

Foncier et dispositifs environnementalistes

Pierre-Yves LE MEUR

Estienne RODARY

La notion d'« environnement » couvre un champ de réflexion et d'action extrêmement large, puisqu'elle englobe les impacts des activités humaines sur les milieux biophysiques à tous les échelons, du micro-local à la planète, et en retour les effets de ces changements sur les différentes sphères de l'existence. L'environnement ne désigne pas un objet matériel circonscrit, mais signale l'interface entre « nature » et « société ». C'est une notion doublement problématique, d'un point de vue à la fois scientifique et politique.

L'idée d'interface nature/société doit elle-même être explicitée. Alors que ces deux ensembles ont longtemps été pensés comme séparés, et objets de sciences spécialisées, les approches actuelles de l'environnement invitent à prendre en compte des imbrications plus fortes et questionnent ainsi les postulats scientifiques antérieurs : d'une part, on ne peut plus suivre totalement le postulat durkheimien selon lequel les faits sociaux doivent s'expliquer uniquement par des faits sociaux ; d'autre part, l'emprise des activités humaines sur l'environnement est tel que l'on parle désormais d'anthropocène – voire de capitalocène, de plantationocène – pour rendre compte du fait que cette emprise, accentuée fortement dans les trois ou quatre derniers siècles, définit une ère géologique spécifique (CRUTZEN et STRÖMER, 2000 ; BONNEUIL et FRESSOZ, 2013). Bien plus, poser l'environnement

Nous remercions chaleureusement Geoffroy Filoche, Mélanie Requier-Desjardins et Jean-Christophe Castella pour leurs lectures serrées de versions antérieures de ce texte et leurs suggestions précieuses.

comme interface entre deux sphères distinctes – même fortement interdépendantes – suppose une manière de concevoir et de composer le monde qui repose sur une séparation entre « nature » et « société », laquelle correspond à une ontologie « naturaliste », née tardivement en Europe, et qui n'est pas universelle (DESCOLA, 2005), même si elle n'est pas uniquement occidentale (MARCON, 2015).

Les recherches récentes renouvellent ainsi fortement la façon de penser la question environnementale, et les appréhensions contemporaines du concept peuvent transformer radicalement notre façon de concevoir l'ensemble des questions traditionnellement dédiées aux « sciences sociales » (BLANC *et al.*, 2017).

À partir du moment où l'environnement concerne les effets des activités humaines, le foncier, comme ensemble des rapports sociaux portant sur l'accès aux terres et aux ressources, est une dimension centrale des questions environnementales : les pratiques d'exploitation de la nature sont en effet conditionnées par les droits d'accès d'acteurs variés aux ressources – même si tout accès ne repose pas sur des droits (cf. chap. 1) –, droits qui « disent » qui peut accéder à telle ou telle ressource ou tel espace, et à quelles conditions. Les dispositifs de contrôle de cet accès définissent des inégalités socio-économiques et statutaires, en même temps qu'ils influent sur les pratiques, et donc sur leurs effets environnementaux.

Ce lien central entre foncier et environnement demeure cependant peu étudié. Les spécialistes du foncier se sont principalement intéressés aux rapports productifs et aux inégalités sociales, et les spécialistes des questions environnementales analysent les usages et leurs effets, et proposent de réguler ces usages, sans pour autant problématiser la question de l'accès et du contrôle de celui-ci, qui en est pourtant une dimension centrale. Ce chapitre vise ainsi à explorer les connexions, encore insuffisamment travaillées, entre foncier et environnement.

Au risque de simplifier, on avancera que ces connexions peuvent être appréhendées selon trois angles distincts. Tout d'abord, les caractéristiques des milieux naturels (climat, relief, couvert végétal, caractéristiques édaphiques) influent sur les modes d'exploitation du milieu et le type de régime foncier. Tout milieu « naturel » – si tant est que l'expression ait un sens sur une terre entièrement parcourue et modifiée par les humains sur la longue durée de leur expansion – peut abriter des modes d'exploitation et des rapports

fonciers divers. Mais, dans un état donné des techniques disponibles et accessibles aux acteurs présents, tout n'est pas possible partout, et certains modes d'exploitation du milieu sont davantage présents dans des écosystèmes donnés.

Inversement, les dynamiques agraires et foncières et les politiques qui leur sont associées ont des incidences environnementales, au travers d'une grande variété d'actions et de processus. Les différents modes d'exploitation du milieu (extractivisme, pastoralisme, agriculture familiale ou entrepreneuriale, mines, etc.) vont de pair avec des types de droits fonciers spécifiques (cf. chap. 3 et 6), et se traduisent par des degrés variables d'artificialisation des écosystèmes. En particulier, les formes d'artificialisation des milieux intrinsèques au développement agricole, pastoral ou minier qui ont accompagné l'expansion de formes intensives (capitalistes et/ou étatiques) d'exploitation et d'extraction des ressources, et leurs corollaires – usages d'intrants industriels (pesticides, engrais chimiques, OGM, etc.), concentration privée ou étatique (collectivisation), ou fragmentation foncière et réduction des communs – ont des effets sur la biodiversité, sur l'érosion des sols et sur l'appauvrissement des milieux. À l'échelle historique, les impacts que les activités agraires, incluant leurs dimensions productives et foncières, peuvent avoir sur les milieux naturels ont varié en fonction des époques et des contextes, mais il est indéniable que ces impacts ont littéralement explosé durant les deux derniers siècles (CROSBY, 1986 ; VITOUSEK *et al.*, 1997 ; McNEILL, 2001 ; ELLIS *et al.*, 2010 ; KRAUSMANN *et al.*, 2013). On commence à peine à entrevoir une possibilité de ralentissement de cette course à l'artificialisation et à la dégradation des milieux. Cette inscription des sociétés et des modes d'exploitation du milieu dans les écosystèmes a fait l'objet de multiples travaux¹.

¹ Parmi les tentatives de synthèse régionale des relations sociétés-milieux portant attention à la question foncière, on citera l'excellent livre de Claude RAYNAUT (1997) sur le Sahel, ou les travaux de John MURRA (2020 [1969]) sur l'organisation en « archipel vertical » de la société andine inca. Pour une tentative récente et controversée d'explication comparative de l'effondrement de sociétés ayant surexploité leur environnement, voir Jared DIAMOND (2005), qui propose un cadre analytique en cinq points – dommages environnementaux, changement climatique, voisins hostiles, partenaires commerciaux amicaux, réponses apportées par une société à ses problèmes environnementaux –, dont seul le cinquième est systématiquement présent (et comporte potentiellement une dimension foncière). Enfin, des ouvrages à vocation plus pédagogique existent sur l'inscription des structures foncières (et notamment agraires) dans leurs contextes « naturels » (voir, par exemple, LEBEAU, 2004 ; MAZOYER et ROUDART, 1997).

Le parti pris choisi dans ce chapitre relève d'un troisième angle d'attaque. Celui-ci consiste à traiter les rapports entre dynamiques foncières et environnement à travers les effets de dispositifs² institutionnels qui visent explicitement à « protéger » ces milieux « naturels » – et plus récemment le climat – de l'action des sociétés humaines et pour cela en reconfigurent, avec des succès variables, les règles et pratiques d'accès et d'usage. Les interventions sur l'environnement sont anciennes. Elles connaissent à l'heure actuelle une expansion sans précédent, du fait de la montée des enjeux environnementaux dans l'agenda des politiques de développement et des politiques globales de régulation. L'impact historique grandissant des activités humaines a en effet été accompagné de la mise en place et de l'institutionnalisation de pratiques, d'outils, de valeurs et de normes, liés à l'intervention d'acteurs étatiques ou d'organisations associatives ou privées, dont l'objectif explicite est de « protéger l'environnement » (BONNEUIL et FRESSOZ, 2013). Le propos est donc structuré autour des institutions et instruments environnementaux et de leurs dimensions et effets fonciers, et non selon les déterminants ou les effets écologiques des politiques et dynamiques foncières. Cette entrée par les dispositifs environnementaux n'empêche évidemment pas la prise en compte, au cours de l'analyse, d'éléments de la relation inverse, des dynamiques foncières et agraires vers les dispositifs environnementaux.

L'intervention environnementale suit deux modalités principales, dont les incidences foncières sont différentes. La première, historiquement la plus ancienne, regroupe les mesures visant à redéfinir l'accès et les usages dans une optique de protection des écosystèmes contre les dégradations liées à l'activité humaine et/ou à en assurer une exploitation durable, qu'elles reposent sur une logique d'exclusion des humains ou sur une logique de régulation des usages. En interdisant l'accès des populations rurales à certains espaces, à certaines ressources, en prohibant certains usages considérés comme néfastes, les pouvoirs publics – et parfois des acteurs privés agissant en leur nom – s'octroient un contrôle sur le

² Nous suivons ici Michel Foucault qui caractérise le dispositif comme un ensemble hétérogène d'acteurs, d'institutions, d'idées et d'objets, plus précisément comme « le réseau qu'on peut établir entre ces éléments » (FOUCAULT, 2001 [1977] : 299). Giorgio Agamben ajoute que « le dispositif a toujours une fonction stratégique concrète et s'inscrit toujours dans une relation de pouvoir. Comme tel, il résulte des relations de pouvoir et de savoir » (AGAM BEN, 2007 : 10-11).

territoire et interfèrent dans les modes de gouvernance existants, ou s'y substituent. L'archétype de l'intervention normative est le secteur de la conservation de la nature, qui a pris corps depuis la deuxième moitié du XIX^e siècle et est historiquement fondé sur l'exclusion des populations locales. Mais les politiques forestières ou pastorales et les nombreux dispositifs de cogestion de l'espace en font aussi partie. La frontière entre les deux modalités d'intervention devient plus ténue avec le tournant participatif pris par la conservation dans les années 1990. Notons que l'exclusion des populations rurales peut aller de pair avec un accès légitimé pour d'autres acteurs : les services techniques de l'État, des exploitants forestiers, des scientifiques, des touristes, etc.

La seconde modalité, beaucoup plus récente et encore peu concrétisée sur le terrain, consiste à orienter les pratiques par des incitations économiques, en transférant des ressources pour récompenser des pratiques jugées vertueuses. Sa volonté normative s'exerce donc de manière plus indirecte. Elle a connu ses premières applications dans le champ des paiements pour services environnementaux et elle est largement mise en avant dans les politiques actuelles de lutte contre le réchauffement climatique.

Notons que ces deux modalités d'intervention environnementale concernent les interventions étatiques ou privées sur des espaces occupés et exploités, à des degrés divers, par des sociétés rurales. À l'échelle des sociétés locales, il existe également bien sûr une grande diversité de pratiques des acteurs ruraux et d'institutions locales ayant un impact positif sur les conditions biogéochimiques locales ou globales. Toutefois, cet ensemble de pratiques et de dispositifs est difficilement classable comme dispositif environnemental, et ce pour deux raisons principales. D'une part, il peut ressortir de mesures qui n'expriment pas nécessairement, ou pas uniquement, une intentionnalité environnementale, à l'image de pratiques de mise en défens d'espaces ou de ressources communautaires (zones taboues, lieux sacrés, etc.), de pratiques d'agroforesterie ou de techniques agricoles de mise en jachère, qui relèvent dans des proportions diverses d'objectifs économiques (productifs), politico-religieux (renvoyant à des questions de souveraineté) et patrimoniaux (préservation de la ressource combinant fins productives et souci des générations futures) (cf. chap. 3). D'autre part, ces pratiques ont connu un

très fort recul durant le dernier siècle. Globalement, les effets combinés de l'industrialisation et de l'occidentalisation du monde ont marginalisé les pratiques qui pouvaient assurer une certaine reproductibilité sociale sans avoir d'incidences environnementales fortes. De plus, les dispositifs environnementaux mis en place durant la plus grande partie du ^{xx}^e siècle n'ont pas cherché à réhabiliter ces pratiques locales, ni même à s'appuyer sur elles. Ils ont, au contraire, participé à leur marginalisation en imposant des politiques environnementales centralisées, gérées par l'État. Ce n'est que très récemment que la question sociale a été réintroduite au cœur des dispositifs environnementaux, confrontés à des résistances aux exclusions qu'ils génèrent. La conservation de la nature a en effet connu une inflexion majeure dans les années 1970-1990, avec la mise en place de dispositifs participatifs de gestion communautaire des ressources naturelles qui ont contribué à un désenclavement relatif de la logique conservacionniste. Ce discours participatif, dont il faut évaluer la portée concrète, reste présent dans les réflexions actuelles, y compris avec la montée en puissance des logiques néolibérales dans les politiques de la nature, capables de récupérer (et de neutraliser) la critique appelant à développer la participation.

Ces deux types de dispositifs environnementaux reposent donc sur des logiques différentes. Les dispositifs environnementaux orientés vers la protection de la nature et/ou son exploitation durable sont fondés sur une approche normative, et sur la reconfiguration de l'accès et des usages autorisés. Ils sont territorialisés, au sens où ces nouvelles règles s'appliquent sur des espaces donnés, qui se superposent, ou se substituent, aux territorialités existantes. Ils ont des effets fonciers de plusieurs ordres, selon qu'ils visent à protéger l'environnement en régulant ou en interdisant certains usages (permis de chasse, quotas de pêche, etc.) ou certaines pratiques (type de pêche, usage de pesticides, etc.) et/ou en excluant de façon permanente ou saisonnière tout ou partie des usagers. La situation extrême à cet égard est constituée par les aires naturelles protégées, lorsqu'elles sont pensées comme la « mise sous cloche » d'un espace terrestre ou marin à l'intérieur duquel tout usage anthropique est interdit.

Les dispositifs environnementaux fondés sur les incitations et le paiement fonctionnent surtout selon une logique globale a-territoriale – en particulier dans le cadre de la lutte contre le changement

climatique –, ou plutôt aux effets territoriaux indirects (*via* les crédits carbone en particulier). En soutenant et valorisant certaines pratiques, sur certains espaces, ils modifient la valeur des terrains. Leurs modalités de mise en œuvre posent de difficiles questions d'identification des usagers et de suivi des pratiques, qui tendent à sélectionner les usagers les plus facilement identifiables ou finançables, modifiant ainsi les rapports entre usages et usagers des territoires. Ils produisent donc également différents effets fonciers, mais plus indirects : à travers l'adaptation des systèmes de production et les formes de résilience des sociétés locales (qui mobilisent en particulier la flexibilité des régimes fonciers locaux) ; *via* de nouvelles formes de migrations et de mobilité ; et, surtout, à travers l'ensemble des instruments élaborés et appliqués à l'échelle globale pour limiter le changement climatique ou s'y adapter : marchés du carbone, réduction de la déforestation, fonds verts, etc. (AYKUT et DAHAN, 2015). Ces effets fonciers s'expriment notamment en termes d'exclusion, en particulier par la non-reconnaissance ou l'invisibilisation des régimes et droits fonciers locaux.

L'influence de ces deux types de dispositifs sur le jeu foncier est donc différente sur le principe. Mais tous deux visent à modifier les accès et/ou les usages, et interviennent dans des territoires appropriés et exploités par des groupes sociaux divers. Ils se confrontent donc nécessairement aux normes locales, aux intérêts des divers groupes d'acteurs en place, aux autorités qui régulent en pratique cet accès et ces usages. Ils ajoutent à la pluralité des normes et des autorités (cf. chap. 1) et ont des effets très variés. La distinction entre ces deux types de dispositifs environnementaux ne représente donc pas une opposition claire, mais une polarité travaillée par des mouvements partiellement réversibles de territorialisation et de déterritorialisation, d'imposition exogène et de réappropriation locale.

La montée des préoccupations environnementales se traduit par l'extension des territoires soumis à ce type de dispositifs, ce qui justifie l'expression en vogue de *green grabbing* (FAIRHEAD *et al.*, 2012)³.

³ La notion de *green grabbing* est construite sur une analogie avec la notion de *land grabbing*, (traduite en français par accaparements fonciers), qui renvoie aux formes d'appropriation à grande échelle d'espaces fonciers au Sud comme au Nord (cf. chap. 9). L'équivalent marin du *land grabbing* est l'*ocean grabbing* (BENNETT *et al.*, 2015), et celle du *green grabbing* est le *blue grabbing* (voir par exemple BENJAMINSEN et BRYCESON, 2012, pour une étude de cas conjointe des deux phénomènes en Tanzanie).

Les acteurs porteurs de ces instruments sont également divers, puisqu'aux États initiateurs des aires protégées se sont jointes des ONG et organisations multilatérales, puis, depuis les années 1990, des entreprises extractives pour lesquelles la mise en place d'aires protégées constitue une forme de compensation environnementale relevant des politiques de plus en plus visibles de responsabilité sociale et environnementale (DASHWOOD, 2012 ; DOLAN et RAJAK, 2016).

L'objectif de ce chapitre est de présenter de manière synthétique les trajectoires historiques de ces principaux dispositifs d'action publique orientés par un souci environnemental. La grille de lecture que nous proposons ici permet d'analyser les différentes formes de la médiation entre, d'une part, les dispositifs environnementaux, qui varient en termes de spatialisation, d'ancrage local et de degrés d'exclusions liées à la réorganisation de l'accès et des usages, et, d'autre part, des dynamiques foncières marquées par ces formes d'exclusion, mais aussi par des jeux d'acteurs variant selon les contextes, les enjeux et les rapports de force. Ici, la notion d'exclusion (comme condition et processus) n'est pas posée en opposition à celle d'inclusion, selon une logique binaire et normative, mais plutôt à celle d'accès⁴. Celle-ci part du constat que tout régime foncier implique des formes d'exclusion inscrites dans des relations de pouvoir (HALL *et al.*, 2011 ; McDONNELL *et al.*, 2016) que nous retrouverons à l'œuvre dans la mise en place et la contestation des dispositifs environnementalistes⁵. Ceux-ci sont travaillés par des enjeux de souveraineté, mais ils relèvent aussi de formes de gouvernementalité, entendue comme ensemble de technologies (calcul, mesure, contrôle, marchandisation) de gouvernement des hommes et de la nature (DEAN, 2010 ; FOUCAULT, 2001 [1978]), générant des formes spécifiques d'éco-gouvernementalité (GOLDMAN, 2005) ou d'environnementalité (AGRAWAL,

⁴ Pour une mise en perspective théorique de la notion d'accès, voir RIBOT et PELUSO (2003), PELUSO et RIBOT (2020), ainsi que le chapitre 1.

⁵ Hall et ses collègues identifient quatre grands « pouvoirs d'exclusion » interagissants : la régulation (en matière de délimitations spatiales, d'usages permis, d'ayants droit autorisés, mais aussi de structures d'incitations visant à favoriser certains comportements), la force, le marché et la légitimation, qui correspondent aux bases morales et principes de justification de l'exclusion et de l'accès (HALL *et al.*, 2011 : 4-14).

2005)⁶. Ces procédures déclenchent aussi des réponses et résistances d'ordre politique, qui expriment des enjeux de reconnaissance, de droit à la parole et à la participation, et donc de citoyenneté (RANCIÈRE, 1995 ; LI, 2007).

La première partie du chapitre est consacrée aux effets fonciers des politiques environnementales. Celles-ci sont présentées sur un mode historique et abordées en référence aux politiques de conservation de la nature – incluant les formes hybrides de gestion communautaire, participative ou décentralisée des ressources naturelles et de l'environnement – ; puis elles sont analysées à l'aune du tournant néolibéral des deux dernières décennies, qui tend à aligner les dispositifs de préservation de la biodiversité et d'atténuation du changement climatique au travers de logiques de compensation et de paiements directs et de formes particulières de territorialisation, engendrant des effets fonciers spécifiques. La seconde partie propose une perspective complémentaire : il s'agit d'identifier les pistes de convergence entre ces deux sphères à la fois théoriques, politiques et pratiques que sont l'environnement et le foncier. Les deux objets peuvent en effet être conçus comme des assemblages complexes entre humains et non-humains. Cette approche est analytique, mais aussi pratique, dans la mesure où les acteurs construisent aussi leur manière propre d'assembler le foncier ou l'environnement, ce que

⁶ Les termes d'éco-gouvernementalité et d'environnementalité ont été construits comme des dérivés du concept de gouvernementalité forgé par FOUCAULT (2001 [1978]), défini comme « conduite sur les conduites », à la fois art de gouverner des populations *via* des technologies spécifiques et construction d'un sujet « rationnel » et « gouvernable ». La gouvernementalité renvoie à une manière de concevoir un domaine d'action comme question de gouvernement (ROSE, 1999). Le canevas proposé par Arun Agrawal intègre l'ensemble des dimensions constitutives de la gouvernementalité dans son schéma d'analyse : l'évolution des relations entre institutions étatiques et communautés locales – ou « gouvernementalisation » des localités (*governmentalized localities*) –, l'émergence de nouvelles arènes et instances de régulation des questions environnementales (*regulatory communities*), et enfin la manière dont les sujets en viennent à repenser leurs relations à l'environnement, aux normes et aux institutions – *the constitution of environmental subjects*. Le néologisme « environnementalité », qui englobe ces mécanismes, souligne que son approche de la politique environnementale « prend au sérieux le bloc conceptuel du pouvoir/savoir, des institutions et des subjectivités » (AGRAWAL, 2005 : 8, TdA). Avec le concept d'éco-gouvernementalité, Goldman va dans le même sens qu'Agrawal. Il voit dans l'éco-gouvernementalité un ensemble de relations et technologies de gouvernement centrées sur « le savoir et la clarification de la relation à la nature et à l'environnement par l'entremise de nouvelles institutions » (GOLDMAN, 2005 : 501). Il insiste aussi sur les effets et enjeux associés de construction d'un sujet rationnel et gouvernable.

le cas des adaptations locales au changement climatique permettra de mettre en lumière. Comme le remarque Tania Murray Li, les acteurs sociaux développent « des vues distinctes sur ce que la terre est (son ontologie), ce qu'elle peut ou devrait faire (ses affordances⁷) et sur la manière dont les humains devraient interagir avec elle » (LI, 2014 : 590). L'approche par les communs constitue à cet égard une modalité d'assemblage foncier et environnemental et, de ce fait, un point de convergence entre les deux objets. C'est aussi un discours de légitimation des dispositifs environnementaux, sachant que ceux-ci visent à préserver ou construire un bien commun, et sont supposés faire œuvre de justice environnementale. Or, les pouvoirs d'exclusion qui travaillent les dispositifs environnementaux sont redevables à la fois d'une analyse foncière (selon des critères d'accès inégal et de sécurité foncière) et d'une évaluation en termes de justice environnementale (du point de vue de l'accès aux bénéfices, mais aussi des risques environnementaux). Les connexions entre assemblages fonciers et environnementaux, communs et justice ouvrent des pistes de réflexion utiles aux chercheurs et aux praticiens du développement, du foncier et de l'environnement, qui seront rapidement reprises en conclusion.

