. Ainsi, ces services sont internalisés avec le système de PSE et sa régulation. Ce mécanisme peut être assimilé à la rétribution de services qui avaient jusque-là été rendus gratuitement.

Les externalités environnementales négatives et positives ne sont pas intégrées dans le prix des produits et services vendus sur le marché (Mayrand et Paquin, 2004). Cette situation entraîne habituellement une destruction progressive du capital naturel ou des niveaux de pollution inacceptables. Auparavant, pour s'attaquer à ce problème, on utilisait la méthode contraignante, c'est-à-dire l'adoption de lois et de règlements sur la protection de l'environnement, les émissions polluantes, la santé humaine et l'utilisation des terres, entre autres.

Mais les régimes environnementaux ont évolué depuis le début du siècle ; ils préconisent maintenant des instruments économiques et fondés sur le jeu du marché, qui visent à internaliser les externalités environnementales par l'intermédiaire d'indications fournies par les prix et de systèmes d'encouragement qui comprennent entre autres les subventions, les politiques fiscales, la création de marchés pour les émissions polluantes et de nombreux autres outils (Mayrand et Paquin, 2004) : les PSE font partie de ces mécanismes financiers.

Selon le principe fondamental du PSE, les utilisateurs des ressources et les collectivités qui sont en mesure de générer des services environnementaux doivent recevoir une compensation, et ceux

2. Par opposition aux externalités négatives, dont la plus connue est la pollution. Les externalités, aussi appelées effets externes, sont des effets non prévus par le marché et susceptibles d'influencer le comportement des agents économiques. Elles peuvent être positives, quand l'action d'un agent a des conséquences bénéfiques sur le bien-être des autres agents, ou négatives, dans la situation inverse. Elles interviennent surtout lorsque les droits de propriété sont peu ou mal définis (Lévêque, 1998).

3. La non-rivalité correspond au fait que les agents ne sont pas en rivalité, en concurrence pour l'usage d'un bien ou d'un service.

qui bénéficient de ces services doivent les payer. Cela entraîne, du coup, l'internalisation de ces avantages. De ce point de vue, l'approche du PSE s'apparente au principe pollueur-payeur en créant des mesures positives d'encouragement de la protection et de la conservation de l'environnement.

La seconde raison fréquemment citée par plusieurs auteurs pour justifier la mise en place des PSE est le résultat mitigé des politiques de gestion des ressources naturelles basées sur la gestion participative⁴ (Arnoldussen *et al.*, 2008) ou sur l'aménagement durable des ressources (dont les projets de conservation et de développement intégré), notamment quant à la gestion répressive de ces ressources par l'État (Grieg-Gran, Porras et Wunder, 2005). En effet, les bénéfices attendus de l'aménagement durable des ressources sont faibles et ne peuvent en aucun cas concurrencer ceux de l'exploitation forestière (Niesten et Rice, 2004). Pour pouvoir y remédier, les PSE sembleraient être l'instrument le plus adéquat.

Définition

La définition de Wunder (2005, 2008) est la plus reprise dans la littérature. Wunder considère les PSE comme étant « une transaction volontaire dans laquelle un service environnemental bien défini (ou un usage des sols à même de sécuriser ce service) est "acheté" par au moins un acheteur de services environnementaux à au moins un fournisseur de ces services, si et seulement si le fournisseur en sécurise la prestation (conditionnalité) ». Les PSE sont donc des contrats entre deux parties déterminées, pour la fourniture d'une additionnalité: les services environnementaux.

En découlent les questions de conditionnalité: pour pouvoir bénéficier des PSE, il faut qu'il y ait un effet net ou une additionnalité réelle, c'est-à-dire une différence tangible entre les situations « avec projet » et « sans projet », pour que les paiements soient octroyés.

Mayrand et Paquin (2004), quant à eux, font plutôt référence à des aspects économiques pour définir les paiements pour services environnementaux. Ils les définissent en effet comme étant « un mécanisme [...] qui vise à favoriser des externalités environnementales positives grâce au transfert de ressources financières entre les bénéficiaires de certains services écologiques et les fournisseurs des services ou les gestionnaires de ressources environnementales ».

Il est difficile de satisfaire aux cinq critères évoqués dans la définition de Wunder. Dans ce contexte, cette définition est surtout considérée comme un référent théorique (Vatn, 2010).

Ceci n'empêche pourtant pas le développement de l'outil PSE. Plusieurs cas ne répondent donc qu'à certains critères. Ils sont considérés comme des « quasi-PSE » (Wertz-Kanounnikoff et Wunder, 2007). Ces quasi-PSE sont plus nombreux que les PSE dans la réalité (Landell-Mills et Porras, 2002; Wertz-Kanounnikoff et Wunder, 2007). Ces faits démontrent la difficulté d'application du mécanisme, mais également la flexibilité du concept. De plus, l'existence de nombreux outils assimilables aux PSE complique la définition de ces systèmes: les mesures agri-environnementales (MAE⁵), dont la forme chevauche celle d'un PSE et d'une subvention, en sont des exemples concrets dans le domaine agricole en France.

-
4. La gestion participative est une situation où au moins deux acteurs sociaux négocient, définissent et garantissent entre eux un partage équitable des fonctions, droits et responsabilités de gestion d'un territoire, d'une zone ou d'un ensemble donné de ressources naturelles (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2000). Par définition, la gestion participative est un processus qui décrit une situation dans laquelle au moins deux acteurs sociaux, les parties prenantes, définissent, garantissent et négocient entre eux le partage équitable des avantages, des fonctions, des droits et des responsabilités en vue de parvenir à une gestion durable des ressources naturelles.
 5. Une MAE est un contrat signé entre l'État français et un agriculteur sur cinq ans, afin que ce dernier adopte des pratiques agricoles favorables à l'environnement moyennant une rémunération. Les MAE sont contraignantes et octroyées à des exploitants agricoles volontaires pour changer leurs pratiques agricoles.

Les catégories de paiements pour services environnementaux

Les PSE sont classés en quatre catégories distinctes, en fonction de la nature des services environnementaux à protéger : les crédits pour la séquestration du carbone⁶, les paiements pour la protection de la biodiversité (surtout forestière), les paiements pour la préservation de la qualité de l'eau, les paiements pour le maintien de la beauté du paysage, qui peuvent relever par exemple d'une activité d'écotourisme (Landell-Mills et Porras, 2002 ; Wunder, 2005). Cet instrument recouvre une large gamme de formules plus ou moins liées aux forêts, aux modalités parfois très variées (Wunder, 2008). Ces différentes modalités portent par exemple sur l'objectif immédiat des PSE. Certains PSE prônent essentiellement une restriction de l'utilisation des terres et des ressources qui s'y trouvent. Les formes de préservation des terres et des ressources en font partie : toute activité est interdite sur ces parcelles. Il s'agit des contrats d'utilisation restreinte (*use-restricting*). D'autres prévoient l'utilisation des ressources, mais selon des modalités bien déterminées : il s'agit des contrats de renforcement des actifs (*asset-building* ; Wunder, 2005). Les apports dans le cadre d'un contrat de PSE ont ainsi comme finalité une modification progressive des activités et des pratiques dans le cadre d'un objectif particulier, soit la protection des ressources dans un périmètre d'évolution donné.

Les paiements pour services environnementaux en pratique

Deux types de modèles de PSE illustrent précisément le fonctionnement de ces instruments dans la pratique : d'une part, les PSE pour la protection de l'eau (cas de New York et de Vittel) ; d'autre part, les PSE pour la protection des ressources (cas du Costa Rica et de Madagascar).

La protection des bassins versants et de l'eau

Le cas de la ville de New York

Les premières associations d'utilisateurs d'eau pour l'irrigation des vastes terres agricoles de la vallée du Cauca, en Colombie, se mettent en place dans les années 1980. Elles s'engagent très vite dans des activités de conservation des hautes terres du bassin versant pour faire face aux problèmes récurrents de pénurie d'eau en période sèche et aux problèmes de sédimentation. Des mécanismes de compensation sont alors mis en place à destination des occupants des terres hautes, dont des communautés indigènes. L'expérience menée dans la vallée du Cauca, regroupant aujourd'hui une quinzaine d'association d'utilisateurs d'eau, est sans doute la plus ancienne en matière de PSE.

Du côté des États-Unis, c'est en 1993 que l'Environmental Protection Agency (EPA) menace d'obliger la ville de New York à investir dans un nouveau système de filtration des eaux afin de se conformer à la nouvelle réglementation en la matière. Devant l'ampleur des investissements nécessaires (six milliards de dollars), la ville étudie la possibilité d'assurer la qualité de l'eau à sa source, plutôt que de la traiter en aval. Elle opte donc pour un système de PSE afin de promouvoir une vaste campagne de changement des pratiques agricoles en vigueur dans le bassin supérieur des Catskills. Le PSE permet ainsi à la ville de New York de se conformer à la législation environnementale au cinquième du coût de la construction d'une nouvelle station d'épuration (Mayrand et Paquin 2004, p. 20). L'expérience new-yorkaise explicite de façon éloquente une règle générale en matière de politique environnementale, valable notamment pour la prévention des catastrophes naturelles et le défi du changement climatique : les mesures correctrices sont généralement imparfaites et plus coûteuses que les mesures préventives. L'adoption d'un système de PSE se justifie ainsi souvent sur de

6. Surtout dans le cadre du mécanisme de développement propre prévu par le protocole de Kyoto.

simples critères économiques et peut jouer le rôle d'une assurance contre les catastrophes naturelles (inondations, incendies, tsunamis ; Sembrés, 2007).

Le cas de Vittel

Un des cas de PSE les plus marquants est celui de Vittel, en France. L'idée est venue de l'incapacité de cette entreprise d'embouteillage à respecter les contraintes exigées par la loi pour pouvoir commercialiser son eau minérale. En effet, pour que l'eau puisse être mise sur le marché, sa teneur en nitrate doit être faible, ce qui n'était plus le cas avec l'intensification de l'exploitation agricole (utilisation de pesticides et de fertilisants chimiques) et les élevages paissant en amont, à proximité de la source. Cette réduction du taux de nitrate devait se faire par la mise en place d'une unité d'épuration, à un coût élevé. Devant l'impossibilité de mettre en place cette unité, il fallait trouver une autre solution.

Vittel avait le choix entre quatre options pour garantir la qualité de son eau sur les cinquante années à venir : 1) déplacer le captage vers un endroit où les risques étaient moindres ; 2) acheter toutes les terres de la zone de captage ; 3) forcer les fermiers à modifier leurs pratiques au moyen d'une action en justice ; 4) proposer des mesures incitatives aux fermiers pour qu'ils changent volontairement leurs pratiques. Pour des raisons principalement financières, mais aussi juridiques, la dernière option s'est avérée la seule réalisable (Perrot-Maître, 2006).

Le cas de Vittel a ainsi montré la faisabilité d'un mécanisme de PSE avec la participation d'une entreprise privée. La mise en place du mécanisme était compliquée au commencement, car elle nécessitait la prise en compte des aspects sociaux, économiques, politiques et institutionnels. Elle n'est néanmoins pas impossible, comme le démontre le cas de Vittel, qui est considéré depuis comme une référence pour les PSE dans le monde.

Les paiements pour services environnementaux pour la protection des ressources

Le cas du Costa Rica

Le continent sud-américain est largement couvert par des cas de PSE. L'expansion de cet outil a été impulsée par la réussite du mécanisme au Costa Rica. Depuis la légalisation de l'outil dans ce pays, les PSE sont donc devenus l'instrument privilégié pour la gestion des ressources et des forêts en Amérique du Sud. Ils ont facilité la maîtrise de certaines situations alarmantes qui nécessitent des actions de développement, comme le recul des forêts tropicales riches en biodiversité dans des zones abritant des populations pauvres. De ce fait, les PSE sont considérés en Amérique du Sud comme des instruments capables à la fois de traiter la protection des ressources et de lutter contre la pauvreté rurale.

Le programme de PSE mis en place au Costa Rica est encore cité comme la référence en la matière aujourd'hui. Lancé en 1996-1997 dans la continuité de plus de vingt années de politiques forestières, le programme costaricain est unique par l'ampleur des populations concernées, par son aptitude à générer des paiements provenant d'une assez grande diversité d'acteurs et par la taille des surfaces enrôlées proportionnellement à celle du pays. Avec plus de 500 000 ha, soit environ 10% de la surface totale du pays, et un nombre considérable de demandes encore insatisfaites, le Programa de Pago por Servicios Ambientales (PPSA) fait indéniablement figure de modèle.

La loi forestière 7575 reconnaît explicitement quatre services environnementaux – séquestration de gaz à effet de serre, services hydrologiques, conservation de la biodiversité et beauté des paysages – et trois types d'affectation des sols qui ouvrent droit à des paiements : nouvelles plantations (PPSA-reforestation), exploitation forestière

durable (PPSA-exploitation durable⁷) et conservation des forêts naturelles (PPSA-conservation).

Le signataire d'un contrat du PPSA-reforestation reçoit l'équivalent de 816 \$ US par hectare, répartis sur dix ans (46 % versés la première année et 6 % pour chacune des neuf années suivantes). Pour un contrat du PPSA-conservation, il recevrait cinq paiements égaux d'environ 64 \$ US par hectare et par an, soit 320 \$ US en cinq ans, un terme renouvelable. Entre 1997 et 2006, plus de 6 000 contrats ont été signés, pour un total dépassant le demi-million d'hectares (Sembrés, 2007).

Le cas de Madagascar

Contrairement aux PSE du Costa Rica, ceux de Madagascar sont récents et encore rares. Mais ils prennent progressivement de l'ampleur, étant donné l'expansion de ce concept dans le monde et l'intérêt que porte la communauté internationale à la biodiversité de l'île.

Les contrats de PSE sont promus à Madagascar sous la forme de contrats de conservation, par Conservation International, et de suivi écologique participatif, notamment par la Durrell Wildlife Conservation Trust.

Conservation International a mis en place 13 contrats de conservation, couvrant au total une superficie de 38 732 ha de forêts denses humides dans la partie est de Madagascar. Chaque contrat est géré par une communauté déterminée et rémunéré à hauteur d'environ 3 000 € par an.

Même si, dans leurs formes actuelles, les PSE présentent des lacunes comme le phénomène d'appropriation des compensations par les élites ou le manque d'équité dans le mode de distribution des revenus issus de ces contrats, en se couplant

ENCADRÉ 14.1

Définitions

Un contrat de conservation peut être défini comme «un accord formel par lequel un administrateur de ressources reçoit une rémunération pour les services de conservation fournis à travers la protection des sites riches en biodiversité» (Durbin, Andrianarimisa et DeCosse, 2001).

Le suivi écologique participatif est un «outil de conservation permettant de vérifier l'évolution de la santé biologique et physique des AP [aires protégées] et d'apporter des solutions à travers la mise à jour des règles et modes de gestion. La base scientifique permet le renforcement de la gestion des AP à travers l'identification et le suivi d'indicateurs de santé environnementale afin de détecter des changements et de mettre en place les mesures nécessaires en temps voulu et le suivi des principales menaces et pressions sur les AP» (DWCT, 2007).

avec les autres instruments de gestion des ressources naturelles, ils apportent les ressources financières nécessaires pour l'effectivité de la protection des ressources.

Les mécanismes de paiement pour services environnementaux

Instruments multiformes aux contours variables, les PSE font surgir plusieurs questions : Qui peut réellement en bénéficier ? À quel coût compenser ? Comment mettre en place des PSE efficaces et équitables, surtout dans les pays forestiers du Sud ?

7. L'exploitation forestière durable consiste à récolter le bois de manière sélective. Seuls les arbres qui dépassent un certain diamètre sont susceptibles d'être coupés. La création de routes d'accès est réduite au maximum et l'extraction du bois est faite de manière à endommager le moins possible les arbres restant sur pied. Après exploitation, on laisse au moins dix ans à la forêt pour se régénérer. À noter que cette modalité a été retirée du PPSA en 2002.

Qui paie? Qui achète?

La définition de Wunder (2005) suppose que dans un mécanisme de PSE, il y ait un producteur de services environnementaux et un acheteur des services environnementaux produits.

Les PSE qui rémunèrent la fourniture de biens collectifs comme le maintien de la qualité de l'eau sont propices à des accords bilatéraux, par exemple entre une communauté rassemblant un groupe d'agriculteurs et une entreprise, un syndicat des eaux ou une municipalité. Dans ce cas, les bénéficiaires directs du service sont également les payeurs (Karsenty, Sembrés et Randrianarison, 2010).

Les PSE qui rémunèrent la fourniture de biens publics comme le maintien de la biodiversité ou la réduction des émissions de carbone ne se prêtent pas à des engagements bilatéraux, car les bénéficiaires sont l'ensemble des habitants de la planète. Ce type de PSE suppose un ensemble de médiations institutionnelles entre le bénéficiaire abstrait (le monde) et les fournisseurs locaux du service (Karsenty, Sembrés et Randrianarison, 2010). Dans ce cas, des relais, telles les organisations exécutant des projets, sont nécessaires pour mettre en œuvre des contrats de prestation de services et de rémunération avec des communautés ou des individus.

Mais force est de constater que si le service à fournir est global, il est impossible de vérifier directement s'il a été réellement fourni.

Le coût réel des contrats de paiement pour services environnementaux

Quel serait le coût des compensations dans le cadre d'un contrat de PSE? Est-ce la valeur totale des services environnementaux? Nous ne reviendrons

pas ici sur la question de la détermination de cette valeur économique, qui a été abordée dans plusieurs chapitres précédents (chapitres 1, 2, et 4 à 7).

S'il est ainsi difficile, voire impossible, de connaître la valeur monétaire de tous les services environnementaux produits par un écosystème déterminé, il n'est pas pour autant impossible d'évaluer le coût des rétributions à octroyer dans le cadre de la mise en place de PSE. En effet, on remarque que les cas concrets de PSE ne reposent pas sur une évaluation monétaire des services environnementaux.

Le montant des compensations

Dans les pays en développement, la renonciation à l'usage des ressources naturelles afin de produire des services environnementaux supposerait que les utilisateurs de ces ressources soient compensés au moins au niveau de ces usages, donc au moins à hauteur du coût d'opportunité⁸.

Le montant de la rétribution à accorder aux fournisseurs de services environnementaux et le niveau des paiements doivent être assez élevés pour couvrir, au minimum, le coût de l'adoption de nouveaux itinéraires techniques agricoles et le coût de renoncement à certaines pratiques⁹ (Mayrand et Paquin, 2004), l'objectif étant, par souci d'équité, de ne pas maintenir les bénéficiaires des PSE à leur niveau de pauvreté (Karsenty, 2004).

Les contrats qui régulent le paiement de ces services environnementaux doivent être flexibles, permanents et évolutifs, en fonction du changement du contexte dans lequel ils sont conclus (Mayrand et Paquin, 2004). De plus, les montants attribués aux communautés locales ne doivent pas être fixes. Il faut les ajuster au fur et à mesure de l'avancement du mécanisme et des effets des paiements sur le bien-être des communautés visées.

8. Le coût d'opportunité est le manque à gagner correspondant aux pertes causées par les interdictions d'accès et d'utilisation des ressources naturelles ou au renoncement d'une activité.

9. Il s'agit du coût d'opportunité. Dans certains cas, les paiements accordés aux fournisseurs des services environnementaux sont inférieurs aux coûts d'opportunité, ce qui soulignerait l'importance que peuvent jouer certains éléments intangibles comme la réglementation (Kosoy *et al.*, 2007). Parfois, l'inexistence de référents quant à la valeur accordée à ces services environnementaux peut constituer un frein à la négociation entre les parties et, partant, au développement du mécanisme.

Le coût intermédiaire

Les coûts de transaction doivent couvrir, entre autres, le suivi de l'état des ressources naturelles et forestières, les différentes phases de mise en place des contrats (négociation, apprentissage, appropriation) et les transferts de flux financiers.

Des coûts de transaction trop importants peuvent constituer un frein au développement des PSE. Il est nécessaire qu'ils n'excèdent pas ceux des avantages potentiels (WWF, 2006). Ils doivent tourner autour de 5 à 25 % du budget total alloué et disponible pour un mécanisme de PSE (Ferraro et Kiss, 2002 ; Grieg-Gran, Porras et Wunder, 2005 ; Pagiola, Von Ritter et Bishop, 2004), et peut-être davantage si les bénéficiaires des contrats sont dispersés dans l'espace. Le fait d'avoir des coûts de transaction élevés peut être pénalisant pour le mécanisme (Landell-Mills et Porras, 2002), car la majeure partie de l'argent destiné à financer les compensations n'arriverait pas aux bénéficiaires des contrats. On retomberait ainsi dans le schéma classique, largement diffusé actuellement, du projet de conservation mis en œuvre par une agence déterminée.

L'efficacité et l'équité des paiements pour services environnementaux

L'évaluation du montant des compensations par la méthode des coûts d'opportunité peut-elle produire les effets escomptés par la mise en place de l'instrument ? Est-ce que l'instrument en lui-même est efficace et équitable ? La question de l'effectivité, de l'efficacité et de la détermination des conditions d'adaptation aux situations locales et d'adhésion des populations visées par les PSE a été largement débattue (Wunder, Engel et Pagiola, 2008).

Les PSE, outre son objectif premier de conservation, est devenu un instrument pour un développement local effectif dans les pays du Sud. Il en

résulte la nécessité d'assurer un développement cognitif (par exemple par l'éducation) et de réaliser des interventions structurelles (par exemple par l'offre de solutions économiques viables) pour aboutir à une réelle efficacité des PSE (Karsenty, Sembrés et Randrianarison, 2010 ; Cranford et Mourato, 2011 ; Randrianarison, 2011).

Mais dans ces pays, les compensations réalisées dans le cadre de la protection des forêts sont limitées par le montant des financements disponibles et par les stratégies des organisations qui les mettent en place. Ainsi, pour ces organisations, il s'agit surtout de conserver les ressources à large échelle et à moindre coût, parfois au détriment de l'efficacité et de l'équité des mécanismes mis en œuvre (Randrianarison, 2011 ; Karsenty, 2011).

La gouvernance

La mise en œuvre des mécanismes de PSE fait resurgir les questions de gouvernance, surtout dans les pays du Sud, notamment en ce qui concerne la gestion des fonds et le partage des revenus (Randrianarison, 2011 ; Sommerville, Jones et Rahajaharison, 2011). En effet, sans une gouvernance forte (ce qui suppose le renforcement des capacités des parties au contrat) et une gestion transparente du mécanisme, il est impossible d'obtenir les effets escomptés des PSE, à savoir la conservation et, plus largement, le développement.