Mutations de la conservation de la nature et effets fonciers

Considérée non pas simplement comme une procédure de gestion de la nature, mais également comme un domaine de l'action politique, la conservation, plus que d'autres secteurs des politiques environnementales, représente – ramassée autour de techniques précises – une des formes les plus extrêmes de matérialisation territoriale des exigences environnementales. Déjà parce que la « conservation », comme champ social constitué, a été très longtemps basée sur un instrument particulier : l'espace naturel protégé. Qu'il s'agisse de parcs nationaux ou de réserves, ces enclaves ont été construites sur un critère particulier, celui d'un contrôle spatial des

⁷ Li définit le terme « affordance », difficile à traduire en français, en lien avec la terre comme « les usages et les valeurs qu'elle nous permet [*uses and values it affords to us*], incluant la capacité à soutenir la vie humaine » (LI, 2014 : 589, TdA).

activités humaines et du fonctionnement des écosystèmes (RODARY, 2019). Cela a des conséquences directes sur la façon d'articuler conceptuellement la protection de la « nature » aux enjeux fonciers. Cette partie est organisée selon un cheminement historique en trois temps, allant d'un mouvement d'enclavement d'espaces « naturels » à protéger à un désenclavement participatif (qui prend des formes diverses, « développement et conservation intégrés », « gestion communautaire des ressources »...), dont on verra qu'il peut également être générateur d'exclusions, pour revenir vers des formes renouvelées, néolibérales, d'enclaves conservationnistes, portées par des acteurs étatiques et non étatiques.

Enclaver : quelques éléments d'histoire de la conservation de la nature

Historiquement, la conservation n'a pas été antinomique des politiques de développement qui se sont diffusées au XIX^e siècle. Elle a, au contraire, tout autant été une conséquence qu'un mouvement d'opposition à celles-ci. Une préoccupation environnementale était apparue face aux premiers signes de destruction des milieux naturels et avait justifié des mesures que l'on pourrait aujourd'hui qualifier de « proto-développement durable » (RODARY, 2008), au sens où elles étaient très intégratives, entre les différentes manifestations des problèmes environnementaux et entre ceux-ci et les dynamiques d'usages des milieux. Dans ce processus, la colonisation des îles tropicales par les puissances européennes à partir du XVII^e siècle a joué un rôle important (Saint-Vincent, Tobago, Sainte-Hélène, Maurice). Leurs caractéristiques biophysiques vont faire de ces îles les lieux de gestation de la pensée environnementale impérialiste (GROVE, 1995), autour d'une vision intégrant les questions de déforestation, changement climatique et dégradation des sols, selon une préoccupation de maintien des conditions d'exploitation marchande de ces espaces dès le XVIII^e siècle (FRESSOZ et LOCHER, 2020). Ces préoccupations se retrouvent un peu plus tard, lors de la mise en place de mesures de conservation en Inde et au Cap au début du XIX^e siècle (GROVE, 1989). Richard Grove montre par exemple que, dès les années 1790 (et même un peu plus tôt dans le contexte colonial français), des analyses reliant la destruction des forêts à la modification des précipitations et à l'aridification ont conduit les administrateurs coloniaux à développer

des formes originales de reboisement (GROVE, 1995). Le rôle de ces premières mesures a donc été central dans la construction de la pensée environnementale, depuis les travaux de Charles Darwin, au milieu du XIX^e siècle, jusqu'à ceux de George Perkins Marsh qui, en 1864, publie un ouvrage sur les conséquences des actions humaines sur les milieux naturels (MARSH, 1965 [1864]). Mais ces politiques, caractérisées par une vision globale des dynamiques socio-écologiques, ont été rapidement marginalisées dans le processus d'expansion et d'intensification du capitalisme, pour être remplacées par des mesures de protection limitées à des espaces protégés. La conservation « enclavée » est ainsi plus une conséquence d'une marginalisation du souci de protection de la nature qu'une réponse scientifique aux excès du capitalisme. Elle exprime de plus, dans sa dimension sectorielle, des modalités de protection similaires aux logiques politiques générales dans lesquelles elle s'inscrit, et notamment l'affermissement du fait étatique. En effet, le mouvement de création des aires protégées (les premières réserves cynégétiques sont créées à la fin du XIX^e siècle en Afrique australe, les premiers parcs nationaux à la même époque en Amérique du Nord) et des administrations en charge de ces espaces est la traduction concrète d'une sectorialisation de la conservation, qui la place dans un cadre institutionnel similaire à d'autres secteurs d'activité. Les aires protégées sont organisées sur un savoir scientifique, une approche technique de la gestion des milieux et un contrôle étatique des espaces et des hommes. L'expression d'« État dans l'État » qui peut qualifier, à partir des années 1930, la démarche des parcs nationaux, celle d'un territoire contrôlé et policé, capable de générer des bénéfices économiques, montre la volonté de pérenniser les mesures de protection de la nature au-delà des alternances gouvernementales (en premier lieu provoquées par les décolonisations), mais elle illustre aussi que, dans son enclave spatiale et sectorielle, la conservation se pense de manière identique à l'État qui l'entoure (DUMOULIN et RODARY, 2005). Cette politique a connu un fort développement avec la colonisation, la mise en réserve d'espaces « naturels » étant facilitée par la nature despotique du régime colonial⁸. C'est dans les colonies de peuplement britanniques que

⁸ Celui-ci a d'ailleurs, dans certains cas, pratiqué la mise en réserve des humains, en particulier dans les colonies de peuplement : Afrique du Sud, Amérique du Nord, Australie.

la conservation de la nature a émergé comme politique publique dès la première moitié du ^{xx}e siècle – certaines abritaient déjà une industrie touristique émergente dans les années 1930⁹. D'autres régions du monde se sont lancées plus tard dans ces opérations, souvent après la Seconde Guerre mondiale, même si les politiques de conservation y ont souvent une histoire plus ancienne, liée à la politique forestière et à ses objectifs d'exploitation des ressources ligneuses (GADGIL et GUHA, 1992 ; SIMONIAN, 1995 ; PELUSO et VANDERGEEST, 2001).

L'analyse historique des politiques forestières offre en effet un exemple parlant de ces enjeux. L'affichage conservateur de la politique forestière coloniale menée en Indochine française, par exemple, a été largement subordonné à des intérêts économiques et politiques. Les dégradations environnementales étaient expliquées par les mauvaises pratiques indigènes (feux de brousse, culture sur brûlis) et justifiaient une « politique de cantonnement des droits d'usage des populations locales » (THOMAS, 2009 : 109) et une primauté donnée à une exploitation forestière sans réels objectifs environnementaux. Dans un autre contexte impérial français, la Nouvelle-Calédonie, les enjeux économiques de l'exploitation forestière ont été éclipsés par ceux de l'élevage et de la mine, et le choix de la ségrégation raciale et spatiale de la population kanak a rendu *de facto* inutile le développement d'une administration forestière. L'argument environnemental (analogue à celui invoqué en Indochine française : des destructions dues à des feux de brousse irraisonnés et à une agriculture sur brûlis archaïque) a servi le régime disciplinaire de l'indigénat dont les effets fonciers – enfermement des Kanak dans des réserves – ont été massifs et durables (TOUSSAINT, 2018). Au-delà de ces cas, l'argument environnemental centré sur l'irrationalité et/ou la malveillance indigènes a participé d'un récit politique plus large du « déclin environnemental » (voir DAVIS, 2012, pour l'Afrique du Nord coloniale ; LEACH et MEARN, 1996, pour l'Afrique subsaharienne ; HALL *et al.*, 2011, pour l'Asie du Sud-Est).

⁹ On notera que la question de la ressource en eau a également justifié, dans de nombreux pays et dès le ^{xix}e siècle, la mise en place de politiques de « conservation » de périmètres naturels destinés à protéger les réserves d'eau des risques de pollution. Voir, pour les exemples de Rio de Janeiro, Le Cap et Mumbai, LANDY (2018).

Second constat, étroitement lié au précédent : la version moderne de la « protection de la nature » apparaît précisément quand la nature est touchée, endommagée de manière visible par l'expansion coloniale et son système marchand. La transformation des milieux provoquée par la pénétration européenne, en Amérique, en Afrique et en Asie, entre le XVI^e et le XIX^e siècle (CROSBY, 1986) a ainsi été concomitante d'un vaste mouvement de dépossession des terres, dans lequel la conservation, secteur paradoxalement marchand (il s'agissait de tirer profit de la nature sauvage, *via* la chasse et le tourisme en particulier) a constitué un puissant vecteur d'accaparements fonciers au profit des colons – ou de la composante créole, « européenne », de la société nationale en Amérique latine (voir URQUIZA, 2019 pour le Mexique). Même si les régimes coloniaux permettaient de justifier l'appropriation des terres pour la conservation sur la simple base d'une délégitimation des pratiques locales ou autochtones de gestion des ressources naturelles, ils favorisaient un accaparement qui profitait directement aux élites blanches et/ou coloniales. Cet arrière-plan historique montre bien que la formulation néolibérale de la conservation de la nature (BÜSCHER *et al.*, 2012), sur laquelle nous allons revenir, n'est pas récente : elle s'inscrit dans une continuité de politiques qui ont dominé le secteur durant la majeure partie du XX^e siècle, en les articulant à de nouveaux outils (services écosystémiques et compensation biodiversité notamment) et à de nouvelles institutions financières qui investissent désormais directement dans la biodiversité (BOISVERT *et al.*, 2013).

Historiquement donc, les dispositifs de conservation de la nature n'ont pas été construits de manière intégrée aux dynamiques foncières rurales locales. Au contraire, la conservation, en tant que dispositif d'action publique, a posé une limite spatiale et institutionnelle très nette entre ses zones d'intervention et le monde « social » tel qu'il se déploie dans sa diversité. À ce titre, la conservation s'apparente aux modes les plus extrêmes d'exploitation des ressources, notamment les mines ou les plantations, par son caractère territorialement enclavé, un contrôle et une centralisation étatiques où l'appareillage policier est récurrent (voir DUNLAP et FAIRHEAD, 2014 et, dans le domaine forestier, BLUNDO et GLASMAN, 2013), et par une inscription dans un référentiel capitaliste englobant dominé par l'argumentaire de valorisation économique qui, s'il a évolué dans ses modalités comme nous le verrons, est présent dès le début.

Les effets fonciers de ces enclosures conservationnistes sont directs, *via* la prohibition de l'accès à des espaces utilisés pour des cultures vivrières et de rente comme pour la collecte de produits forestiers. L'objectif a aussi pu être explicitement transformatif, politique : éradiquer des systèmes paysans ou pastoraux, et notamment les cultures d'abattis-brûlis, considérés comme contraires à la modernisation. L'idée continue de prévaloir dans plusieurs régions du monde, comme en Asie du Sud-Est (HALL *et al.*, 2011), où ce discours se double d'une dualité ethno-nationale entre riziculteurs bouddhistes des plaines et minorités ethniques, supposées ingouvernables, des hautes terres (SCOTT, 2009). La mise en œuvre effective des mesures de conservation sur les forêts classées et les aires protégées a toutefois souvent été limitée par les faibles capacités de contrôle et de sanction des États coloniaux et postcoloniaux, malgré leur caractère souvent brutal et despotique. Il en a résulté des espaces protégés « sur le papier », mais *de facto* peuplés de groupes sociaux divers aux activités hétérogènes (encadré 1).

On peut parler d'aires protégées « de papier », par analogie avec les propos de PELUSO et VANDERGEEST (2001) qui parlent de « forêts politiques », au sens où ces espaces deviennent des forêts lorsque l'État les déclare comme telles, quels que soient leur couvert végétal et les activités qui s'y déroulent. L'encadré 1 souligne un point central des pouvoirs d'exclusion enclenchés par la logique conservationniste. À côté des restrictions directes sur les droits d'accès et d'usage, ces dispositifs produisent pour les acteurs locaux une précarité existentielle et une insécurité foncière qui viennent se surajouter au caractère très souvent informel, au sens de non reconnu par l'État, des droits fonciers des populations concernées. L'insécurité foncière¹⁰ générée par ces réserves « de papier » s'exprime dans l'imprévisibilité des actions des autorités régulatrices, qui peuvent ou non actionner les mesures de sanction et entrer dans des logiques de corruption, ajoutant encore à l'incertitude institutionnelle (concernant les règles du jeu) et morale (quelle confiance accorder aux autorités ?) qui imprègne la vie

¹⁰ Nous suivons ici LAVIGNE DELVILLE (2006 : 29), qui distingue la précarité foncière, qui est une absence de visibilité à court, moyen ou long terme d'un acteur social sur ses droits d'accès à la terre, de l'insécurité, qui correspond à un risque de remise en cause des droits légitimes de ce dernier, selon un registre de normes défini.

ENCADRÉ 1

Parcs et forêts de papier en Afrique de l'Ouest

Le parc transfrontalier du W, à cheval sur trois pays, le Bénin, le Niger et le Burkina Faso, est inscrit, pour sa partie nigérienne (parc national du W Niger), sur la liste du patrimoine mondial de l'Unesco depuis 1996 et reconnu en tant que réserve de biosphère transfrontière depuis 2002 par l'Unesco. Le parc dans son ensemble est protégé depuis 2007 par la convention de Ramsar (Convention relative aux zones humides d'importance internationale). Pourtant, il constitue un espace d'action pour des acteurs hétérogènes peu préoccupés par les questions de conservation : contrebandiers, braconniers, pasteurs transhumants. On y trouve aussi des orpailleurs dont la mobilité, guidée par l'épuisement et la recherche de filons, fait fi des frontières nationales et administratives. L'agriculture vivrière (marchande et de subsistance) y est également pratiquée.

Plus au sud, les forêts classées du centre du Bénin sont également trouées de parcelles de culture de coton, filière fortement encadrée par les services de l'État. Et de fait, les services de vulgarisation agricole y opèrent, en contradiction totale avec le statut des espaces classés sur lesquels ils interviennent. En parcourant ces espaces « protégés », on découvre aussi des villages de migrants, souvent installés depuis de nombreuses années, ainsi qu'une grande variété d'Églises chrétiennes dissidentes.

La question étatique est au cœur de ces dysfonctionnements, entre corruption systémique, sous-administration et manque de coordination entre les services. Ces mécanismes génèrent des stratégies opportunistes marquées par la précarité (l'absence de visibilité à court, moyen ou long terme des acteurs sociaux quant à leurs droits d'accès à la terre), des tactiques de sécurisation par l'évitement des autorités (par la mobilité) et des logiques corruptives.

(D'après EDJA, 1999 ; LE MEUR et HOCHET, 2010).

des populations concernées. Cette insécurité foncière est donc structurelle, indexée à un mode (post)colonial de gouvernance qui combine formes indirectes et intrusions directes, et génère

un pluralisme juridique non ou faiblement régulé. Lorsque les capacités d'intervention étatique augmentent, on passe de l'insécurité rampante et imprévisible (situation d'incertitude forte) à l'exclusion directe de tout accès ou à la restriction de certains droits sur la terre et les ressources. Or, les années 1980 ont vu une augmentation des moyens accordés à ces dispositifs à la fois du point de vue de la programmation de la gestion de ces espaces, du respect de la réglementation et de la sanction des infractions (HALL *et al.*, 2011 : 61). Cette tendance, en ligne avec la montée des préoccupations environnementales durant ces dernières décennies, vient complexifier la chronologie proposée ici, dans la mesure où des projets de conservation datant de périodes antérieures et qui n'avaient qu'une faible effectivité sont désormais vécus comme réellement excluants, les moyens nouvellement injectés dans leur gestion augmentant les possibilités de contrôle et de sanction.

Participer : l'introduction des problématiques communautaires

Le modèle de l'enclave a commencé à s'effriter dans les années 1970, avec la réintroduction d'une problématique du lien entre l'objet à protéger (la nature) et ce qui était jusque-là considéré comme « extérieur » (la société)¹¹. Schématiquement, on peut caractériser cette transformation du secteur de la conservation par trois éléments : un changement scientifique au sein de l'écologie, une reformulation des liens entre environnement et développement dans les politiques et les interventions, et un engagement large, mais selon des modalités variées, dans des dispositifs participatifs.

Les changements paradigmatiques de la science écologique ont bien sûr une influence sur les pratiques de gestion de la nature. Le passage, dans les années 1970-1980, d'une écologie systémique – centrée sur les écosystèmes comme ensembles clos ou fonctionnellement autonomes – à une écologie ouverte – portant son attention sur les paysages, la biogéographie et la biosphère – a

¹¹ Voir LARRÈRE et LARRÈRE (2018) pour une discussion de la notion de nature, DESCOLA (2005) pour une approche anthropologique du caractère culturellement et historiquement situé de cette notion.

décentré l'action de protection depuis des espaces naturels vers des mosaïques territoriales et sociales plus complexes. Renforçant ces évolutions scientifiques, la création de la notion de biodiversité à la fin des années 1980 (WILSON et PETER, 1988) a ouvert la conservation à la prise en compte de pratiques anthropiques désormais intégrées en tant qu'éléments constitutifs de la diversité. L'approche en termes d'écologie climacique, centrant l'analyse sur la notion d'équilibre des écosystèmes, est donc aujourd'hui un paradigme dépassé au sein même de la discipline, qui s'intéresse à des paysages en déséquilibre et à des phénomènes imprédictibles, montrant que finalement les écosystèmes relèvent de processus historiques (SCOONES, 1999 ; ZIMMERER, 2000).

Le second élément d'évolution a concerné l'invention politique de l'environnement (MAHRANE *et al.*, 2012), dans laquelle le rapprochement entre la logique de développement et celle d'environnement a commencé à s'imposer comme référentiel politique. Dans le prolongement de la conférence de Stockholm de 1972 sur « l'environnement humain », le secteur de la conservation à proprement parler, d'abord réticent au changement, reclus dans ses parcs et ses réserves, a finalement dû se transformer. Il a ainsi publié en 1980 une *Stratégie mondiale de la conservation* dans laquelle figurait, pour la première fois dans un document programmatique international, la notion de développement durable (UICN, PNUE et WWF, 1980). Entre-temps, la conservation comme pratique spatiale et policière avait subi de fortes critiques, à la fois sur l'inefficacité des formes de contrôle, et sur l'absence de bénéfices que les populations locales pouvaient retirer de ces dispositifs et la marginalisation politique, physique, foncière et territoriale qu'elles subissaient face aux aires protégées, leurs empiètements et leurs accaparements (*land/green grabbing*). Les populations habitant ces espaces ou en utilisant les ressources se retrouvaient dépossédées de leurs droits d'accès antérieurs, souvent sans concertation ni compensation sérieuse, devenant de véritables « réfugiés de la conservation » (GEISLER, 2003 ; AGRAWAL et REDFORD, 2009). Le tournant participatif dans les politiques conservacionnistes a ainsi eu véritablement une dimension critique, en visant à réintégrer les populations locales dans un secteur dont elles étaient jusque-là absentes (GHIMIRE et PIMBERT, 1997). Ce tournant doit aussi être appréhendé dans le contexte plus large du dispositif du développement, qui connaît un tournant

participatif et décentralisé similaire venant brouiller les frontières entre étatique et non étatique, local et exogène, privé et public (LE MEUR, 2008 : 289-290).

Troisième élément de la transformation du secteur de la conservation, les critiques présentées ci-dessus s'inscrivaient dans un cadre plus large de réflexions scientifiques et d'expérimentations politiques qui reconsidéraient la place et le rôle des pratiques locales de gestion des ressources naturelles. Les nouvelles propositions politiques prônaient une participation des populations locales aux dispositifs de conservation, même si, conceptuellement et politiquement, la reconnaissance des pratiques locales et la participation populaire constituent deux registres distincts (voir CHAUVEAU, 1994, pour une mise en perspective historique). Le postulat était désormais que des groupes locaux « ont un intérêt plus grand dans l'utilisation durable des ressources que l'État ou les gestionnaires d'entreprise distants, [...] connaissent mieux les subtilités des processus et pratiques écologiques locaux, et [...] sont plus à même de gérer efficacement ces ressources par des formes d'accès locales ou "traditionnelles" » (TSING *et al.*, 2005 : 1, TdA). La revalorisation du rôle de la paysannerie dans la conservation répondait aussi à une réévaluation des modes de gouvernance du foncier telle qu'elle était en train de se mettre en place dans le monde du développement, notamment à partir de la théorie des communs initiée par E. OSTROM (1990), D. BROMLEY (1992) et, en France, de la théorie des maîtrises foncières (LE ROY *et al.*, 1996 ; voir BARRIÈRE et BARRIÈRE, 2002, pour une extension à la question environnementale) ou encore, sur un autre registre, au travers de la reconnaissance scientifique et politique de droits locaux « coutumiers » (COLIN *et al.*, 2009 ; chap. 10). La combinaison de la reconnaissance des pratiques et connaissances locales/paysannes/autochtones et de la participation populaire rentrait enfin dans un cadre plus large de décentralisation des politiques environnementales et de développement. Cette reconnaissance a pu revêtir une dimension opportuniste et instrumentale de la part des États, de certaines élites ou des bailleurs internationaux, par exemple dans l'optique du contrôle de l'agrobiodiversité générée et entretenue par les sociétés paysannes (germoplastes cultivés ; voir FOYER, 2010), dimension qui n'a pas été tout de suite prise en compte par les conservationnistes (RIBOT *et al.*, 2006).

Ces développements ont aussi été déterminés par la pression de mouvements sociaux très actifs, qui réclamaient une révision de la territorialisation coloniale et de ses effets d'exclusion, dont les justifications formelles étaient souvent environnementales. Il s'agissait donc de relocaliser les politiques conservacionnistes par la participation des communautés locales à la gestion, selon une approche intégrée de la gouvernance des ressources naturelles. L'objectif n'était plus de définir des espaces exclusifs, avec des règles différenciées, mais de réfléchir d'abord aux régulations pour ensuite effectuer d'éventuels zonages, entraînant, entre autres, une réinsertion de la question environnementale dans les affaires foncières locales (voir par exemple, pour le cas mexicain, FOYER et DUMOULIN, 2013 ; CANO CASTELLANOS, 2016 ; et encadré 2). Il faut toutefois noter que cette relocalisation des politiques de la conservation n'a pas signifié la fin des aires protégées gérées de manière centralisée, par exemple *via* des connexions directes entre coopération internationale et administrations centrales (LE MEUR et HOCHET, 2010). Les deux approches ont coexisté.

La mise en œuvre d'un développement plus soucieux de l'environnement peut aussi devenir un vecteur de reterritorialisation de l'autochtonie lorsqu'elle met en écho savoirs et pratiques locales et souci environnemental, comme c'est le cas en Australie sur les terres aborigènes (FACHE, 2014), en Amazonie sur les terres amérindiennes (FILOCHE, 2007) ou encore dans les espaces maritimes et lagunaires régis par des formes locales ou coutumières de tenure marine (BAMBRIDGE, 2016, pour la Polynésie)¹².

¹² Dans le cas de l'Asie du Sud-Est, HALL *et al.* (2011 : chap. 7) identifient quatre grands types de discours de « contre-exclusion » : la mise en avant de compétences environnementales et de savoirs locaux des populations autochtones face à des discours les tenant pour responsables des dégradations environnementales ; des mobilisations ethno-territoriales visant à reprendre le contrôle sur l'espace face aux migrations spontanées ou organisées par l'État de groupes venant d'autres régions ; une revendication d'intégration citoyenne dans les politiques de redistribution et de réforme foncière, qui met en avant des éléments d'identité culturelle, de modes de subsistance et d'attachement au lieu ; et des formes de résistances aux évictions générées par différentes formes d'accaparements fonciers (aménagement hydro-électriques, forêts classées, aires protégées...). Ces différents registres peuvent se combiner ou se contredire en fonction des contextes et ils mobilisent le discours environnementaliste sur des modes divers, alliant des arguments substantiels et stratégiques, face à des situations de spoliation et d'insécurité foncières.

ENCADRÉ 2

**Environnementalisme social
et question foncière au Mexique**

À la fin des années 1970 et dans les années 1980 se développe au Mexique un courant environnementaliste qui présente la particularité d'être ancré dans le tissu social local et de se focaliser sur le développement communautaire en milieu rural, plus que sur la conservation de la nature en tant telle. Différents groupes d'actions se créent et différentes initiatives sont lancées, à l'interface entre monde universitaire, théologie de la libération et associations écologistes, et plus tard avec des organisations locales paysannes ou autochtones. Si la perspective n'est pas conservacionniste, le souci environnemental démarque ces collectifs de la démarche classique de gestion communautaire rurale. L'accent est en particulier mis sur la foresterie sociale, les savoirs locaux, la revalorisation des cultivars traditionnels (ceux de maïs en particulier).

Ces mouvements à l'interface entre environnementalisme et militantisme politique génèrent des actions innovantes au niveau local. Ainsi, dans la Sierra de Juarez de l'État de Oaxaca, l'organisation *Estudios Rurales y Asesoría* (ERA, Études et conseils en milieu rural) participe au mouvement de récupération par les communautés de leurs droits sur un territoire forestier qui leur est légalement reconnu, mais dont l'exploitation leur a été soustraite par des concessions accordées à des entreprises parapubliques. Cette mobilisation débouchera sur la formation de l'*Unión Zapoteca-Chinanteca* (UZACHI), une organisation intercommunautaire qui vise à exploiter durablement et de façon autonome ses ressources forestières. L'ancrage local de ces organisations les amène à s'engager dans les luttes pour la terre et le contrôle de leurs ressources.

Les effets fonciers de ces actions sont donc de deux ordres. On observe, d'une part, une exigence de mise en œuvre des lois de réforme agraire qui reconnaissent la propriété des communautés sur leur territoire. D'autre part, le développement de la foresterie communautaire oblige à une redéfinition des droits d'accès à ces espaces et ressources. Il s'agit de « mettre en place un nouvel ordonnancement du territoire

[suite p. suiv.]

en établissant en concertation avec les communautés des zones d'usages spécifiques des ressources naturelles » (le texte ne donne pas les clés des effets de cette reconfiguration, ce qui est en soi significatif d'un point aveugle foncier dans les études environnementales). Enfin, à rebours de la logique d'enclave conservacionniste excluant la population locale, la combinaison de ces deux revendications conduit à établir des réserves naturelles communautaires destinées à la conservation des ressources naturelles locales (forestières et aquatiques notamment).

Le mouvement environnementaliste social devra toutefois faire face dans les années 1990 et 2000 à un double dilemme : celui du rapport à l'État, et donc de l'enjeu de l'institutionnalisation, avec la création en 1994 du premier ministère de l'Environnement de l'histoire mexicaine (dont la tutelle est confiée à l'une des figures du milieu universitaire qui a soutenu ERA), et celui de l'internationalisation, avec l'afflux de financements internationaux post-Rio 1992 en provenance de fondations, coopérations bilatérales ou grandes ONG. Ces deux tendances vont aller dans le sens d'une professionnalisation et d'une technicisation de ces groupes, d'une montée en généralité de leurs actions, du point de vue des modalités (expertises, lobbying, plaidoyer) et des thématiques (bioprospection, OGM), parfois aux dépens de leur ancrage de terrain et de la prise en compte des situations socio-foncières locales.

(D'après FOYER et DUMOULIN, 2013).

Si donc il s'avérait que les populations locales pouvaient, *via* des formes organisationnelles très diverses rassemblées sous le vocable polysémique de communauté (SIVARAMAKRISHNAN, 2000), se réappropriier des formes de gestion des espaces et des ressources mises à mal par l'intervention étatique et le poids de la marchandisation de ces biens communs, et si, de plus, les milieux « naturels » répondaient en réalité à des modes de fonctionnement préexistants, dans lesquels la gestion locale trouvait toute sa place, alors le champ d'application d'une « gestion communautaire des ressources naturelles » devenait immense. Et, de fait, les années 1990 ont vu la prolifération des espaces de mise en œuvre et des domaines d'intervention et d'expérimentation de ces nouvelles pratiques de conservation participative : gestion

communautaire de la faune en Afrique australe (HULME et MURPHEE, 2001), « réserves extractivistes » du Brésil promouvant la cueillette de produits forestiers non ligneux au profit des populations locales (AUBERTIN, 1995), approches « gestion des terroirs » d'Afrique de l'Ouest, visant une gestion localisée et décentralisée de la terre et des ressources naturelles (BASSET et CORMIER-SALEM, 2007), ou encore projets de conservation et développement intégrés en Papouasie-Nouvelle-Guinée (WEST, 2006) ou en Indonésie (LI, 2007). Une énorme production scientifique et experte a été élaborée dans les années 1990 sur les potentialités de la participation comme référentiel central de la conservation, au point que l'injonction participative a fini par être jugée « tyrannique » (COOKE et KOTHARI, 2001). Ce mouvement de l'action publique conservacionniste vers des formes communautaires ou participacionnistes a finalement croisé des trajectoires d'autres domaines engagés eux aussi, quoique pour des raisons différentes, dans des démarches communautaires (encadré 3). Sous les auspices du développement durable, les politiques participacionnistes ont donc constitué la première tentative d'articulation entre dispositifs environnementaux et dynamiques sociales prises dans leur complexité et leur diversité.

Cet emballement des milieux professionnels de la conservation pour les approches communautaires dans les années 1990 dissimule en réalité une superposition des formes effectives de gestion des ressources naturelles. Une typologie plus réaliste des modes de gestion – indicative et à amender en fonction des contextes – doit en effet inclure, à côté d'une gestion qualifiée de « communautaire » – même si la communauté n'est jamais autonome (SIVARAMAKRISHNAN, 2000 ; AGRAWAL, 2005) – la gestion par concession (c'est-à-dire confiée à des opérateurs privés, entreprises ou ONG), la gestion décentralisée (par dévolution de pouvoirs et de moyens à des organes élus démocratiquement, conseils municipaux ou communaux), la gestion administrative déconcentrée (par un corps spécialisé de fonctionnaires forestiers, mais admettant des degrés variables de déconcentration de cette administration vers les échelons locaux, et de participation locale sous le contrôle de l'administration), voire, plus récemment, la gestion privatisée (par vente des espaces concernés à des opérateurs privés ; LANGHOLZ et LASSOIE, 2001).

ENCADRÉ 3

La « gestion communautaire des ressources naturelles » en Afrique

Les approches communautaires développées en Afrique sont révélatrices des enjeux d'articulation entre logiques environnementales et logiques foncières. La gestion communautaire dans le monde de la conservation a été principalement mise en place en Afrique australe dans les années 1990, sous l'impulsion notable de l'Usaid et avec la participation active des administrations postcoloniales (dans une région où les décolonisations se sont poursuivies jusqu'au début des années 1990). Les différentes expériences et la transformation des politiques publiques du secteur dans certains pays (au Zimbabwe notamment, où le programme Campfire a probablement été un des exemples les plus médiatisés ; voir TAYLOR, 2009) vont avoir un impact notable dans les cercles mondiaux de la conservation. Cette approche s'est diffusée en parallèle de politiques portant sur le contrôle des droits d'accès et d'usage des ressources et sur la gestion décentralisée des terres (dont la « gestion des terroirs », même si celle-ci n'a en général pas abordé frontalement la question foncière ; cf. FAURE et LE ROY, 1990), principalement développées en Afrique de l'Ouest. Dans le premier cas, en Afrique australe, on observe une attention portée à l'acceptabilité sociale de systèmes marchands de gestion de la grande faune sauvage, dans le second, en Afrique de l'Ouest, un souci de stabilisation foncière *via* des politiques de délimitation des espaces ruraux, de zonage et de cartographie des usages, parfois en lien, parfois en contradiction (ou déconnexion) avec les politiques de décentralisation politico-administrative (JACOB, 1998 ; BASSETT *et al.*, 2007).

L'équivalence terminologique, centrée sur la « gestion communautaire », ne doit pas faire penser que les expériences et les situations sont similaires. Elles sont au contraire les résultats de trajectoires historiques différentes, dans lesquelles la place des dispositifs environnementaux a été appréhendée de manière distincte, notamment entre les colonies britanniques, qui ont, dès le début du xx^e siècle, investi la gestion de la faune envisagée à la fois comme un élément de prestige et une

opportunité commerciale (MACKENZIE, 1988), et les anciennes colonies françaises, où la protection de la nature comme enjeu politique n'a véritablement émergé que ces dernières décennies et où la gestion des terroirs fait référence à une longue tradition d'approche sociale des enjeux de gestion des ressources naturelles (ROE *et al.*, 2009). Encore faut-il affiner ces différences, en notant par exemple le relatif retard de l'Afrique de l'Est et de l'Afrique centrale dans les approches communautaires, dans le cadre de l'industrie du tourisme des parcs nationaux pour la première, de l'exploitation du bois pour la seconde. L'enjeu forestier a d'ailleurs constitué un secteur jugé beaucoup plus important que la faune par l'administration coloniale française, mais pour des raisons avant tout patrimoniales, c'est-à-dire de préservation de la ressource pour des intérêts économiques futurs (voir BERGERET, 1993 ; IBO, 1993 ; DAVIS, 2012). Ce n'est qu'après les années 1950 que le souci de protection des forêts pour des motifs écologiques commence à émerger dans les politiques publiques des ex-colonies françaises. Les pays lusophones connaissent également des trajectoires spécifiques, mais qui sont, comme dans les cas francophones, rattrapées ces dernières années par une globalisation qui tend à diffuser les modèles « anglo-saxons » de gestion communautaire (DIALLO et RODARY, 2017).

La montée de ces formes locales, décentralisées ou communautaires¹³ de gestion des ressources a été concomitante d'un agenda de privatisation marchande de pans entiers des services publics, via les plans d'ajustement structurel des années 1980 et des interventions apparemment moins radicales, impliquant des « volets sociaux » importants, dans les années 1990 et 2000, qui visaient non pas à un démantèlement de l'État, mais à une reconfiguration de son rôle (MIROWSKI, 2009).

Toutes ces interventions ont suscité de nouvelles formes de gouvernance des territoires et des ressources, avec la création d'instances de type « comités de gestion », investies par de nouvelles catégories d'acteurs visées par les interventions d'aide, selon une grille de lecture du social faisant l'impasse sur les hiérarchies

| ¹³ Voir encadré 3 *supra* pour la différence entre les deux notions.

locales et ciblant des catégories génériques sans en explorer la diversité (les femmes, les jeunes), durcissant les frontières entre « autochtones » et « étrangers », ainsi que les divisions ethniques (LE MEUR, 2006). Il en a résulté de nouvelles modalités d'exclusion, *via* en particulier une fragilisation de certains groupes aux droits fonciers plus faibles ou enchâssés dans des logiques socio-politiques non prises en compte par ces nouveaux dispositifs (encadré 4). On pense ici aux femmes, aux cadets, ou encore aux éleveurs, dont l'accès à la terre dépend de leur insertion dans des réseaux d'échanges de services¹⁴. Cet effet d'exclusion contredit l'injonction au ciblage des catégories « subalternes » génériques et rigidifiées par les interventions de développement.

On observe aussi une bureaucratisation de la vie locale, de multiples comités étant implantés par des agents externes (ONG, bailleurs, agences gouvernementales, etc.), ou se développant sur la base d'une logique interne de duplication d'instances mises en place au sein de villages voisins (FAYE et SOUGOU, 2013). Ces comités, éventuellement mis en réseau ou fédérés, parfois sous la tutelle d'une instance technique à une échelle plus large, sont censés définir des règles qui peuvent emprunter à divers registres normatifs (normes coutumières, lois et règlements nationaux, standards internationaux) pas toujours compatibles, et veiller à leur application.

Les différentes formes de gestion communautaire des ressources doivent aussi être analysées selon les formes d'accès et d'exclusion qu'elles favorisent. Une analyse en termes de faisceaux de droits est insuffisante en l'occurrence (cf. chap. 2). Comme le montre Jesse Ribot dans son étude de la filière du charbon de bois au Sénégal (RIBOT, 1998), des droits sécurisés et non ambigus sur les ressources et des autorités locales fonctionnelles (toutes choses qui ne sont pas nécessairement garanties dans des régimes coutumiers) ne suffisent pas à garantir le contrôle de ces ressources. L'accès aux forêts de ces communautés rurales sénégalaises passe par la mise en valeur de différentes formes de capital (économique, social, politique), selon diverses modalités (corruption, clientélisme, investissement productif) que seuls certains acteurs, souvent non locaux,

¹⁴ Voir HALL *et al.* (2011 : 71-78) pour des exemples sud-est asiatiques. Voir aussi FAYE et SOUGOU (2013) pour une illustration dans le delta du Saloum, au Sénégal.

sont à même de suivre car ils disposent des capacités initiales d'investissement (économique, social, politique). Cet exemple illustre bien le constat selon lequel la formalisation des droits sur la terre et les ressources naturelles n'est pas nécessairement synonyme de sécurité foncière (voir aussi chap. 10).

D'autres formes d'exclusion induites par les modes de gouvernance communautaire des ressources naturelles sont plus indirectes. Les schémas promus par des acteurs extérieurs (ONG, coopération bilatérale, agences multilatérales) sont souvent peu favorables au développement de filières commerciales liées à l'usage des ressources, et ce aux dépens de groupes cibles qui ont parfois une longue expérience des marchés et ont intégré depuis longtemps les revenus monétaires à leur économie de subsistance. C'est ce que montre Tania Murray Li (2007) dans son analyse d'un projet porté par l'ONG conservacionniste *The Nature Conservancy* à Sulawesi, en Indonésie (encadré 4).

L'outil privilégié par TNC est constitué par les accords communautaires de conservation (ACC), qui présentent des analogies avec les accords sur les répercussions et les avantages négociés entre entreprises extractives et communautés locales, et qui tendent à devenir un instrument global de gouvernance (O'FAIRCHEALLAIGH, 2013). Ces accords et les processus qui les sous-tendent (consultation, cartographie participative, arbres à problèmes) sont destinés à orienter les populations vers les visions du monde et les solutions véhiculées par le projet. C'est en ce sens que l'on peut parler de la construction de « sujets environnementaux », dans le cadre d'une gouvernamentalité environnementale ou « environnementalité » spécifique (AGRAWAL, 2005) dont les restrictions sur les droits fonciers constituent l'une des techniques. Il est d'ailleurs significatif que les ACC produits hors du cadre de la zone d'intervention de TNC prennent une forme plus politique, véritables actes de souveraineté locale qui comprennent à la fois une vision foncière et des mesures de protection de l'environnement, par exemple : « Nous défricherons la forêt pour planter du cacao et du bancoulier. La terre sera possédée en commun, mais ses fruits appartiendront aux individus. Nous ne perturberons pas le fonctionnement de la forêt, car le cacao est une culture arborée. Bien sûr [pour planter du cacao] nous devons tout d'abord abattre des arbres » (AGRAWAL, 2005 : 268).

ENCADRÉ 4

Exclusion, participation et environnementalité

Au début des années 2000, l'intervention de l'ONG *The Nature Conservancy* (TNC) dans et autour du parc national de Lore Lindu à Sulawesi s'est écartée très clairement du modèle de conservation et développement intégrés expérimenté dans cette zone dans les années 1990. Il ne s'agissait plus de réduire la pauvreté dans les villages de la zone limitrophe du parc ou de fournir une compensation à la perte de l'accès à ses ressources. L'intervention ne reposait pas non plus sur une intensification du travail de contrôle et de coercition. Elle « s'efforçait plutôt d'altérer les pratiques et les désirs des communautés, afin que celles-ci choisissent de participer à la protection du parc. TNC qualifiait cette approche de gestion collaborative » (LI, 2020 : 231), dont l'auteure souligne le caractère « ambigu, voire chimérique » (*ibid.*).

La mise en œuvre de cette approche passe par la construction de compromis temporels (cessation progressive et consentie des activités agricoles illégales dans le parc, café et cacao) et spatiaux, ces derniers étant très contraints puisqu'ils n'autorisent pas la remise en cause des frontières du parc, activement réclamée par les populations qui revendiquent des espaces ancestraux à l'intérieur du parc. « Seule marge de manœuvre tactique dans le cadre de ce compromis spatial : le système de zonage [...], à savoir la division du parc en zones centrales et sauvages, et une zone réservée à l'activité ou à l'usage » (LI, 2020 : 238).

Le zonage s'accompagne de fortes restrictions sur les droits fonciers des groupes occupant le parc, et il suppose la définition d'une « communauté traditionnelle » fondée sur « l'image du villageois traditionnel collectant des ressources indigènes à des fins traditionnelles non marchandes » (LI, 2020 : 240). Or, certains des produits forestiers non ligneux sont collectés à des fins marchandes depuis longtemps (la résine damar des arbres du parc des années 1870 aux années 1970, le rotin en particulier dans les années 1980 et 1990). Outre ces limitations sur la destination des produits exploités, l'établissement de distinctions entre groupes sociaux et l'octroi de droits en fonction de ces distinctions constituent des éléments clés du plan de gestion conçu par TNC. Des distinctions tranchées sont établies selon

les axes autochtone/non autochtone, traditionnel/non traditionnel, vivrier/commercial, cette dernière distinction étant parfois amalgamée à une notion d'échelle (petit/grand) déconnectée de la réalité. Derrière cette distorsion simplificatrice de la réalité, le projet a renforcé certains clivages qui apparaissent comme autant de points aveugles dans sa conception et sa mise en œuvre. Ainsi les élites villageoises ont en général assez de terres à l'extérieur du parc et elles n'ont donc pas besoin d'empiéter à l'intérieur pour leur subsistance (mais sont intéressées à la fonction de château d'eau du parc), contrairement aux couches les plus pauvres plus durement touchées par les restrictions. TNC rapporte que dans une localité, « des membres de l'élite villageoise vendaient des parcelles de caféiers situées dans le parc à des migrants, alors même qu'ils parlaient de récupérer leurs terres ancestrales » (LI, 2020 : 260n). La division du travail selon le genre est également négligée, alors que les hommes sont plus engagés dans la collecte du rotin et l'exploitation du bois, contrairement aux femmes plus centrées sur l'agriculture.

(D'après LI, 2007, 2020).

Ces limitations des droits fonciers centrées sur des restrictions marchandes (sur la terre et aussi ses produits) et ancrées dans une vision fantasmée de la communauté traditionnelle sont fréquentes dans le monde de la conservation. On peut les interpréter pour partie comme « une réponse à "l'environnementalisme ambiant" qui exige que les revendications sur les ressources soient légitimées en termes environnementaux » (HALL *et al.*, 2011 : 74, TdA).

Outre les formes de droit sans accès que les modes de gestion communautaires ne sont pas nécessairement bien équipés à traiter (RIBOT et PELUSO, 2003 et exemple *supra*), il faut souligner un processus central, *a priori* contre-intuitif, que Derek Hall et ses collègues qualifient « d'auto-exclusion » (HALL *et al.*, 2011). Leur analyse de programmes de gestion communautaire des ressources naturelles au Cambodge montre les logiques d'exclusions croisées qui peuvent sous-tendre ces dispositifs. Le point de départ réside souvent dans des intrusions d'acteurs extérieurs cherchant à exploiter les ressources naturelles locales (bois, produits forestiers, poissons, etc.). Les négociations entre villageois, et bailleurs et opérateurs de projets de gestion communautaire, qui

impliquent souvent des intermédiaires ou courtiers en développement ou en environnement (BIERSCHENK *et al.*, 2000 ; LEWIS et MOSSE, 2006), obligent les premiers à faire preuve de leur capacité à gérer les ressources naturelles de manière durable, ce qui suppose une reconnaissance de leurs normes et connaissances traditionnelles de la part des seconds, s'ils veulent être appuyés dans l'exclusion des acteurs économiques extérieurs. En retour, les villageois acceptent des restrictions sur leurs droits sur la terre et les ressources (plafond de surface pour les cultures de rente, zonage, surveillance par les administrations étatiques). En d'autres termes, « l'exclusion des acteurs extérieurs des territoires villageois et de l'exploitation de leurs ressources suppose une légitimation *via* un processus d'auto-exclusion, l'ensemble de l'opération s'inscrivant dans le climat conservationniste ambiant » (HALL *et al.*, 2011 : 75, TdA). Cette notion d'auto-exclusion, expression d'un compromis politique entre communautés, bailleurs et administrations étatiques, est à rapprocher de l'idée évoquée plus haut selon laquelle les effets fonciers des dispositifs de gestion communautaire des ressources ne relèvent pas uniquement de règles explicites, mais aussi de structures d'incitation favorisant certains comportements (incluant de manière parfois centrale des stratégies opportunistes), *via* des motivations inséparablement politiques et économiques. Comme on l'a vu plus haut (cf. encadré 4), ces processus exercent leurs effets de manière différentielle selon les groupes sociaux qui composent la catégorie « villageois », dont certains peuvent avoir plus d'intérêt que d'autres à cette « auto-exclusion ».

Enfin, le discours de la gestion communautaire des ressources naturelles ne résulte pas seulement d'impositions externes et des compromis négociés à ces occasions, il peut aussi être approprié par les acteurs locaux dans le cadre de revendications au caractère politique affirmé. Un exemple marquant est constitué par « l'Assemblée des pauvres » créée en 1995 en Thaïlande par agrégation progressive de différents segments des classes rurales et des organisations de la société civile pour défendre leur accès à des espaces accaparés par des aires protégées, des forêts classées ou des aménagements hydro-électriques (BAKER, 2000). Le choix du registre environnemental, décliné sous la forme d'un discours combinant gestion communautaire des ressources naturelles et revendications culturelles (revalorisation des savoirs locaux,

reconnaissance des minorités ethniques montagnardes), permet d'éviter le stigmate du communisme encore actif dans un pays aux avant-postes de la guerre froide dans les années 1960-1980.