L'existence d'une institution équitable servant d'interface entre les parties prenantes du mécanisme de PSE est garante du bon fonctionnement de celui-ci. Le système de gouvernance qui supervise le fonctionnement, les activités admissibles et les niveaux de paiement a pour attribution de surveiller les répercussions des changements d'utilisation des terres et de prestation des services, et d'ajuster les activités admissibles et les paiements aux besoins (IIED, 2001 ; Landell-Mills et Porras, 2002 ; Corbera et Adger, 2004 ; Mayrand et Paquin, 2004 ; Swallow, Meinzen-Dick et Van Noordwijk, 2005 ; Corbera, Kosoy et Martinez Tuna, 2007). Si

ces institutions n'existent pas au niveau local, la création d'institutions coopératives est nécessaire. Néanmoins, le renforcement des institutions existantes peut être un point fort du développement des PSE, car il peut réduire fortement le coût de transaction et favoriser l'évolution du PSE dans une atmosphère de confiance (Landell-Mills et Porras, 2002 ; Wunder, 2005 ; WWF, 2006 ; Corbera, Kosoy et Martinez Tuna, 2007 ; Gibbs *et al.*, 2007 ; Herold et Johns, 2007).

Outre ces éléments, il est nécessaire de renforcer les capacités des collectivités locales en matière de gestion financière, de mise à disposition des informations disponibles aux acteurs dans le mécanisme et de symétrie des informations sur le marché des PSE¹⁰ (Pagiola, Landell-Mills et Bishop, 2002 ; Ferraro, 2008). Actuellement, le problème le plus courant est l'incapacité des collectivités défavorisées du Sud, à l'exemple de celles de Madagascar, à pénétrer dans les différents marchés de produits générés par les PSE du fait de ce manque d'information (en cas de diversification des produits : les produits agricoles, les produits certifiés, etc.). Dans ce cas, en l'absence d'organismes d'appui, les PSE ont peu de chance d'être efficaces (Randrianarison, 2011).

Les risques

Les PSE sont parfois vus comme un mécanisme octroyant une rémunération aux gens pour que ces derniers respectent la loi ou protègent les ressources. On les perçoit parfois aussi comme des paiements pour « ne rien faire », étant donné qu'ils constituent une rente pour leurs bénéficiaires. Mais la situation est tout autre. Les PSE doivent permettre à leurs bénéficiaires d'investir dans des pratiques culturelles ou dans l'achat de matériels de production plus performants, ce qui leur évitera par la suite d'avoir à se mettre en quête de nouvelles terres à défricher et à valoriser.

Conclusion

Malgré la relative nouveauté des PSE, leur expansion est promise à un bel avenir. De plus, la multiplicité des formes de PSE fait leur force : il n'existe pas de schéma standard de PSE conforme à la définition énoncée par Wunder, et la majorité des mécanismes actuellement en place sont des hybrides qui font partie d'un système intégré d'instruments de gestion des ressources (Randrianarison, 2010). En effet, le PSE est l'instrument préconisé pour mettre en place au niveau local le futur mécanisme REDD+.

Toutefois, les PSE actuels connaissent encore des lacunes, qui ne sont certes pas insurmontables, mais auxquelles il faudra remédier.

Tout d'abord, en termes d'évaluation du montant des compensations dans le cadre d'un contrat de PSE, l'utilisation de méthodes telles celles du coût d'opportunité tend à réduire ce montant et, par la suite, à compromettre l'efficacité du mécanisme. Pour y remédier, d'autres méthodes peuvent être mises à profit, par exemple l'évaluation en fonction des besoins, notamment les besoins d'investissement. Les compensations ne sont pas destinées à être attribuées *ad vitam aeternam*, mais seulement jusqu'à ce que les nouvelles pratiques rémunératrices introduites auprès des populations locales soient rentabilisées. Dans cette optique, la mesure du coût des compensations ne doit pas se limiter au coût d'opportunité. Elle doit aller bien au-delà et considérer les compensations dans le cadre d'une logique d'investissement. Il s'agit en effet de donner aux utilisateurs des ressources les moyens d'améliorer leur bien-être et de ne plus dépendre des ressources naturelles.

Ensuite, les questions autour de l'efficacité et de l'équité des contrats de PSE sont fondamentales, étant donné qu'elles conditionnent l'effectivité et

10. Les informations sur le marché mentionnées dans cette optique ont surtout trait au marché du carbone.

l'appropriation de ces contrats au niveau local. Dans le contexte des pays du Sud, les PSE sont très diversifiés¹¹ et chaque cas est unique : ce qui peut être efficace ou équitable dans un cas ne l'est pas forcément dans un autre, d'où l'intérêt de considérer les PSE au cas par cas, et non comme un modèle transposable, compte tenu de la diversité des communautés locales.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Arnoldussen, D., A. Binot, D.V. Joiris *et al.* (2008). *Gouvernance et environnement en Afrique centrale : le modèle participatif en question*, Tervuren, Musée royal de l'Afrique centrale.
- Aubertin, C. et J.-C. Vandeveld (2009). « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique », compte rendu de document (Centre d'analyse stratégique, 2009), *Natures sciences sociétés*, vol. 17, p. 435-438.
- Borrini-Feyerabend, G., M.T. Farvar, J. Nguinguiri *et al.* (2000). *La gestion participative des ressources naturelles : organisation, négociation et apprentissage par l'action*, Heidelberg, GTZ, IUCN et Kasperek.
- Boumans, R., R. Costanza, J. Farley *et al.* (2002). « Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model », *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 529-560.
- Boyd, J. et S. Banzhaf (2007). « What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units », *Ecological Economics*, vol. 63, n°s 2-3, p. 616-626.
- Chevassus-Au-Louis, B., J.-M. Salles et J.-L. Pujol (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique*, Paris, Centre d'analyse stratégique, coll. « Rapports et documents ».
- Corbera, E. et W.N. Adger (2004). « Equity and legitimacy of markets for ecosystem services: Carbon forestry activities in Chiapas, Mexico », *Proceedings of the Conference: The Commons in an Age of Global Transition: Challenges, Risks and Opportunities*, Oaxaca.
- Corbera, E., N. Kosoy et M. Martinez Tuna (2007). « Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America », *Global Environmental Change*, vol. 17, p. 365-380.
- Costanza, R., R. D'Argue, R. De Groot *et al.* (1997). « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, vol. 387, p. 253-260.
- Cranford, M., et S. Mourato (2011). « Community conservation and a two-stage approach to payments for ecosystem services », *Ecological Economics*, vol. 71, n° 1, p. 89-98.
- Durbin, J., A. Andrianarimisa et P. DeCosse (2001). *Le potentiel des contrats de conservation pour contribuer à la conservation de la biodiversité à Madagascar*. Antananarivo, Durrell Wildlife Conservation Trust.
- Durrell Wildlife Conservation Trust – DWCT (2007). *Procès-verbaux du symposium national sur le suivi écologique « Monitoring matters » : analyses comparatives des approches innovatrices*. Antananarivo, DWCT.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO (2007). *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture : payer les agriculteurs pour les services environnementaux*, Rome, FAO.
- Ferraro, P. (2008). « Asymmetric information and contract design for payments for environmental services », *Ecological Economics*, vol. 65, n° 4, p. 810-821.
- Ferraro, P. et A. Kiss (2002). « Direct payments to conserve biodiversity », *Science*, vol. 298, p. 1718-1719.
- Gadrey, J. (2008). « La crise écologique exige une révolution de l'économie des services », *Développement durable et territoires*, Points de vue (2003-2010), <<http://developpementdurable.revues.org/index6423.html>>, consulté le 2 avril 2019.
- Gibbs, H. K., S. Brown, O. J. Niles *et al.* (2007). « Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality », *Environmental Research Letters*, vol. 2, p. 1-13.
- Grieg-Gran, M., I. Porras et S. Wunder (2005). « How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America », *World Development*, vol. 33, n° 9, p. 1511-1527.
- Herold, M. et T. Johns (2007). « Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC-REDD process », *Environmental Research Letters*, n° 2.

11. On peut catégoriser les PSE selon des paramètres préalablement identifiés : leur objectif, leur mode de mise en œuvre, etc.

- International Institute for Environment and Development – IIED (2001). *The Future Is Now: Equity for a Small Planet*, vol. 2, Londres, IIED.
- Karsenty, A. (2004). « Des rentes contre le développement ? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux », *Mondes en développement*, vol. 32, n° 3, p. 59-72.
- Karsenty, A. (2019). « Les PSE dans les pays en développement : compenser ou récompenser ? », dans A. Langlais (dir.), *L'agriculture et les paiements pour services environnementaux – Quels questionnements juridiques ?*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, p. 79-100.
- Karsenty, A., T. Sembrés et M. Randrianarison (2010). « Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du Sud : le salut par la "déforestation évitée" ? », *Revue Tiers Monde*, n° 202, p. 57-74.
- Kosoy, N., M. Martinez-Tuna, R. Muradian *et al.* (2007). « Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America », *Ecological Economics*, vol. 71, n°s 2-3, p. 446-455.
- Landell-Mills, N. et I. Porras (2002). *Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor*, Londres, International Institute for Environment and Development.
- Lévêque, F. (1998). *Économie de la réglementation*, Paris, La Découverte.
- Mayrand, K. et M. Paquin (2004). *Le paiement pour les services environnementaux : étude et évaluation des systèmes actuels*, Montréal, Commission de coopération environnementale de l'Amérique du Nord.
- Nielsen, E. et R. Rice (2004). « Sustainable forest management and conservation incentive agreements », *International Forestry Review*, vol. 6, n° 1, p. 56-60.
- Pagiola, S., A. Arcenas et G. Platais (2005). « Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America », *World Development*, vol. 33, n° 2, p. 237-253.
- Pagiola, S., N. Landell-Mills et J. Bishop (2002). « Making market-based mechanisms work for forests and people », dans S. Pagiola, J. Bishop et N. Landell-Mills (dir.), *Selling Forest Environmental Services*, Londres, Earthscan, p. 261-289.
- Pagiola, S., K. Von Ritter et J. Bishop (2004). *How Much Is the Ecosystem Worth? Assessing the Economic Value of Conservation*, Washington, World Bank, IUCN, The Nature Conservancy.
- Perrot-Maître, D. (2006). *The Vittel Payments for Ecosystem Services: A "Perfect" PES Case?*, Londres, International Institute for Environment and Development.
- Randrianarison, M. (2010) « Les paiements pour services environnementaux au secours des aires protégées à Madagascar ? », *Le Flamboyant*, n°s 66-67, p. 55-59.
- Randrianarison, M. (2011). *La protection de la biodiversité à Madagascar. Les paiements pour services environnementaux*, Paris, L'Harmattan.
- Swallow, B., R. Meinzen-Dick et M. Van Noordwijk (2005). *Localizing Demand and Supply of Environmental Services: Interactions with Property Rights, Collective Action and the Welfare of the Poor*, CAPRI Working Paper 42, Washington, Environment and Production Technology Division (EPTD)/International Food Policy Research Institute.
- Sembrés, T. (2007). *Le paiement pour services environnementaux : enjeux sociaux en Amérique centrale et ambiguïtés sur la nature d'un nouvel outil de développement durable*, Paris, Institut d'études politiques de Paris, École doctorale de Sciences Po.
- Sommerville, M., J. Jones, et M. Rahajaharison (2010). « The role of fairness and benefit distribution in community-based payment for environmental services interventions: A case study from Menabe, Madagascar », *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, p. 1262-1271.
- Vatn, A. (2010). « An institutional analysis of payments for environmental services », *Ecological Economics*, vol. 69, p. 1245-1252.
- Wertz-Kanounnikoff, S. et S. Wunder (2007). « Les paiements des services environnementaux », dans L. Tubiana et P. Jacquet (dir.), *Regards sur la terre 2008 : l'annuel du développement durable*, Paris, Presses de Sciences Po.
- World Wildlife Fund – WWF (2006). *Payments for Environmental Services: An Equitable Approach for Reducing Poverty and Conserving Nature*, Gland, WWF.
- Wunder, S. (2005). *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*, CIFOR Occasional Paper 42.
- Wunder, S. (2008). « Payments for environmental services and the poor: Concepts and preliminary evidence », *Environment and Development Economics*, vol. 13, p. 1-19.
- Wunder, S., S. Engel et S. Pagiola (2008). « Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries », *Ecological Economics*, vol. 65, n° 4, p. 834-852.

CHAPITRE

15

La comptabilité écosystémique du capital naturel

Introduction et mise en œuvre

Didier Babin et Jean-Louis Weber

La rédaction de l'article repris dans ce chapitre a été facilitée par l'Observatoire du Sahara et du Sahel, dans le cadre du projet de «Coordination et partage des connaissances sur les écosystèmes désertiques et les moyens de subsistance en Afrique du Nord et au Moyen-Orient – MENA-DELP», financé par la Banque mondiale et le Fonds pour l'environnement mondial sur la période 2013-2017. Cet article est disponible sous licence Creative Commons (CC BY-SA).

Son ambition est de présenter la comptabilité écosystémique du capital naturel. Comme il s'agit d'un document de vulgarisation, il doit permettre de comprendre l'importance stratégique de s'engager dans une telle approche et la façon de le faire sur de bonnes bases¹.

Les éditeurs de cet ouvrage et l'IFDD expriment donc leur reconnaissance et leurs remerciements à tous ceux et celles qui ont rendu possible l'intégration de cet article au présent ouvrage.

Introduction à la comptabilité écosystémique du capital naturel

Première définition et grands principes

La comptabilité écosystémique du capital naturel (CECN) est une méthode comptable, multicritère et géolocalisée d'intégration et de synthèse de données biophysiques et socioéconomiques sur le potentiel et la durabilité de tous les systèmes socioécologiques d'un pays. La CECN propose d'intégrer la dégradation physique et les coûts cachés d'utilisation de la nature dans les comptes nationaux et, à terme, dans les indicateurs macroéconomiques. Il s'agit donc d'enregistrer et de suivre

les écosystèmes de manière comptable en termes de flux et de stocks physiques et d'évaluer les amortissements à consentir pour conserver ce capital naturel au bénéfice des générations actuelles et futures.

Les aspects clés des comptes écosystémiques du capital naturel sont la comparaison, entre deux dates, des stocks biophysiques dûment géoréférencés du capital naturel de la totalité des écosystèmes, la description de leur évolution résultant des flux de renouvellement naturel et d'utilisation des ressources, un diagnostic de l'état des écosystèmes tout à la fois quantitatif et qualitatif. C'est une approche des services écosystémiques qui part des actifs écosystémiques qui les génèrent avant d'en évaluer les utilisations. La capacité durable des écosystèmes

1. À moins d'indication contraire, les figures de ce chapitre sont l'œuvre de Jean-Louis Weber, sous licence Creative Commons.

d'un pays à fournir des services s'évalue en combinant les mesures de leur productivité, de l'intensité d'utilisation de leurs services, et de leur résilience ou de leur état de santé.

Mesurer la dégradation ou l'amélioration du capital écosystémique

Déterminer s'il y a dégradation de l'écosystème suppose une comparaison avec un état de référence. Plusieurs solutions sont possibles. La première – et la plus simple – consiste à se donner une date de référence récente pour juger de la situation. Les objectifs climatiques sont définis par rapport à la situation de 1990, avec une tolérance de +2 °C, voire +1,5 °C. Pour la biodiversité et l'écosystème en général, on ne saurait fixer une telle tolérance, mais on peut retenir la même date ou une date plus récente, selon les données disponibles. Cela revient à dire que dans un contexte où l'humanité exploite la planète jusqu'à ses limites extrêmes, aucune nouvelle dégradation nette (de restauration) n'est désormais acceptable. C'est la position actuelle de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification et la position de départ de la CECN. Elle correspond au principe comptable de l'amortissement et implique, pour maintenir le capital en l'état, un réinvestissement. D'autres horizons sont envisageables ; ils résultent de demandes sociales explicites. Par exemple, la Directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne pose le principe de la restauration de la bonne qualité environnementale des bassins versants. On pourrait citer de multiples exemples d'objectifs ou de cibles de ce type, établis pour des raisons de santé publique (qualité de l'eau et de l'air), de maintien de fonctions environnementales vitales (protection des sols) ou de qualité de vie (espaces verts urbains). On peut les prendre en compte dans le bilan écologique de la CECN. La CECN s'en tient donc à la prudence

comptable et à deux critères socialement validables : aucune dégradation nette annuelle ; intégration des objectifs de restauration socialement approuvés.

La comptabilité des écosystèmes et celle des services écosystémiques

Les services écosystémiques sont au cœur de la CECN. Toutefois, celle-ci ne procède pas de leur agrégation, car l'inventaire exhaustif d'une telle approche est techniquement infaisable. De plus, les services écosystémiques se mesurent en termes physiques, dans des unités variées, ce qui compromet toute tentative d'addition. La réponse à ce problème, proposée par certains économistes et envisagée dans le Système de comptabilité économique et environnementale (SCEE), est de convertir les services écosystémiques en monnaie et d'agréger leur valeur nette actualisée. L'approche de la CECN est différente pour plusieurs raisons. L'une est que la valorisation séparée des divers services conduit à des problèmes de dédoublement des comptes. De plus, les études sérieuses de valorisation de services écosystémiques² sont réalisées dans le cadre d'études de cas individuelles, sans perspective de généralisation ou d'agrégation générale. La CECN part de la prestation des services par les écosystèmes et de leur accessibilité, pour en analyser ensuite l'utilisation. Cette approche systématique fournit une base d'information cohérente sur laquelle des études ou modélisations peuvent se greffer pour mesurer, dans leur contexte, des services particuliers, leur valeur monétaire ou leur évolution future.

Les services écosystémiques sont habituellement regroupés en services d'approvisionnement, en services de régulation et en services socioculturels. Les *services d'approvisionnement* sont enregistrés en CECN comme des flux dans les comptes du biocarbone (produits des récoltes de produits

2. Voir par exemple les études réalisées dans le cadre du Partenariat pour la comptabilisation du patrimoine naturel et la valorisation des services écosystémiques (Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services – WAVES) de la Banque mondiale et des programmes The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) et Valuation and Accounting of Natural Capital for Green Economy (VANTAGE) d'ONU environnement. En fait, les évaluations globales de la valeur totale ou inclusive du capital des nations produites par ces organisations sont déconnectées des études de cas réalisées par ailleurs.

agricoles et forestiers, produits de la pêche) et dans le compte de l'eau (prélèvements pour les divers usages, eau de pluie). Les *services de régulation* directement mesurés par la CECN sont la séquestration du carbone (qui est équivalente au solde net du carbone écosystémique) et la capacité d'absorption de la pollution (les « eaux grises ») par les rivières. D'autres services écosystémiques font l'objet d'une mesure indirecte de leur montant ou de leur variation. C'est le cas par exemple des services de protection contre les inondations, dont la variation est estimée par bassin versant, en fonction de la population exposée et de la couverture végétale du bassin versant en amont. Les *services socioculturels* sont évalués plus globalement, selon leur accessibilité par la population. La CECN comprend de ce fait une dimension sociale, en liaison avec le concept de systèmes socioécologiques sur lequel elle est fondée.

Une réponse méthodologique aux demandes politiques et citoyennes

À l'heure actuelle, il n'existe aucune norme applicable à la comptabilité des écosystèmes. La CECN est une approche récente, mais fondée sur des expériences de longue date (décrites ci-dessous) qui ont conduit à établir un cadre expérimental de comptes d'écosystèmes dans le contexte du SCEE des Nations Unies en 2012 (ONU *et al.*, 2016). La CECN utilise les données existantes permettant de quantifier et de qualifier les écosystèmes, avec le souci de pouvoir comparer des situations et rendre compte d'évolutions. Le système d'information qu'elle met en place renseigne sur l'utilisation soutenable ou non des écosystèmes et de leurs ressources naturelles renouvelables. C'est une première réponse méthodologique aux demandes politiques et citoyennes répétées d'avoir un instrument de diagnostic sur l'évolution du capital naturel d'un pays, indispensable pour mesurer la soutenabilité au cours du temps de la performance économique, pour identifier les potentiels et les impacts, et pour éclairer les stratégies et programmes au profit des décideurs publics et privés. Outre le suivi des politiques nationales, la mise en place d'une CECN permet de rendre compte, avec précision et

cohérence, de la mise en œuvre de nombreuses obligations liées à des engagements environnementaux internationaux ayant trait aux écosystèmes et aux territoires.

La comptabilité écosystémique du capital naturel : pour répondre à quels besoins ?

Pour mettre en œuvre le Système de comptabilité économique et environnementale des Nations Unies

Depuis le Sommet de la Terre de Rio, en 1992, les accords internationaux reconnaissent l'intégration des ressources naturelles dans la comptabilité nationale comme un élément potentiellement transformateur pour les processus de décision. Suite aux demandes contenues dans le plan Action 21, les Nations Unies ont proposé en 1993 un système comptable prenant conjointement en compte les dimensions économiques et environnementales : le Système de comptabilité économique et environnementale (ONU, 1994). Le SCEE a été révisé en 2003 et en 2012. La Commission de statistique de l'ONU a alors décidé d'adopter comme norme statistique internationale une première série de tableaux sur l'utilisation économique des ressources naturelles, tout en recommandant de poursuivre l'expérimentation de comptes écosystémiques, pour lesquels la demande s'est accrue avec le temps. La CECN, qui s'inscrit dans cette perspective, a pour objectif de démarrer concrètement ce type de démarche, dans un cadre comptable cohérent et sur des bases évolutives.

Pour prendre en « compte » les écosystèmes comme un capital naturel national

Les écosystèmes sont à la base de très nombreuses activités économiques et du bien-être des sociétés humaines (MEA, 2006 ; Braat et ten Brink, 2008).

Depuis plusieurs décennies, des travaux scientifiques alertent la communauté internationale sur l'état de dégradation très préoccupant des écosystèmes (Ripple *et al.*, 2017) et la perte de services écosystémiques, deux facteurs qui pourraient entraîner rapidement une modification des conditions de vie de l'humanité sur Terre (SCDB, 2010). Les ressources extraites des écosystèmes sont implicitement incluses dans la mesure des résultats économiques ; cependant, leur épuisement et la dégradation de l'état de santé des écosystèmes qui les génèrent ne sont pris en compte ni dans la richesse des nations ni dans les échanges économiques internationaux. Cette situation incite à développer de nouveaux systèmes de mesure du progrès et de la durabilité du développement (Stiglitz, Sen et Fitoussi, 2009). Ainsi, dès 2010, réaffirmant la valeur essentielle des ressources tirées de la biodiversité et des écosystèmes, les ministres africains de l'Environnement et de la Planification économique se sont engagés à œuvrer « à la mise en place des systèmes de comptabilité de l'environnement [...] et de les prendre en compte pleinement dans la planification du développement et dans les indicateurs économiques³ ».