Néolibéraliser : le retour de la sectorialisation de la conservation

L'effervescence communautaire a été largement remise en cause à partir des années 2000. La conservation participative a subi deux types d'attaques. D'une part, une critique d'essence sociale, qui dénonçait les effets d'exclusion¹⁵ et le manque de participation effective dans les programmes intégrés de conservation et de développement (OLDEKOP *et al.*, 2010 ; encadré 4), et, de l'autre, une critique d'ordre biologique, qui affirmait que ces programmes avaient échoué et qu'ils ne pouvaient à ce titre pas répondre à l'urgence des mesures de protection de la biodiversité (TERBORGH *et al.*, 2002). Un retour à des formes plus classiques de conservation a donc été observé dès le début de la décennie 2000.

Économicisation du social dans les politiques environnementalistes

Ce « retour aux barrières » (HUTTON *et al.*, 2005) ne signifiait pas pour autant le resserrement de dispositifs (re)devenus purement écologiques et l'abandon des questions sociales. Seulement, celles-ci étaient traduites sous forme de propositions économiques et financières présentées comme un moyen de répondre aux impératifs d'efficacité que n'avaient pas su traiter les approches communautaires. La conservation « néolibérale »¹⁶ est basée sur les

¹⁵ La critique, qui monte très fortement dans les années 1990 et au début des années 2000 (BROCKINGTON et IGOE, 2006), a aussi touché les cercles conservacionnistes, comme en témoigne, par exemple, le rapport produit par la *Wildlife Conservation Society* (REDFORD et FEARN, 2007 ; AGRAWAL et REDFORD, 2009), qui s'inquiète des déplacements de populations liés à la mise en place d'aires protégées de plus en plus nombreuses.

¹⁶ Le néolibéralisme ne se réduit pas à des formes extrêmes de marchandisation de tous les secteurs de la vie et d'expansion du capitalisme. C'est une idéologie et un ensemble de technologies de gouvernement des hommes et de la nature, un concept prescriptif qui propose une « vision normative des bonnes relations entre l'État, le capital, la propriété et les individus » (GANTI, 2014 : 93). Le néolibéralisme comme projet idéologique plonge ses racines en particulier dans la crise économique de 1929 (voir HARVEY, 2005 ; MIROWSKI, 2009 ; STIEGLER, 2019).

prémisses suivantes : la conservation, pour être efficace, doit se baser sur la marchandisation des espèces et des écosystèmes que l'on veut protéger (*via* l'écotourisme et des formes plus indirectes de mise en spectacle de la nature à des fins marchandes) ; et cette efficacité peut justifier des pratiques dirigistes, voire autoritaires, pour atteindre les buts recherchés (MCAFEE, 1999 ; BÜSCHER *et al.*, 2012) au profit de l'État et de grands groupes privés (tour-opérateurs, chasseurs sportifs, etc.).

Cela est particulièrement visible dans les interactions, à la fois spatiales et institutionnelles, entre le secteur de la conservation et d'autres champs de pratiques, notamment l'agriculture. L'approche communautaire, ajustée au nouveau cadre néolibéral, s'inspirait d'une rhétorique de l'intégration en affirmant que les modes de gestion durable des ressources naturelles étaient susceptibles de compléter financièrement et écologiquement les revenus agricoles (*via* diverses activités, apiculture, collecte de produits non forestiers, ou une gestion communautaire de la collecte du bois-énergie). Dans les faits, il n'en a généralement rien été, et les politiques de gestion de la nature ont cherché à s'imposer partout où elles ont rencontré l'agriculture. En Afrique australe par exemple, malgré un discours d'intégration entre conservation communautaire et agriculture, le tourisme de nature n'a jamais réussi à s'articuler aux pratiques agricoles, parce qu'il est resté centré sur la valorisation de la grande faune (éléphants, lions, etc.) au détriment d'une approche plus intégrée du tourisme qui aurait pu valoriser la nature ordinaire et les pratiques locales de sa gestion. Ce choix de focalisation sur les produits les plus marchands est directement lié au rôle prépondérant des institutions de conservation, agences d'État en charge de la conservation qui dépendent généralement des ministères du tourisme dans la région, des ONG et des opérateurs de safaris principalement, ces acteurs rechignant à modifier leurs produits et leurs pratiques (RODARY, 2010).

On l'a vu, la conservation de la nature s'est historiquement construite en large partie sur un argumentaire marchand, qui a notamment justifié la mise en place des aires protégées. La phase participative a étendu plus qu'elle n'a questionné cet argumentaire. Ce qui sera ultérieurement abandonné avec le recul des approches décentralisées et participatives n'est donc pas l'espoir placé dans une économie de la nature, mais la sphère locale comme entité

politique et, avec elle, les objectifs d'intégration entre différentes pratiques d'usage du sol qui la caractérisent, au profit d'une réorientation vers des politiques globalisées.

Celles-ci opèrent de plus un double décentrement. Celui engagé vis-à-vis des populations locales, qu'on vient d'évoquer, mais également celui, moins documenté, en faveur des milieux professionnels globalisés par rapport à leurs homologues nationaux. L'ouverture de la conservation à des outils transnationaux (parcs transfrontaliers) ou globaux (méthodes de « priorisation » des zones à protéger) a fait émerger une expertise dont la légitimité tient tout autant à sa position structurelle dans les grands organismes du secteur de la conservation (agences d'aide au développement des principaux pays de l'OCDE, Fonds pour l'environnement mondial de la Banque mondiale, ONG internationales [WWF, CI, TNC, WCS, UICN], etc.) qu'à une légitimation par affinité entre l'objet global des politiques et la compétence, elle aussi globale, de ces scientifiques ou experts de la conservation (MILIAN et RODARY, 2010).

Services écosystémiques, paiements pour services environnementaux et déplacement de la question foncière

Les politiques conservationnistes, aussi peu connectées aux pratiques et aux usages paysans de la nature qu'elles l'étaient au milieu du XX^e siècle, sont par contre étroitement articulées à des sphères mondiales conservationnistes, conservatrices au sens politique du terme et libérales au sens économique (COMPAGNON et RODARY, 2017). Alors que la possibilité de faire le choix politique, et *a fortiori* étatique, de conserver sans se baser sur un argumentaire économique a fortement régressé dans le champ discursif de la conservation, le secteur s'est connecté au domaine de la finance, par lequel passent désormais les nouveaux outils de la conservation : fonds fiduciaires, fondations, paiements pour services environnementaux, compensation biodiversité, etc. L'avènement de la notion de service écosystémique (encadré 5), qui cherche à identifier les fonctions écologiques pouvant constituer un bénéfice pour les sociétés humaines (la présence d'une forêt comme filtre épurateur d'une rivière par exemple), participe de ce mouvement (MÉRAL, 2016). Les paiements pour services environnementaux

qui la prolongent sont conçus comme des applications monétaires des services rendus par un écosystème. « Alors que [les projets de conservation et développement intégrés évoqués plus haut] consistaient à élaborer des dispositifs de développement permettant aux paysans pauvres de se détourner d'activités destructrices de l'environnement (artisanat, écotourisme, apiculture, etc.), les paiements pour services environnementaux sont apparus comme une alternative plus simple et efficace pour modifier durablement l'usage des sols. Il s'agissait de payer directement pour la conservation et non plus de payer pour des activités permettant la conservation » (LE COQ *et al.*, 2016 : 185-186).

ENCADRÉ 5

Services écosystémiques et paiements pour services environnementaux

La notion de *service écosystémique* (SE) vise à faire entrer dans le calcul économique et le chiffrage des politiques publiques la valeur des services rendus par la nature, et donc le coût de sa dégradation comme déperdition de services. Forcée à la fin des années 1990 (voir COSTANZA *et al.*, 1998), la notion s'ancre dans le paysage des politiques environnementales avec le *Millennium Ecosystem Assessment* en 2005, qui définit les SE comme les « bénéfices directs et indirects que les hommes retirent de la nature ». Ces services peuvent être différenciés en : 1) services d'approvisionnement (produits tirés des écosystèmes) ; 2) services de régulation (avantages découlant de la régulation des processus écosystémiques) ; 3) services culturels (avantages non matériels – spirituels, récréatifs, éducatifs... – découlant des écosystèmes) ; 4) services d'appui (nécessaires pour la production des autres SE).

Les avis divergent quant à la possibilité de tirer de ce travail de quantification une « valeur économique totale » d'un écosystème, et la conclusion de son impossibilité (voire absurdité) aboutit à des typologies plus nuancées et qualitatives, distinguant par exemple des valeurs utilitaires, patrimoniales et écologiques des écosystèmes et de la biodiversité sans viser leur addition ou leur mise en équivalence monétaire.

La notion de *service environnemental* est d'une autre nature (même si le consensus n'est pas complet concernant cette différence ; VALETTE *et al.*, 2012). Il s'agit d'un service rendu à d'autres agents (où qu'ils soient dans le temps et l'espace) à travers une action intentionnelle visant à préserver, restaurer ou augmenter un service écosystémique. En d'autres termes, les services environnementaux sont des pratiques favorables aux services écosystémiques. « Si l'on adopte cette distinction, on voit qu'il est plus logique de parler de *paiements pour services environnementaux* que pour services écosystémiques, car on rémunère des actions » (KARSENTY et DIENG, 2021 : 7).

Karsenty et Dieng posent la question clé de l'intentionnalité : « Insister sur l'intentionnalité des pratiques suppose une certaine conscience du rapport entre les pratiques (maintenues ou nouvelles) et le résultat en termes de services écosystémiques. Or, certaines pratiques favorables aux services écosystémiques peuvent découler de routines et de traditions, sans forcément avoir conscience des effets (ici positifs) sur l'écosystème » (KARSENTY et DIENG, 2021 : 8). Cela pose la question de la rémunération d'une action qui aurait de toute manière eu lieu et cela vaut aussi pour les actions définies par le cadre légal.

On distingue trois grands types de financement des PSE : financement « bénéficiaire-payeur » (par exemple en matière de protection des bassins-versants et des sources en eau), financement public (justifié par le caractère public des SE visés, concernant par exemple la préservation de la biodiversité et des paysages ou la séquestration du carbone), ou financement justifié par des obligations de compensation.

(D'après WUNDER, 2007 ; KNOX *et al.*, 2011 ; KARSENTY et DIENG, 2021).

Le principe initial des PSE de rémunération d'un agent paraît simple. Dans les faits néanmoins, ces paiements sont difficiles à identifier, qualifier et répartir, et « ils consistent le plus souvent à rémunérer [...] des ruraux pour qu'ils utilisent les terres conformément à un zonage défini à l'échelle locale » (KARSENTY *et al.*, 2012 : 4). Ces zonages, mobilisant des catégories standard (zones à préserver, zones à restaurer, zones d'utilisation durable...), peuvent s'avérer problématiques lorsqu'ils se basent

sur des conceptions de l'usage des terres en décalage avec les pratiques locales, par exemple en méconnaissant (et laissant donc à l'écart) les formes mixtes agroforestières ou de pastoralisme sous forêt, comme le montrent GRIEG-GRAN *et al.* (2005) sur des exemples latino-américains (WUNDER, 2008). Au Costa-Rica, LANSING (2017) montre une corrélation entre taille des exploitations et accès aux PSE, en partie parce que les promoteurs de ces initiatives préfèrent négocier avec un nombre réduit de plus grands propriétaires) mais aussi parce que d'autres variables entrent en jeu sans remettre en cause ces tendances, en particulier l'accès à des revenus non agricoles, qui permettent à des exploitants au faible capital foncier de faire face au coût d'opportunité de la non-exploitation de ce capital et donc de bénéficier des PSE.

La mise en place de PSE engendre de surcroît des problèmes de coûts de transaction liés à la formalisation des droits fonciers, et donc des effets d'exclusion pour les détenteurs des droits informels ou coutumiers qui ne seront pas éligibles, parce qu'ils n'offrent pas de garantie foncière. En effet, « la possibilité de réalisation du contrat [entre bénéficiaire-payeur et fournisseur] implique que le fournisseur du service environnemental dispose de droits de gestion et d'exclusion sur les terres ou les ressources naturelles concernées » (KARSENTY et DIENG, 2021 : 17). Selon ces auteurs, en Afrique centrale, « des migrants peuvent bénéficier de PSE à la condition qu'ils obtiennent l'autorisation des propriétaires coutumiers pour, par exemple, planter des arbres » (KARSENTY et DIENG, 2021 : 27), ce qui ne va certainement pas de soi, dans la mesure où la plantation d'arbres est l'une des restrictions les plus répandues dans le faisceau des droits accordés aux migrants accueillis dans une communauté¹⁷. Par ailleurs, la question des droits des migrants ne fait que déplacer celle de la reconnaissance formelle des droits coutumiers de la communauté accueillante, qui est loin d'être la règle dans les pays d'Afrique centrale concernés par cette étude, et cela vaut aussi

¹⁷ Les mêmes auteurs ajoutent, toujours sur la base de situations hypothétiques semble-t-il : « En cas de métayage et de PSE se traduisant par l'arrêt de certaines activités productives, l'accord de PSE doit concerner simultanément le métayer et le propriétaire (ce dernier devant être compensé pour des pertes de partage de récolte) » (KARSENTY et DIENG, 2021 : 27).

pour l'Afrique de l'Ouest. La mise en place de PSE pourrait toutefois dans certains cas augmenter la sécurité foncière des fournisseurs de tels services, comme le montre une étude comparant huit initiatives de PSE forestiers (séquestration du carbone et protection des bassins-versants) dans quatre pays d'Amérique latine (GRIEG-GRAN *et al.*, 2005). Selon les cas, la participation active à l'initiative a permis aux tenanciers d'augmenter leur contrôle effectif sur le foncier, là où le projet a mis en place des procédures de sécurisation foncière en préalable au schéma PSE. La même étude note toutefois (dans des termes euphémisés) que lorsque « les tenanciers n'ont pas de droits fonciers formels et ne sont pas en capacité d'exclure les acteurs extérieurs de l'accès à la terre et aux ressources, ils ne sont pas des fournisseurs de services fiables » (GRIEG-GRAN *et al.*, 2005 : 1514, TdA). Les résultats sont donc très dépendants des modalités d'intervention, de la définition des critères d'éligibilité (plus ou moins favorables aux petits tenanciers) et des contextes fonciers locaux. Toutefois, concernant les coûts de transaction liés à la négociation avec un nombre élevé de petits tenanciers, le choix dépend du type de service environnemental visé : la protection d'un bassin versant relève d'une approche localisée et les tenanciers locaux peuvent alors se révéler incontournables, tandis que les opérateurs de la séquestration du carbone peuvent choisir la localisation la moins coûteuse et contourner les coûts de transaction générés par la négociation avec des ayants droit nombreux.

Ces instruments visent tous à réinjecter une préoccupation économique dans les politiques de conservation de la nature, afin d'en assurer le financement. En témoignent les définitions des différentes catégories d'aires protégées proposées en 2008 par l'UICN, qui intègrent la notion de service écosystémique, contrairement à celles qui prévalaient dans les années 1990 (DUDLEY, 2008 ; RODARY *et al.*, 2016). Mais les PSE, tout comme les instruments plus anciens développés par le monde de la conservation (les aires protégées au premier rang), butent de façon répétée sur les difficultés à mettre en place une économie de la conservation qui ne soit pas basée sur les subsides que peuvent apporter les États les plus riches ou sur les niches que constituent des segments très étroits de l'industrie de la nature, à l'exemple des safaris de chasse.

Compensation écologique

On doit néanmoins noter, dans ce contexte, les transformations que pourrait générer, dans les années qui viennent, la « compensation biodiversité », dans sa capacité à arrimer le plus solidement les organismes de conservation au monde de la finance (BENABOU, 2014 ; FROGER *et al.*, 2015). Versée par un acteur de l'industrie extractive ou d'un projet d'infrastructure, la compensation consiste à financer la création et/ou la gestion d'un espace protégé correspondant (en surface ou, mieux, en valeur écologique) aux écosystèmes détruits par l'activité ou l'infrastructure. En ayant la possibilité de payer pour compenser la destruction de la biodiversité provoquée par leurs activités, les entreprises (principalement du secteur minier pour l'instant, mais à terme certainement aussi du secteur agricole) s'inscrivent directement dans les dispositifs de gouvernance de l'environnement, notamment en termes de choix de conservation, qui pourraient ainsi être davantage déterminés par les stratégies de développement et de croissance des entreprises que par des objectifs écologiques. Les politiques de compensation ont également pour effet localisé de favoriser l'émergence d'une idéologie propriétaire comme réponse des populations locales à l'emprise spatiale de grands projets miniers ou forestiers et comme instrument de négociation de la compensation. En effet, l'éligibilité des populations locales aux mesures proposées pour compenser l'éviction de leurs terres par les entreprises passe par l'identification de leurs droits fonciers. Or ce travail d'identification enclenche un processus de formalisation qui est en même temps transformation des droits locaux qui n'étaient pas vécus et exprimés jusqu'alors sur le mode de la propriété privée exclusive¹⁸. Dans ce type de contexte, une catégorie nouvelle de propriétaires fonciers coutumiers émerge, comme le montre Colin FILER (1997, 2006) à propos de la Papouasie-Nouvelle-Guinée, qui apparaît comme un sous-produit des politiques de compensation mises en œuvre par les industries extractives. L'identification des droits et ayants droit locaux y a entraîné une double transformation : celle des droits fonciers, qui prennent une forme cadastrée et simplifiée très différente des assemblages fonciers antérieurs liant terre, humains et

¹⁸ On retrouve ces mécanismes à l'œuvre dans les politiques de reconnaissance et de formalisation des droits locaux ou coutumiers ; voir le chapitre 10.

non-humains, et celle des regroupements sociaux, rigidifiés sous la forme juridique du clan. Les deux mécanismes se conjuguent pour produire une forme d'idéologie propriétaire, « idéologie de la propriété coutumière » (FILER, 2006) génératrice d'exclusions (de clans et de droits fonciers non enregistrés).

Les formes de compensation biodiversité proposées par l'industrie extractive peuvent varier et, dans certains cas, s'additionner à l'appropriation de l'espace directement destiné à l'activité économique de l'industriel, sous la forme d'aires protégées mises en place par le même opérateur à des fins de compensation et négociées par celui-ci non pas avec les communautés riveraines, mais à des échelons étatiques plus élevés. On aboutit ainsi à des situations qualifiées de « double accaparement » par Amber Huff et Yvonne Orenge sur un exemple malgache (HUFF et ORENKO, 2019).

Mécanismes d'atténuation du changement climatique : les dispositifs REDD+

La construction des dispositifs destinés à lutter contre le réchauffement climatique a une histoire différente de la précédente. Cette histoire est récente et s'est construite principalement à l'échelle globale. Les incidences foncières des politiques du climat sont de ce fait assez éloignées de celles qu'induit la protection de la biodiversité : là où les politiques de conservation étaient des mesures localisées et nationales avant de s'intégrer à l'échelon mondial, le cadre global des normes sur le climat se met en place en s'insérant dans les politiques nationales. Nous verrons toutefois que ces politiques s'inscrivent dans le même tournant néolibéral et que les dispositifs mis en place tels que les mécanismes REDD+ présentent de fortes analogies dans leur conception et leurs effets avec les PSE.

La mise en politique du réchauffement climatique global commence réellement dans les années 1980, avec les premières alertes de scientifiques, suivies de la création du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Giec), en 1988, puis de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques au sommet de Rio, en 1992. La mise en place de ces structures à l'échelle globale va définir un cadre réglementaire peu contraignant, et il faudra attendre 1997 et la signature du protocole de Kyoto, puis son entrée en vigueur, en 2005, pour voir se mettre

en place les premières mesures réglementaires ayant un impact sur les modes d'usage des terres, avec, en particulier, l'établissement d'un système de marché de permis d'émission de carbone.

Le Giec (MASSON-DELMOTTE, 2019) estime dans un rapport spécial de 2018 que 20 % à 25 % des émissions de carbone dues aux activités anthropiques sont liées aux changements d'usage des sols et que la déforestation et la dégradation des forêts sont à elles seules responsables de 17 % de ces émissions. Alors qu'il n'a jamais existé de cadre conventionnel spécifique sur les forêts tropicales (SMOUTS, 2001), le rôle de ces dernières a commencé à être discuté au sein de la convention climat dès le début des années 2000. Certaines activités forestières sont alors reconnues comme « mécanismes de développement propre » (c'est-à-dire les projets de captage ou de maintien du carbone identifiés par la convention), mais restent marginales avant que ne soit mise en place, en 2005, une politique spécifique d'évitement de la déforestation, sous la forme des dispositifs REDD/REDD+ (encadré 6).

ENCADRÉ 6

Mécanismes REDD/REDD+

Le mécanisme REDD (Réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation) est une initiative transnationale lancée en 2008 et coordonnée par l'ONU (programme UN-REDD). S'appuyant sur une logique d'incitations financières, il vise à faire financer des programmes de gestion forestière permettant d'éviter que la forêt ne soit coupée. Son principe est de rémunérer les pays en développement et émergents *via* des contributions provenant des pays industrialisés, que ce soit par le biais d'un marché ou d'un fonds. Initialement prévu pour ne concerner que la déforestation, le mécanisme s'est ensuite élargi aux enjeux de la dégradation forestière, pour ensuite dépasser les forêts proprement dites et inclure les plantations forestières et agro-industrielles. L'ajout du « + » (REDD+) correspond à la prise en compte de mesures d'augmentation des stocks de carbone (et non plus uniquement l'évitement de la réduction des stocks de carbone), par exemple *via* des pratiques sylvicoles capables de capter du carbone.

(D'après KARSENTY, 2010 ; KARSENTY *et al.*, 2012 ; KARSENTY et DIENG, 2021).

Les effets fonciers de ces mécanismes sont pour l'instant difficiles à discerner, dans la mesure où ces dispositifs sont rarement effectifs. Les motivations qui poussent les acteurs privés à investir dans REDD+ sont principalement la valorisation de l'image de l'entreprise, voire des objectifs de *greenwashing*. Les conditions actuelles de mise en place de ces mécanismes, non contraignantes et largement instrumentalisées pour d'autres fins, parmi lesquelles la prime médiatique aux précurseurs de la lutte contre le changement climatique, n'incitent pas à une large diffusion des programmes REDD+. Pour l'heure, ceux-ci sont généralement limités à des projets pilotes ou de démonstration, dont la performativité s'apparente davantage à une « économie de la promesse » qu'à une mise en œuvre effective (FOYER *et al.*, 2017).

Les effets des mécanismes REDD+ pourraient varier en fonction de l'option choisie, qu'il s'agisse d'une rémunération au niveau national ou par projet, ou d'un financement sur le marché des crédits carbone ou sur fonds dédiés. Une option pourrait être le paiement d'une « rente de la conservation » aux propriétaires fonciers, dans une logique de « déforestation évitée ». « L'idée est que la forêt (le stock de carbone, mais aussi, le cas échéant, l'absorption de CO₂, le rôle de purificateur d'eau ou la réserve de biodiversité) constitue en elle-même le support permanent d'un service environnemental qu'il s'agit de rémunérer » (KARSENTY *et al.*, 2012). Cette option est favorisée au nom de la justice sociale et environnementale par les ONG et les organisations de défense des droits autochtones, qui y voient une piste vers la reconnaissance du rôle des populations locales dans la préservation des forêts. Certains soulignent toutefois les risques de dépossession, en l'absence de droits de propriété formels et reconnus par l'État, au profit de celui-ci (selon le principe de domanialité) ou d'opérateurs privés (COTULA et MAYERS, 2009). Inversement, l'État peut être réticent à favoriser la reconnaissance de droits fonciers locaux, voire d'une forme de souveraineté territoriale de communautés autochtones sécurisées par les initiatives de type REDD+ ou PSE (KARSENTY et DIENG, 2021 ; GRIEG-GRAN *et al.*, 2005).

Dans tous les cas, l'effectivité des mécanismes REDD+ est particulièrement difficile à juger, parce qu'ils imposent un ensemble de mesures sur l'évaluation de l'état initial de la forêt, des projections théoriques sur ce qu'auraient été les évolutions du couvert

forestier sans REDD+ et le suivi des programmes, toutes choses permettant de prouver que, sans les mesures prises grâce au financement, la déforestation aurait bien eu lieu. Ces évaluations justifient une expertise et un encadrement technique importants sur le terrain, que seuls certains États, de grosses ONG ou des entreprises sont susceptibles de financer.

Globalisation des normes et ignorance des pratiques locales

Ces trois éléments – mesure de la déforestation évitée, suivi, intervention massive des agences internationales et du secteur privé – dessinent un paysage caractérisé par une forte extraversion des acteurs, des normes et des instruments que mettent en jeu les projets REDD+.

La diffusion de ces projets, comme nouveaux instruments financiers, de même que les nouvelles mesures de compensation carbone et de biodiversité ont initialement suscité de larges espoirs quant à la portée que les politiques pouvaient avoir sur l'état de l'environnement au niveau planétaire et en particulier dans les pays du Sud, où les ressources économiques sont limitées. De plus, malgré la présence des plantations dans le mécanisme REDD+, l'effet environnemental cumulatif entre les mécanismes de lutte contre le réchauffement et ceux dédiés à la protection de la biodiversité semblait évident.

On est donc dans une situation où l'énorme appareillage discursif et financier qui se déploie autour de la convention climat (sans doute pas plus énorme que celui concernant la biodiversité...) est, en pratique, limité dans ses applications concrètes. Et les réalisations, quand elles sont effectives, présentent généralement des caractéristiques orientées par le stockage du carbone au détriment d'une prise en compte des conditions socio-économiques des populations concernées. Redford et Adams pointent par exemple le risque lié à une logique de focalisation sur des services spécifiques, censés répondre aux enjeux de captage du carbone, qui peut se faire au détriment de la variété des pratiques humaines et de la diversité biologique (REDFORD et ADAMS, 2009).

Concernant la dimension plus directement foncière des mécanismes REDD+, on observe une forme de déconnexion entre une marchandisation de la nature génératrice de droits de

propriété spécifiques et les droits de propriété locaux, portant sur les espaces forestiers concernés par ces dispositifs, et qui souvent sont informels, c'est-à-dire non reconnus juridiquement (MITCHELL et ZEVENBERGER, 2011). Ces faisceaux de droits de propriété, allant du droit de passage au droit d'aliénation, en passant par différents droits d'usage et d'administration, devraient en principe faire l'objet d'une identification en amont, et être reconnus pour éviter que leurs détenteurs ne soient exclus du cercle des bénéficiaires des projets de type REDD+ (ou encore des paiements pour services environnementaux). Lorsque des mécanismes de reconnaissance des droits locaux sont proposés, ils sont conçus sur un mode techniciste et s'avèrent porteurs de distorsions et de simplifications, entre individualisation inappropriée, fiction communautaire génératrice de nouvelles inégalités, ou encore méconnaissance d'une large partie des droits fonciers locaux (HATCHER, 2009 ; MITCHELL et ZEVENBERGER, 2011 ; NEWTON *et al.*, 2016).

En clair, les mécanismes de crédit carbone génèrent des effets d'imposition potentiellement aussi prononcés que la conservation dans la définition d'un standard mondial dont l'objectif est d'organiser et d'orienter l'ensemble des sociétés vers des objectifs environnementaux circonscrits comme la protection de la biodiversité ou le captage du carbone. Son application sur le terrain peut donc avoir des conséquences d'uniformisation des pratiques et donc de marginalisation ou de disparition d'autres pratiques jugées incompatibles avec le maintien du couvert forestier. Cette « production d'ignorance » qui accompagne la diffusion des mécanismes de réduction des gaz à effet de serre, dans le cadre desquels les pratiques de gestion locales sont abandonnées au profit de solutions standardisées et validées par les institutions internationales (LOHMANN, 2008), s'observe donc aussi dans le cadre plus spécifique des projets REDD+.

Au final, les politiques environnementales, incluant conservation de la nature et lutte contre le changement climatique, se trouvent aujourd'hui dans une situation contrastée. Celle-ci résulte d'une histoire caractérisée par des allers-retours complexes entre une posture d'enclavement, basée sur des aires protégées restreignant les possibilités d'accès et de contrôle des populations résidentes, une position plus inclusive d'intégration des dynamiques sociales

et, plus récemment, des orientations néolibérales, pensées de manière globale et aux effets territoriaux réels mais plus indirects. Cela pose des questions nouvelles quant à l'articulation de ces politiques de conservation avec d'autres secteurs de l'action publique – notamment les politiques foncières –, sur lesquelles nous reviendrons dans la partie suivante.

Assemblages fonciers, assemblages environnementaux, justice et communs

La première partie de ce chapitre a proposé une perspective historique des effets fonciers des dispositifs de conservation de la nature et de lutte contre le changement climatique qui constituent les deux grandes orientations des politiques environnementales contemporaines. Ont en particulier été illustrés et analysés les effets d'exclusion, de précarisation et d'insécurité foncières de ces politiques. On a également vu que le tournant néolibéral des années 1990 a contribué à atténuer les différences entre les dispositifs de conservation de la biodiversité et de lutte contre le changement climatique, pensés de manière globale, *a priori* a-territoriale, mais déployant *in fine* des effets territorialisés. Cette seconde partie propose une perspective différente, mais complémentaire, en analysant les liens, convergences et différences entre question foncière et question environnementale. L'analyse de formes locales d'adaptation au changement climatique, et plus largement à l'aléa climatique sur la longue durée, permettra d'exemplifier ces analogies et imbrications entre assemblages fonciers et environnementaux. La discussion s'organise ensuite autour des deux thématiques des communs et de la justice environnementale (qu'annonce la section sur l'adaptation au changement climatique), car elles constituent deux horizons éthiques de la question environnementale comme de l'enjeu foncier. Ces thématiques sont des lieux d'articulation privilégiés des enjeux environnementaux et fonciers, tant du point de vue de leur analyse scientifique en tant qu'assemblages holistiques que de leur portée politique et éthique.

Le foncier et l'environnement comme assemblages

Traiter des questions environnementales et foncières suppose dans les deux cas de porter une attention spécifique aux usages de la terre et des ressources naturelles. En première analyse, l'environnement se distingue néanmoins du foncier car il est en quelque sorte orienté par le « problème » que son existence même révèle : c'est une notion historiquement située, qui signale et considère les crises écologiques qui se sont accumulées sur la période moderne, au point de caractériser une époque, comme l'illustre l'émergence du néologisme « anthropocène » (BONNEUIL et FRESSOZ, 2013). Cette dimension problématique de l'environnement se retrouve dans les concepts évoqués plus haut d'éco-gouvernementalité (2001) et d'environnementalité (AGRAWAL, 2005). Par comparaison, le foncier posséderait *a priori* une neutralité conceptuelle quant à son objet d'analyse, qui ne présuppose pas l'existence d'un problème justifiant d'orienter l'ensemble du cadre théorique qu'il mobilise.

Pourtant, ce premier niveau de cadrage qui insiste sur la différence entre foncier et environnement laisse de côté un second niveau, sur lequel les deux termes semblent davantage se retrouver. Si le foncier est affaire de « pouvoir, de richesse et de sens » (SHIPTON et GOHEEN, 1992), c'est aussi le cas de l'environnement. Cette notion inclut de manière explicite une nature qui n'est évidemment pas absente du rapport à la terre. Les deux champs de pratique et d'analyse que constituent le foncier et l'environnement appellent des perspectives intégratrices ou holistiques, même si celles-ci ne sont pas toujours présentes dans les études qui leur sont consacrées. Ainsi la terre peut être conçue comme simple facteur de production par certains courants de l'économie, comme support de la fertilité et de la production en agronomie, ou comme un bien approprié selon des normes juridiques précises par le droit. Il en va de même pour l'environnement, que certaines approches en écologie pourraient réduire à sa biodiversité ou à des écosystèmes. Ces réductions sont nécessaires au regard de certains besoins analytiques ou pratiques, mais on peut aussi adopter une perspective plus large sur le foncier et l'environnement. C'est ce que fait, pour le foncier, le chapitre 1, en proposant une analyse en termes de droits, d'accès et d'institutions. On peut aussi concevoir le foncier

et l'environnement de manière commune comme des assemblages complexes reliant humains et non-humains et incluant, selon les conceptions des sociétés concernées, ancêtres et divinités (ABRAMSON, 2000 ; STRATHERN, 2009). Le foncier ou l'environnement apparaissent comme des « agencements provisoires d'éléments hétérogènes incluant substances matérielles, technologies, discours et pratiques » (LI, 2014 : 589). Les assemblages fonciers produits par les sociétés constituent des réponses, culturellement et historiquement situées, à des enjeux spécifiques, à des fins de reproduction et/ou d'adaptation à des injonctions externes. Pour la période moderne, c'est ce dont rend compte le néologisme de « plantationocène » qualifiant cette période où la diffusion des plantations a conduit à des transformations sociales et environnementales à l'échelle planétaire (HARAWAY, 2015). De la même manière, la question environnementale entend articuler les problématiques purement écologiques aux enjeux sociaux, stipulant de la sorte que la compréhension des processus biogéochimiques et de leurs incidences sur les sociétés ne peut faire l'économie d'une analyse de sciences sociales.

Si les approches holistiques du foncier et de l'environnement permettent de rendre compte des assemblages complexes qui les constituent, elles ont aussi un versant performatif et politique dans le cadre de controverses à dimensions foncières et/ou environnementales, ou dans la mise en œuvre de politiques publiques. Cette dimension potentiellement normative est clairement à l'œuvre concernant les questions de justice environnementale (cf. *infra*), ainsi que dans les débats relatifs aux communs vus comme une solution aux défaillances du marché et de l'État¹⁹. Une logique du commun sous-tend *de facto* l'ensemble des dispositifs environnementaux, qu'ils soient localisés ou à portée globale. Il s'agit dans tous les cas de préserver un commun (composante de la biodiversité, espace naturel, régime climatique...) qui, dans les configurations environmentalistes, est le plus souvent conçu comme étant le bien commun de l'humanité, éventuellement aux dépens des populations locales ou riveraines. Or, cette prétention au bien commun est disputée, et les dispositifs environnementaux

¹⁹ Voir le chapitre 3. Le même argument sous-tend à l'échelon global la notion de biens publics mondiaux ; voir GABAS et HUGON (2001).

sont aussi porteurs de pouvoirs d'exclusion aux effets fonciers souvent majeurs, d'où l'importance de s'arrêter sur la notion de justice environnementale.

Environnement et foncier : les adaptations locales au changement climatique

À travers les politiques publiques et les stratégies d'atténuation et d'adaptation qu'il impose, le changement climatique a déjà des incidences foncières et celles-ci vont se renforcer (ARIAL *et al.*, 2011), à la fois localement, *via* des ajustements progressifs ou des transformations dans les usages du sol et de l'espace et, plus largement, à travers les déplacements de populations qu'il entraîne, induisant des dynamiques foncières (et d'éventuels conflits) dans les zones de départ comme de réinstallation (IONESCO *et al.*, 2016).

Les manifestations physiques du changement climatique sont diverses : montée du niveau de la mer, réchauffement global, aggravation de la désertification terrestre, acidification des océans, multiplication d'événements climatiques aigus. Les formes locales d'adaptation des populations à ces différents phénomènes climatiques sont diverses et souvent influencées par des médiations politiques relevant des registres du discours, de la communication ou de l'action opérationnelle (cf. encadrés 7, 8 et 9). Les stratégies locales d'ajustement peuvent être axées sur la mobilité (migration au long cours ou déplacement plus limité), les modifications des systèmes de production ou la diversification des activités. Elles peuvent jouer sur la relative flexibilité des régimes fonciers coutumiers, qui permettent l'organisation de mobilités des hommes et des usages du foncier à une échelle restreinte. En contexte insulaire, par exemple, cette mobilité peut se déployer à l'échelle de l'île concernée, en quittant les zones littorales exposées pour aller vers l'intérieur, comme on l'observe de manière encore très limitée à Wallis, dans le Pacifique, face à une érosion littorale liée à la fois au changement climatique et à l'extraction non régulée de sable (WORLICZEK, 2013). Mais dans ce cas, les capacités locales d'ajustement foncier dépendent de la fonctionnalité des régimes coutumiers, qui ont été plus ou moins affectés (en termes de droits et d'accès, mais aussi du point de vue du savoir et de la mémoire des lieux) par la colonisation et par les politiques postcoloniales

d'aménagement et de développement. Les contraintes les plus prononcées sont probablement à trouver dans les pays où avaient été mises en place des politiques de ségrégation spatiale et raciale (Afrique du Sud, Nouvelle-Calédonie...). Les systèmes fonciers coutumiers y ont été relégués à des espaces de taille limitée et agroécologiquement marginaux (bantoustans en Afrique du Sud, « réserves » en Nouvelle-Calédonie). L'héritage actuel, où coexistent espaces coutumiers parcellaires, grands domaines fonciers privés et espaces domaniaux fortement impactés par l'activité minière et les politiques de conservation, limite fortement les capacités des populations les plus pauvres à modifier localement le fonctionnement foncier, et plus encore leur interdit d'envisager une mobilité rurale de façon à répondre aux contraintes du changement climatique. On retrouve ce type de configurations dans des contextes marqués par des accaparements de terres au profit d'agro-industries et d'industries extractivistes, comme en Amérique latine. Dans le cas péruvien décrit par BURNEO (2020), c'est l'action étatique qui joue en faveur de ces acteurs, *via* des politiques de concessions de terres dites « en friche » en milieu semi-aride du piémont côtier des Andes (qui sont en fait des parcours pastoraux) à des entrepreneurs capables de détourner les cours d'eau descendant des Andes (grâce à des financements provenant des deniers publics) ou de forer des puits. Cette situation réduit drastiquement les capacités d'adaptation des populations locales, qui se retrouvent littéralement « piégées » dans des espaces où leur maintien est devenu très risqué et leur réinstallation conditionnée par les arrangements contractuels qu'elles peuvent ou non négocier avec les entreprises concessionnaires. La conjugaison de l'action étatique et des intérêts capitalistes agraires finit par placer des populations déjà fragiles dans des situations de vulnérabilité extrême face aux événements climatiques.

La montée du niveau de la mer est un cas intéressant par sa dimension extrême pouvant aller jusqu'à des déplacements forcés de populations qui obligent les gouvernements à adopter des mesures au-delà des dispositions des conventions internationales. Les États peuvent par exemple s'engager à accueillir des « réfugiés climatiques », comme à Fidji. Dans ce cas, l'analogie avec les déplacements de « réfugiés miniers » ou de « déplacés de la conservation », coloniaux ou postcoloniaux, est frappante

ENCADRÉ 7

Pastoralisme et adaptation au changement climatique

Les sociétés pastorales sahéliennes ont développé sur la longue durée des stratégies très efficaces d'adaptation à la variabilité et à l'aléa climatiques qui leur ont permis de survivre aux sécheresses dramatiques de 1914, 1973, 1984, 2005 et 2009. Ces stratégies combinent des formes variées de mobilité du bétail et des personnes, et d'accords avec les sociétés paysannes sédentaires leur assurant des droits relativement sécurisés sur l'eau et les espaces pastoraux. Le cas nigérien étudié dans l'article de B. BONNET et D. HÉRAULT (2011) montre que le maintien de cette flexibilité des systèmes pastoraux, gage d'adaptabilité face au changement climatique, passe par la combinaison d'actions de sécurisation foncière, de développement des procédures de concertation et d'une politique adaptée d'hydraulique pastorale. « Autant au Niger qu'au Tchad, les programmes de sécurisation des systèmes pastoraux ont combiné des actions permettant de renforcer les capacités de gestion sociale de la mobilité en s'appuyant essentiellement sur les organisations et le savoir-faire essentiel et sans cesse modernisé des sociétés pastorales » (*op. cit.* : 182). Cette vision optimiste ne doit pas faire oublier la réduction drastique des espaces pastoraux, du fait, en particulier, du développement des cultures et de divers freins à la mobilité des troupeaux, notamment dans des contextes de conflits et d'insécurité qui limitent l'effectivité de ces politiques.

(D'après BONNET et HÉRAULT, 2011).

(EDWARDS, 2014 ; TEAIWA, 2014). Il faut toutefois noter que la notion même de « réfugié climatique » est souvent rejetée par les communautés concernées, qui arguent de la profondeur historique de leurs capacités d'adaptation aux changements environnementaux (FARBOTKO et LAZRUS, 2012 ; SULIMAN *et al.*, 2019). Dans le Pacifique, ces capacités d'adaptation incluent des mobilités localisées, des transformations des systèmes de culture et des droits fonciers associés (KIRCH, 1997), et des déplacements de plus grande ampleur, intra- voire inter-archipels (KIRCH, 2010 ; LAZRUS, 2012).

Ces compétences sont le fruit de la longue durée des relations humains-environnement et d'ajustements à des aléas climatiques divers dans des contextes insulaires très difficiles (encadré 8).

ENCADRÉ 8

Longue durée et adaptation aux changements environnementaux dans le Pacifique insulaire

L'archéologue Patrick Kirch montre, dans sa comparaison sur la longue durée des trajectoires d'îles du Pacifique (Tikopia aux Salomon, Pacifique ouest, et Mangaia aux îles Cook, Pacifique central), à la fois le poids de facteurs environnementaux en contexte insulaire et les réponses différenciées développées dans le temps par les sociétés locales. Dans les deux cas, la première époque du peuplement est caractérisée par la mise en place de systèmes de culture d'abattis-brûlis, qui vont rapidement dégrader le couvert forestier, et par la consommation des protéines animales locales, entraînant la diminution de la faune terrestre et littorale et la disparition de plusieurs espèces d'oiseaux et de chauve-souris (ces îles ne comptaient aucun mammifère terrestre avant l'arrivée de premiers habitants, il y a 2 500 ans à Mangaia, 3 000 ans à Tikopia). À Tikopia, les habitants développèrent entre -100 et +1200 des systèmes agroforestiers sans brûlis (*orchard gardening* selon les termes de R. Firth, ethnographe de l'île dans les années 1930, cité dans KIRCH, 1997 : 35) étendus à l'ensemble de l'île, et complétés par la pratique du *mulching* dans les zones dépourvues de couvert arboré. La terre était considérée comme appartenant au chef, mais les jardins arborés faisaient l'objet de droits individualisés et pérennes au niveau du chef de ménage : « Le verger est le verger d'un homme, mais le sol est le sol du chef » (FIRTH, 1969 : 359, TdA), le chef étant celui qui peut décider de la mise en défens (*tapu* à caractère sacré) d'une ressource.

À Mangaia, l'intensification des cultures se concentra dans des fonds de vallées réduits (2 % de la surface de l'île) sous la forme de tarodières irriguées, contrôlées de manière violente par des chefs de guerre. Sur cette île, le contrôle foncier sur les tarodières s'accompagna d'une transformation des rituels agraires, puisque Rondo, divinité de l'agriculture pluviale ailleurs en

Polynésie, se mua en un dieu biface des tarodières irriguées et de la guerre. À Tikopia, le contrôle démographique prit la forme d'une politique consciente, basée sur un panel large de mesures (avortement, infanticide, départ en voyage des jeunes adultes, bannissement) et mise en forme rituellement, dans le cadre d'une idéologie de croissance nulle de la population. La colonisation missionnaire, qui lutta contre ces pratiques « païennes », favorisa une croissance démographique non soutenable et, pour éviter une famine dans les années 1950, une partie des habitants de Tikopia fut réinstallée sur d'autres îles de l'archipel des Salomon, où des droits fonciers permanents leur furent accordés.

(D'après KIRCH, 1997 ; FIRTH, 1969, 1991).

Dans l'encadré 8 sur l'exemple de sociétés insulaires, l'analyse de la longue durée des ajustements locaux aux changements environnementaux montre bien les interactions entre systèmes de culture, gouvernance des ressources, régime foncier, structure politique et choix démographiques. On peut faire une double hypothèse, dont la vérification est difficile, car elle va dans deux directions potentiellement différentes. Les stratégies d'adaptation au changement climatique pourront mobiliser ces savoirs accumulés dans la gestion d'aléas climatiques et de changements environnementaux survenus dans la durée, mais – c'est la seconde hypothèse – les bouleversements et déstructurations historiques, en particulier sous la colonisation, ont entraîné des ruptures et des déperditions en la matière, diminuant ces capacités d'adaptation.

On voit donc un mouvement dual, où les enjeux climatiques justifient des politiques globales sans beaucoup d'applications concrètes, d'une part, et induisent des réponses encore balbutiantes sous forme d'initiatives locales, de l'autre. En théorie, cette multiplication des initiatives à différentes échelles pourrait avoir un effet positif sur les actions de réduction ou d'adaptation. Dans les faits néanmoins, on peut faire l'hypothèse que la priorité accordée aux solutions globalisées dans les politiques définies dans les arènes internationales aura tendance à éroder les connaissances et pratiques locales pertinentes face au changement climatique, si celles-ci sont oubliées au profit de solutions uniformisées largement basées sur les outils définis par la convention climat.

Les communs, reliques ou précurseurs ?