Pour disposer d'une plateforme coopérative multiacteur et multisource de données internationales et de statistiques nationales

À l'heure où de nombreuses et multiples données sont accessibles à différentes échelles, il est indispensable d'établir un cadre de coopération pérenne et organisée entre les partenaires concernés par la comptabilité écosystémique. La CECN propose des fondements méthodologiques et techniques pour l'intégration logique des données disponibles provenant de bases de données internationales, de statistiques ou de dispositifs nationaux de suivi,

de programmes de recherche ou, plus ponctuellement, de collectes locales. Le cadre comptable et la représentation cartographique permettent de présenter l'évolution globale des écosystèmes d'un pays ou d'une région à partir d'une méthode transparente, évolutive et comparative dans le temps et l'espace. L'organisation des comptes facilite l'analyse à l'échelle territoriale voulue (écosystème, bassin versant, région, district, commune, autre zone ou territoire spécifique) et sur des thèmes variés (par exemple, la surconsommation relative d'eau et dégradation de la ressource, l'appauvrissement en biocarbone et la sécurité alimentaire, la fragmentation d'habitats naturels et la perte de résilience et de capacité d'adaptation des infrastructures écologiques au changement climatique, le succès de la restauration d'écosystèmes).

La CECN ne cherche pas à tout quantifier. C'est une représentation de la réalité qui a pour but d'éclairer la prise de décision. Son architecture basée sur un système d'information géographique permet toutefois de développer, à l'intérieur d'un cadre simplifié, mais cohérent, des analyses spécifiques selon les besoins d'action localisée, compte tenu de la disponibilité des données et des connaissances scientifiques.

Pour faciliter la mise en œuvre, le suivi et le reportage des engagements internationaux

Le Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020

Lors de la 10^e Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique (CDB), à Nagoya en 2010, 193 États se sont entendus sur un plan décennal et sur les 20 Objectifs d'Aichi pour « vivre en harmonie avec la Nature » d'ici 2050. Pour contrer les causes sous-jacentes de l'appauvrissement de la biodiversité, ces objectifs proposent en

3. Déclaration de Libreville sur la biodiversité et la lutte contre la pauvreté en Afrique, 15 septembre 2010. En 2012, lors du Sommet pour le développement durable en Afrique, dix pays africains ont adopté la Déclaration de Gaborone, qui promet concrètement la comptabilité du capital naturel et invite les autres pays à la mettre en œuvre.

premier lieu d'intégrer « la diversité biologique dans l'ensemble du gouvernement et de la société ». Ce premier but stratégique s'appuie sur quatre aspects : une sensibilisation accrue, l'intégration des valeurs de la biodiversité, des incitations réformées, la production et la consommation soutenables. L'Objectif d'Aichi n° 2 propose d'incorporer les valeurs de la biodiversité dans les stratégies et plans de réduction de la pauvreté et de développement, en révélant mieux ses valeurs, notamment à travers les systèmes comptables⁴. L'intégration et la réflexion sur la contribution de la biodiversité et les services écosystémiques sont un élément important pour que leurs diverses valeurs et leur utilisation durable soient reconnues et reflétées dans la prise de décision. De même, la comptabilisation de la biodiversité dans la prise de décision est nécessaire pour limiter les effets négatifs non intentionnels. L'intégration des valeurs de la biodiversité dans les processus de planification nationale et locale, notamment à travers l'aménagement du territoire, peut aider à internaliser les coûts et les bénéfices de la conservation et de l'utilisation durable de la biodiversité. L'Objectif 2 propose donc logiquement d'incorporer d'ici 2020 les valeurs de la biodiversité dans les comptes nationaux. Parler ici de *valeurs*, au pluriel, c'est reconnaître que la biodiversité a des valeurs multiples, dont certaines peuvent être quantifiées en termes monétaires et d'autres non. Une approche multidisciplinaire est nécessaire pour évaluer les différentes valeurs de la biodiversité. Incorporer la biodiversité dans la comptabilité nationale permet de suivre les flux et les stocks biophysiques de ressources et, ainsi, de mieux comprendre les avantages qui découlent de la biodiversité ou d'en évaluer la dépréciation.

Le Programme de développement durable à l'horizon 2030 et ses objectifs de développement durable

Pour affronter la transformation globale de la société et relever les défis mondiaux liés aux changements climatiques, à la préservation des ressources naturelles, ainsi qu'à la solidarité territoriale et intergénérationnelle, l'Assemblée générale des Nations Unies a adopté en septembre 2015 une nouvelle feuille de route universelle et transversale sur cinq enjeux : l'humanité, la planète, la prospérité, la paix et les partenariats. Parmi ses objectifs de développement durable (ODD), consacrés dans le Programme de développement durable à l'horizon 2030, l'Objectif 2 d'Aichi est repris presque à la lettre dans l'ODD 15 cible 9⁵, qui traite de la protection des écosystèmes et de la biodiversité. Pour atteindre ses objectifs, les ODD promeuvent le développement d'initiatives et de capacités pour mesurer les progrès accomplis en termes de développement durable, au-delà des dispositifs statistiques actuels. Ainsi, l'ODD 17 cible 19 incite à l'établissement d'indicateurs de progrès en matière de développement durable complétant le produit intérieur brut (PIB) et au renforcement des capacités statistiques des pays en développement⁶.

Vers une synergie des indicateurs de développement et écosystémiques globaux

Cette question de la mesure du développement, et plus particulièrement du capital naturel dans le cadre d'un développement durable, mobilise depuis le début des années 2000 la communauté des décideurs à différents échelons (Terema *et al.*, 2015).

-
4. « **Objectif 2** : D'ici à 2020 au plus tard, les valeurs de la diversité biologique ont été intégrées dans les stratégies et les processus de planification nationaux et locaux de développement et de réduction de la pauvreté, et incorporées dans les comptes nationaux, selon que de besoin, et dans les systèmes de notification. »
 5. « **ODD 15 cible 9** : D'ici à 2020, intégrer la protection des écosystèmes et de la biodiversité dans la planification nationale, dans les mécanismes de développement, dans les stratégies de réduction de la pauvreté et dans la comptabilité. »
 6. « **ODD 17 cible 19** : D'ici à 2030, tirer parti des initiatives existantes pour établir des indicateurs de progrès en matière de développement durable qui viendraient compléter le produit intérieur brut, et appuyer le renforcement des capacités statistiques des pays en développement. »

La conclusion de l'étude exploratoire sur l'apport concret de la comptabilité économique et environnementale en vue d'un système d'information intégré pour les trois Conventions de Rio met en avant trois domaines où l'expérience acquise est d'ores et déjà suffisante : les comptes d'émission de CO₂, les dépenses de protection de l'environnement et les comptes de la couverture des terres (UNEP, 2016). Au-delà, le développement de la comptabilité écosystémique est un élément déterminant. La CECN prend en considération les comptes du biocarbone sur la base des recommandations du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Elle intègre des variables sur le stockage ou le déstockage de carbone dans les sols et la végétation à la comptabilité du changement de couverture des terres. La CECN sera donc utile aux États dans leurs efforts pour le suivi de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (CNULCD), en ce qui concerne la neutralité de la dégradation des terres⁷, et pour celui de l'Accord de Paris de 2015 sur le climat (Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques – CCNUCC). La CECN permet d'établir et de renseigner un ensemble d'indicateurs de suivi et d'impact des projets et des plans sur des thématiques liés aux écosystèmes, notamment les pertes ou gains de capacité écosystémique face aux changements globaux à différentes échelles du local à l'international.

Pour suivre et évaluer les impacts des politiques publiques et accompagner les processus de décision

La mise en place d'une CECN à l'échelle d'un pays constitue un véritable état des lieux global des écosystèmes à partir des données disponibles à différents niveaux. Elle peut donc aussi servir à suivre et à évaluer différents types de projets et de décisions qui ont des impacts potentiels ou réels sur les

écosystèmes. Cela peut s'avérer particulièrement opportun dans le cas du projet d'aménagement d'un vaste territoire, de l'accumulation de plusieurs projets de taille réduite, d'infrastructures linéaires, de projets focalisés sur une composante de l'écosystème au détriment des autres, etc. Ces analyses peuvent utiliser les résultats ou données de la CECN à différentes échelles d'espace pour évaluer des impacts prévisibles ou observés après un projet, directement ou en alimentant des modèles explicatifs ou prospectifs en données cohérentes et validées. Les comptes actuels (situation présente et séries chronologiques des évolutions passées) d'une zone de projet permettent de procéder à des simulations de l'impact des actions humaines (création de zones de protection, plantations, construction d'infrastructures) sur l'environnement et leurs conséquences sur l'économie du projet (pertes de services, coûts de restauration ou de compensation écologique). Le champ d'utilisation des données ainsi organisées est très large ; il reste encore à le définir et à l'explorer pour éclairer les décisions publiques et privées (figure 15.1).

L'émergence et l'évolution du concept et des méthodes

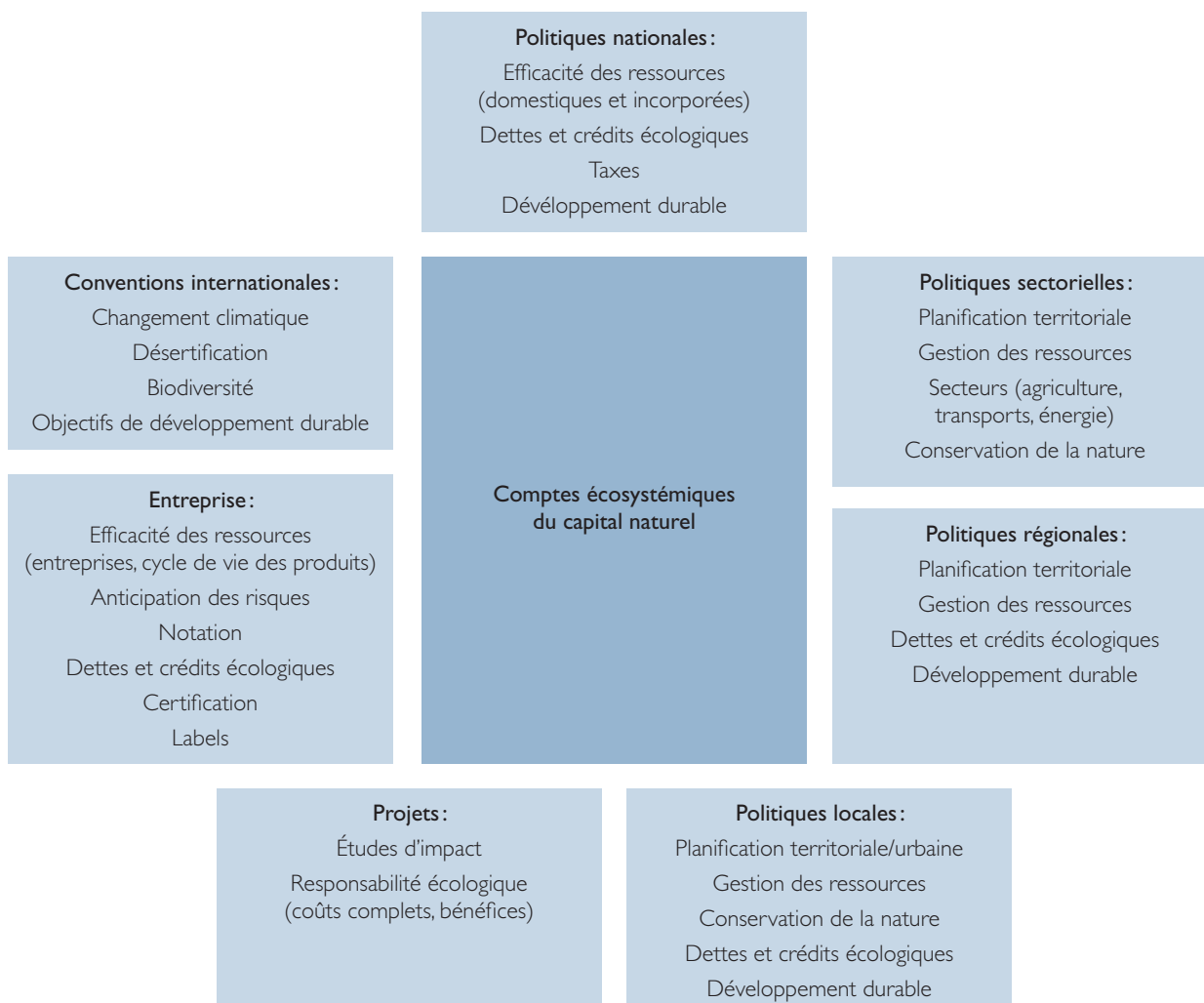
L'historique des concepts et des approches

La préoccupation concernant les ressources naturelles comme une richesse de la nation remonte au XVIII^e siècle, dans des contextes liés à la terre et aux activités agricoles. Plus tard, des économistes ont prêté attention à la gestion des terres, des ressources du sous-sol et des forêts, en prenant en considération les effets de leur épuisement ou le coût social des externalités négatives dues à la dégradation de l'environnement (Pigou, 1920). Il faut cependant attendre les premières réflexions

7. « **ODD 15 cible 3** : D'ici à 2030, lutter contre la désertification, restaurer les terres et sols dégradés, notamment les terres touchées par la désertification, la sécheresse et les inondations, et s'efforcer de parvenir à un monde sans dégradation des terres. »

FIGURE 15.1

Perspectives d'utilisation d'une CECN : du local au global



sur les limites de la croissance du Club de Rome et le premier Sommet de la Terre, à Stockholm en 1972 (Conférence des Nations Unies sur l'environnement humain) pour voir se développer une réflexion moderne sur la comptabilité environnementale.

Les premiers véritables travaux de comptabilité économique environnementale datent des décennies 1970 et 1980. Une première approche part de la consommation de ressources et des rejets de résidus. Elle les relie aux tableaux comptables utilisés dans la modélisation macroéconomique.

Les réussites les plus claires dans ce domaine sont les comptes de ressources naturelles norvégiens de 1976, les National Accounts Matrixes with Environmental Accounts (NAMEA) néerlandaises du début des années 1990 et les comptes de l'eau australiens, toujours publiés. Dans ces trois cas, les comptes ont été utilisés dans des processus de décision officiels. C'est le cas aussi des comptes des flux de matière⁸, dont les applications les plus connues au niveau statistique sont, d'une part, les évaluations macroéconomiques du découplage entre la consommation de ressource et la croissance

8. Il existe aussi des applications concrètes, dans le cas des études de filières et d'analyse de cycle de vie des produits réalisées par certaines grandes entreprises.

du PIB publiées par l'Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE) et par Eurostat, et, d'autre part, les budgets de gaz à effet de serre, qui sont un sous-ensemble du total des flux de matières dont le calcul est standardisé par la CCNUCC. C'est là le premier exemple de comptabilité environnementale efficace à l'échelle mondiale, qui présente en particulier l'originalité de faire le lien entre les émissions et l'état du système atmosphère-climat.

Aux sources de la comptabilité écosystémique du capital naturel : un cadre comptable basé sur l'analyse du système

La CECN s'est inspirée notamment des travaux canadiens sur le « système pression-réponse » (Rapport et Friend, 1979) et de ceux sur les comptes du patrimoine naturel en France (CICPN, 1986) et en Espagne. Ils ont été réalisés dans le contexte de technologie de l'information des années 1980⁹, où il était difficile de mettre en place les véritables comptes d'écosystèmes dont ils ont cependant posé les bases. Le « système pression-réponse » associe la description des systèmes écologiques et leur réponse à différents stress dus à la surexploitation des ressources, à la contamination par la pollution ou aux perturbations causées par l'urbanisation des terres agricoles. La comptabilité du patrimoine naturel accorde une attention particulière à la cartographie des ressources et des écosystèmes. En France, cela conduira à la définition d'un programme ambitieux de cartographie de la couverture de terres (CORINE Land Cover), créant un répertoire de tous les écosystèmes terrestres (Haines-Young et Weber, 2006), et au développement d'un cadre de comptes du capital écosystémique à l'échelle européenne (EEA, 2011). Cette approche a ouvert la voie au développement d'une évaluation de la santé et de la résilience des écosystèmes qui est reprise dans la comptabilité écosystémique. Dans un contexte

différent, les comptes du patrimoine naturel développés en Espagne se concentrent sur la mesure intégrée de la disponibilité et l'utilisation de l'eau en termes quantitatifs et qualitatifs.

La mise à l'ordre du jour politique au Sommet de la Terre de Rio

Les premières recommandations internationales en lien avec la comptabilité écosystémique du capital naturel datent du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro, dont le plan Action 21 recommande d'établir des systèmes intégrés de comptabilité économique et environnementale afin d'intégrer l'environnement et le développement dans les processus de décision¹⁰. Action 21 le justifie par la nécessité « d'une meilleure mesure du rôle crucial de l'environnement en tant que source de capital naturel et comme puits pour les sous-produits générés lors de la production de capitaux artificiels et d'autres activités humaines. Comme le développement durable englobe les dimensions sociales, économiques et environnementales, il est également important que les procédures comptables nationales ne se limitent pas à la mesure de la production de biens et de services rémunérés conventionnellement ». À l'issue de la Conférence de Rio de 1992, un programme de travail et de coopération internationale est confié à la Commission de statistique et au Département du développement économique et social du Secrétariat des Nations Unies.

L'évolution récente et l'expérimentation pour démarrer des comptes à taille réelle

En 2012, la Commission de statistique des Nations Unies a décidé de compléter le Cadre central du Système de comptabilité économique et environnementale (SCEE-CC ; ONU *et al.*, 2016) par un deuxième volume sur la comptabilité expérimentale des écosystèmes (SCCE-CEE ; ONU *et al.*, 2016),

9. Télédétection et système d'information géographique encore peu développés, données satellitaires, matériel et logiciel de traitement des informations très onéreux, peu de personnel formé, etc.

10. Action 21, chapitre 8.

avec l'idée de tests nationaux et d'initiatives régionales¹¹. En 2014, le Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (SCDB) a publié un manuel pour aider les pays à démarrer des comptes des écosystèmes (Weber, 2014a). Cette «trousse de démarrage rapide» (CECN-TDR) s'inscrit dans la continuité des travaux de la Commission de statistique des Nations Unies, du SCEE-CC et du SCEE-CEE. La CECN-TDR donne la priorité à l'ensemble des écosystèmes continentaux et côtiers, naturels ou artificialisés à divers degrés. Son cadre peut toutefois être étendu aux écosystèmes océans et atmosphère-climat¹². Elle fournit les bases méthodologiques de démarrage pour la mise en œuvre d'une comptabilité biophysique géoréférencée sur un modèle d'écosystème simplifié : compte de la couverture des terres, comptes du biocarbone¹³, de l'eau et des fonctions et services de l'infrastructure écologique, indices de santé de l'écosystème, le tout synthétisé dans un indice composite de la capacité écosystémique totale, comptabilisée en unités de capacité de l'écosystème (*ecosystem capability units* – ECU¹⁴). La Commission de statistique des Nations Unies a reconnu récemment que l'approche de la CECN est particulièrement adaptée pour soutenir la compilation des comptes écosystémiques du SCEE, notamment en raison des besoins en données relativement réduits, comparativement à d'autres approches (UNEP/UNSD/CBD Project, 2017). La comptabilité en termes physiques peut être complétée par une évaluation monétaire des valeurs et des coûts, la plupart du temps non payés, de l'amortissement du capital naturel. C'est un second volet de la comptabilité écosystémique qui n'est pas traité dans le manuel publié par la CDB, lequel se veut une «trousse de démarrage rapide». Dorénavant, les premiers comptes expérimentaux sont réalisables grâce à des logiciels souvent libres et gratuits et à

la disponibilité accrue des statistiques et des données, notamment satellitaires et environnementales, comme l'a démontré en 2013 la mise en œuvre de la CECN expérimentale 2000-2010 de l'île Maurice (Weber, 2014b).

La mise en place d'une comptabilité écosystémique du capital naturel : une nécessaire coopération soutenue et organisée entre services administratifs

La CECN propose de mettre en place un véritable système de comptabilité du capital naturel d'un pays, comme il existe une comptabilité nationale pour mesurer l'activité économique. Il est donc essentiel de considérer qu'une comptabilité écosystémique deviendra un système d'information pérenne et reconnu par les autorités nationales. Un tel système d'information a un intérêt potentiel qui va bien au-delà des politiques sur l'environnement et la gestion des ressources naturelles. Il est également utile aux politiques d'aménagement du territoire, de développement agricole et rural, voire de développement urbain. Il est donc indispensable que sa mise en place se fasse avec le soutien politique des autorités de l'État. Il est aussi essentiel que les approches soient adaptées aux conditions propres au pays, dans le respect du cadre comptable général. Le développement et l'accompagnement des compétences nationales sont essentiels pour qu'à terme, une CECN puisse être réalisée de manière autonome et indépendante, et pour que les plus hautes autorités nationales puissent se l'approprier dans leurs stratégies et leurs politiques.

11. D'autres efforts complémentaires ont été lancés à l'échelle internationale, telle l'initiative WAVES de la Banque mondiale en 2010.

12. Suivant l'approche définie dans la méthodologie publiée par l'Agence européenne pour l'Environnement en 2011 (EEA, 2011).

13. On notera dans ce cas que la portion « carbone » de ces derniers comptes est traitée en partie par les lignes directrices et les modèles du GIEC et que la CECN enregistre leurs échanges avec les écosystèmes continentaux de manière cohérente avec celle du GIEC.

14. L'acronyme ECU fait bien entendu référence à l'ancienne monnaie et symbolise le fait que cette mesure biophysique constitue une véritable valeur pour la société et l'économie, une sorte d'analogie avec une monnaie virtuelle.

Le point crucial du développement d'une CECN est sans doute la gouvernance d'un réel projet de coopération entre les services administratifs d'un État. Les données et les informations sont à la base de la CECN ; sans partage de celles-ci, rien n'est envisageable. Malheureusement elles sont encore trop souvent considérées comme la « propriété » de certains services, d'instituts, voire d'individus ; elles sont encore un enjeu de pouvoir, et la culture du partage et de la mise en commun n'est pas toujours facile à implanter. Heureusement, les mentalités et les pratiques évoluent petit à petit, sous l'impulsion de projets mobilisateurs où chacun voit son intérêt. Parfois, des modifications réglementaires imposent même la mise à disposition de données au public et aux autres services officiels. Pour qu'une CECN voie le jour et se pérennise, le projet doit être partagé, et chacun des institutions ou services doit y trouver ses propres intérêts, à la fois comme fournisseur et utilisateur de données.