Les communs en général, et les communs environnementaux en particulier, se définissent à partir de trois éléments : une ressource, une communauté et un ensemble de droits et d'obligations, le tout exprimant la capacité d'autogouvernement de collectivités humaines (OSTROM, 1990)²⁰. La définition de la ressource peut être large (un espace et tout ce qu'il contient) ou plus restreinte (une espèce animale, un bien produit). La communauté est également multiforme, du groupement résidentiel ou familial à l'humanité. La définition des droits et des obligations pose, quant à elle, la question du degré d'autonomie ou d'hétéronomie du commun par rapport à l'État et la société englobante, et donc celle de la souveraineté, conçue de manière large, au-delà du seul cadre étatique.

Les communs constituent des modes de gouvernance parfois très anciens (présents dans les sociétés précoloniales comme dans les structures foncières paysannes d'Europe : voir par exemple THOMPSON, 1993, pour le cas britannique, et BÉAUR, 2006, pour les communaux et sectionnaux – *i.e.* d'une section de commune – français), mais qui ont généralement été marginalisés par l'affirmation du fait étatique (SCOTT, 1998). Leur réhabilitation comme forme légitime de gestion des ressources naturelles est relativement récente, liée, comme on l'a vu, à la promotion des politiques de décentralisation et de participation. L'approche par les communs a depuis été appliquée à des enjeux globaux (CONSTANTIN, 2002), avec des modes effectifs de gouvernance encore mal définis, mais des incidences politiques indéniables, à partir du moment où ils ont été érigés en nouvelle norme globale, en opposition aux dynamiques d'accaparement et d'expansion capitalistiques. Dans la plupart des cas, la force de ces communs réside dans le fait

²⁰ Voir le chapitre 3 pour une présentation systématique de l'approche du foncier par les communs, qui distingue en préambule une acception large, couvrant tout ce qui ne relève pas d'une appropriation privée individuelle, et une acception restreinte, correspondant à la définition « ostromienne » retenue ici. Le chapitre 3 précise aussi que cette dernière conception ne recouvre qu'une partie des configurations d'accès partagé aux ressources. L'approche ostromienne peut être utilement complétée par une approche politique du commun, centrée sur les processus, pratiques et luttes qui en sont constitutives (HARDT et NEGRI, 2009 ; DARDOT et LAVAL, 2014).

qu'ils ne définissent pas simplement des interdictions d'usage de ressources, mais l'idée d'un système social complet dans lequel s'inscrivent les règles de ces usages, augmentant de la sorte la légitimité et l'efficacité de la gouvernance des ressources.

La réhabilitation de la notion de « patrimoine » comme clé de voûte conceptuelle de dispositifs de gouvernance environnementale a suivi des logiques similaires. Historiquement conçu comme une notion définissant un ensemble de biens matériels et immatériels, hérités et transmissibles, attachés à une personne, une famille ou une collectivité plus large, le patrimoine a acquis une dimension plus proprement environnementale quand lui a été associé le souci de sauvegarde pour un usage futur. Apparu dans différents contextes d'usage précautionneux des ressources (parmi lesquels l'ordonnance de Colbert sur les forêts françaises de 1669), le terme a connu une nouvelle jeunesse grâce à l'invention du développement durable, qui a renforcé l'impératif d'usage soutenable des ressources (VIVIEN, 2005). Il a notamment été appliqué au niveau international avec la mise en place de la convention pour la protection du patrimoine mondial, culturel et naturel de l'Unesco, en 1972, et connaît depuis une diffusion assez large au Nord et au Sud (CORMIER-SALEM *et al.*, 2005).

Dans les deux cas des communs et du patrimoine, les mobilisations actuelles sont autant le fait d'experts soucieux d'augmenter l'efficacité de la gestion des ressources que de mouvements locaux ou autochtones luttant pour recouvrer une autonomie politique ou économique dans la gestion de leurs ressources (LE MEUR *et al.*, 2018). On retrouve ici une tension interprétative et politique ancienne entre propriété et souveraineté (COLSON, 1971) dans l'appréciation des dispositifs environnementaux coutumiers ou néo-coutumiers, alternativement vus comme des modes d'appropriation et de gestion de la nature et de ses ressources, ou comme des affirmations de souveraineté sur des territoires autochtones (LE MEUR, 2017). Ainsi, dans l'aire polynésienne, le *rahui*, une mise en défens temporaire d'un espace ou d'une ressource spécifique, est une forme d'affirmation politique relevant de logiques de légitimation et de souveraineté (BAMBRIDGE, 2016). Il est irréductible à une simple dimension environnementale ou propriétaire, et met en jeu une communauté dont les dieux et les ancêtres, comme les générations futures, font partie intégrante. On voit que

les assemblages humains - non-humains générés par ces enjeux, par exemple autour du *rahui* en Polynésie, sont également complexes du point de vue temporel. Ils combinent les temporalités propres aux cycles de reproduction des éléments de la nature qui les composent et celles liées aux relations intergénérationnelles. Or celles-ci articulent passé, présent et futur sur un mode qui n'est ni linéaire (comme le suggère l'idée de succession des générations), ni cyclique (comme le veut le cliché sur les sociétés dites traditionnelles), mais sur la base de rétroactions entre les temporalités, et elles évoluent en quelque sorte « en spirale », dans une logique de reformulation permanente, pour reprendre les termes du leader kanak Jean-Marie Tjibaou (CLIFFORD, 2013).

Justice environnementale

Le déploiement d'un discours environnemental a une charge normative évidente, puisqu'il entend prendre en compte la question naturelle dans les affaires humaines et réguler les rapports sociaux à propos de la nature. D'un point de vue théorique, ce positionnement s'est toujours appuyé sur l'idée d'un bénéfice apporté aux sociétés humaines, qu'il se soit agi historiquement d'une mission civilisatrice, ou plus récemment d'un apport économique, d'un enjeu patrimonial ou encore d'une capacité d'habitabilité de la Terre. Mais le paradoxe est que ce discours a couramment été accompagné de pratiques engagées contre certains groupes sociaux, au motif que ceux-ci ne répondaient pas aux impératifs environnementaux énoncés par d'autres. Ce constat pose la question de la justice environnementale, que l'on peut définir comme une forme spécifique de justice sociale portant sur la manière dont les populations sont inégalement exposées à des risques environnementaux, selon des clivages de classe, de race ou de genre, ou ont un accès inégal aux bénéfices environnementaux, bénéfices dérivés des ressources naturelles ou de services environnementaux (Low, 1999).

Comme on l'a vu, ces formes d'exclusion et d'invisibilisation ont été particulièrement sensibles dans les politiques de conservation de la biodiversité, mais elles affectent également les actions climatiques, où les normes mondiales ignorent les pratiques et savoirs locaux. Nous avons montré les effets de précarisation, d'insécurisation et d'exclusion foncières induits par les politiques

de conservation de la nature. En d'autres termes, l'environnement, comme discours sur un bien commun, peut avoir pour conséquence de marginaliser certaines catégories sociales ou certaines communautés, depuis les populations locales (DOWIE, 2009) jusque, plus généralement, aux populations « pauvres » (MARTINEZ ALIER, 2012). Le cas brésilien présenté ci-dessous constitue un exemple inattendu de ces biais et contradictions, et il montre la complexité des revendications de justice sociale et foncière de colons agraires et la mobilisation du registre environnemental (encadré 9).

Ces biais et contradictions peuvent s'expliquer par l'étroite imbrication qui a existé au long du XX^e siècle entre le souci de protection de la nature et l'affermissement du rôle de l'État, déclinaison conservacionniste de la question de la souveraineté. Comme on l'a vu, la montée en puissance des problématiques de gestion commune, de décentralisation et de biodiversité, et donc la multiplication des acteurs légitimes dans les politiques environnementales, a pour un temps impulsé de nouvelles modalités politiques plus soucieuses de justice sociale (BRECHIN *et al.*, 2003). Mais le retour à des pratiques autoritaires dans les aires protégées (HUTTON *et al.*, 2005) tout comme les politiques climatiques et l'arsenal normatif et réglementaire qui leur est associé (RIESEL et SEMPRUN, 2008) concourent à reproduire des processus d'exclusion foncière et sociale au nom de l'environnement.

Les illustrations présentées dans le texte ont montré dans des contextes historiques et géographiques variés les pouvoirs d'exclusion des dispositifs de la conservation. Portés par une idéologie du bien commun mais travaillés par des intérêts politiques et économiques, ces dispositifs posent des questions aiguës d'inégalité et donc de justice environnementale. La définition de cette dernière notion ne va pas de soi puisqu'elle renvoie, comme on l'a dit, à la fois à des coûts et à des bénéfices liés tant à la dégradation qu'à la préservation de l'environnement. Initiées en réaction aux approches élitistes et sectorielles de la conservation, et pointant la convergence entre ségrégations sociales et incidences environnementales, les approches de la justice environnementale se sont élargies, depuis une focale sur la distribution socio-spatiale des risques et bénéfices environnementaux vers une prise en compte des enjeux de reconnaissance (de l'autochtonie, de la pluralité

ENCADRÉ 9

Propriété, environnement et justice sur une frontière de colonisation au Brésil

Depuis que le gouvernement brésilien a encouragé la colonisation agraire de l'Amazonie dans les années 1970, environ un million de migrants d'origines et statuts sociaux très hétérogènes ont migré sur cette frontière, entraînant la conversion en terres agricoles de 20 % du couvert forestier amazonien. La politique gouvernementale a été changeante, appuyant, selon les moments et les gouvernements, la réforme agraire, le développement de l'agrobusiness, les droits fonciers autochtones, la défense de l'environnement ou la petite propriété privée. Les stratégies de revendication et sécurisation foncières sont elles-mêmes diverses, entre formalisation bureaucratique, défrichement sauvage, construction d'habitations et éviction des concurrents, aboutissant à des situations de chevauchements de droits sur les mêmes espaces. Les colons agraires ont développé des stratégies centrées sur la propriété foncière qui visent à anticiper l'arrivée de macro-acteurs extérieurs comme l'État, le marché et le secteur de la conservation. La propriété devient une catégorie culturelle et une ressource discursive à partir desquelles les colons agraires développent une identité spécifique, transforment les paysages et se positionnent par rapport (pour ou contre) aux interventions et régulations environnementales.

Ces dynamiques sont visibles dans l'est de l'État de Para, lorsque le gouvernement lance une nouvelle politique environnementale basée sur des « unités de conservation » regroupées en « districts forestiers durables », où sont instaurés des moratoires sur l'exploitation du bois. Cette politique relève de l'environnementalisme social (*socioambientalismo*), discours conjuguant développement communautaire, justice sociale et durabilité écologique qui a émergé au Brésil dans les années 1990, réunissant ONG, organisations communautaires et universitaires (cf. encadré 2 sur le cas mexicain). Mais les ONG environnementalistes qui appuient cette politique *via* la mise en œuvre des outils de la planification participative, du zonage économique et écologique et de la conscientisation vont être débordées, dans le cadre même des forums participatifs, par une

alliance inattendue entre gros propriétaires, exploitants forestiers, petits colons et relais politiques de l'agrobusiness dans la capitale. Cette coalition forge et défend une rhétorique de la « gouvernance environnementale » qui fait de la propriété foncière et de la rationalité utilitariste les fondements de la conservation de l'environnement. Elle dépasse l'expression de réseaux clientélistes (même si cette dimension est bien présente), car les petits colons sont activement engagés dans la défense de la propriété foncière privée, dont ils ont fait la pierre angulaire de leur stratégie de légitimation par anticipation des politiques exogènes – stratégie à visée performative que Campbell qualifie de « proleptique », les colons se présentant comme ayant déjà atteint l'objectif de développement qu'ils supposent souhaité par l'État (CAMPBELL, 2015 : 129).

On assiste donc sur ce front pionnier à une forme *a priori* paradoxale d'instrumentalisation du discours et des dispositifs environnementalistes, y compris dans leurs formes participatives. La combinaison de justice sociale et écologique, au fondement de l'environnementalisme social brésilien, qui avait imaginé une alliance de classe entre sans-terre, petits colons, *seringueiros* et groupes autochtones, se heurte ici à une alliance interclassiste (mais « intra- raciale »), incluant les petits colons en quête de sécurisation foncière, alliance qui mobilise stratégiquement la propriété foncière comme catégorie culturelle, ressource discursive et fondement identitaire, tout en s'appropriant et neutralisant la rhétorique environnementale – travail discursif réalisé par ses porte-parole gros propriétaires. Poursuivant le raisonnement jusqu'au bout, ceux-ci soutiennent que la formalisation de la propriété privée est la priorité absolue pour atteindre les objectifs de la durabilité environnementale (CAMPBELL, 2015 : 154). Cette vision propriétaire de la gouvernance environnementale, qui émerge d'alliances locales, va rencontrer des discours politiques promouvant, à l'échelon régional et national, des approches de la gestion des ressources naturelles et de l'environnement basées sur le marché. Cet alignement va déboucher sur un programme de régularisation foncière qui a pour effet d'intensifier les inégalités rurales et la déforestation (CAMPBELL, 2015 : 188).

(D'après CAMPBELL, 2015).

culturelle, de la pluralité des usages) et de procédure équitable (question de la participation) (WALKER, 2009 : 615)²¹. La dimension foncière, en particulier en termes de droits et d'accès, est peu explorée dans cette littérature, alors que l'analyse des dispositifs environnementaux (qui ne constituent qu'une part de ce champ historiquement centré sur les impacts négatifs, pollution, contamination) montre bien leurs effets d'exclusion et donc les questions de justice environnementale qu'ils posent. L'élargissement de la focale de la justice environnementale à la politique de la reconnaissance a toutefois permis de prendre en compte, dans l'analyse et parfois dans les politiques publiques²², les ontologies autochtones qui construisent la terre comme un assemblage complexe d'humains et non-humains incorporant ancêtres et divinités. Ces ontologies sont intrinsèquement environnementales, si l'on comprend l'environnement, dans une acception processuelle et constructiviste, comme un ensemble de pratiques et de relations historiquement situées, visant à la configuration d'un espace d'action fait d'éléments composites²³.

Ces problématiques sont d'autant plus cruciales aujourd'hui que les politiques climatiques se renforcent depuis l'accord de Paris de 2015²⁴ et que les politiques de conservation de la biodiversité sortent de leurs réserves et tendent à se généraliser à l'ensemble des champs de l'action publique. Ce *mainstreaming* est visible

²¹ La justice environnementale peut aussi inclure l'idée de justice écologique ou « droits de la nature » (et non plus « droits à la nature ») en référence à une justice interspécifique (KOPNINA, 2016 : 415).

²² Comme en témoignent la reconnaissance de la personnalité juridique accordée à la rivière Whanganui en Nouvelle-Zélande (HSIAO, 2012) et à d'autres fleuves, en Inde (DAVID, 2017), l'intégration de la notion de terre-mère (*pacha mama*) à la constitution équatorienne (BERROS, 2015), ou l'action entreprise par des activistes et chercheurs du Pacifique pour faire reconnaître l'océan comme personnalité juridique (<https://oceanconference.un.org/commitments/?id=19759>).

²³ C'est cette perspective que capture le concept d'*environing* (qu'on peut traduire par l'idée de façonner son environnement), qui englobe « les multiples processus par lesquels les humains (et d'autres espèces) modifient le milieu naturel dans lequel et dont ils vivent, et les transformations symboliques qui configurent "l'environnement" comme un espace d'action humaine » (BERGTHALLER *et al.*, 2014 : 267).

²⁴ L'accord de Paris est un accord global sur la lutte contre le réchauffement climatique qui fait suite aux négociations de la conférence de Paris de 2015 sur les changements climatiques (COP 21) tenue dans le cadre de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques.

notamment dans les politiques de compensation (compensation écologique, basée sur des critères de biodiversité, et crédits carbone), qui obligent les acteurs du développement et de l'industrie à intégrer ces mesures environnementales dans leurs pratiques et dans leurs finances (DASHWOOD, 2012 ; FILOCHE, 2017). Il est aussi à l'œuvre aux interfaces entre environnement et agriculture. L'idée que l'agriculture puisse abandonner une logique productiviste basée sur la mise à distance (l'hétéronomisation) des systèmes agraires vis-à-vis des milieux dans lesquels ils s'inscrivent (*via* diverses techniques : sélection agronomique en laboratoire et station – à différencier de la sélection variétale paysanne – et manipulation génétique, utilisation d'intrants chimiques, délocalisation des circuits de production/distribution, qui sont économiquement rentables mais écologiquement non fonctionnels, marginalisation des modes non industrialisés de production, etc.) pour réintégrer des logiques écosystémiques localisées, profitant aussi bien à la biodiversité sauvage et domestique qu'à la production et aux émissions de carbone, fait doucement son chemin. Ce que l'on regroupe désormais sous le terme d'« agroécologie » (ALTIERI, 1995 ; WEZEL *et al.*, 2020) peut représenter une modification radicale des modes de fonctionnement d'un secteur qui aura joué un rôle majeur dans la transformation des écosystèmes et des cycles biogéochimiques globaux. En reconnectant directement la pratique agricole à l'environnement, idée née aux États-Unis et en Amérique latine dans l'entre-deux-guerres (GRIFFON, 2014), l'agroécologie exemplifie les enjeux de basculement potentiel non plus d'expériences ou de projets locaux, mais d'ensembles économiques et politiques ayant des effets structurels à l'échelle mondiale. L'agroécologie ne dit rien en soi de la question foncière, et on pourrait l'imaginer insérée dans des régimes fonciers divers. On observe toutefois des convergences, qui relèvent d'une logique politique plus que d'une détermination agro-environnementale, dans le sens où l'orientation agroécologique est souvent associée (pas toujours, elle s'accommode aussi de la propriété privée paysanne) à une perspective d'assemblage holistique et de justice socio-foncière, qui met en avant les avantages des régimes de propriété commune en termes d'accès inclusif et plus durable socialement, contrairement à une propriété privée individuelle favorisant les processus d'accumulation et de concentration (SHIVA, 2016).

Conclusion

Les dispositifs d'action publique orientés par un souci environnemental sont restés longtemps isolés d'autres domaines d'action publique, pour des raisons d'enclavement social et territorial en ce qui concerne la conservation, et d'approche globale peu ancrée dans les pratiques en ce qui concerne le climat. Ils ont désormais tendance à s'y inscrire de manière plus systématique. L'environnement, devenu objet politique, norme et référentiel au niveau global comme à l'échelle individuelle, occupe aujourd'hui une place centrale dans la manière dont nous orientons nos choix politiques et personnels, dans nos rapports à la « nature » comme dans nos rapports aux autres humains à propos de la « nature ». Il s'ensuit que les dispositifs d'action publique spécifiques à l'environnement débordent de leurs champs historiques d'application, quand des secteurs d'action publique autrefois étrangers à l'environnement intègrent désormais ces questions dans leur fonctionnement. Cette diffusion de l'environnement à l'ensemble du champ social a des répercussions évidentes sur la question foncière, puisqu'elle a tendance à imposer un questionnement environnemental à toutes les modalités d'accès et d'usages des espaces et des ressources. En quoi l'environnement, comme problématisation du rapport à la nature et mode d'action publique, peut-il constituer une force émancipatrice, alors même qu'il est historiquement envisagé comme un dispositif visant à limiter ou réguler l'action humaine ? À cette question, l'approche foncière peut apporter des réponses situées quand elle articule une analyse basée sur la diversité des relations foncières à une préoccupation de justice sociale.

L'environnement, comme orientation politique, vision intégratrice et ensemble de dispositifs, même porteur d'une idée de bien commun, n'est pas mécaniquement vecteur d'une dimension émancipatrice pour toutes et tous. Au contraire, il peut concourir à renforcer les inégalités sociales, notamment quand il est envisagé comme simple extension du domaine d'intervention du capitalisme – une forme de verdissement hautement financiarisé, dont les problématiques ne remettraient pas en cause le fonctionnement du capitalisme lui-même, qu'il s'agisse d'une conservation de la biodiversité cantonnée à des espaces protégés, ou d'une « lutte » contre le réchauffement climatique réduite à des politiques d'atténuation et d'adaptation.

Face à cela, différents courants scientifiques et politiques cherchent à asseoir plus fortement la question environnementale dans une logique intégratrice qui ne perde pas de vue les articulations entre les enjeux « naturels » et « sociaux », et entre les luttes situées ou ancrées localement – en particulier dans une relation spécifique aux lieux et à la terre – et les processus politico-économiques et environnementalistes circulant à une échelle globale. Les réflexions autour de la justice environnementale s'engagent résolument dans ces directions (WALKER et BULKELEY, 2006 ; SIKOR et NEWELL, 2014), montrant que, loin d'être un privilège des classes aisées, l'environnement constitue une dimension intrinsèque des enjeux d'équité et de justice sociale.

La mise en perspective historique des dispositifs environnementaux, centrée en particulier sur les deux catégories centrales de la conservation de la nature et de la lutte contre le réchauffement climatique, nous a permis de mettre au jour des « pouvoirs d'exclusion », relevant de quatre catégories (HALL *et al.*, 2011) : l'exclusion par la régulation, par le marché, par la force et par la légitimation. Dans le cas des dispositifs environnementaux, la régulation joue un rôle clé, en définissant ce qui est permis ou non, et où, mais elle s'est souvent accompagnée, de manière paradoxale, à la fois d'un recours à la force et de la mobilisation de discours de légitimation, en particulier autour de la notion de bien commun, aux dépens d'une justice environnementale souvent bafouée dans la pratique. Dans ce contexte, la question des communs joue à deux niveaux distincts : tout d'abord, comme discours moral de justification de la mise en protection de la nature ou, concernant plus particulièrement les politiques de lutte contre le changement climatique, dans une perspective transgénérationnelle. Le second niveau concerne la mise en place de dispositifs participatifs ou communautaires de gouvernance des ressources naturelles correspondant, de manière plus ou moins directe ou lâche, au modèle de gestion des ressources communes (*common-pool resource management*) théorisé en particulier par Elinor OSTROM (1990). Ces dispositifs, souvent directement liés à la trajectoire des politiques conservacionnistes, visent à desserrer leur logique d'enclave pour tenter de s'assurer du concours des populations locales. Confrontée à la spécificité des milieux naturels et des modes d'usage de ces milieux, l'histoire des dispositifs de conservation est moins

linéaire (et plus ancienne) qu'on ne l'imagine souvent, scandée par des flux et reflux entre logique exclusive d'enclave et logique inclusive de participation. Les politiques climatiques, du fait des dispositifs *a priori* non spatialisés qu'elles proposent ou imposent, présentent une capacité beaucoup plus importante à éliminer ces rugosités qui entravent la constitution d'un marché carbone et de l'administration planétaire de l'environnement qui lui est associée. La distinction n'est toutefois pas tranchée, en particulier avec le tournant néolibéral des années 1990, qui marque un rapprochement entre politiques d'atténuation du changement climatique et de préservation de la biodiversité *via* différentes formes de paiements (PSE, REDD+). Si ces dispositifs sont conçus à un échelon global, en relative déconnexion territoriale, ils exercent *in fine* des effets territoriaux réels, dont la limitation tient essentiellement à leur caractère encore souvent virtuel.

L'enjeu actuel de la problématique environnementale est donc celui d'un choix entre une option en continuité des logiques de standardisation existant déjà dans l'idéologie du développement et de la privatisation des terres – logiques qui ne s'opposent qu'en apparence aux discours communautaires et participatifs – et une option d'utilisation de la diversité des pratiques comme fondement des politiques environnementales. Les politiques répressives renforcées depuis une dizaine d'années dans les espaces de conservation, marquées par un degré de violence extrême et une militarisation étatique ou para-étatique souvent incontrôlée (NEUMANN, 2004), renouvelant ainsi la logique d'enclave et plus généralement la violence d'État, qui se diffuse actuellement autour des enjeux d'accès aux ressources naturelles (DUNLAP et FAIRHEAD, 2014), ne vont pas dans le sens d'une prise en compte des pratiques locales dans leur diversité et leur volonté de souveraineté.

Références bibliographiques

ABRAMSON A., 2000 – « Mythical Lands and Legal Boundaries: Wondering about Landscape and other Tracts ». In Abramson A., Theodosopoulos D. (eds) : *Land, Law and Environment. Mythical Land, Legal Boundaries*, Londres, Pluto Press : 1-30.

AGAMBEN G., 2007 – *Qu'est-ce qu'un dispositif ?* Paris, Payot/Rivages.

AGRAWAL A., 2005 – *Environmentality: Technologies of government and the making of subjects*. Durham, Duke University Press.

AGRAWAL A., REDFORD K., 2009 – Conservation and Displacement: An Overview. *Conservation & Society*, 7 (1) : 1-10.

ALTIERI M. A., 1995 – *Agroecology: The science of sustainable agriculture*. Boulder, Westview Press.

ANDERSON Z., 2019 – « Mainstreaming Green. Translating the Green Economy in an Indonesian Frontier ». In Cons J., Eilenberg M. (eds) : *Frontier Assemblages: The Emergent Politics of Resource Frontiers in Asia*, Oxford, Wiley : 83-98.

ARIAL A., LAU T. H., RUNSTEN L., 2011 – Editorial: Land tenure challenges in a changing climate. *Land Tenure Journal*, 2 : 6-15.

AUBERTIN C., 1995 – Les réserves extractivistes : un nouveau modèle pour l'Amazonie ? *Natures Sciences Sociétés*, 3 (2) : 102-115.

AYKUT S., DAHAN A., 2015 – *Gouverner le climat ? 20 ans de négociations internationales*. Paris, Presses de Sciences Po.

BAKER C., 2000 – Baker Thailand Assembly of the Poor South Asia Research 2000. *South East Asia Research*, 8 (1) : 5-29.

BAMBRIDGE T. (ed.), 2016 – *The rahui: Legal pluralism in Polynesian traditional management of resources and territories*. Canberra, ANU Press.

BARRIÈRE O., BARRIÈRE C., 2002 – *Un droit à inventer. Foncier et environnement dans le delta intérieur du Niger*. Paris, IRD Éditions, coll. À travers champs.

BASSETT T., CORMIER-SALEM M.-C. (dir.), 2007 – Nature as Local Heritage in Africa. *Africa*, 77 (11) : 1-150.

BASSETT T., CORMIER-SALEM M.-C., BOUTRAIS J., 2007 – Constructing Locality: The Terroir Approach in West Africa. *Africa*, 77 (11) : 104-129.

BÉAUR G., 2006 – En un débat douteux. Les communaux, quels enjeux dans la France des XVIII^e-XIX^e siècles ? *Revue d'histoire moderne & contemporaine*, 53 (1) : 89-114.

BENABOU S., 2014 – Making Up for Lost Nature? A Critical Review of the International Development of Voluntary Biodiversity Offsets. *Environment and Society: Advances in Research*, 5 : 103-123.

BENJAMINSEN T. A., BRYCESON I., 2012 – Conservation, green/blue grabbing and accumulation by dispossession in Tanzania. *Journal of Peasant Studies*, 39 (2) : 335-355.

BENNETT N. J., GOVAN H., SATTERFIELD T., 2015 – Ocean Grabbing. *Marine Policy*, 57 : 61-68.

- BERGERET A., 1993 – « Discours et politiques forestières coloniales en Afrique et à Madagascar ». In Pouchepadass J. (dir.) : *Colonisations et environnement*, Paris, Société française d'histoire d'Outre-Mer, Bibliothèque d'histoire d'outre-mer : 23-47.
- BERGTHALLER H., EMMETT R., JOHNS-PUTRA A., KNEITZ A., LIDSTRÖM S., MCCORRISTINE S., PÉREZ RAMOS I., PHILLIPS D., RIGBY K., ROBIN L., 2014 – Mapping Common Ground: Ecocriticism, Environmental History, and the Environmental Humanities. *Environmental Humanities*, 5 : 261-276.
- BERNE BUROW P., BROCK S., DOVE M. R., 2018 – Unsettling the Land. Indigeneity, Ontology, and Hybridity in Settler Colonialism. *Environment and Society: Advances in Research*, 9 : 57-74.
- BERROS M. V., 2015 – The Constitution of the Republic of Ecuador: Pachamama Has Rights. Environment & Society Portal, *Arcadia*, 11, Rachel Carson Center for Environment and Society. <https://doi.org/10.5282/rcc/7131>.
- BIERSCHENK T., CHAUVEAU J.-P., OLIVIER DE SARDAN J.-P. (dir.), 2000 – *Les courtiers en développement. Les villages africains en quête de projets*. Paris, Apad/Karthala.
- BLANC G., DEMEULENAERE E., FEUERHAHN W. (dir.), 2017 – *Humanités environnementales. Enquêtes et contre-enquêtes*. Paris, Éditions de la Sorbonne.
- BLUNDO G., GLASMAN J., 2013 – Introduction: Bureaucrats in Uniform. *Sociologus. Journal for Empirical Social Anthropology*, 63 (1-2) : 1-9.
- BOISVERT V., MÉRAL P., FROGER G., 2013 – Market-based instruments for ecosystem services: institutional innovation or renovation? *Society & Natural Resources*, 26 (10) : 1122-1136.
- BOLTANSKI L., CHIAPPELLO E., 1999 – *Le nouvel esprit du capitalisme*. Paris, Gallimard.
- BONNET B., HÉRAULT D., 2011 – Governance of pastoral tenure and climate change in the Sahel. Reinforce capacities of actors to secure mobility and fair access to pastoral resources. *Land Tenure Journal*, 2 : 157-186.
- BONNEUIL C., FRESSOZ J.-B., 2013 – *L'événement anthropocène. La Terre, l'histoire et nous*. Paris, Le Seuil.
- BRECHIN S. R., WILSHUSEN P. R., FORTWANGLER C. L., WEST P. C. (eds), 2003 – *Contested nature: Promoting international biodiversity with social justice in the twenty-first century*. New York, State University of New York Press.
- BROCKINGTON D., IGOE J., 2006 – Eviction for Conservation: A Global Overview. *Conservation and Society*, 4 (3) : 424-470.

BROCKINGTON D., IGOE J., SCHMIDT-SOLTAU K., 2006 – Conservation, human rights, and poverty reduction. *Conservation Biology*, 20 : 250-252.

BROCKINGTON D., DUFFY, R., IGOE J., 2008 – *Nature unbound: Conservation, capitalism, and the future of protected areas*. Londres, Earthscan.

BROMLEY D. (ed.), 1992 – *Making the commons work: Theory, practice and policy*. San Francisco, ICS.

BROSIUS J. P, TSING A. L., ZERNER C. (eds), 2005 – *Communities and conservation. Histories and politics of community-based natural resource management*. Walnut Creek, AltaMira Press.

BURNEO M. L., 2020 – Técnicas territoriales para la apropiación del bosque seco peruano: El caso de los comuneros de Catacaos frente al avance de la agroindustria en un contexto de emergencia humanitaria. *Territorios*, 42 : 1-29.

BÜSCHER B., SULLIVAN S., NEVES K., IGOE J., BROCKINGTON D., 2012 – Towards a Synthesized Critique of Neoliberal Biodiversity Conservation. *Capitalism Nature Socialism*, 23 (2) : 4-30.

CAMPBELL J., 2015 – *Conjuring Property: Speculation and Environmental Futures in the Brazilian Amazon*. Seattle/Londres, University of Washington Press.

CANO CASTELLANOS I. J., 2016 – La gestion et conservation de ressources naturelles de propriété collective au Mexique. Politique environnementale et articulation bureaucratique. *Cahiers d'Amérique Latine*, 81 (1) : 93-111.

CHAUVEAU J.-P., 1994 – « Participation paysanne et populisme bureaucratique. Essai d'histoire et de sociologie de la culture du développement. » In Jacob J.-P., Lavigne Delville Ph. (dir.) : *Les associations paysannes en Afrique. Organisation et dynamiques*, Marseille/Paris/Genève, Apad/Karthala/IUED : 25-60.

CLIFFORD J., 2013 – *Returns: Becoming Indigenous in the Twenty-First Century*. Cambridge, Harvard University Press.

COLIN J.-PH., LE MEUR P.-Y., LÉONARD É. (dir.), 2009 – *Les politiques d'enregistrement des droits fonciers. Du cadre légal aux pratiques locales*. Paris, Karthala.

COLSON E., 1971 – « The Impact of the Colonial Period on the Definition of Property Rights ». In Turner V. (ed.) : *Colonialism in Africa 1870-1960*, vol. 3, Cambridge, Cambridge University Press : 193-215.

COMPAGNON D., RODARY E. (dir.), 2017 – *Politiques de la biodiversité*. Paris, Presses de Sciences Po.

CONSTANTIN F. (dir.), 2002 – *Les biens publics mondiaux. Un mythe légitimateur pour l'action collective ?* Paris, L'Harmattan.

COOKE B., KOTHARI U. (eds), 2001 – *Participation. The new tyranny?* Londres/New York, Zed Books.

CORMIER-SALEM M.-C., JUHÉ-BEAULATON D., BOUTRAIS J. (dir.), 2005 – *Patrimoines naturels au Sud. Territoires, identités et stratégies locales*, Paris, IRD Éditions.

COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R. V., PARUELO J., RASKIN R. G., SUTTON P., 1998 – The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics*, 25 (1) : 67-72.

COTULA L., MAYERS J., 2009 – *Tenure in REDD – Start-point or afterthought?* Londres, International Institute for Environment and Development, Natural Resource Issues n° 15.

CROSBY A. W., 1986 – *Ecological imperialism: The biological expansion of Europe 900-1900*. New York, Cambridge University Press.

CRUTZEN P. J., STROEMER E. F., 2000 – The Anthropocene. *Global Change, IGBP Newsletter*, 41 : 17-18.

DARDOT P., LAVAL C., 2014 – *Commun : essai sur la révolution au XXI^e siècle*. Paris, La Découverte.

DASHWOOD H. S., 2012 – *The Rise of Global Corporate Social Responsibility: Mining and the Spread of Global Norms*. Cambridge, Cambridge University Press.

DAVID V., 2017 – La nouvelle vague des droits de la nature. La personnalité juridique reconnue aux fleuves Whanganui, Gange et Yamuna. *Revue juridique de l'environnement*, 42 (3) : 409-424.

DAVIS D. K., 2012 – *Les mythes environnementaux de la colonisation française au Maghreb*. Seyssel, Éditions Champ Vallon.

DEAN M., 2010 – *Governmentality: Power and Rule in Modern Society*. Londres, Sage.

DESCOLA P., 2005 – *Par-delà nature et culture*. Paris, Gallimard.

DIALLO R. N., RODARY E., 2017 – The transnational hybridisation of Mozambican nature. *African Studies*, 76 (2) : 188-204.

DIAMOND J., 2005 – *Collapse: how societies choose to fail or succeed*. Londres, Penguin.

DOLAN C., RAJAK D. (eds), 2016 – *The anthropology of corporate social responsibility*. New York/Oxford, Berghahn.

DOWIE M., 2009 – *Conservation Refugees: The Hundred-Year Conflict between Global Conservation and Native Peoples*. Cambridge, The MIT Press.

DUDLEY N., 2008 – *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland, IUCN.

DUMOULIN D., RODARY E., 2005 – « Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité ». In Aubertin C. (dir.) : *Représenter la nature ? ONG et biodiversité*, Paris, IRD Éditions : 59-98.

DUNLAP A., FAIRHEAD J., 2014 – The Militarisation and Marketisation of Nature: An Alternative Lens to 'Climate-Conflict'. *Geopolitics*, 19 (4) : 937-961.

EDJA H., 1999 – *Colonisation agricole spontanée et milieux sociaux nouveaux: la migration rurale dans le Zou-Nord au Bénin*. Kiel, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG.

EDWARDS J., 2014 – Phosphate mining and the relocation of the Banabans to northern Fiji in 1945: Lessons for climate change forced displacement. *Journal de la Société des Océanistes*, 138-139 : 121-136.

ELLIS E. C., KLEIN GOLDEWIJK K., SIEBERT S., LIGHTMAN D., RAMANKUTTY N., 2010 – Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19 (5) : 589-606.

EMERTON L., 2001 – « The Nature of Benefits and the Benefits of Nature. Why Wildlife Conservation Has Not Economically Benefited Communities in Africa ». In Hulme D., Murphree M.W. (eds) : *African Wildlife and Livelihoods. The Promise and Performance of Community Conservation*, Portsmouth/Oxford, Heinemann/James Currey : 208-226.

FACHE E., 2014 – Caring for country, a form of bureaucratic participation. Conservation, development and neoliberalism in Indigenous Australia. *Anthropological Forum*, 24 (3) : 267-286.

FACHE E., LE MEUR P.-Y., RODARY E., 2021 – The New Scramble for the Pacific: A Frontier Approach. *Pacific Affairs*, 94 (1) : 57-75.

FAIRHEAD J., LEACH M., SCOONES I., 2012 – Green grabbing: a new appropriation of nature? *Journal of Peasant Studies*, 39 (2) : 237-261.

FARBOTKO C., LAZRUS H., 2012 – The first climate refugees? Contesting global narratives of climate change in Tuvalu. *Global Environmental Change*, 22 (2) : 382-390.

FAURE A., LE ROY E., 1990 – Experts et développeurs face aux enjeux de la question foncière en Afrique francophone. *Cahiers de la Recherche Développement*, 25 : 5-18.

FAYE P., SOUGOU O. K., 2013 – Dionewar (Sénégal) : quand les comités servent à capturer l'accès aux ressources naturelles, au pouvoir local et aux projets. *Territoires d'Afrique*, 5 : 3-13.

FILER C., 1997 – « Compensation, Rent and Power in Papua New Guinea ». In Toft S. (ed.) : *Compensation for Resource Development in Papua New Guinea*, Boroko/Canberra, Law Reform Commission (monograph 6) & Australian National University, National Centre for Development Studies (Pac. Policy Pap., 24) : 156-189.

FILER C., 2006 – Custom, Law and Ideology in Papua New Guinea. *The Asia Pacific Journal of Anthropology*, 7 (1) : 65-84.

FILOCHE G., 2007 – *Ethnodéveloppement, développement durable et droit en Amazonie*. Bruxelles, Bruylant.

FILOCHE G., 2017 – Playing musical chairs with land use obligations: Market-based instruments and environmental public policies in Brazil. *Land Use Policy*, 63 : 20-29.

FIRTH R., 1969 – Extraterritoriality and the Tikopia Chiefs. *Man* (N.S.), 4 (3) : 354-378.

FIRTH R., 1991 [1936] – *We, The Tikopia. A Sociological Study of Kinship in Primitive Polynesia*. Londres, Allen & Unwin.

FITZPATRICK D., 2005 – 'Best Practice' Options for the Legal Recognition of Customary Tenure. *Development and Change*, 36 (3) : 449-475.

FOUCAULT M., 2001 [1977] – « Le jeu de Michel Foucault ». In Foucault M. : *Dits et écrits II, 1976-1988*, Paris, Gallimard : 298-329.

FOUCAULT M., 2001 [1978] – « La gouvernementalité ». In Foucault M. : *Dits et écrits II, 1976-1988*, Paris, Gallimard : 635-657.

FOYER J., 2010 – *Il était une fois la bio-révolution. Nature et savoirs dans la modernité globale*. Paris, PUF/Le Monde.

FOYER J., DUMOULIN D., 2013 – L'environnementalisme social mexicain : une version endémique de l'écologie politique. *Écologie & politique*, 46 : 83-94.

FOYER J., VIARD-CRÉTAT A., BOISVERT V., 2017 – « Néolibéraliser sans marchandiser ? La bioprospection et les mécanismes REDD dans l'économie de la promesse ». In Compagnon D., Rodary E. (dir.) : *Politiques de la biodiversité*, Paris, Presses de Sciences Po : 225-249.

FRESSOZ J.-B., LOCHER F., 2020 – *Les révoltes du ciel. Une histoire du changement climatique, xv^e-xx^e siècle*. Paris, Le Seuil.

FROGER G., MÉNARD S., MÉRAL P., 2015 – Towards a comparative and critical analysis of biodiversity banks. *Ecosystem Services*, 15 : 152-161.

- GABAS J.-J., HUGON P., 2001 – Les biens publics mondiaux et la coopération internationale. *L'Économie politique*, 12 (4) : 19-31.
- GADGIL M., GUHA R., 1992 – *This Fissured Land: An Ecological History of India*. Delhi/Oxford/Melbourne, Oxford University Press.
- GANTI T., 2014 – Neoliberalism. *Annual Review of Anthropology*, 43 : 89-104.
- GEISLER C., 2003 – A New Kind of Trouble: Eviction in Eden. *International Social Science Journal*, 55 (175) : 69-78.
- GHIMIRE K. B., PIMBERT M. P. (eds), 1997 – *Social Change and Conservation*. Londres/Genève, Earthscan/UNRISD.
- GOLDMAN M., 2005 – *Imperial Nature: The World Bank and Struggles for Social Justice in the Age of Globalization*. New Haven/Londres, Yale University Press.
- GRIEG-GRAN M., PORRAS I., WUNDER S., 2005 – How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development*, 33 (9) : 1511-1527
- GRIFFON M., 2014 – L'agroécologie, un nouvel horizon pour l'agriculture. *Études*, 12 : 31-39.
- GROVE R., 1989 – Scottish Missionaries, Evangelical Discourses and the Origins of Conservation Thinking in Southern Africa 1820-1900. *Journal of Southern African Studies*, 15 (2) : 163-187.
- GROVE R., 1995 – *Green Imperialism: Colonial Expansion, Tropical Island Edens and the Origins of Environmentalism, 1600-1860*. Cambridge, Cambridge University Press.
- HALL D., HIRSCH P., LI T.M., 2011 – *Powers of Exclusion: Land Dilemmas in Southeast Asia*. Honolulu, University of Hawai'i Press.
- HARAWAY D., 2015 – Anthropocene, Capitalocene, Plantationocene, Chthulucene: Making Kin. *Environmental Humanities*, 6 : 159-165.
- HARDT M., NEGRI T., 2009 – *Commonwealth*. Cambridge, Harvard University Press.
- HARVEY D., 2003 – *The New Imperialism*. Oxford, Oxford University Press.
- HARVEY D., 2005 – *A Brief History of Neoliberalism*. Oxford, Oxford University Press.
- HATCHER J., 2009 – *Securing Tenure Rights and Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (REDD): Costs and Lessons Learned*. Social Development Working Papers, n° 120, Washington, The World Bank.

HSIAO E. C., 2012 – Whanganui River Agreement: Indigenous Rights and Rights of Nature. *Environmental Policy and Law*, 42 (6) :371-375.

HUFF A., ORENGO Y., 2019 – *The Micropolitics of 'green' extraction in southern Madagascar*. Workshop « The Micropolitics of Mining Capitalism », université de Liège, Belgique, 11-13 septembre 2019.

HULME D., MURPHEE M. W. (eds), 2001 – *African wildlife and livelihoods: The promise and performance of community conservation*. Portsmouth/Oxford, Heinemann/James Currey.

HUTTON J., ADAMS W. M., MUROMBEDZI J. C., 2005 – Back to the barriers? Changing narratives in biodiversity. *Forum for Development Studies*, 2 : 341-370.

IBO G. J., 1993 – « La politique coloniale de la protection de la nature en Côte-d'Ivoire (1900-1958) ». In Pouchepadass J. (dir.) : *Colonisations et environnement*, Paris, Société française d'histoire d'Outre-Mer, Bibliothèque d'histoire d'outre-mer : 83-104.

IONESCO D., MOKHNACHEVA D., GEMENNE F. (dir.), 2016 – *Atlas des migrations environnementales*. Paris, Presses de Sciences Po.

JACOB J.-P., 1998 – La décentralisation comme distance. Réflexions sur la mise en place des collectivités territoriales en milieu rural ouest-africain. *Politique Africaine*, 71 : 133-147.

KARSENTY A., 2010 – Payer pour les forêts tropicales ? Vers un régime international des forêts fondé sur leur conservation rémunérée. *Futuribles*, 361 (mars) : 25-42.

KARSENTY A., DIENG N. S, 2021 – *État de l'art, concepts et terminologie des paiements pour services environnementaux. Mise en contexte au regard de la problématique des concessions forestières en Afrique Centrale*. Montpellier, Cirad.

KARSENTY A., VOGEL A., EZZINE DE BLAS D., FÉTIVEAU J., 2012 – La problématique des “droits sur le carbone” dans REDD+. *VertigO - La revue électronique en sciences de l'environnement*, DOI : 10.4000/vertigo.12974.

KELLY A., 2011 – Conservation practice as primitive accumulation. *Journal of Peasant Studies*, 38 (4) : 683-701.

KIRCH P., 1997 – Microcosmic Histories. Island Perspectives on “Global” Change. *American Anthropologist*, 99 (1) : 30-42.

KIRCH P., 2010 – Peopling of the Pacific: A Holistic Anthropological Perspective. *Annual Review of Anthropology*, 39 :131-148.

KOPNINA H., 2016 – Nobody Likes Dichotomies (But Sometimes You Need Them). *Anthropological Forum*, 26 (4) : 415-429.

KNOX A., CARON C., MINER J., GOLDSTEIN A., 2011 – Land tenure and payment for environmental services. Challenges and opportunities for REDD. *Land Tenure Journal*, 11 (2) : 17-55.

KRAUSMANN F., ERB K.-H., GINGRICH S., HABERL H., BONDEAU A., GAUBE V., LAUK C., PLUTZAR C., SEARCHINGER T. D., 2013 – Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (25) : 10324-10329.