La marche à suivre

Première étape : créer l'infrastructure des données nécessaires à la comptabilité

Cette première étape permet de recueillir des ensembles de données de référence géographiques et de créer la base de données des unités comptables écosystémiques. Les éléments essentiels du zonage géographique sont assez classiques : frontières physiques (côte, bassins versants et sous-bassins, zonage climatique, altitude) ; frontières administratives (municipalités, districts, régions, zones protégées) ; réseau de transports, rivières, aquifères, zonage maritime, zones de pêche, etc.

Il s'agit de recueillir ces données auprès des organismes compétents pour obtenir les couches géographiques de base qui vont structurer les comptes biophysiques. Un travail essentiel de vérification et de cohérence en termes de projection et de géométrie s'impose. Ces informations sont ensuite assimilées selon des grilles géographiques standards (par exemple par hectare ou par kilomètre carré), avec un même référentiel géographique, pour produire un jeu de données fondé sur les normes géographiques officielles du pays.

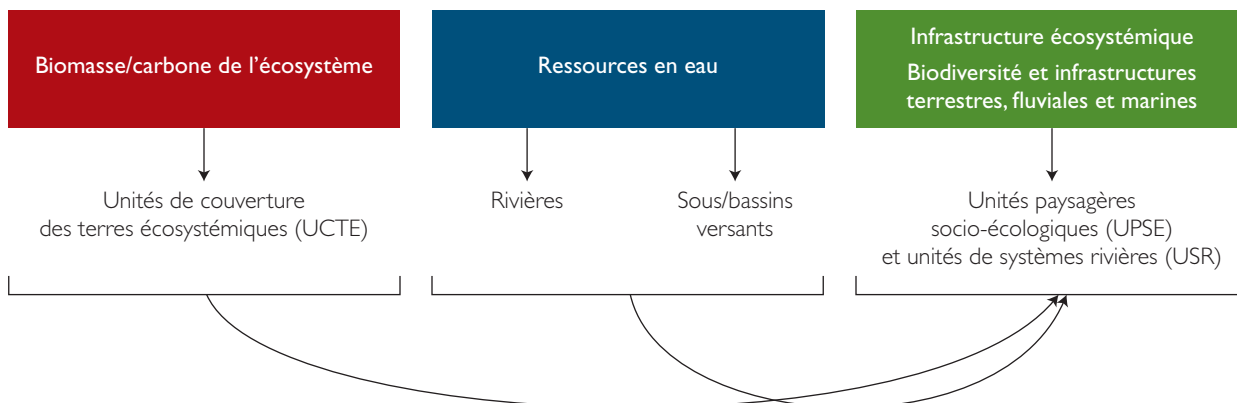
Comme toute comptabilité, il est ensuite essentiel de bien distinguer les unités statistiques de base qui seront renseignées et pour lesquelles il faudra trouver et organiser des données et analyser les différents flux et stocks. Pour la CECN, l'unité de base est l'unité paysagère socio-écologique (UPSE), ainsi que ses équivalents pour les cours d'eau et les zones littorales. La définition et la cartographie de ces unités peuvent résulter d'analyses plus ou moins complexes. Dans une perspective de démarrage rapide, le manuel de la CECN propose une méthodologie de définition par défaut des UPSE. Ces unités sont géolocalisées et traitées au moyen de systèmes d'information géographique (SIG) et de bases de données relationnelles dotées de la capacité de traiter d'objets géographiques¹⁵. Les unités statistiques écosystémiques ne se juxtaposent pas simplement dans l'espace ; elles s'emboîtent à l'image des systèmes eux-mêmes. Ainsi, les UPSE sont définies à partir des unités de couverture des terres écosystémiques (UCTE) et des limites des sous-bassins versants dans lesquelles s'inscrit la définition des unités hydrologiques (figure 15.2).

Les unités statistiques par défaut de la CECN peuvent être définies et cartographiées comme une

15. Les UPSE peuvent être variées, y compris dans une même base de données, mais il est plus simple, dans un premier temps, d'utiliser une seule unité statistique de base.

FIGURE 15.2

Unités de mesure communes et unités statistiques de la comptabilité écosystémique



combinaison du type de couverture de terres dominant (TCTD), de l'altitude (ALT) et de l'identifiant d'un bassin et sous-bassin versant (BAS_ID). Chaque unité se voit ainsi attribuer un code unique¹⁶. On établit l'échelle géographique de base des comptes, pour la spatialisation et l'assimilation des données, selon la surface totale à inventorier, le niveau de précision recherché et la finesse de l'analyse. À titre d'exemple, une CECN à l'échelle de la planète ou d'un continent serait établie par mailles de 1 km de côté, avec des données d'entrée de la couverture des terres à 300 m, alors qu'un État comme Maurice a été traité à l'échelle de l'hectare (mailles de 100 m de côté) avec des comptes de la couverture des terres à 10 m. Dans le cadre d'une CECN à l'échelle nationale, il peut être utile, pour des raisons de compatibilité des bases de données et des SIG, de travailler sur les mêmes référentiels géographiques que les instituts statistiques et géographiques nationaux.

Deuxième étape : recueillir les ensembles de données de base

Pour chacune de ces unités statistiques de base, on détermine ensuite les changements de la couverture des terres survenus entre deux dates, pour

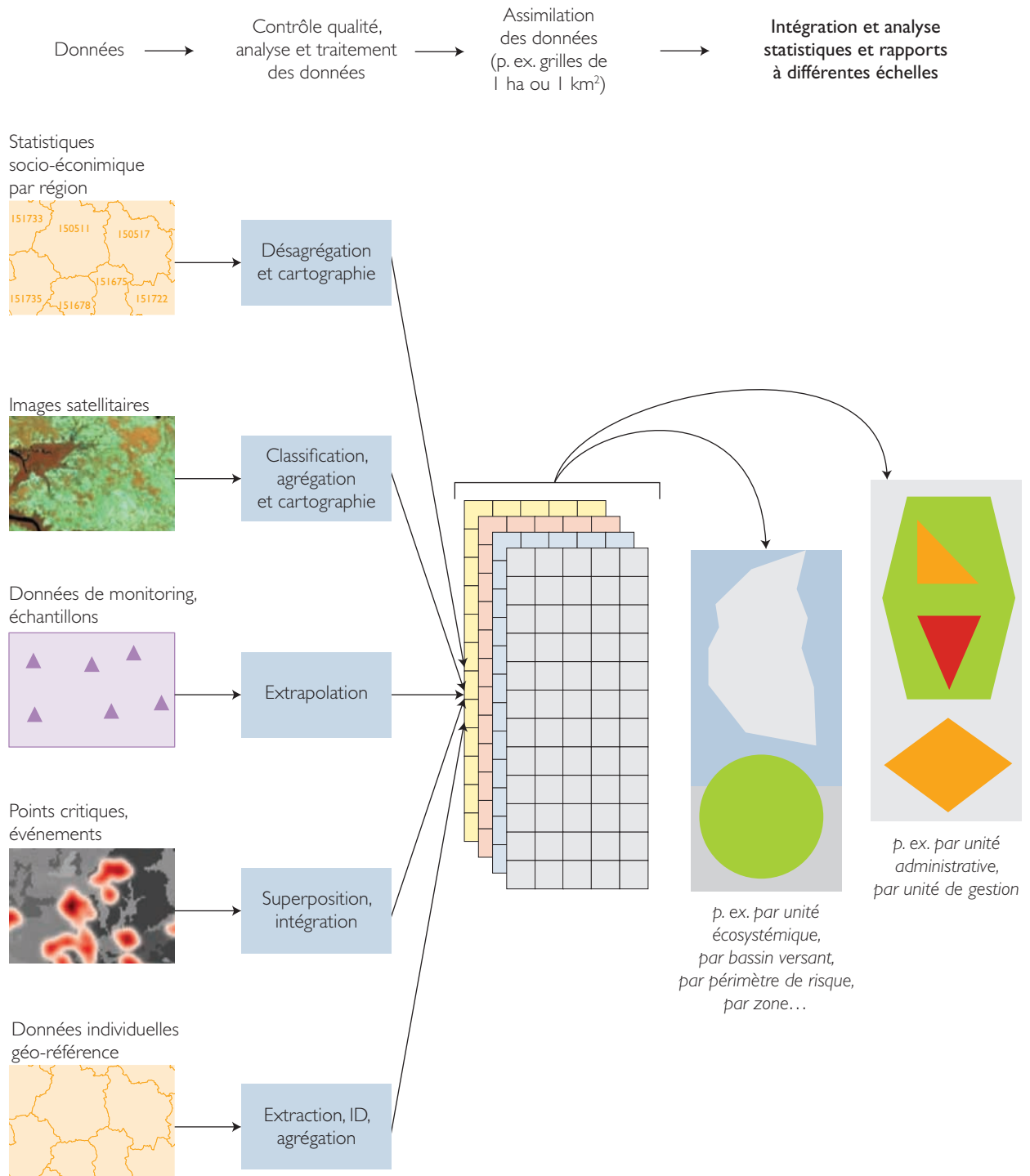
aborder l'écosystème de manière simplifiée, à partir de trois composantes : l'eau, le biocarbone et l'infrastructure écosystémique. Ces composantes sont renseignées à partir des meilleures données disponibles. Le cadre de référence géographique organisé, il s'agit ensuite de recueillir les données de base et de monitoring et les statistiques nécessaires à la CECN. La priorité est accordée aux sources de données officielles : données météorologiques, hydrologiques, pédologiques ; statistiques forestières, agricoles, halieutiques ; utilisation et qualités de l'eau ; indicateurs de biodiversité des espèces, et ainsi de suite. Cette collecte peut donner lieu à des collaborations et échanges entre services administratifs ou avec des organismes de recherche ou professionnels.

S'il n'existe rien de mieux à l'échelle nationale, on a recours aux bases de données internationales, dont la qualité et l'accessibilité progressent très rapidement (données de niveau 1 par défaut, assimilables généralement dans une grille maillée au kilomètre carré). Toutefois, quand c'est possible, on donne la préférence aux données et statistiques nationales, souvent plus riches et mieux validées (données à couverture exhaustive de niveau 2).

16. L'ensemble des cartes présentées dans ce chapitre sont issues des traitements de la base de données d'un pays virtuel, le Kangaré, établie pour des besoins didactiques (voir le site <<http://www.ecosystemaccounting.net>>).

FIGURE 15.3

Modèle d'assimilation et d'intégration des données de la CECN



Pour des applications locales, on utilise des données fines d'observation des conditions réelles, de la surveillance *in situ*, etc. Les niveaux d'information sont ajustables en fonction des besoins en précision et, surtout, de la disponibilité et de la qualité des données. Ils peuvent aussi interagir : les échelles larges fournissent le cadrage et les tendances générales ; les données locales, des vérifications et, quand elles sont assez abondantes, des échantillons pour enrichir les bases nationales. Les données peuvent aussi s'améliorer au fil du temps, notamment avec l'abondance des images satellitaires de haute résolution spatiale et temporelle de type Sentinel. Les unités statistiques peuvent aussi être affinées en fonction des besoins de gestion des sous-bassins versants, de la gestion intégrée des zones côtières ou du suivi des politiques de conservation de la nature (figure 15.3).

Un aspect essentiel concerne la mise à jour annuelle des comptes. La comptabilité utilisée par les décideurs politiques et économiques compare des situations à la date d'ouverture et à la date de clôture des comptes. Idéalement, les comptes devraient être produits annuellement pour correspondre à l'ordre du jour des prises de décision. Toutefois, dans un premier temps, des comptes correspondant à des dates plus éloignées, comme 2005 et 2015, sont utiles pour voir les grands traits de l'évolution du capital naturel sur une période significative. Il est ensuite possible d'interpoler des comptes annuels entre ces dates. Dans le même esprit, si la mise à jour ne peut être entreprise sur une base annuelle, elle peut se faire sur une base triennale ou quinquennale, avec une modélisation des résultats intermédiaires. Des résultats provisoires sur l'année $t - 1$ pourront être produits par la combinaison de données rapides (fournies par les satellites) et de modèles prospectifs. Les méthodes de calcul, les hypothèses, les valeurs par défaut et les estimations doivent être bien expliquées et documentées pour être comprises, discutées et acceptables par les utilisateurs et les producteurs de

l'information. Mais la comptabilité reste une simplification. La méthode comptable ne crée pas de données par elle-même : elle retraite des données collectées par d'autres. Elle constitue néanmoins un outil de contrôle des données très efficace, basé sur les recoupements. C'est ce que signifie la notion de *comptabilité en partie double*, où chaque flux est enregistré dans deux comptes différents dont les totaux doivent s'équilibrer ou révéler un *solde significatif* tel qu'un profit ou une perte, la valeur ajoutée ou la valeur nette du patrimoine.

Troisième étape : produire les comptes de base

L'étape suivante consiste à élaborer des comptes à partir des données de bases recueillies à la deuxième étape, de données supplémentaires pour des éléments spécifiques et de données estimées par modélisation de données physiques, puis à estimer les données manquantes. Les différents comptes permettent de mesurer la capacité écosystémique totale et d'estimer la dégradation ou l'amélioration de la situation entre deux dates, par exemple à dix ans d'intervalle.

Les comptes du changement dans la couverture des terres

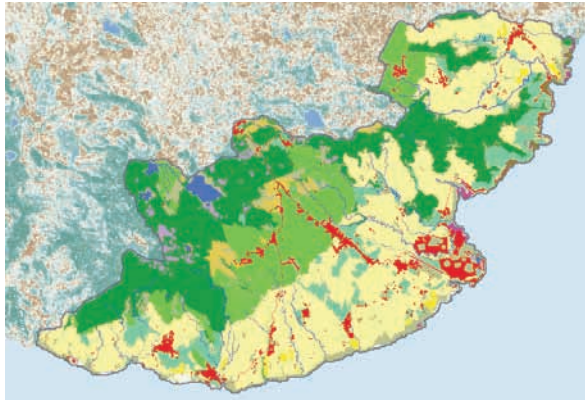
Les cartes de la couverture des terres jouent un rôle particulier dans la CECN. Elles fournissent une information précieuse pour produire les comptes de changements et structurent l'ensemble des autres comptes. La méthodologie proposée dans la CECN s'inspire de CORINE Land Cover (CLC), la cartographie de la couverture terrestre utilisée par les pays de l'Union européenne et les autres pays membres de l'Agence européenne pour l'environnement (AEE), soit au total 39 pays en 2012¹⁷. La méthodologie CLC a été transposée hors du cadre européen, en Afrique et en Amérique du Sud, au prix de modifications marginales de la nomenclature (figure 15.4).

17. Les premières cartes CORINE Land Cover se rapportent à l'année 1990 ; la prochaine mise à jour portera sur 2018.

FIGURE 15.4

Couverture des terres et changements

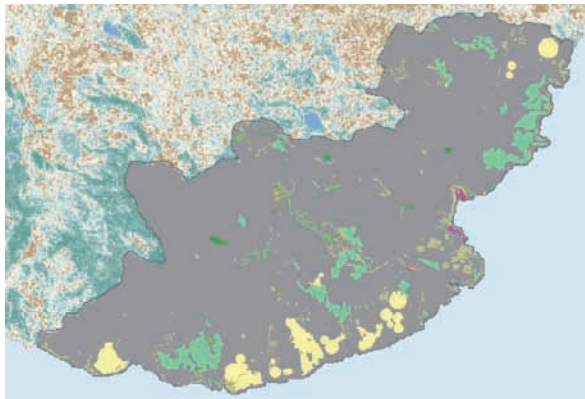
Couverture des terres, 2005



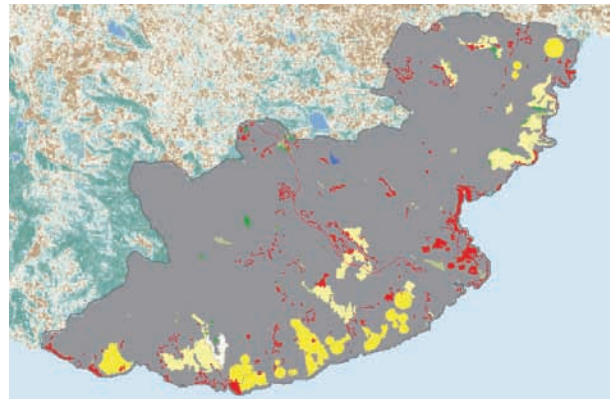
Légende

- K11 Urbain
- K12 Routes et infrastructures
- K21 Grande agriculture pluviale
- K22 Grande agriculture irrigée
- K30 Plantations agricoles et cultures permanentes
- K40 Associations et mosaïques agricoles
- K50 Prairies et herbages naturels
- K61 Forêt, couvert forestier
- K62 Mangroves
- K70 Couvert arbustif, brousse, landes
- I00 Sols nus, sable et roches
- I20 Zones humides ouvertes
- I30 Eaux intérieures
- I40 Eaux côtières et zones intertidales

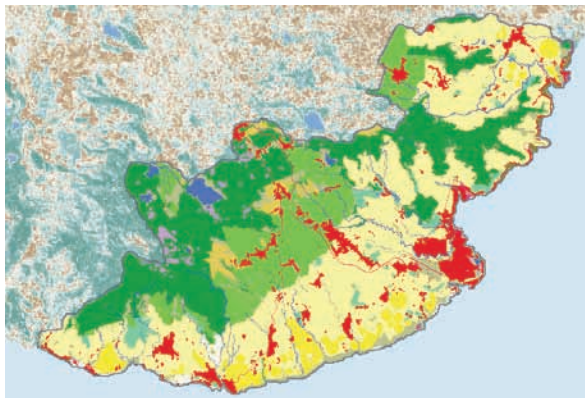
Pertes de couverture des terres, 2005



Gains de couverture des terres, 2015



Couverture des terres, 2015



La carte 2015 s'obtient à partir de la carte 2005 en substituant aux pertes (consommation) de couverture des terres 2005 les gains (formation) constatés en 2015.

Les deux caractéristiques principales du CLC sont, d'une part, la cartographie d'objets (ou unités) et, d'autre part, une approche des changements qui repose non pas sur la différence entre deux cartes, mais sur l'identification directe des changements¹⁸ relativement à une situation de départ. Sur la base du CLC, l'AEE publie depuis 2006 des comptes de la couverture des terres de l'Europe. La CECN propose une version agrégée en 15 classes de couverture des terres, utilisable à des fins de comparaison internationale, et suggère une méthode pour subdiviser ces classes selon les particularités géographiques et les besoins nationaux. Des cartes selon cette nomenclature agrégée peuvent également être dérivées des inventaires produits dans de nombreux pays par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)¹⁹. Les comptes des terres permettent, dans un premier temps, d'établir la matrice des changements entre deux dates en termes de gains et de pertes en surface pour tous les écosystèmes d'un territoire, y compris pour les écosystèmes urbains et côtiers. Le premier résultat concret est donc une statistique quantifiée et cartographiée des changements survenus dans l'occupation des sols. Cela permet donc, dès ce niveau, de renseigner des indicateurs de déforestation, d'urbanisation ou d'artificialisation des terres, de perte de terres agricoles, d'extension de l'irrigation, etc. La matrice des changements doit être interprétée pour mettre en évidence les processus à l'œuvre, qui correspondent pour une large part à des modifications de l'utilisation des terres (figure 15.5). Cette méthode est utilisée pour les comptes produits par l'AEE et par l'Institut brésilien de géographie et de statistique. Elle est reprise et détaillée

dans le manuel publié par la CDB et mentionnée, outre le SCEE-CC et le SCEE-CEE, comme un troisième ensemble de matériaux sur lequel s'appuyer pour produire des comptes.

La CECN-TDR propose une classification des flux en un très petit nombre de classes au niveau supérieur : sept classes, soit le minimum utile aux comparaisons internationales et aux conventions sur le climat, sur la désertification et sur la biodiversité, ou aux ODD, qui font référence aux changements de la couverture des terres pour plusieurs de leurs indicateurs (figures 15.6 et 15.7). Des suggestions sont ensuite faites sur la manière de subdiviser cette classification des flux en tenant compte des réalités du pays²⁰.

Sur la base des comptes de l'occupation des terres, les autres comptes peuvent être organisés de manière cohérente : comptes de l'eau, du carbone et de l'infrastructure écosystémiques²¹.

Les comptes de l'eau écosystémique

Les comptes de l'eau sont sans doute les plus courants à travers le monde. Les expériences acquises ont permis la réalisation, dans le cadre de la mise en œuvre du SCEE, d'un premier manuel thématique focalisé sur l'utilisation des ressources en eau par les secteurs économiques (SCEE-Eau ; UN, 2007). Les comptes de l'eau écosystémique considèrent le système hydrologique comme une composante de l'écosystème au sens large, y compris dans sa dimension humaine, et traitent des problèmes

18. L'identification directe des changements permet d'éviter le biais bien connu des soustractions entre deux cartes, soit la création factice de faux changements en raison des imperfections et erreurs des deux cartes.

19. Le rapport technique CECN-TDR contient des tableaux de passage entre nomenclatures et une documentation selon les principes du Land Cover Classification System (FAO), de la nomenclature en 15 classes et des subdivisions possibles selon les besoins nationaux.

20. Par ailleurs, la matrice des changements peut être de grande dimension. Dans le cas des comptes de la couverture des terres du Burkina Faso, les 42 classes de la nomenclature conduisent à 42×42 changements élémentaires possibles, soit 1 764 possibilités. Afin de rendre les comptes plus intelligibles, ces changements élémentaires ont été regroupés en neuf grands flux de changement, eux-mêmes subdivisés en 53 classes, selon les caractéristiques du pays.

21. La description des différents comptes donnée ici reprend en partie le texte de la trousse de démarrage rapide (Weber, 2014a). On pourra utilement s'y référer pour obtenir un complément d'information.

FIGURE 15.5

Matrice des changements de la couverture des terres

		Gains 2015							
		Zones urbaines K11	Routes et autres infrastructures de transport K12	Grande agriculture herbacée pluviale K21	Grande agriculture herbacée irriguée K22	Plantations agricoles cultures permanentes K30	Associations et mosaïques agricoles K40		
Pertes 2005	K11	Zones urbaines		3					
	K12	Routes et autres infrastructures de transport	9		1				
	K21	Grande agriculture herbacée pluviale	113	22		2 738		56	
	K22	Grande agriculture herbacée irriguée	35						
	K30	Plantations agricoles cultures permanentes	47	1					
	K40	Associations et mosaïques agricoles	107	17	2 729	16			
	K50	Prairies et herbages naturels	163	15	4	91			
	K61	Forêt, couvert forestier	9	15	7	1			
	K62	Mangroves	92		0				
	K70	Couvert arbustif, brousse, landes	1 647	15				1	
	K100	Terres nues, sable et roche							
	K120	Zones humides ouvertes			1				
	K130	Masses d'eau intérieures							
	K140	Masses d'eau côtières et zones intertidales							
		K00	<i>Pas de changement observé</i>	2 882	171	21 201	625	1 219	1 672
	Total 2015		5 105	259	23 944	3 471	1 219	1 729	

	Prairies et herbages naturels K50	Forêt, couvert forestier K61	Mangroves K62	Couvert arbustif, brousse, landes K70	Terres nues, sable et roche K100	Zones humides ouvertes K120	Masses d'eau intérieures K130	Masses d'eau côtières et zones intertidales K140	Pas de changement observé K00	Total 2005
									2 882	2 885
									171	181
					2				21 201	24 133
									625	659
				0					1 219	1 267
		194		327	200				1 672	5 262
		9							8 917	9 200
				67			24		15 912	16 036
				0					113	205
		4			0				3 913	5 580
		0							333	333
				0			17		754	772
				4					1 672	1 676
		0							178	178
	8 917	15 912	113	3 913	333	754	1 672	178	59 563	
	8 917	16 119	113	4 312	534	754	1 713	178		68 368

FIGURE 15.6

Compte de la couverture des terres

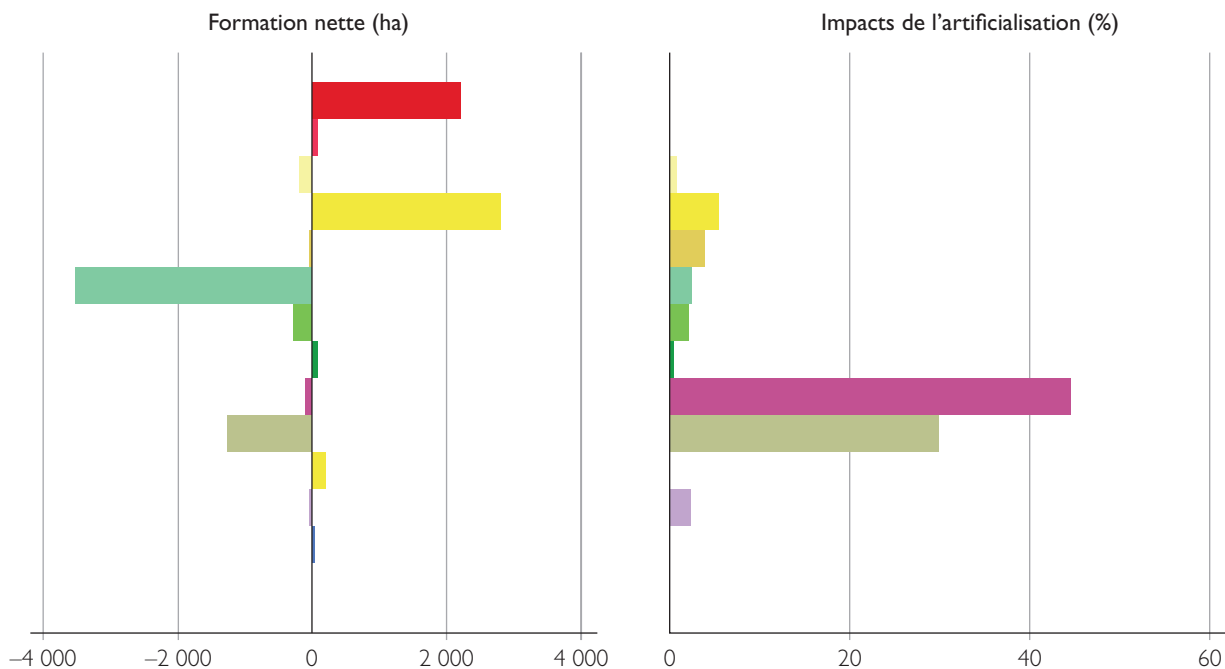
	Zones urbaines K11	Routes et autres infrastructures de transport K12	Grande agriculture herbacée pluviale K21	Grande agriculture herbacée irriguée K22	Plantations agricoles permanentes K30	
A – Stock de couverture des terres, 2005	2 885	181	24 133	659	1 267	
CONSOMMATION DE COUVERTURE DES TERRES						
C_lf1 Artificialisation			135	34,88	48	
C_lf2 Extension de l'agriculture		1				
C_lf3 Conversions internes et rotations	3	9	2 794			
C_lf4 Gestion et altération des espaces forestiers						
C_lf5 Restauration et création d'habitats						
C_lf6 Changements dus à des causes naturelles et multiples			2			
C_lf7 Autres changements des terres n.c.a. et réévaluation						
B – TOTAL Consommation de couverture des terres	3	10	2 931	35	48	
FORMATION DE COUVERTURE DES TERRES						
F_lf1 Artificialisation	2 213	85				
F_lf2 Extension de l'agriculture			13,5	92		
F_lf3 Conversions internes et rotations	9	3	2 729	2 754		
F_lf4 Gestion et altération des espaces forestiers						
F_lf5 Restauration et création d'habitats						
F_lf6 Changements dus à des causes naturelles et multiples						
F_lf7 Autres changements des terres n.c.a. et réévaluation						
C – TOTAL Formation de couverture des terres	2 223	88	2 743	2 846		
<i>D – Aucun changement observé de couverture des terres</i>	<i>2 882</i>	<i>171</i>	<i>21 201</i>	<i>625</i>	<i>1 219</i>	
E – Stock de couverture des terres, 2015 (= A – B + C)	5 105	259	23 944	3 471	1 219	

	Associations et mosaïques agricoles K40	Prairies et herbages naturels K50	Forêt, couvert forestier K61	Mangroves K62	Couvert arbustif, brousse, landes K70	Terres nues, sable et roche K100	Zones humides ouvertes K120	Masses d'eau intérieures K130	Masses d'eau côtières et zones intertidales K140	Total
	5 262	9 200	16 036	205	5 580	333	772	1 676	178	68 367,9
	125	178	49	92	1 662		17			2 339
		96	8	0	1		1,07			107
	2 745									5 551
			67							67
	194	9			4	0				207
	527		0					4,4		534
	3 591	283	124	92	1 667	0	18	4		8 805
								41		2 339
	1									107
	56									5 552
					67					67
			207							207
					4,4				0	5
					327	201,65				529
	57		207		399	202		41		8 805
	1 672	8 917	15 912	113	3 913	333	754	1 672	178	59 563
	1 729	8 917	16 119	113	4 312	534	754	1 713	178	68 367,9

FIGURE 15.7

Exemples d'indicateurs pouvant être dérivés des comptes de la couverture des terres

	Zones urbaines K11	Routes et autres infrastructures de transport K12	Grande agriculture herbacée pluviale K21	Grande agriculture herbacée irriguée K22	Plantations agricoles permanentes K30
Formation nette de couverture des terres en ha (= C – B)	2 220	78	-189	2 812	-48
Impacts de l'artificialisation en % de 2005 (=C_lfl / A)			0,6	5,3	3,7
Taux de conversion totale en % de 2015 ((B + C) / E)	43,6	37,5	23,7	83,0	3,9

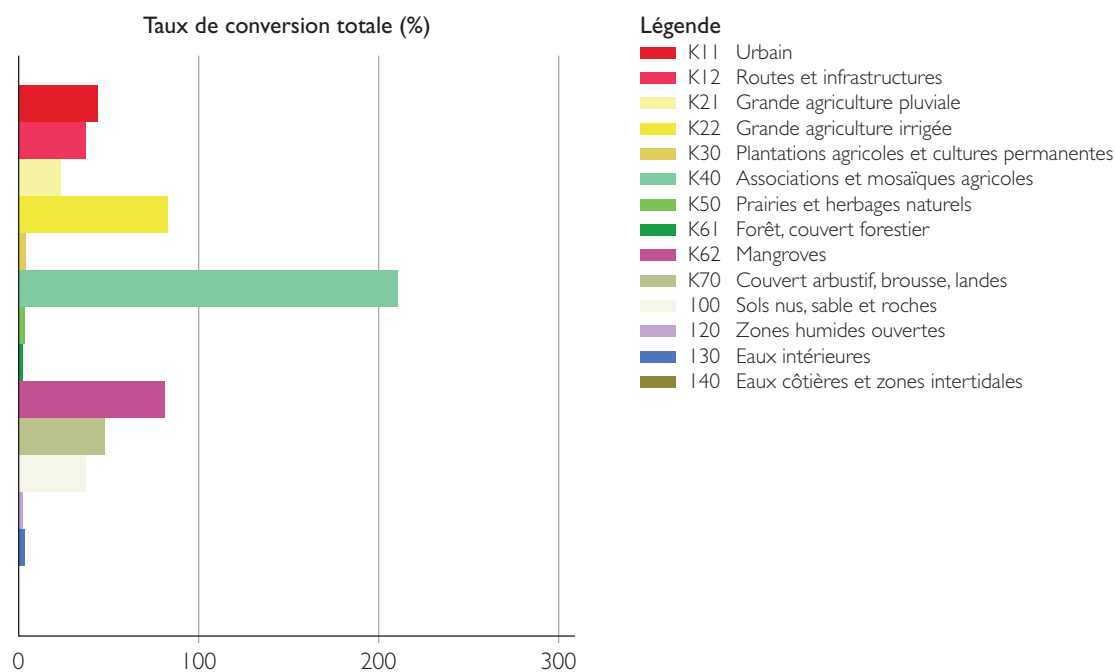


de qualité autant que de quantité (figure 15.8). La CECN s'aligne sur le SCEE-Eau pour les usages et constitue une extension de son champ d'application. Les écosystèmes hydrologiques sont décrits dans leur relation avec les écosystèmes terrestres, en s'appuyant sur la spatialisation des ressources en eau et sur la mesure de leur bon état de santé ou de leur dégradation par les pollutions, les prélèvements ou les obstacles artificiels à l'écoulement de l'eau. Les comptes de l'eau écosystémique calculent l'excédent net d'eau accessible de l'écosystème, c'est-à-dire la quantité d'eau de qualité

acceptable qui est utilisable de manière durable. Outre les pressions directes sur les écosystèmes, générées par les prélèvements d'eau au-delà du niveau renouvelable, d'autres variables sont utilisées pour déterminer la santé écologique des systèmes hydrologiques.

Les comptes des flux d'eau suivent la séquence « précipitation, évapotranspiration, infiltration et ruissellement » qui forme l'écoulement des rivières et des nappes d'eau. Les transferts d'eau entre les bassins hydrographiques sont enregistrés. Le total

	Associations et mosaïques agricoles K40	Prairies et herbages naturels K50	Forêt, couvert forestier K61	Mangroves K62	Couvert arbustif, brousse, landes K70	Terres nues, sable et roche K100	Zones humides ouvertes K120	Masses d'eau intérieures K130	Masses d'eau côtières et zones intertidales K140	Total
	-3 534	-283	83	-92	-1 268	202	-18	37		0
	2,4	1,9	0,3	44,6	29,8		2,2			3,4
	211,0	3,2	2,1	80,9	47,9	37,7	2,4	2,7		25,8



des précipitations efficaces disponibles pour alimenter les masses d'eau correspond aux précipitations, moins l'évapotranspiration réelle. Le total des précipitations efficaces disponibles est ensuite analysé pour prendre en compte l'eau qui n'est pas accessible²² pour différentes raisons, par exemple : les crues ; le rejet d'eaux usées et les dilutions nécessaires pour maintenir la qualité environnementale

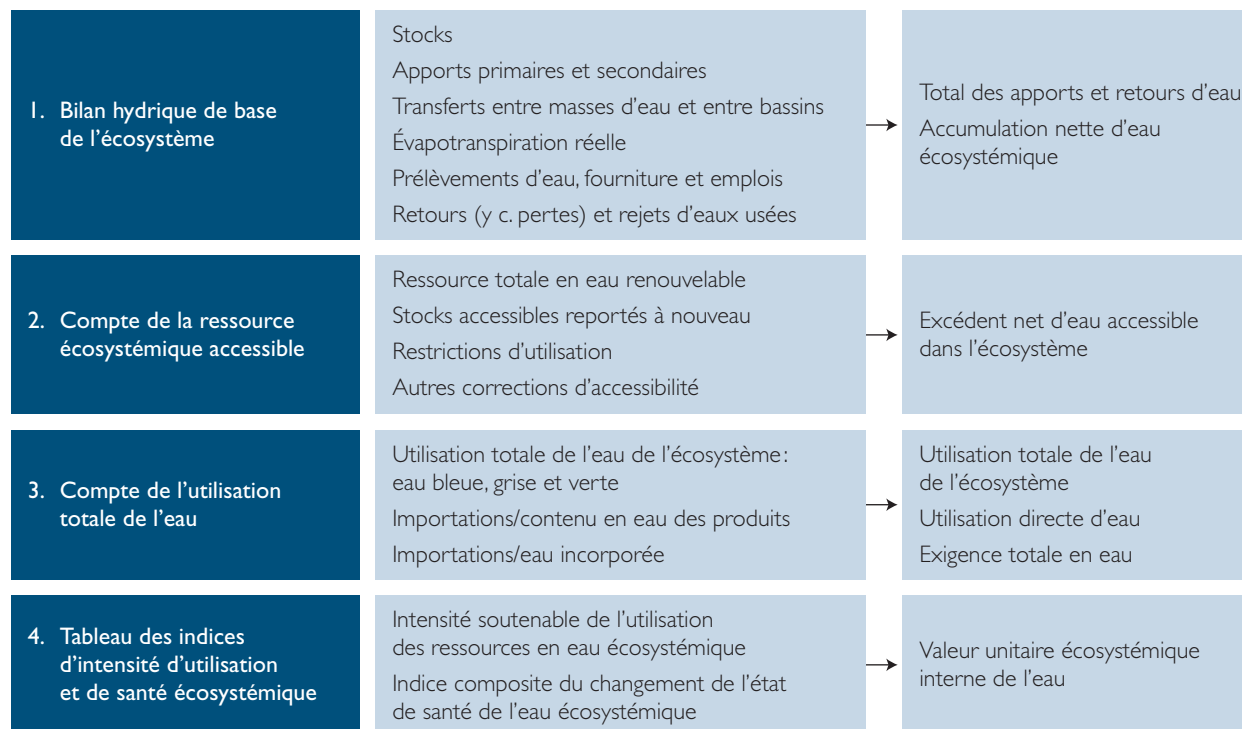
des masses d'eau ; l'évapotranspiration supplémentaire induite par l'irrigation et l'évaporation provoquée par les tours ou les réservoirs de refroidissement pour des besoins industriels ou de centrales électriques ; les contraintes imposées par les conventions internationales de partage des eaux²³. Les comptes de la ressource en eau sont ventilés par classes d'unités comptables écosystémiques, où les

22. C'est-à-dire l'eau inexploitable, selon la terminologie de la FAO.

23. La CECN s'appuie aussi sur les définitions et approches proposées sur cette composante par la base de données de la FAO et par le réseau Water Footprint.

FIGURE 15.8

Structure des comptes de l'eau écosystémique de la CECN-TDR (2014)



stocks sont reventilés par type d'actifs d'eau au sens du SCEE-Eau (lacs et réservoirs ; rivières et autres cours d'eau ; neige et glaciers ; eaux souterraines ; sol et végétation). Les bilans quantitatifs élémentaires sont établis par sous-bassins versants définis en tenant compte des caractéristiques paysagères et de la disponibilité des données sur le débit des rivières. Ces sous-bassins sont enchaînés selon les principes usuels en hydrologie, et leur codification arborescente permet de mettre en relation les bassins amont et aval, pour l'ensemble du bassin versant. À l'intérieur de chaque sous-bassin, les comptes de qualité de l'eau sont établis de manière statistique, par petite unité hydrologique et par classe de taille de rivière, ce qui permet le raccord avec le compte de l'infrastructure écosystémique.

L'intensité soutenable de l'utilisation des ressources en eau écosystémique est définie par le ratio de l'excédent net d'eau accessible dans l'écosystème à l'utilisation totale de l'eau de l'écosystème. Si ce ratio est inférieur à 1, cela signifie que l'utilisation de l'eau entraîne une dégradation des

écosystèmes. L'indice composite du changement de l'état de santé de l'eau écosystémique repose sur un diagnostic basé sur divers symptômes éventuels de stress et de dégradation prenant en compte, entre autres, les changements de qualité biochimique ou de santé biotique, d'excès de nutriments et d'eutrophisation. Les problèmes de santé liés à la qualité de l'eau font partie du diagnostic. La valeur unitaire écosystémique interne de l'eau est l'association de l'indice de soutenabilité de l'utilisation et de l'indice composite du changement d'état. Ce résultat repose sur des mesures propres à l'eau ; à ce stade, il ne tient pas compte des effets externes sur le biocarbone ou l'infrastructure écosystémique.

Les comptes du biocarbone ou du carbone écosystémique

La comptabilité du carbone n'est pas nouvelle. Les inventaires d'émissions de gaz à effet de serre et les budgets carbone mis en place par les pays et les entreprises dans le cadre de la CCNUCC sont des comptes d'équivalent carbone. Une grande partie

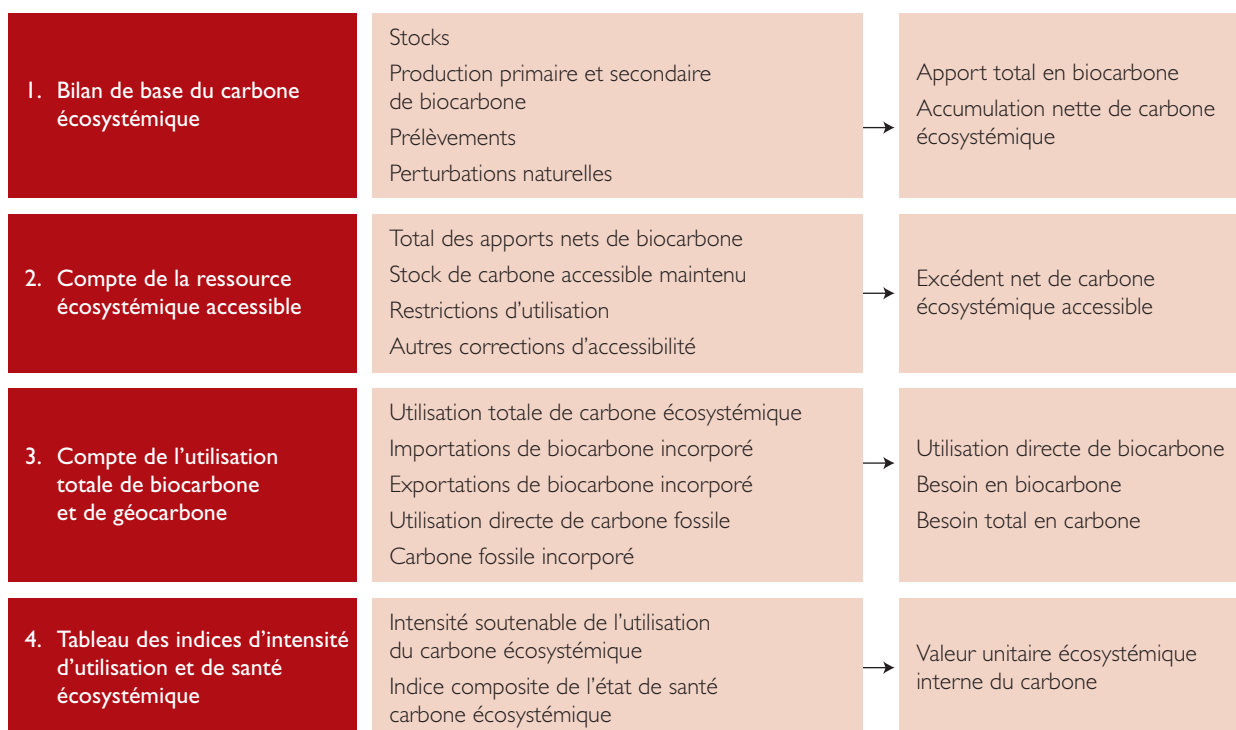
des informations recueillies selon les lignes directrices du GIEC contribue aux comptes du biocarbone de la CECN. Le compte du carbone écosystémique enregistre en premier lieu les stocks de carbone des différents écosystèmes, de la végétation et du sol. Il enregistre également la biomasse secondaire animale, à commencer par les stocks de poisson et les animaux d'élevage. Le compte décrit ensuite la capacité durable de chaque écosystème à produire de la biomasse à partir de la production primaire assurée par la photosynthèse de la végétation naturelle et cultivée, et la façon dont elle est utilisée par les récoltes (produits agricoles et forestiers), stérilisée par des infrastructures artificielles ou détruite (érosion des sols, incendies). Il enregistre le carbone absorbé par l'atmosphère et les océans, indépendamment de son origine biologique ou fossile, car son absorption en fait un élément de l'écosystème ; par contre, les stocks de carbone fossile ne font pas partie du capital écosystémique, qu'ils n'intègrent qu'au moment où ils sont extraits

et brûlés (ou rejetés dans l'écosystème sous forme de déchets, notamment les plastiques).

La comptabilité de ces stocks est reprise dans le SCEE-Énergie, qui est une branche du SCEE-CC. Les variables clés du cadre défini par le GIEC sont donc présentes dans la CECN et peuvent être utilisées dès lors qu'elles sont du troisième niveau, qui est celui du monitoring spatialisé. On notera qu'en termes de CECN, la séquestration de carbone est un solde comptable appelé « accumulation nette de carbone écosystémique ». Dans la CECN, le calcul du carbone accessible tient compte des besoins des écosystèmes et de leurs propriétés (figure 15.9). Ainsi, le carbone du sol ou le carbone d'une forêt protégée ne sont pas accessibles, de même que la partie des stocks de poisson qui doit être conservée pour leur reproduction. Également, les rejets de carbone après usage sont, selon le cas, accessibles (paille laissée dans les champs, résidus de l'exploitation forestière laissés sur place, fumier des

FIGURE 15.9

Structure des comptes du carbone écosystémique de la CECN-TDR (2014)



animaux d'élevage) ou non accessibles (carbone organique des rejets urbains dans les rivières et la mer, carbone organique des sédiments charriés par les rivières à cause de l'érosion des sols). Ces flux sont dûment enregistrés dans les comptes du biocarbone pour être pris en compte lors du calcul de la ressource accessible. Les sources de données incluent les informations disponibles au niveau international, notamment pour la production primaire nette (PPN), les données disponibles à la FAO et, bien sûr, les statistiques nationales de production agricole ou forestière, les cartographies et bases de données pédologiques et les autres données. Ces données sont rassemblées dans la CECN par UCTE, une unité qui s'articule bien à la classification de l'utilisation des terres utilisée par le GIEC.

La structuration des comptes du carbone dans la CECN part d'un bilan de base du carbone écosystémique (apport total et accumulation nette); elle traite de la ressource accessible (excédent net de carbone), puis de l'utilisation totale de biocarbone et de géocarbone, et se conclut par le tableau des indices d'intensité d'utilisation et d'état de santé de l'écosystème au regard de la biomasse. Comme pour la composante eau, un indice d'intensité soutenable de l'utilisation du biocarbone est calculé, soit le ratio des ressources accessibles au total de l'utilisation du biocarbone. Le ratio doit être égal ou supérieur à 1 pour révéler un partage équilibré entre l'utilisation anthropique du biocarbone et les besoins des écosystèmes; dans le cas inverse, la ressource écosystémique s'épuise. Les comptes du biocarbone servent de base à plusieurs indicateurs standards relatifs aux réservoirs de carbone: les stocks de carbone des forêts et des sols, la séquestration, la combustion de biomasse et la perte due aux changements de couverture des terres, de contenu en carbone des récoltes forestières et agricoles, et ainsi de suite. Dans sa forme actuelle, qui combine couverture des terres, PPN et carbone du sol, l'indicateur de la neutralité en termes de dégradation des terres retenu par la CNULCD et l'ODD 15 cible 3 peut être calculé directement à partir des données des comptes des terres et du biocarbone de la CECN.

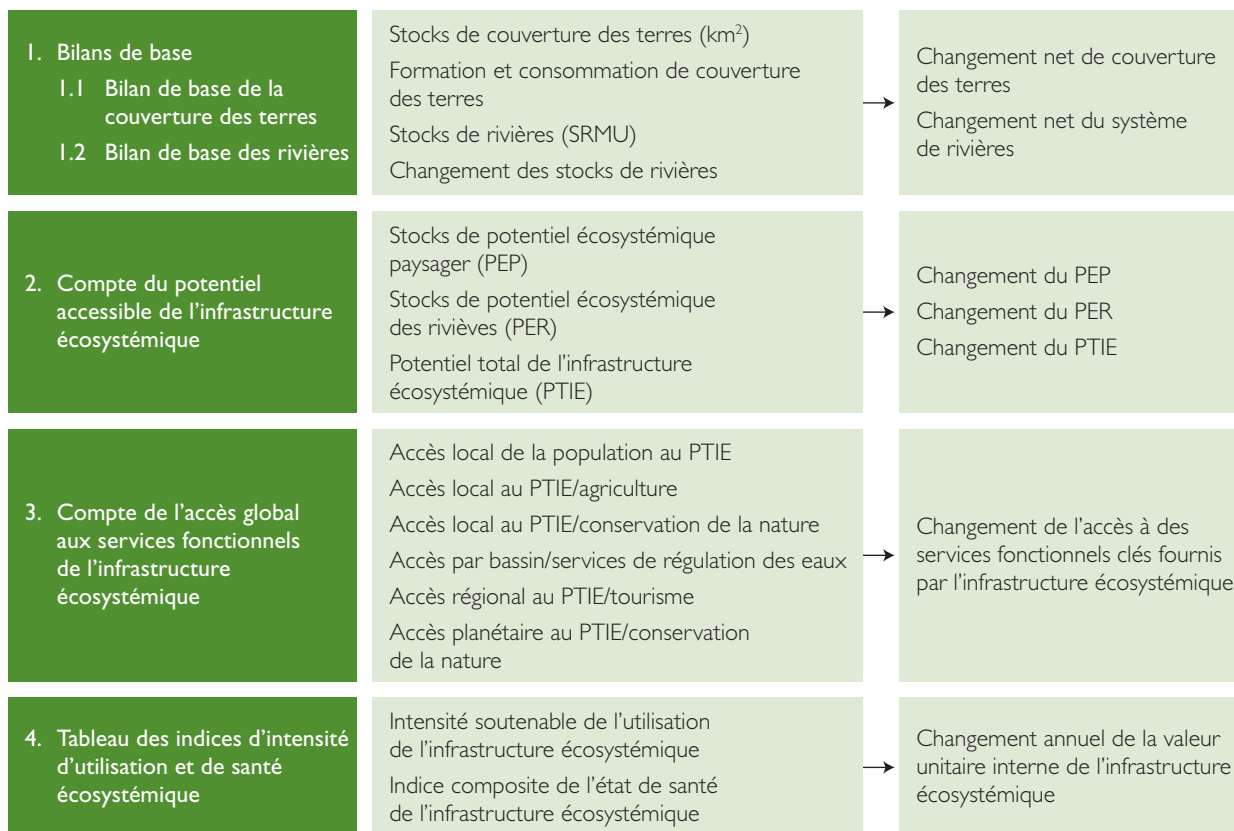
Les comptes de l'infrastructure écologique

Les comptes de l'infrastructure écologique, ou «comptes de l'infrastructure écosystémique et des services fonctionnels qui en dépendent», mesurent la capacité durable des écosystèmes à produire des services qui ne sont pas directement mesurables en tant que ressources matérielles (ressources naturelles renouvelables), comme le sont la biomasse et l'eau. Ces services incorporels correspondent aux services de régulation et aux services écosystémiques culturels de la classification internationale commune des services écosystémiques (CICES; Haines-Young et Postchin, 2013). L'approche actuelle proposée par la CECN prend en considération le potentiel du système lui-même, son étendue et son état (productivité, intégrité, résilience, etc.). Elle part du compte de la couverture des terres par UPSE. Ce compte de la couverture des terres par UPSE est combiné avec une comptabilité spécifique des rivières qui ne se base pas sur des surfaces mais sur des segments de rivières connectés selon les principes de l'hydrologie. Elle y adjoint également un compte des zones côtières marines, dont l'étendue est fonction de la partie cartographiable de la couverture des fonds marins. En pratique, ce sont les zones proches des côtes couvertes d'herbes marines et d'algues et d'autres milieux vivants, comme les récifs coralliens, qui abritent une riche biodiversité et sont des aires de reproduction importantes. La mesure des services fonctionnels incorporels se fait de façon indirecte, en partant du principe que la fourniture potentielle de services est liée au bon état de l'écosystème, la dégradation des écosystèmes pouvant en effet entraîner la perte de ces services.

Le potentiel de l'infrastructure écosystémique à fournir des services fonctionnels est mesuré comme une combinaison de zones, dont la surface est enregistrée dans le compte des terres, et de caractéristiques de l'état ou de la santé de l'écosystème (figure 15.10). Deux types d'indicateurs sont pris en compte. Le premier concerne l'intégrité biophysique de l'écosystème, cartographiable et

FIGURE 15.10

Structure des comptes de l'infrastructure écosystémique de la CECN-TDR (2014)



mesurable de manière continue. Des indicateurs comme le potentiel écosystémique net des paysages ou des rivières ont été développés²⁴ pour prendre en compte conjointement le degré de « naturalité », tel qu'on peut le déduire, dans un premier temps, du compte de couverture des terres (indice de fond du paysage vert). Ce premier indice est complété et nuancé par d'autres indicateurs qui précisent la haute valeur patrimoniale ou naturelle du territoire (ou de la rivière) déduite de son statut de protection, sa dégradation par les barrières créées par la fragmentation artificielle (routes, voies ferrées, barrages) qui réduit la connectivité des habitats, et, inversement, les éléments de complexité (écotones, microfragmentation des terres agricoles par des haies) qui fournissent des habitats naturels et des niches.

Une seconde série de comptes se rapporte à d'autres symptômes révélateurs de l'état de santé. Elle inclut, entre autres, des mesures de la variation de la biodiversité des espèces et des données épi-zootiques ou écotoxicologiques. Ces informations sont traitées dans un cadre diagnostique ouvert à la diversité des approches. Il est important de comprendre que le but du compte n'est pas de mesurer la biodiversité, mais d'utiliser les meilleures mesures de la biodiversité, qui intègrent véritablement espèces et espaces, afin d'affiner le diagnostic de l'état de santé des écosystèmes. Les données de type « modélisation des niches écologiques » (*ecological niche modelling*), l'indice Nature norvégien²⁵ et d'autres approches avancées sont utilisables. Il est probable que les travaux en cours,

24. C'est ce qu'a notamment fait l'AEE à l'échelle européenne.

25. Ces méthodes sont décrites dans Weber (2014a).

notamment sur les variables essentielles de biodiversité (*essential biodiversity variables*²⁶), vont faciliter la tâche à l'avenir. À court terme, l'appui d'experts connaissant le terrain est de loin préférable à l'utilisation de statistiques simplistes, au sens parfois incertain. Dans tous les cas, les éléments quantifiés du diagnostic doivent être soumis au jugement des experts du domaine.

L'accès potentiel à ces services dépend à la fois de l'offre et de la demande, c'est-à-dire de la proximité d'usagers. Le tableau de l'accès global aux services fonctionnels écosystémiques fournit une série d'indicateurs établis de haut en bas, dont le but est de fournir des informations générales ainsi que des points d'ancrage pour l'évaluation de services particuliers. Ces indicateurs combinent les données démographiques spatialisées et le potentiel total de l'infrastructure écosystémique (PTIE). Une première série d'indicateurs est proposée, avec leur formule : accès local de la population au PTIE (services environnementaux, cadre de vie), accès local de la population aux services de l'agroécosystème (agriculture de proximité), accès local au PTIE pour la conservation de la nature (suivi de l'état des zones protégées), accès aux services de régulation de l'eau dans le bassin versant, accès régional au PTIE par le tourisme, accès global aux services de conservation de la nature (contribution aux grands réseaux de protection). Des comptes dits « fonctionnels » permettront ensuite de passer d'une évaluation de l'accès aux potentiels à la comptabilité de l'utilisation effective de ces services, au moins pour les plus importants d'entre eux, et d'en apprécier la soutenabilité grâce au contexte fourni par la CECN. Ces comptes forment un cadre souple, susceptible d'accueillir et de mettre en perspective la plupart des travaux d'évaluation physique et monétaire et de modélisation des services écosystémiques entrepris

par exemple dans le cadre des initiatives WAVES²⁷, TEEB²⁸, VANTAGE, The Biodiversity Finance Initiative (BIOFIN²⁹) et Mapping and Assessment of Ecosystem Services (MAES).

Pour une vision synthétique et composite : la capacité écosystémique totale

Le cadre intégré de comptabilité nous permet de calculer, pour chacune des trois composantes de l'écosystème (eau, biocarbone, infrastructures écosystémiques), un indice de soutenabilité de l'usage et un indice de santé ou de résilience établi par une approche multicritère. Leur combinaison permet de calculer la capacité écosystémique totale (CET) du capital écosystémique, pour chaque unité statistique (l'UPSE ou son équivalent, pour les rivières et les zones littorales), à partir des indices d'intensité d'utilisation et de santé écosystémique de chacune des trois composantes (eau, biocarbone, infrastructure écologique) pour lesquelles un indice de valeur écosystémique interne est calculé. En situation stable, cet indice est égal à 1 (ou à 100, comme à la figure 15.11).

Des valeurs inférieures signalent une dégradation ; des valeurs supérieures, une amélioration. La combinaison de ces trois indices de valeur interne constitue la valeur écologique unitaire de l'unité comptable. Cette valeur écologique unitaire joue un rôle similaire à celui d'un prix en économie³⁰. La nouvelle unité de compte est l'ECU, l'unité de capacité écosystémique. La valeur unitaire mesurée en ECU doit ensuite être multipliée par des quantités qui sont celles des ressources accessibles de l'UPSE. Ainsi, chaque unité écosystémique se voit attribuer une valeur écologique en ECU, pour chacune de ses trois composantes. Lorsque l'on additionne

26. Voir « What are EBVs? », GEOBON, Group on Earth Observations, <<http://geobon.org/essential-biodiversity-variables/what-are-ebvs>>, consulté le 4 avril 2019.

27. Voir le site <<https://www.wavespartnership.org>>, consulté le 4 avril 2019.

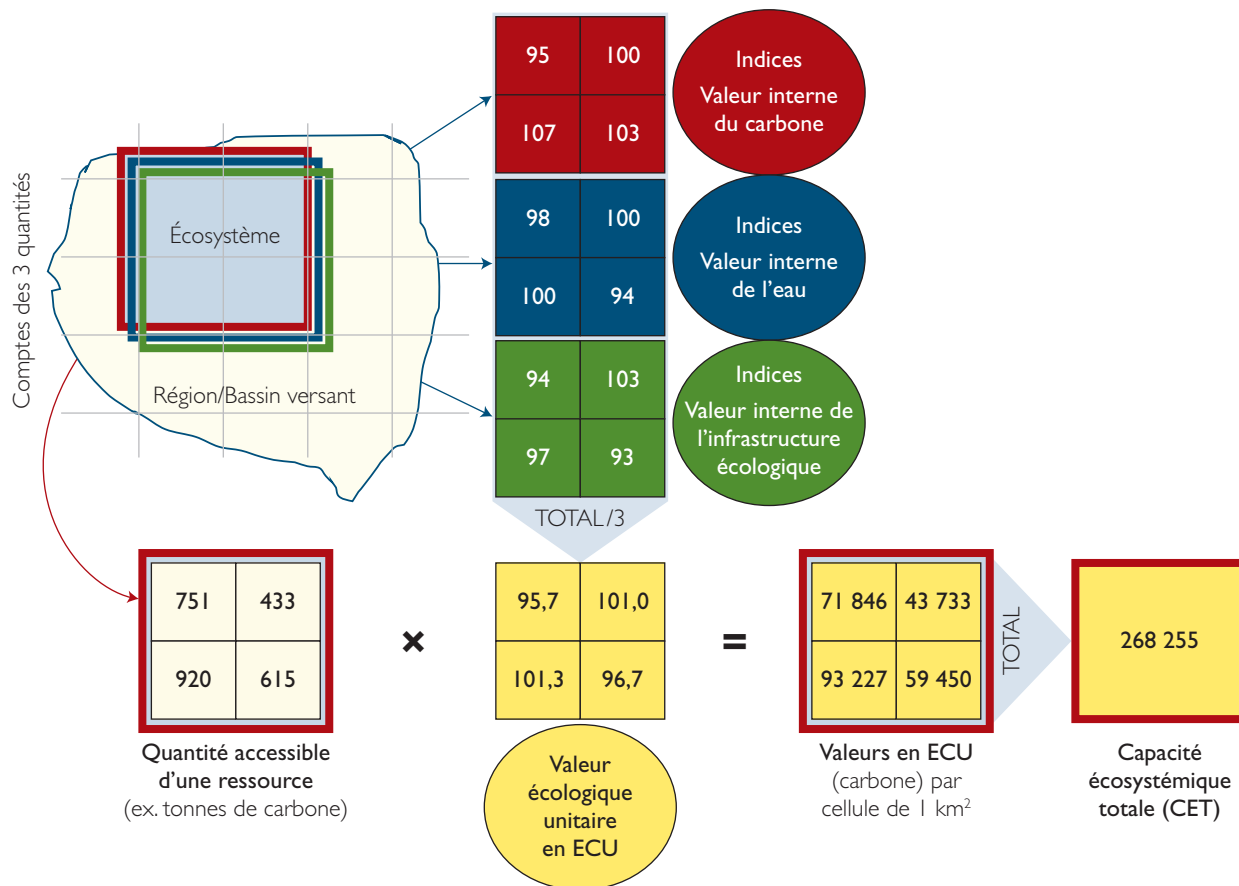
28. Voir le site <<http://www.teebweb.org>>, consulté le 4 avril 2019.

29. Voir le site <<http://biodiversityfinance.net>>, consulté le 4 avril 2019.

30. Il s'agit plus exactement de la valeur unitaire en monnaie calculée par le producteur avant la mise d'un produit sur le marché.

FIGURE 15.11

Calcul de la valeur écologique et de la capacité écosystémique totale



ECU-Carbone, ECU-Eau et ECU-Infrastructure verte, on obtient sa CET exprimée en ECU. La comparaison de ces comptes à différentes dates (entre la date t et $t + 1$ an dans la figure 15.12) permet ainsi de suivre l'évolution de la valeur écologique totale de cette zone et de diagnostiquer s'il y a stabilité, amélioration ou dégradation.

Les CET des différents écosystèmes sont commensurables et peuvent s'additionner par pays, région, bassin versant, zone côtière, zone protégée, etc. La valeur écologique en ECU résume les fonctions essentielles de l'écosystème, dans une approche

assez similaire à celle de l'unité équivalent CO₂ pour le GIEC. Cette agrégation par l'intermédiaire d'un indice composite se fait sans recours à la monnaie, contrairement à l'approche du SCEE-CEE, où l'agrégation des résultats comptables requiert la valorisation monétaire préalable des services écosystémiques (Weber, 2017). La capacité peut être représentée sous forme cartographique, comme dans le cas de l'île Maurice, où l'on peut localiser et mesurer les niveaux de dégradation ou d'amélioration entre 2000 et 2010 (carte de droite de la figure 15.13).

FIGURE 15.12

Calcul de la dégradation ou de l'amélioration du capital écosystémique

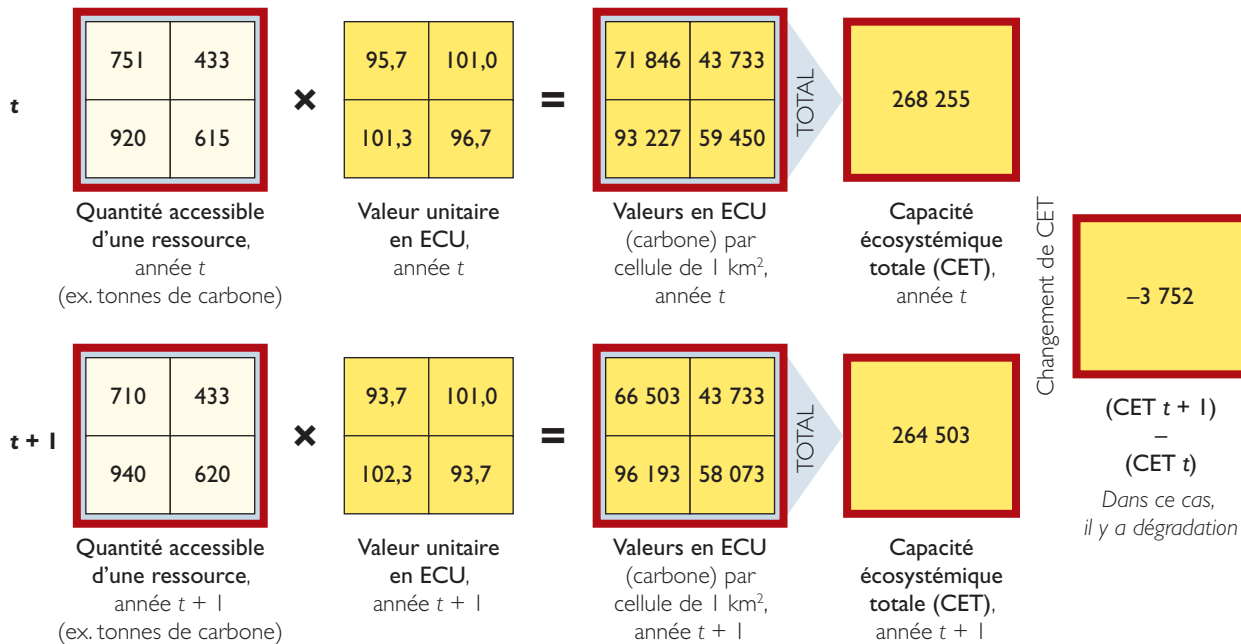
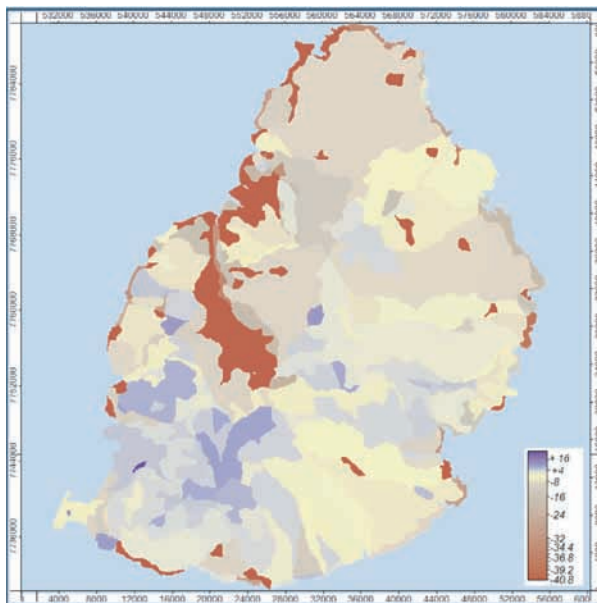
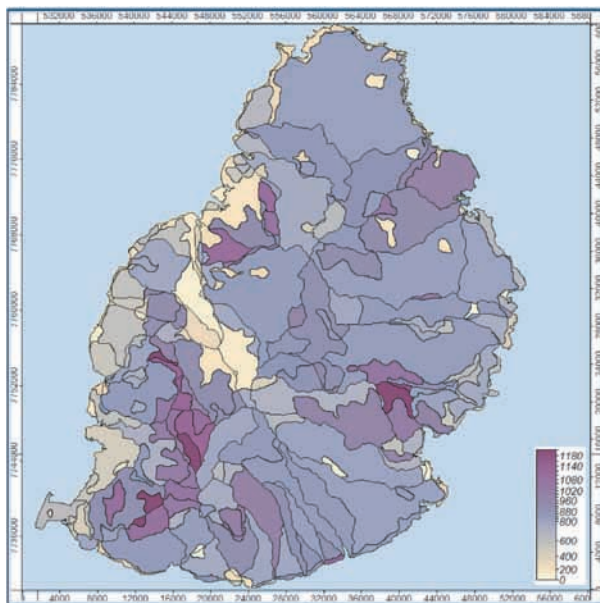


FIGURE 15.13

Évaluation des capacités écosystémiques de l'île Maurice

Évaluation de la capacité écosystémique totale par UPSE pour 2010 (ECE/ha, par UPSE)

Changement (en %) de capacité écosystémique totale entre 2000 et 2010 (ECE, par UPSE)



Quatrième et cinquième étapes : le bilan écologique et les comptes fonctionnels en unités physiques ou monétaires

Les trois premières étapes, décrites ci-dessus, concernent l'ensemble des écosystèmes et des secteurs économiques. Les étapes suivantes traitent d'approfondissements : l'évaluation de la responsabilité des divers secteurs et agents économiques vis-à-vis de la dégradation des écosystèmes, le calcul de leur dette écologique, l'estimation des coûts de restauration correspondants, l'évaluation de services qui ont un intérêt particulier de par leur importance ou leur niveau supposé de dégradation, mesure physique et estimation monétaire.

Vers un bilan des dettes et crédits écologiques des agents économiques

La CECN est d'abord une évaluation de l'évolution de la capacité des écosystèmes à être utilisés de manière soutenable par les activités humaines. Cette capacité est la mesure de la valeur écologique des écosystèmes, soit leur capacité à fournir des services à l'économie et, au-delà, à la société dans son ensemble. Cette capacité intrinsèque ne se mesure pas par la valeur monétaire des services obtenus, car celle-ci dépend de beaucoup de facteurs spécifiques tels que leur combinaison avec d'autres produits et les conditions du marché, de la finance ou de la technologie. La capacité mesurée par la combinaison de mesures en unités physiques est toutefois une notion importante pour l'économie, car lorsque celle-ci dégrade l'écosystème, il y a un coût non payé par le responsable de cette dégradation. En se référant aux principes comptables d'amortissement du capital, la mesure de la dégradation permet le calcul d'un amortissement physique qui peut être enregistré dans un bilan écologique. Cette mesure peut être ensuite la base de diverses mesures réglementaires ou fiscales, et même de la création de banques de compensation permettant des mécanismes d'échange

entre débiteurs et créateurs d'actifs écologiques. Des flux financiers importants peuvent être générés sur cette base. Dans un tel contexte, il incombe aux gouvernements ou aux entreprises de connaître les montants en jeu pour savoir quelle est la dette écologique en termes monétaires et comment la « rembourser », soit en effectuant directement les travaux de restauration nécessaires, soit indirectement, en payant une compensation qui permettra de restaurer la biosphère ailleurs. Le calcul des sommes en jeu s'effectue alors en utilisant les coûts de restauration des écosystèmes. Avec la monétisation des coûts de restauration, il sera possible et utile d'estimer ce qu'il faudra dépenser pour éteindre la dette écologique. Mais la dépense ne vaut pas extinction. Si l'estimation est insuffisante, le responsable de la dégradation devra poursuivre son effort financier. Inversement, des économies seront possibles si des résultats mesurés en ECU sont atteints à moindre coût. Ce point est important, car on connaît de nombreuses expériences où des montants forfaitaires de compensation ont conduit à des systèmes qualifiés à juste titre de « permis de polluer ».

Vers un amortissement du capital écosystémique

On peut généralement inverser ou compenser la dégradation de l'écosystème en investissant dans la restauration ou la remédiation, voire la conservation des écosystèmes. Il peut s'agir par exemple de la restauration de sols, de cours d'eau ou de la biodiversité. Si la restauration n'est pas envisageable sur place, la dégradation peut éventuellement être compensée ailleurs. Cela peut être considéré comme une *approche de durabilité forte*³¹, où la compensation est permise si elle respecte la valeur écologique totale. Si ces actions sont réalisées, elles représentent des coûts de restauration, de remédiation ou de conservation effectifs qui sont déjà pris en compte dans les comptabilités nationales et dans celles des entreprises. Ces actions contribuent aussi au maintien du capital naturel. Aucune écriture comptable supplémentaire n'est donc nécessaire

31. Par opposition aux approches qui considèrent que des services (écosystémiques ou non) sont équivalents s'il y a maintien des bénéfices en termes monétaires. On parle aussi, dans ce cas, de *maintien du capital naturel critique*.

dans ce cas. Si les actions et les travaux de remise en état de l'écosystème ne sont pas effectués, l'écosystème se dégrade sans que l'agent ou le secteur d'activité responsable fasse une provision en vue d'une action future de remplacement (ou de réparation majeure), comme il le ferait pour l'usure et le vieillissement des bâtiments et des équipements. C'est cette provision que les entreprises appellent « amortissement » et la comptabilité nationale, « consommation de capital ». L'amortissement et la consommation de capital doivent être déduits des recettes lorsque l'on calcule le « vrai » revenu, celui que l'on peut utiliser sans s'appauvrir comme on le ferait en laissant ses avoirs perdre leur valeur (Hicks, 1939), ce qui veut dire aussi que les prix de vente incluent l'amortissement. Comme l'amortissement du capital écosystémique n'est pas enregistré, les prix de vente sont minorés d'autant : il y a un coût non payé et une sous-estimation de la demande finale telle qu'elle est mesurée par la comptabilité nationale conventionnelle.

Les écosystèmes et les échanges intérieurs et internationaux

Un aspect important concerne les importations et les exportations et la perspective de calculer une empreinte écologique en termes de dettes et de crédits. Avec la mondialisation des échanges de produits et de services, les économies actuelles sont excessivement ouvertes. Ainsi, la dégradation des écosystèmes est liée, en plus ou moins grande partie selon le pays, à des productions d'exportation. Les coûts écologiques non payés des productions exportées, même s'ils sont encore difficiles à calculer avec précision ou en totalité, peuvent être considérés comme des dettes écologiques importées par les pays qui en bénéficient. Généraliser ce type de comptabilité écosystémique à l'ensemble des échanges internationaux demanderait d'approfondir l'analyse du cycle de vie des produits en prenant en compte les coûts écologiques non payés des productions

majeures. Bien que complexe, cette approche apporterait une perspective renouvelée en termes de responsabilité dans la dégradation des écosystèmes.

Vers une évaluation monétaire de la dépréciation du capital naturel

À partir de l'évaluation des modifications des valeurs écologiques unitaires, on peut estimer les coûts de remise en état de l'écosystème selon le niveau de dégradation et les objectifs de restauration requis. Le calcul de ces coûts écologiques non payés à l'échelle d'un pays permet de monétiser les dettes écologiques (Vanoli, 2015). Ces dettes sont la manière dont est implicitement financée la part de la demande finale qui n'est payée par personne, cette consommation de capital écosystémique qui n'est enregistrée ni dans la comptabilité nationale, ni dans les comptes des entreprises, ni sur les étiquettes des produits de consommation. Ces dettes peuvent être évitées par une gestion patrimoniale impliquant une modération de l'usage dans les limites permises par la bonne santé de l'écosystème et les dépenses de maintenance (par exemple pour le reboisement après la coupe d'arbres, ou pour l'épuration des eaux usées rejetées à la rivière). Si des actions de remédiation ont été effectuées pour des montants suffisants pour éviter la dégradation, il n'y a alors rien de plus à inscrire dans la comptabilité³².

L'évaluation économique de la dégradation du capital naturel écosystémique nécessite encore des développements méthodologiques et l'obtention de données sur les coûts réels de restauration. Des travaux sont en cours afin de définir des lignes directrices générales utilisables pour tous les types d'écosystèmes, selon le niveau de dégradation, le type de restauration envisagé et la zone géographique. L'avantage de l'évaluation des coûts de restauration est qu'elle peut s'appuyer sur les pratiques de corps de métiers expérimentés (ingénieurs

32. On peut toutefois isoler ces dépenses de protection et de gestion dans un compte spécial pour suivre les efforts consentis par les acteurs publics et privés. Le cadre d'un tel compte dit « satellite » (de la comptabilité nationale dont il est extrait) est fourni dans le SCEE-CC.

des mines, des eaux et forêts, agronomes, hygiénistes publics), à même de partager leur connaissance concrète d'une activité qui s'inscrit dans des contraintes budgétaires réelles, et donc une connaissance de ces coûts.

Investir dans une comptabilité écosystémique du capital naturel: le coût, les aspects techniques et la formation

Le coût approximatif d'une comptabilité écosystémique du capital naturel de base

Il n'est pas simple d'estimer de manière générale le coût de la mise en place d'une CECN et de son fonctionnement ultérieur. Cela dépend évidemment de la superficie du territoire à couvrir et des conditions économiques de chaque pays. Il faut toutefois noter que l'on est dans un contexte différent de celui des programmes statistiques ou de recherche scientifique traditionnels. La CECN synthétise un ensemble de données qu'elle ne produit pas, qui viennent du système statistique et du secteur de la recherche. L'accès aux données massives (*big data*), notamment les bases de données spatiales, scientifiques et de science participative et les plateformes d'intermédiation, facilitera le travail. Au démarrage d'une CECN, l'effectif affecté à cette unique tâche ne devrait pas être inférieur à cinq personnes à temps plein, dont trois dédiées aux aspects de la production des comptes et une responsable des relations avec les parties prenantes et les partenaires des réseaux d'information. Dans une configuration de base, les autres postes de dépenses sont essentiellement la formation initiale et continue, ainsi que le matériel informatique et de communication. Réaliser une CECN dans le cadre d'un projet régional permet de mettre en commun des moyens, comme une plateforme régionale d'intermédiation ou des compétences spécifiques, et surtout de créer une dynamique de coopération.

Le niveau technique requis

Les données, les logiciels et le matériel de traitement de l'information sont maintenant tout à fait abordables, ce qui n'était pas encore le cas il y a quelques années. Mettre en place une CECN nécessite la mobilisation de compétences dans plusieurs disciplines ou domaines techniques, selon la phase de mise en place et le niveau de précision recherché, par exemple : l'analyse et le traitement des données satellitaires et d'autres sources ; les SIG et la gestion de base de données ; la statistique sociale et économique, en particulier la comptabilité nationale ; la science des écosystèmes, y compris des sols et des eaux ; l'économie des ressources naturelles renouvelables. Les techniques liées à l'utilisation des données satellitaires et aux SIG sont maintenant bien répandues, et les compétences existent, même si elles nécessitent d'être entretenues et complétées par la considération des nouveaux outils et de la multiplication des sources de données. La CECN s'inscrit dans ce contexte et exige qu'on soit en mesure, le cas échéant, de traiter de très gros volumes de données et de bien les archiver. Pour les autres disciplines, la technicité requise nécessite surtout de bien saisir ce qu'exige la mise en place d'une CECN et, éventuellement, de faire appel périodiquement à des compétences pointues sur certains aspects (tels le stockage de carbone des sols, le réseau hydrographique et les indicateurs de changement de la biodiversité) en s'appuyant sur la communauté de praticiens d'un pays ou d'une région. Un autre aspect essentiel à ne pas oublier est celui de la communication. La CECN doit être utile, utilisable et utilisée, ce qui nécessite un véritable effort pour répondre aux besoins réels des processus de décision.

Où et comment se former ?

S'initier

Établir une CECN ne s'improvise pas ; il peut être utile et rassurant de se former pour mieux comprendre comment s'y prendre. Quelques formations théoriques et pratiques sur l'utilisation de cette approche ont été proposées depuis la parution

de la trousse de démarrage rapide de la CDB (Weber, 2014a). Une école d'été francophone de deux semaines a été organisée par le Secrétariat de la CDB, l'Université du Québec à Montréal et le CIRAD en 2016. Elle a permis le développement d'une réflexion pour un projet de coopération régionale avec l'Observatoire du Sahara et du Sahel pour six pays³³. D'autres initiatives de formation ont été entreprises dans l'océan Indien ou en Europe de l'Est. Ces expériences pédagogiques montrent que la CECN est un projet complexe, mais réalisable et à la portée de la plupart des pays si la volonté politique se manifeste concrètement. La perspective d'une production régulière de comptes est à prendre en considération dès le départ, d'où l'importance du développement de capacités locales, avant et pendant la phase de démarrage, puis pour le renouvellement des équipes dans un cadre associant plus directement les universités et les centres de formation supérieure. Pour bien aborder les méthodes, approches et techniques de la CECN, une formation théorique et pratique de deux à trois semaines (de 50 à 100 heures) semble nécessaire. Des projets de formations diplômantes pourraient voir le jour prochainement dans certains pays ainsi que des formations en ligne ouvertes à tous (FLOT). L'initiation peut se faire sur des jeux de données simplifiés représentant un pays fictif, pour lesquels une base de données, un SIG et un didacticiel sont déjà établis³⁴. Mais le lancement d'une CECN est aussi un projet collectif; il semble donc nécessaire de rassembler les futurs responsables d'un tel projet afin de mettre en place une véritable dynamique de groupe collaborative, notamment lors de leur formation initiale ou continue.

Devenir autonome

L'autonomisation des équipes responsables de la CECN d'un pays est un objectif primordial. Si l'on souhaite que les analyses et les résultats d'une CECN soient considérés comme crédibles et que

les plus hautes autorités puissent se les approprier, les analyses doivent être réalisées par des équipes nationales ou régionales dédiées, formées et, à terme, autonomes. Cela n'empêche pas, bien au contraire, la coopération avec d'autres équipes régionales ou une communauté internationale de praticiens. L'autonomisation des personnels selon leur domaine d'intervention dépend bien entendu de leur formation et de leur expérience professionnelle de base. Il semble qu'une autonomisation puisse être acquise après la réalisation de deux à trois comptes complets, donc sur la durée approximative d'un projet de développement de 18 mois à cinq ans.

Conclusion : être pragmatique et organisé, coopérer pour utiliser tout le potentiel existant, ses richesses et ses contraintes

La CECN n'a pas pour but de créer de nouvelles données. Elle permet de rassembler toutes les données existantes qui sont utiles pour les différents compartiments analysés des écosystèmes, en vue de fournir aux divers niveaux de décision une information vitale qui fait aujourd'hui défaut. Le champ d'application de la CECN, dans sa phase de démarrage rapide en tant que mise en œuvre initiale du SCEE-CEE, ne couvre pas tous les comptes possibles, mais un noyau qui permet de repérer la dégradation des écosystèmes là où elle se produit et les raisons en cause. La priorité est donnée à la mesure des écosystèmes en termes de productivité et de résilience du capital biophysique, en créant une base de données comptables complète de tous les écosystèmes à partir des données existantes. L'objectif est de mesurer la capacité des écosystèmes à fournir des ressources et des services et,

33. Il s'agit du Projet de coopération régionale pour de nouveaux indicateurs de comptabilité écosystémique en Afrique (COPERNICA).

34. Voir le site <<http://www.ecosystemaccounting.net>>, consulté le 4 avril 2019.

quand cette capacité se dégrade, de déterminer les causes et les secteurs et acteurs responsables pour conduire ceux-ci à amortir le capital écosystémique comme ils le font avec le capital produit.

De nombreux producteurs de données doivent être associés au projet. Il faut donc composer avec certaines contraintes, notamment en ce qui concerne les classifications utilisées par les différents acteurs et par les statistiques socioéconomiques officielles (productions agricoles, récolte de bois, pêches, consommation d'eau, rejets de polluants). Il faut souvent rééchantillonner ces données ou informations pour passer des découpages administratifs pour lesquels elles sont recueillies à un découpage écosystémique. C'est une partie importante du travail de production des comptes. Les données de monitoring et d'inventaire sont à privilégier, mais des données éparses, ponctuelles peuvent être utilisées dans certaines conditions. Certaines études scientifiques sont des sources d'information précieuses pour vérifier ou ajuster des valeurs par défaut. Une fois cette assimilation des données réalisée, les comptes peuvent être établis et les résultats de la CECN présentés selon les découpages administratifs requis par les utilisateurs.

Souvent, les échelles des processus de décision impliquent de penser et de présenter une comptabilité à différentes échelles. Par son approche géolocalisée emboîtée, la CECN permet d'aller du mondial au local. Elle constitue donc un véritable cadre intégré opérationnel. Ses résultats comptables peuvent s'interpréter conjointement à ceux des comptes économiques et financiers nationaux et régionaux et, à terme, à ceux des entreprises. Elle ne peut être opérationnelle que si elle respecte les échelles spatiale et temporelle des systèmes de prise de décision politique et des acteurs économiques. Ses résultats peuvent être (au moins dans un premier temps) approximatifs ou conventionnels, mais ils doivent être équitables, vérifiables, reproductibles et révisables. La CECN doit présenter des indicateurs résumant des millions de faits élémentaires. La représentation est donc simplifiée pour être utilisée dans les systèmes de mesure, d'évaluation et de vérification des agents économiques.

Ces indicateurs doivent se baser sur la meilleure connaissance scientifique utilisable dans un cadre comptable : des données exhaustives ou, au moins, généralisables à l'ensemble du champ des comptes, mises à jour régulièrement comme le sont les statistiques socioéconomiques pour la comptabilité nationale.

Références bibliographiques et lectures complémentaires

- Braat, L. et P. ten Brink (dir.) (2008). *The Cost of Policy Inaction: The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, Wageningen, Alterra, <<https://www.cbd.int/financial/doc/copi-2008.pdf>>, consulté le 7 mars 2019.
- Commission interministérielle des comptes du patrimoine nature – CICPN (1986). « Les comptes du patrimoine naturel », *Collections de l'INSEE*, série C, n°s 137-138.
- European Environment Agency – EEA (2011). *An Experimental Framework for Ecosystem Capital Accounting in Europe*, EEA Technical Report n° 13/2011, Copenhague, European Environment Agency.
- Haines-Young R. et M. Postchin (2013). *Consultation on CICES Version 4, August-December 2012. Report to the European Environment Agency*, EEA Framework Contract No. EEA/IEA/09/003
- Haines-Young, R. et J.-L. Weber (2006). *Land Accounts for Europe 1990-2000: Towards Integrated Land and Ecosystem Accounting*, EEA Report n° 11/2006, Copenhague, European Environment Agency.
- Hicks, John R. (1939). *Value and Capital*, Oxford, Clarendon Press.
- Millennium Ecosystem Assessment – MEA (2006). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, Island Press, <<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>>, consulté le 5 avril 2019.
- Organisation des Nations Unies – ONU (1994). *Comptabilité économique et environnementale intégrée, Études méthodologiques*, série F, n° 61, Département de l'information économique et sociale et de l'analyse des politiques, Division de statistique, New York, ONU, <https://unstats.un.org/unsd/publication/SeriesF/SeriesF_61F.pdf>, consulté le 5 avril 2019.

- Organisation des Nations Unies – ONU, Banque mondiale, Fonds monétaire international, Organisation de coopération et de développement économiques, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Union européenne (2016). *Cadre central du Système de comptabilité économique et environnementale*, 2012, <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/cf_trans/seea_cf_final_fr.pdf>, consulté le 5 avril 2019.
- Pigou, A.C. (1920). *The Economics of Welfare*, Londres, Macmillan.
- Rapport, D.J. et A.M. Friend (1979). *Towards a Comprehensive Framework for Environmental Statistics: A Stress-Response Approach*, Occasional Papers 11-510, Statistics Canada.
- Ripple, W.J. *et al.* (2017). «World scientists' warning to humanity: A second notice», *BioScience*, vol. 67, no 12 (décembre), p. 1026-1028, <<https://academic.oup.com/bioscience/article/67/12/1026/4605229>>, consulté le 5 avril 2019.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique – SCDB (2010). *Perspectives mondiales de la diversité biologique*, 3^e édition, Montréal, SCDB, <<https://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-fr.pdf>>, consulté le 5 avril 2019.
- Stiglitz, J.E., A. Sen et J.-P. Fitoussi (2009). *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*, <<https://ec.europa.eu/eurostat/documents/118025/118123/Fitoussi+Commission+report>>, consulté le 5 avril 2019.
- Terema, E., B. Milligan, R. Jiménez-Aybar, G.M. Mace et P. Ekins (2015). «Accounting for the environment as an economic asset: Global progress and realizing the 2030 Agenda for Sustainable Development», *Sustainability Science*, vol. 11, p. 945-950.
- UNEP/UNSD/CBD Project on Advancing Natural Capital Accounting (2017). *SEEA Experimental Ecosystem Accounting: Technical Recommendations*, Consultation Draft, V4.1, 6 mars.
- United Nations – UN (2007). *SEEA Water: System of Environmental-Economic Accounting for Water*, New York, United Nations.
- United Nations Environmental Programme – UNEP (2016). *Scoping Study on Environmental-Economic Accounting towards the Production of an Integrated Information System and Indicators for the Three Rio Conventions*, Conference of the Parties to the Convention on Biological diversity, 13th Meeting, Cancun, UNEP/CBD/COP/13/INF/27, <<https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-13/information/cop-13-inf-27-en.pdf>>, consulté le 5 avril 2019.
- Vanoli, A. (2015). *Dégradation des actifs naturels par les activités économiques et cadre central de comptabilité nationale*, communication au 15^e Colloque de l'Association de comptabilité nationale, Paris, 19-21 novembre 2014.
- Weber, J.-L. (2014a). *Ecosystem Natural Capital Accounts: A Quick Start Package*, Technical Series n° 77, Montréal, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique.
- Weber, J.-L. (2014b). *Experimental Ecosystems Natural Capital Accounts, Mauritius Case Study, Methodology and Preliminary Results 2000-2010*, Maurice, Indian Ocean Commission.
- Weber, J.-L. (2017). *Comptabilité écosystémique du capital naturel et programmes internationaux*, communication au Fonds pour l'environnement mondial (FEM-7).



Conclusion générale

La gestion de l'environnement est complexe dans sa nature même et dans les moyens mis en œuvre pour sa conservation. En tant que patrimoine naturel indispensable à la vie, l'environnement s'est fragilisé en raison des activités humaines. Source d'opportunités, mais aussi de défis pour son maintien, il est devenu un enjeu majeur obligeant l'humanité à trouver des réponses diverses et variées pour sauvegarder ce patrimoine. L'interdépendance entre le bien-être humain et la soutenabilité environnementale nécessite de trouver des solutions innovantes.

Ces solutions sont pluridisciplinaires, et l'économie de l'environnement y contribue à tous les niveaux. Le poids des activités économiques dans la recherche du bien-être pousse à surexploiter les ressources naturelles. Nous recherchons un équilibre entre les besoins actuels, les besoins futurs et l'équilibre écologique. La solution n'est ni simple ni évidente.

Le développement durable est ainsi un processus à court, moyen et long terme. Dans le court et moyen terme, le changement des comportements est indispensable. Depuis 1992, ce processus est en marche, certes avec des difficultés, mais la prise de conscience des préoccupations environnementales progresse chez tous les acteurs. Les impacts des activités humaines sur l'environnement restent un défi à surmonter, malgré une large médiatisation sur ces questions.

L'économie de l'environnement et des ressources naturelles apporte un éclairage sur ces problèmes avec des possibilités réelles de contribuer aux changements des comportements. Le marché peut alors être une institution d'allocation efficace des ressources environnementales. Les imperfections du marché (les externalités, le libre accès aux ressources, etc.) sont à corriger avec des instruments adaptés pour chaque contexte. Le marché peut évoluer et s'améliorer pour s'adapter aux enjeux environnementaux. Mais la performance du marché ne dépend-elle pas de la manière dont il est régulé ?

Les arrangements institutionnels, formels ou informels sont autant de mécanismes permettant d'internaliser les externalités diverses dans la gestion des ressources environnementales. Dès lors, l'État doit jouer également sa partition, car le marché seul ne peut affecter les divers biens et services de la nature. La gouvernance environnementale nécessite l'implication de divers acteurs à tous les niveaux.

Dans ce livre, nous avons abordé plusieurs thématiques sur la compréhension globale du rôle de l'économie de l'environnement. Nous avons surtout mis l'accent sur les outils pour la mise en œuvre pratique de cette discipline à un moment où l'atteinte des objectifs du développement durable se pose avec urgence. Il y a en effet urgence à trouver des ressources financières pour les activités

multiples dans les pays. Les outils de financement du développement durable sont bien traités dans ce manuel. Les questions relatives aux taxes, aux redevances, aux subventions et au paiement pour services écosystémiques constituent autant de pistes pour des ressources financières en faveur de l'environnement. Cela suppose et nécessite des réformes fiscales, en particulier dans les pays en développement. La mobilisation des ressources internes est de plus en plus une condition *sine qua non*, en complément des financements internationaux. Les crises économiques et les conditions d'accès aux financements extérieurs obligent à innover pour trouver des ressources propres. À cela s'ajoute, dans beaucoup de cas, le poids du service de la dette sur les budgets des États. Dès lors, l'environnement peut ne pas être en première position des priorités nationales en matière d'investissement. Il faut donc un environnement économique et financier stable pour inciter à mobiliser des fonds à injecter dans des projets et programmes de développement durable.

Dès cette prise de conscience de la nécessité de trouver des financements pour les objectifs du développement durable, des concepts ont été adoptés : l'économie verte, les emplois verts, l'économie bleue, etc. Il ne s'agit pas de nouveaux paradigmes, car tous ces concepts ont leurs fondements théoriques dans l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, en particulier la gestion des externalités. En revanche, ces concepts ont une portée politique indéniable et peuvent donc influencer sur les sources de financement du développement durable.

La Conférence de Rio+20 considère en effet l'économie verte comme un outil du développement durable. Ainsi, le rapport sur l'économie verte publié en 2010 par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) met l'accent sur la réduction de la pauvreté. Celle-ci passe par divers secteurs de l'économie : l'agriculture, la pêche, les mines, l'énergie, les forêts. La question

des emplois verts portée par le PNUE et le Bureau international du travail s'applique aux emplois réduisant l'impact environnemental des entreprises et des secteurs économiques. Or on trouve des emplois dans l'agriculture, les mines, les forêts, la pêche, l'industrie, etc. Cette réduction des impacts ne revient-elle pas à trouver des solutions adéquates aux externalités négatives de ces secteurs et des entreprises ?

L'aide publique au développement connaîtra sûrement encore des évolutions et tiendra compte des conditions environnementales et donc des concepts adoptés par les organisations internationales. Elle reste essentielle pour financer les secteurs liés à l'articulation du social et de l'économique, en particulier l'éducation, la santé, la protection sociale, le logement social, les infrastructures et le transport public. Le secteur privé n'est généralement pas enclin à investir dans ces domaines, car le rendement du capital investi est soit très lent, soit incertain.

Le 21^e siècle impose le défi de la gouvernance de l'environnement dans tous les pays, riches ou en développement : le climat, les pollutions, la dégradation de la biodiversité, la gestion des déchets, la désertification, etc. Les besoins de financement vont sans doute croître si nous voulons y faire face efficacement. Cela implique de trouver des ressources complémentaires à celles qui existent déjà. Des innovations financières sont donc indispensables pour mobiliser des financements publics et privés en vue de combler cet écart. Il y a un espoir et des perspectives : les nouvelles technologies et les nouvelles énergies sont des atouts pour la transition vers un système économique propice au développement durable. Un continent comme l'Afrique doit saisir cette occasion pour transformer son économie. L'économie et la gestion de l'environnement et des ressources naturelles sont un outil indispensable pour favoriser le développement durable et éviter ou minimiser les erreurs commises dans les pays industrialisés.



Biographies des auteurs

Didier Babin est chercheur au Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) – UMR – Territoires, Environnement, Télédétection et Information spatiale (TETIS), Université de Montpellier, Agro-Paris-Tech, CIRAD, CNRS, IRSTEA, à Montpellier (France). Il est professeur associé au Groupe d'études interdisciplinaires en géographie et environnement régional (GEIGER), à l'UQAM (Canada). Depuis quelques années, il se consacre au développement de la comptabilité écosystémique afin d'intégrer la dépréciation du capital naturel dans la comptabilité nationale, notamment en organisant et en animant des formations théoriques et pratiques sur ce thème en Afrique, en Europe et en Amérique du Nord.

didier.babin@cirad.fr

Géraldine Froger est économiste, professeure à l'Université Toulouse Jean Jaurès et directrice adjointe du Laboratoire d'étude et de recherche sur l'économie, les politiques et les systèmes sociaux (LEREPS, Sciences Po Toulouse, Université de Toulouse). Ses recherches portent sur les politiques et les modalités de gouvernance environnementale dans le champ de la biodiversité, en particulier dans les pays en développement, avec une approche combinant économie institutionnaliste et économie écologique.

geraldine.froger@univ-tlse2.fr

Patrice A. Harou est ingénieur agronome (Université catholique de Louvain 1971) et docteur en économie des ressources naturelles (Université du Minnesota 1978). De 1978 à 1990, il est professeur à l'Université du Massachusetts. En 1990, il a rejoint la Banque mondiale et, en 1993, son Institut de développement économique, en tant que directeur d'un programme mondial destiné à la formation de professionnels et de praticiens en économie et politique de l'environnement. Il est actuellement *senior fellow* au Pinchot Institute de Washington et chercheur associé au Bureau d'économie théorique et appliquée (BETA) de l'Université de Strasbourg (France).

patriceharou@gmail.com

François Henry est ingénieur agronome INA PG, spécialisation halieutique. Coopérant technique en Côte d'Ivoire et au Congo, dans des postes de responsabilité en pêches et en aquaculture, il a assumé ensuite plusieurs postes de responsabilité au sein de plusieurs bureaux d'études. Il a rejoint l'Agence française de développement (AFD) en juin 2010, et y a assumé la fonction d'ingénieur expert chef de projet, spécifiquement responsable des dossiers de projet pêche et aquaculture et environnement marin, jusqu'à sa retraite en 2019. Il totalise des interventions dans plus de 40 pays en développement.

henry.capbreton@free.fr

Philippe Méral, économiste, est directeur de recherche à l'Institut de recherche pour le développement (IRD) à l'UMR GRED à Montpellier. Titulaire d'une thèse de sciences économiques de l'Université de Paris I Panthéon-Sorbonne, il s'est spécialisé en économie de la biodiversité dans les pays en développement. Il a travaillé sur les problématiques de (paiements pour) services écosystémiques, en économie politique de la conservation de la biodiversité. Il travaille actuellement dans deux pays : Madagascar et le Cambodge, où il intervient dans le renforcement des capacités universitaires et l'accompagnement d'expériences-pilotes en matière d'incitations économiques dans des aires protégées.

philippe.meral@ird.fr

Fidoline Ngo Nonga est économiste de l'environnement. Elle est professeure à la Faculté des sciences économiques et de gestion de l'Université de Yaoundé II-Soa et dans les autres universités du Cameroun. En plus de hautes responsabilités administratives, elle coordonne les activités du Master d'économie de l'environnement du développement rural et de l'agroalimentaire (EDRA) de Yaoundé II-Soa.

fiona_nonga@yahoo.fr

Jean Hugues Nlom a soutenu une thèse de doctorat en sciences économiques, option économie de l'environnement, à la Faculté des sciences économiques et de gestion (FSEG) de l'Université de Yaoundé II, au Cameroun, en 2009. Il a débuté sa carrière comme enseignant dans cette institution universitaire et est aujourd'hui vice-doyen à la FSEG de l'Université de Maroua (Cameroun), où il enseigne la microéconomie, l'économie publique et l'économie de l'environnement. Il est membre de plusieurs réseaux de recherche, dont AERC et EfD.

nlomhugues@yahoo.fr

Olivier Petit est maître de conférences en économie à l'université d'Artois, chercheur au Centre lillois d'études et recherches sociologiques et économiques (CLERSE, UMR 8019 CNRS-Université

de Lille) et directeur de la publication de la revue *Développement durable et territoires*. Ses recherches portent essentiellement sur les dimensions institutionnelles de la gestion de l'eau et des politiques de développement durable.

opetitfr@yahoo.fr

Mino Randrianarison travaille dans le secteur forêt et environnement, principalement en Afrique. Elle est ingénieure agronome (ESSA – Université d'Antananarivo, Madagascar) et titulaire d'un doctorat en sciences de l'environnement (AgroParisTech, France) ainsi que d'un doctorat en sciences sociales du développement (Université d'Antananarivo, Madagascar). Ses intérêts de recherche portent sur la gestion des ressources naturelles renouvelables, les instruments de gestion des ressources naturelles (PSE, REDD+, etc.) et l'analyse des politiques publiques (politique forestière, politique environnementale, cadres institutionnels).

rmandria@gmail.com

Jean-Pierre Revéret, retraité, était professeur titulaire au département de stratégie, responsabilité sociale et environnementale de l'Université du Québec à Montréal (UQAM) et cotitulaire de la Chaire internationale sur le cycle de vie Polytechnique Montréal/UQAM. Il a été le premier directeur du département d'environnement de l'Université Senghor (Alexandrie). Économiste (doctorat de l'Université d'Auvergne, Clermont-Ferrand), DEA en écologie appliquée (Faculté des sciences, Université d'Orléans), son expertise touche la gestion et l'économie des ressources naturelles et de l'environnement, particulièrement la biodiversité, la mise en œuvre du développement durable, l'évaluation environnementale et la dimension socioéconomique de l'analyse de cycle de vie. Il a contribué à de nombreux articles et ouvrages dans ces domaines.

reveret.jean-pierre@uqam.ca

Dominique Rojat est vétérinaire, halieute et économiste. Il a publié sur la santé animale, le pastoralisme, la pêche, les politiques agricoles, la tarification de l'eau, l'agriculture de conservation et la gestion des ressources renouvelables, et dispense des formations pour tous types de publics. Il travaille à l'Agence Française de Développement depuis 1999.

rojat@afd.fr

Thierry Tacheix, docteur ès sciences économiques, est maître de conférences à la Faculté de droit et des sciences économiques de Limoges, où il enseigne principalement la macroéconomie monétaire et l'économie de l'environnement et des ressources naturelles. Il est chercheur à l'Observatoire des mutations institutionnelles et juridiques – Centre de recherches interdisciplinaires en droit de l'environnement de l'aménagement et de l'urbanisme (OMIJ-CRIDEAU) et professeur associé à l'Université Léopold Senghor (Alexandrie).

thierry.tacheix@unilim.fr

Noël Thiombiano est titulaire d'un doctorat en sciences économiques de l'Université de Ouagadougou en 2008, avec une spécialisation en économie du développement, en économie de l'environnement et en économétrie appliquée. Il est professeur agrégé du CAMES et membre du Laboratoire d'économie de l'environnement et de socioéconométrie (LEESE), Centre d'études, de documentation et de recherche économiques et sociales (CEDRES), ainsi que chef du département d'économie à l'Université Ouaga II.

thiombianoel@yahoo.fr

Jean-Louis Weber est un ancien conseiller spécial en comptabilité économique et environnementale de l'Agence européenne pour l'environnement (AEE), dont il est membre du comité scientifique. Ancien professeur honoraire à la Faculté de géographie de l'Université de Nottingham (Royaume-Uni), il est chercheur associé à l'IXXI, l'institut des systèmes complexes de l'École nationale supérieure de Lyon (France). Consultant international, il est l'auteur du Cahier technique CBD n° 77 : *Comptes écosystémiques du capital naturel: Une trousse de démarrage rapide*.

jlweber45@gmx.fr

Martin Yelkouni est économiste, directeur du Département environnement de l'Université Senghor (Alexandrie). Il est titulaire d'un doctorat de l'Université d'Auvergne (Université Clermont Auvergne, France) et spécialisé en économie de l'environnement et des ressources naturelles. Il s'intéresse, entre autres, à l'évaluation monétaire des actifs naturels, au rôle des institutions dans la gouvernance des ressources naturelles (aires protégées, zones humides), aux impacts économiques des changements climatiques, à la gestion des déchets et à l'évaluation environnementale. Il est membre de plusieurs réseaux internationaux dans le domaine de l'environnement et participe à des formations diverses en Afrique.

yelkouna@yahoo.fr

martin.yelkouni@usenghor.org

Samuel Yonkeu est enseignant-chercheur, maître de conférences (CAMES) et professeur associé à l'Université Senghor d'Alexandrie, professeur associé à l'Université Aube nouvelle de Ouagadougou (Burkina Faso), consultant indépendant et expert en évaluations environnementales. Ses champs d'intérêt pour la recherche portent sur la dynamique des milieux, en relation avec les projets de développement et les risques climatiques, avec les effets sur l'environnement et la santé humaine, en utilisant les outils de la gouvernance environnementale.

samyonkeu@gmail.com



L'Organisation internationale de la Francophonie (OIF) est une institution fondée sur le partage d'une langue, le français, et de valeurs communes. Elle rassemble à ce jour 88 États et gouvernements dont 54 membres, 7 membres associés et 27 observateurs. Le Rapport sur la langue française dans le monde 2018 établit à 300 millions le nombre de locuteurs de français.

Présente sur les cinq continents, l'OIF mène des actions politiques et de coopération dans les domaines prioritaires suivants: la langue française et la diversité culturelle et linguistique; la paix, la démocratie et les droits de l'Homme; l'éducation et la formation; le développement durable et la solidarité. Dans l'ensemble de ses actions, l'OIF accorde une attention particulière aux jeunes et aux femmes ainsi qu'à l'accès aux technologies de l'information et de la communication.

La Secrétaire générale conduit l'action politique de la Francophonie, dont elle est la porte-parole et la représentante officielle au niveau international. Madame Louise Mushikiwabo est la Secrétaire générale de la Francophonie depuis janvier 2019.

61 États et gouvernements membres

Albanie • Principauté d'Andorre • Arménie • Royaume de Belgique • Bénin • Bulgarie • Burkina Faso • Burundi • Cabo Verde • Cambodge • Cameroun • Canada • Canada-Nouveau-Brunswick • Canada-Québec • République centrafricaine • Chypre • Comores • Congo • République démocratique du Congo • Côte d'Ivoire • Djibouti • Dominique • Égypte • Émirats arabes unis • Ex-République yougoslave de Macédoine • France • Gabon • Ghana • Grèce • Guinée • Guinée-Bissau • Guinée équatoriale • Haïti • Kosovo • Laos • Liban • Luxembourg • Madagascar • Mali • Maroc • Maurice • Mauritanie • Moldavie • Principauté de Monaco • Niger • Nouvelle-Calédonie • Qatar • Roumanie • Rwanda • Sainte-Lucie • Sao Tomé-et-Principe • Sénégal • Serbie • Seychelles • Suisse • Tchad • Togo • Tunisie • Vanuatu • Vietnam • Fédération Wallonie-Bruxelles

27 observateurs

Argentine • Autriche • Bosnie-Herzégovine • Canada -Ontario • Corée du Sud • Costa Rica • Croatie • République dominicaine • Estonie • Gambie • Géorgie • Hongrie • Irlande • Lettonie • Lituanie • Louisiane (USA) • Malte • Mexique • Monténégro • Mozambique • Pologne • Slovaquie • Slovénie • République tchèque • Thaïlande • Ukraine • Uruguay

ORGANISATION INTERNATIONALE DE LA FRANCOFONIE

19-21, avenue Bosquet, 75007 Paris France

Tél.: +33 (0)1 44 37 33 00

www.francophonie.org



L'Institut de la Francophonie pour le développement durable (IFDD) est un organe subsidiaire de l'Organisation internationale de la Francophonie (OIF) et son siège est à Québec.

À l'origine dénommé *Institut de l'Énergie des Pays ayant en commun l'usage du Français (IEPF)*, l'IFDD est né en 1988 peu après le II^e Sommet de la Francophonie, tenu à Québec en 1987. Sa création faisait suite aux crises énergétiques mondiales et à la volonté des chefs d'État et de gouvernement des pays francophones de conduire une action concertée visant le développement du secteur de l'énergie dans les pays membres. En 1996, l'Institut inscrit les résolutions du Sommet de la Terre de Rio-1992 comme fil directeur de son action et devient *l'Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie*. Et en 2013, à la suite de la Conférence de Rio+20, il prend la dénomination *Institut de la Francophonie pour le développement durable (IFDD)*.

Sa mission est de contribuer:

- à la formation et au renforcement des capacités des différentes catégories d'acteurs de développement des pays de l'espace francophone dans les secteurs de l'énergie et de l'environnement pour le développement durable;
- à l'accompagnement des acteurs de développement dans des initiatives relatives à l'élaboration et à la mise en œuvre des programmes de développement durable;
- à la promotion de l'approche développement durable dans l'espace francophone;
- au développement de partenariats dans les différents secteurs de développement économique et social, notamment l'environnement et l'énergie, pour le développement durable.

L'action de l'IFDD s'inscrit dans le Cadre stratégique de la Francophonie, au sein de la mission D « Développement durable, économie et solidarité » et de l'Objectif stratégique 7 « Contribuer à l'élaboration et à la mise en œuvre du Programme de développement à l'horizon 2030 et des Objectifs du développement durable ».

L'Institut est notamment chef de file des trois programmes suivants de la programmation 2019-2022 de l'OIF, mis en œuvre en partenariat avec d'autres unités de l'OIF:

- Accompagnement à la réalisation des Objectifs de développement durable
- Accès à l'énergie durable
- Accompagnement des transformations structurelles en matière d'environnement

www.ifdd.francophonie.org



Université Senghor: une université d'excellence au service du développement africain

L'Université Senghor a été créée par décision des chefs d'États et de Gouvernement des pays ayant en commun l'usage du français, réunis en Sommet à Dakar en 1989 avec la mission de contribuer au développement du continent africain par la formation de cadres de haut niveau. Dans le cadre de la Francophonie institutionnelle, elle a le statut d'Opérateur direct de la Francophonie aux côtés de TV5Monde, de l'Agence Universitaire de la Francophonie et de l'Association Internationale des Maires Francophones.

Le démarrage de ses activités a été inauguré le 4 novembre 1990, par Mohamed Hosni Mubarak, Président de la République Arabe d'Égypte; Abdou Diouf, Président de la République du Sénégal; François Mitterrand, Président de la République Française; Mobutu Sese Seko, Président de la République démocratique du Congo et l'ancien Président Léopold Sédar Senghor, avec la présence du Prince héritier du Royaume de Belgique.

À son origine, il s'agissait d'établir sur le continent africain, une structure capable d'œuvrer dans des conditions similaires à celle des grandes écoles et universités occidentales, tout en veillant à ne pas concurrencer les offres de formation locales. Ces principes s'appliquent en adaptant constamment la formation délivrée à l'évolution des besoins de développement (de l'État et des entreprises), et en renforçant les exigences et normes d'assurance qualité afin de garantir la meilleure employabilité possible de ses étudiants.

À Alexandrie, l'Université Senghor accueille chaque 2 ans, entre 160 et 200 étudiants sélectionnés sur concours parmi plus de 3000 candidats de 25 pays différents dont la moitié sont des femmes. Cent vingt (120) de ces étudiants bénéficient d'une bourse de prise en charge totale. Les programmes de formation sont axés sur la gestion de projets qui s'inscrivent principalement dans 4 domaines: la Culture, l'Environnement, le Management et la Santé qui sont les noms des 4 départements d'enseignement de l'Université. Ces programmes sont délivrés dans le cadre du processus de Bologne et sont accrédités par le Conseil Africain et Malgache pour l'Enseignement Supérieur et le Conseil Suprême des universités en Égypte.

Depuis 2012, afin de répondre aux besoins de formation toujours croissants du continent africain, l'Université a mise en place une politique d'externalisation par le développement des campus Senghor, en particulier en Afrique. Les formations, masters et certifiantes, sont alors adaptées aux besoins et demandes des pays hôtes. En parallèle, son offre de formation en ligne s'étoffe chaque année de nouveaux programmes destinés à divers publics.

www.usenghor-francophonie.org



La MAVA est une Fondation philanthropique Suisse créée en 1994 par le *Dr Luc Hoffmann*, un naturaliste passionné du monde naturel et en particulier des oiseaux. Elle a pour mission de conserver la biodiversité au bénéfice de l'être humain et de la nature en finançant, en mobilisant et en renforçant ses partenaires et la communauté de la conservation. La MAVA cherche à offrir un futur durable à l'être humain et à la nature, en se focalisant sur l'eau douce et les écosystèmes côtiers, ainsi que les paysages culturels. La Fondation est basée à Gland en Suisse avec un bureau régional à Dakar pour le programme Afrique de l'Ouest.

L'intervention de la MAVA est actuellement articulée autour de 4 programmes: **Bassin méditerranéen, Zone Côtière de l'Afrique de l'Ouest, Suisse, Économie durable**. Ces dernières années, l'approche de la MAVA s'est élargie en plus de la conservation de la biodiversité pour inclure l'économie durable, le financement vert et l'utilisation responsable des ressources. Des plans d'actions spécifiques sont mis en œuvre et couvrent divers thèmes, notamment: l'eau douce et les écosystèmes côtiers; les paysages culturels; l'économie et la finance durables; les espèces menacées; la pêche et les aires marines protégées; mais également les questions émergentes comme l'exploitation du pétrole; l'impact et la durabilité des investissements et des partenaires de la MAVA. Toutes ces actions sont mises en œuvre par les nombreux partenaires dispersés dans les zones d'intervention et avec lesquels la fondation travaille étroitement.

Le cycle de vie de la fondation l'amène progressivement à mettre un terme à ses financements pour tous ses partenaires d'ici à 2022. Afin d'assurer des résultats sur le long terme, la fondation s'engage davantage dans le développement organisationnel de certains partenaires clés, afin qu'ils puissent continuer à assurer leur mission sans le soutien financier de la MAVA, après 2022.

Quelques chiffres clés:

4 programmes centraux:

- Bassin méditerranéen
- Afrique de l'Ouest
- Suisse
- Économie durable

Nombre de plans d'action: 24

Montant global financement en 2018: 54 millions de francs suisses

Nombre de projets en 2018: 73

MAVA, Fondation pour la Nature

Rue Mauverney, 28

1196 Gland

Suisse

Tél.: +41 (0)21 544 16 00

Email: info@fondationmava.org



INSTITUT DE LA FRANCOPHONIE POUR LE DÉVELOPPEMENT DURABLE (IFDD)

56, RUE SAINT-PIERRE, 3^e ÉTAGE, QUÉBEC (QUÉBEC) G1K 4A1 CANADA

L'IFDD est un organe subsidiaire de l'Organisation internationale de la Francophonie.