LADE S. J., STEFFEN W., DE VRIES W., CARPENTER S. R., DONGES J. F., GERTEN D., HOFF H., NEWBOLD T., RICHARDSON K., ROCKSTRÖM J., 2020 – Human Impacts on Planetary Boundaries Amplified by Earth System Interactions. *Nature Sustainability*, 3 (2) : 119-128.

LANDY F. (ed.), 2018 – *From Urban National Parks to Natured Cities in the Global South: The Quest for Naturbanity*. Singapour, Springer.

LANGHOLZ J. A., LASOIE J. P., 2001 – Perils and Promise of Privately Owned Protected Areas. *BioScience*, 51 (12) : 1079-1085.

LANSING D., 2017 – Understanding smallholder participation in ecosystem service payments: evidence from Costa Rica. *Human Ecology*, 45 (1) : 77-87.

LARRÈRE C., LARRÈRE R., 2018 – *Penser et agir avec la nature. Une enquête philosophique*. Paris, La Découverte.

LAVIGNE DELVILLE PH. (dir.), 1998 – *Quelles politiques foncières pour l'Afrique rurale ? Réconcilier pratiques, légitimité et légalité*. Paris, Karthala/Coopération française.

LAVIGNE DELVILLE PH., 2006 – Sécurité, insécurité et sécurisation foncières : un cadre conceptuel. *Réforme agraire et coopératives*, 2 : 18-25.

LAZRUS H., 2012 – Sea Change: Island Communities and Climate Change. *Annual Review of Anthropology*, 41 : 285-301.

LE COQ J.-F., MÉRAL P., FROGER G., CHERVIER C., 2016 – « Les paiements pour services environnementaux ou écosystémiques ». In Méral P., Pesche D. (dir.) : *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae : 183-200.

LE MEUR P.-Y., 2006 – State Making and the Politics of the Frontier in Central Benin. *Development and Change*, 37 (4) : 871-900.

LE MEUR P.-Y., 2008 – « Communautés imaginées et politique des ressources naturelles ». In Méral P., Castellanet C., Lapeyre R. (dir.) : *La gestion concertée des ressources naturelles. L'épreuve du temps*, Paris, Karthala : 289-301.

LE MEUR P.-Y., 2017 – « Autorités coutumières et réformes foncières : propriété, coutume, souveraineté ». In : *La formalisation des droits sur la terre : bilan des expériences et des réflexions*, Paris, Comité technique « Foncier et développement », AFD/MAEDI, coll. Regards sur le foncier n° 2 : 96-105.

LE MEUR P.-Y., HOCHET P., 2010 – Property Relations by other Means: Conflict over Dryland Resources in Benin and Mali. *European Journal of Development Research*, 22 : 643-659.

LE MEUR P.-Y., BAMBRIDGE T., DÉGREMONT M., RODARY E., 2018 – Les espaces marins du Pacifique entre logiques de commun et d'accaparement. *Revue internationale des études du développement*, 234 : 9-30.

LE ROY E., KARSENTY A., BERTRAND A. (dir.), 1996 – *La sécurisation foncière en Afrique. Pour une gestion viable des ressources renouvelables*. Paris, Karthala.

LEACH M., MEARNS R. (eds.), 1996 – *The lie of the land: Challenging received wisdom on the African environment*. Oxford/Portsmouth, International African Institute/James Currey/Heinemann.

LEBEAU R., 2004 – *Les grands types de structure agraire dans le monde*. Paris, A. Colin.

LEWIS D., MOSSE D. (eds.), 2006 – *Development Brokers & Translators: The Ethnography of Aid and Agencies*. Bloomfield, Kumarian Press.

LI T.M., 2007 – *The Will to Improve: Governmentality, Development, and the Practice of Politics*. Durham, Duke University Press.

LI T.M., 2014 – What is land? Assembling a resource for global investment. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 39 : 589-602.

LI T.M., 2020 – *Agir pour les autres. Gouvernamentalité, développement et pratique du politique*. Montpellier/Paris, Apad/Karthala.

LOHMANN L., 2008 – Carbon trading, climate justice and the production of ignorance: ten examples. *Development*, 51 (3) : 359-365.

LOW N. (ed.), 1999 – *Global Ethic and Environment*. Londres, Routledge.

MACKENZIE J. M., 1988 – *The Empire of Nature. Hunting, Conservation and British Imperialism*. Manchester, Manchester University Press.

MAHRANE Y., FENZI M., PESSIS C., BONNEUIL C., 2012 – De la nature à la biosphère. L'invention politique de l'environnement global, 1945-1972. *Vingtième Siècle. Revue d'histoire*, 113 (1) : 127-141.

MARCON F., 2015 – *The Knowledge of Nature and the Nature of Knowledge in Early Modern Japan*. Chicago, Chicago University Press.

MARSH G. P., 1965 [1864] – *Man and Nature; Or, Physical Geography as Modified by Human Action*. Cambridge, Belknap Press of Harvard University Press.

MARTINEZ ALIER J., 2012 – L'écologisme des pauvres, vingt ans après : Inde, Mexique et Pérou. *Écologie & Politique*, 45 : 93-116.

MASSON-DELMOTTE V., ZHAI P., PÖRTNER H.-O., ROBERTS D., SKEA J., SHUKLA P. R., PIRANI A., MOUFOUMA-OKIA W., PÉAN C., PIDCOCK R., CONNORS S., MATTHEWS J. B. R., CHEN Y., ZHOU X., GOMIS M. I., LONNOY E., MAYCOCK T., TIGNOR M., WATERFIELD T. (eds), 2019 – *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. IPCC.

MAZOYER M., ROUDART L., 1997 – *Histoire des agricultures du monde. Du Néolithique à la crise contemporaine*. Paris, Le Seuil.

MCAFFEE K., 1999 – Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. *Society and Space*, 17 (2) : 203-219.

MCDONNELL S., ALLEN M., FILER C. (eds), 2016 – *Kastom, Property and Ideology: Land Transformations in Melanesia*. Canberra, ANU Press.

MCNEILL J. R., 2001 – *Something new under the sun: An environmental history of the twentieth-century world*. New York, W. W. Norton & Company.

MÉRAL P., 2016 – « Les racines économiques de la notion de service écosystémique ». In Méral P., Pesche D. (dir.) : *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae : 75-98.

MILIAN J., RODARY E., 2010 – La Conservation de la biodiversité par les outils de priorisation. Entre souci d'efficacité écologique et marchandisation. *Revue Tiers Monde*, 202 : 33-56.

MIROWSKI P., 2009 – « Defining neoliberalism ». In Mirowski P., Plehwe D. (eds) : *The Road from Mont Pelerin*, Cambridge, Harvard University Press : 461-455.

MITCHELL D., ZEVENBERGER J., 2011 – Toward land administration systems to support climate change mitigation payments. *Land Tenure Journal*, 2 : 57-79.

MURRA J., 2020 [1969] – *Reciprocity and Redistribution in Andean Civilizations*. Lewis Henry Morgan Lectures at the University of Rochester, 8-17 avril 1969, HAU Books, University of Chicago Press.

NEUMANN R. P., 2004 – Moral and discursive geographies in the war for biodiversity in Africa. *Political Geography*, 23 (7) : 813-837.

NEWTON P., OLDEKOP J., BRODNIG G., KARNA B., AGRAWAL A., 2016 – Carbon, biodiversity, and livelihoods in forest commons: synergies, trade-offs, and implications for REDD+. *Conservation Research Letter*, 11 : 044017.

O'FAIRCHEALLAIGH C., 2013 – Community development agreements in the mining industry: an emerging global phenomenon. *Community Development*, 44 (2) : 222-238.

OLDEKOP J. A., BEBBINGTON A. J., BROCKINGTON D., PREZIOSI R. F., 2010 – Understanding the Lessons and Limitations of Conservation and Development. *Conservation Biology*, 24 (2) : 461-469.

OSTROM E., 1990 – *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action*. Cambridge, Cambridge University Press.

PELUSO N. L., RIBOT J. C., 2020 – Postscript: A Theory of Access Revisited. *Society & Natural Resources*, 33 (2) : 300-306.

PELUSO N., VANDERGEEST P., 2001 – Genealogies of the political forest and customary rights in Indonesia, Malaysia and Thailand. *The Journal of Asian Studies*, 60 (3) : 761-812.

RANCIÈRE J., 1995 – *La mésentente. Politique et philosophie*. Paris, Galilée.

RASMUSSEN M. B., LUND C., 2018 – Reconfiguring Frontier Spaces: The territorialization of resource control. *World Development*, 101 : 388-399.

RAYNAUT C. (dir.), 1997 – *Sahels. Diversité et dynamiques des relations sociétés-nature*. Paris, Karthala.

REDFORD K. H., ADAMS W. M., 2009 – Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology*, 23 (4) : 785-787.

REDFORD K. H., FEARN E. (eds), 2007 – *Protected Areas and Human Livelihoods*. Working Paper 32, New York, WCS Institute.

RIBOT J. C., 1998 – Theorizing Access: Forest Profits along Senegal's Charcoal Commodity Chain. *Development and Change*, 29 : 307-341.

RIBOT J. C., 2014 – Cause and response: vulnerability and climate in the Anthropocene. *The Journal of Peasant Studies*, 41 (5) : 667-705.

RIBOT J. C., PELUSO N. L., 2003 – A Theory of Access. *Rural Sociology*, 68 (2) : 153-181.

RIBOT J. C., AGRAWAL A., LARSON A. M., 2006 – Recentralizing while decentralizing: how national governments reappropriate forest resources. *World Development*, 34 (11) : 1864-1886.

RIESEL R., SEMPRUN J., 2008 – *Catastrophisme, administration du désastre et soumission durable*. Paris, Éditions de l'Encyclopédie des Nuisances.

RODARY E., 2008 – Développer la conservation ou conserver le développement ? Quelques considérations historiques sur les deux termes et les moyens d'en sortir. *Mondes en Développement*, 36 (141) : 81-92.

RODARY E., 2009 – Mobilizing for Nature in Southern African Community-Based Conservation Policies, or the Death of the Local. *Biodiversity and Conservation*, 18 (10) : 2585-2600.

RODARY E., 2010 – « Créer du lien social par le tourisme, une utopie soutenable ? ». In Froger G. (dir.) : *Tourismes durable dans les Suds ?* Bruxelles, P.I.E. Peter Lang : 37-47.

RODARY E., 2019 – *L'apartheid et l'animal. Vers une politique de la connectivité*. Marseille, Wildproject.

RODARY E., BONNIN M., BIDAUD C., MÉRAL P., 2016 – « L'influence des services écosystémiques sur les aires protégées ». In Méral P., Pesche D. (dir.) : *Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société*, Versailles, Quae : 229-247.

ROE D., NELSON F., SANDBROOK C. (dir.), 2009 – *Gestion communautaire des ressources naturelles en Afrique. Impacts, expériences et orientations futures*. Londres, Institut international pour l'environnement et le développement.

ROSE N., 1999 – *Powers of Freedom: Reframing Political Thought*. Cambridge, Cambridge University Press.

SCOONES I., 1999 – New ecology and the social sciences: what prospects for a fruitful engagement? *Annual review of Anthropology*, 28 : 479-507.

SCOTT J. C., 1998 – *Seeing like a state: How certain schemes to improve the human condition have failed*. New Haven/Londres, Yale University Press.

SCOTT J. C., 2009 – *The Art of Not Being Governed. An Anarchist History of Upland Southeast Asia*. New Haven/Londres, Yale University Press.

SEAGLE C., 2012 – Inverting the impacts: Mining, conservation and sustainability claims near the Rio Tinto/QMM ilmenite mine in Southeast Madagascar. *Journal of Peasant Studies*, 39 (2) : 447-477.

SHIPTON P., GOHEEN M., 1992 – Introduction. Understanding African Land-Holding: Power, Wealth, and Meaning. *Africa*, 62 (3) : 307-325.

SHIVA V., 2016 – *Who Really Feeds the World? The Failures of Agribusiness and the Promise of Agroecology*. Berkeley, North Atlantic Books.

SIKOR T., NEWELL P., 2014 – Globalizing Environmental Justice? *Geoforum*, 54 : 151-157.

SIMONIAN L., 1995 – *Defending the Land of the Jaguar: A History of Conservation in Mexico*. Austin, University of Texas Press.

SIVARAMAKRISHNAN K., 2000 – Crafting the Public Sphere in the Forests of West Bengal. *American Ethnologist*, 27 (2) : 431-461.

SMOUTS M.-C., 2001 – *Forêts tropicales, jungle internationale. Les revers d'une écopolitique mondiale*. Paris, Presses de Sciences Po.

STIEGLER B., 2019 – « Il faut s'adapter ». *Sur un nouvel impératif politique*. Paris, Gallimard.

STRATHERN M., 2009 – « Land: Intangible or Tangible Property? ». In Chesters T. (ed.) : *Land Rights. The Oxford Amnesty Lectures 2005*, Oxford, Oxford University Press : 13-38.

SULIMAN S., FARBOTKO C., RANSAN-COOPER H., MCNAMARA K., THORNTON F., MCMICHAEL K., 2019 – Indigenous (Im)Mobilities in the Anthropocene. *Mobilities*, 14 (3) : 298-318.

TAYLOR R., 2009 – Community based natural resource management in Zimbabwe: the experience of CAMPFIRE. *Biodiversity and Conservation*, 18 (10) : 2563-2583.

TEAIWA K. M., 2014 – *Consuming Ocean Island. Stories of People and Phosphate from Banaba*. Bloomington/Indianapolis, Indiana University Press.

TERBORGH J., VAN SCHAİK C., DAVENPORT L., RAO M. (eds), 2002 – *Making parks work: Strategies for preserving tropical nature*. Washington, Island Press.

THOMAS F., 2009 – Protection des forêts et environnementalisme colonial : Indochine, 1860-1945. *Revue d'histoire moderne et contemporaine*, 56 (4) : 104-136.

THOMPSON E. P., 1993 – *Customs in Common*. Londres, Penguin Books.

TOUSSAINT M., 2018 – *L'épreuve du feu. Politiques de la nature, savoirs, feux de brousse et décolonisation en Nouvelle-Calédonie*. Thèse de doctorat en ethnologie et anthropologie sociale, Marseille, EHESS.

TSING A. L., 2005 – *Friction: An Ethnography of Global Connection*. Princeton/Oxford, Princeton University Press.

TSING A. L., BROSIUS J. P., ZERNER C., 2005 – « Introduction. Raising Questions about Communities and Conservation ». In Brosius J. P., Tsing A. L., Zerner C. (eds) : *Communities and conservation. Histories and politics of community-based natural resource management*, Walnut Creek, AltaMira Press : 1-34.

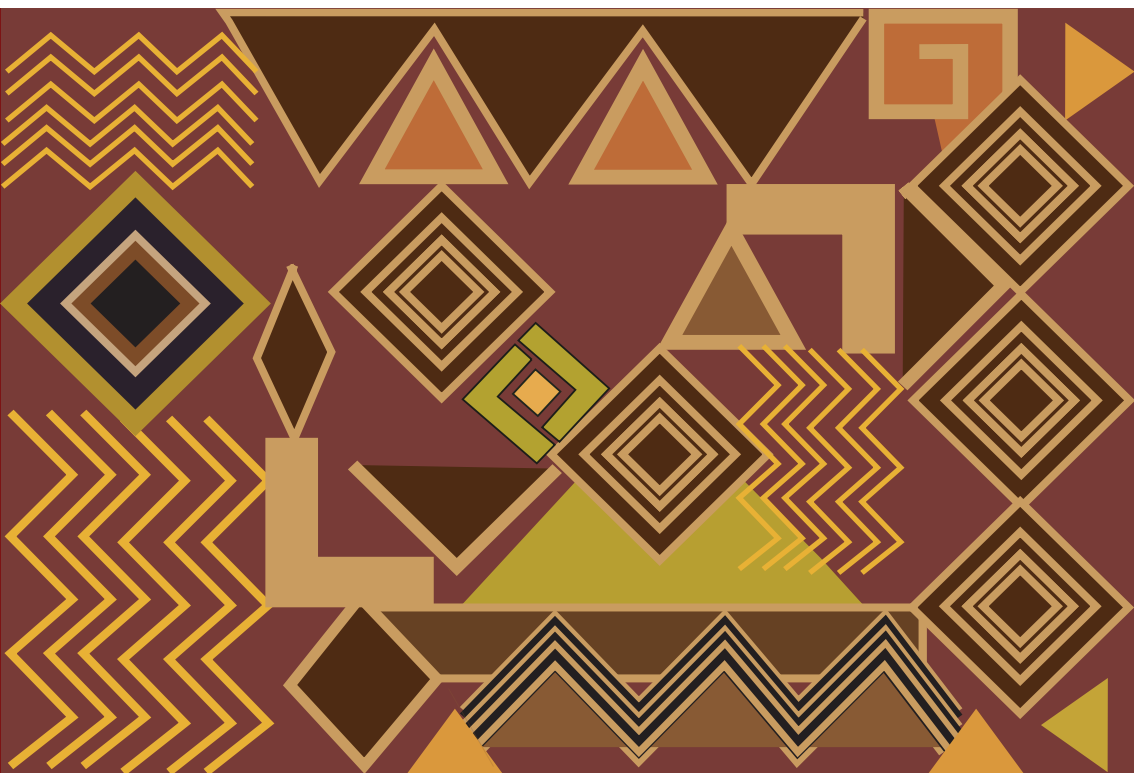
UICN, PNUE, WWF, 1980 – *Stratégie mondiale de la conservation. La conservation des ressources vivantes au service du développement durable*. Gland, UICN/PNUE/WWF.

- URQUIZA J. H., 2019 – Una historia ambiental global: de las reservas forestales de la nación a las reservas de la biosfera en México. *Iztapalapa. Revista de Ciencias Sociales y Humanidades*, 87 : 101-134.
- VALETTE E., AZNAR O., HRABANSKI M., MAURY C., CARON A., DECAMPS M., 2012 – Émergence de la notion de service environnemental dans les politiques agricoles en France : l'ébauche d'un changement de paradigme ? *VertigO*, 12 (3).
- VITOUSEK P. M., MOONEY H. A., LUBCHENCO J., MELILLO J. M., 1997 – Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277 (5325) : 494-499.
- VIVIEN F.-D., 2005 – *Le développement soutenable*. Paris, La Découverte.
- WALKER G., 2009 – Beyond Distribution and Proximity: Exploring the Multiple Spatialities of Environmental Justice. *Antipode*, 41 (4) : 614-636.
- WALKER G., BULKELEY H., 2006 – Geographies of environmental justice. *Geoforum*, 37 (5) : 655-659.
- WEST P., 2006 – *Conservation is Our Government Now: The Politics of Ecology in Papua New Guinea*. Durham, Duke University Press.
- WEST P., 2016 – *Dispossession and the Environment: Rhetoric and Inequality in Papua New Guinea*. New York, Columbia University Press.
- WEZEL A., HERREN B. G., KERR R. B., BARRIOS E., GONÇALVES A. L. R., SINCLAIR F., 2020 – Agroecological principles and elements and their implications for transitioning to sustainable food systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00646-z>
- WILSON E. O., PETER F. M. (eds), 1988 – *Biodiversity*. Washington, National Academy Press.
- WORLICZEK E., 2013 – *La vision de l'espace littoral sur l'île Wallis et l'atoll Rangiroa dans le contexte du changement climatique. Une analyse anthropologique de la perception des populations locales*. Thèse de doctorat en anthropologie, université de Vienne/université de Nouvelle-Calédonie.
- WUNDER S., 2007 – The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology*, 21 (1) : 48-58.
- WUNDER S., 2008 – Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. *Environment and Development Economics*, 13 (3) : 279-297.
- ZIMMERER K. S., 2000 – The reworking of conservation geographies: nonequilibrium landscapes and nature-society hybrids. *Annals of the Association of American Geographers*, 90 (2) : 356-369.

Le foncier rural dans les pays du Sud

Objectifs Suds

Enjeux
et clés d'analyse



Sous la direction de
J.-Ph. Colin, Ph. Lavigne Delville, É. Léonard

éditions
Quæ

RD
Éditions

Objectifs Suds

Les défis du développement

Collection généraliste consacrée aux grandes questions contemporaines relatives au développement et à l'environnement. À travers des synthèses ou des éclairages originaux, elle rend compte des recherches pluri-disciplinaires menées par l'IRD en partenariat avec les pays du Sud pour répondre aux défis de la mondialisation et mettre en œuvre les conditions du co-développement.

L'IRD souhaite ainsi répondre aux attentes d'un large public en lui présentant les réflexions des chercheurs et en l'informant de manière rigoureuse sur les grands enjeux de développement contemporains.

Derniers volumes parus :

La nature en partage

Autour du protocole de Nagoya

C. AUBERTIN, A. NIVART (éd.)

Nature in Common

Beyond the Nagoya Protocol

C. AUBERTIN, A. NIVART (eds)

Un défi pour la planète

Les Objectifs de développement durable en débat

P. CARON, J.-M. CHÂTAIGNER (éd.)

Transitions urbaines en Asie du Sud-Est

De la métropolisation émergente et de ses formes dérivées

K. PEYRONNIE, CH. GOLDBLUM, B. SISOULATH (éd.)

Femmes, printemps arabes et revendications citoyennes

G. GILLOT, A. MARTINEZ (éd.)

Pour un développement « humanitaire » ?

Les ONG à l'épreuve de la critique

M.-A. PÉROUSE DE MONTCLOS

Le pouvoir de la biodiversité

Néolibéralisation de la nature dans les pays émergents

F. THOMAS, V. BOISVERT (éd.)

Le monde des transports sénégalais

Ancrage local et développement international

J. LOMBARD

Sous le développement, le genre

C. VERSCHUUR, I. GUÉRIN, H. GUÉTAT-BERNARD (éd.)

Le foncier rural dans les pays du Sud

Enjeux et clés d'analyse

Éditeurs scientifiques

Jean-Philippe COLIN

Philippe LAVIGNE DELVILLE

Éric LÉONARD

Cet ouvrage a été initié par les éditions Quæ.

IRD Éditions

INSTITUT DE RECHERCHE
POUR LE DÉVELOPPEMENT

Collection Objectifs Suds

Marseille, 2022

Citation requise :

Colin J.-Ph., Lavigne Delville Ph., Léonard É. (éd.), 2022 – *Le foncier rural dans les pays du Sud. Enjeux et clés d'analyse*. Marseille, IRD Éditions/Quae, coll. Objectifs Suds, 1 002 p.

Coordination éditoriale, fabrication

Corinne Lavagne

Mise en page

Desk (53)

Maquette de couverture

Michelle Saint-Léger

Maquette intérieure

Aline Lugand/Grissouris

Dessin original de couverture

Michelle Saint-Léger

Ce travail est mis à la disposition du public selon les termes de la licence Creative Commons CC-BY-NC-ND 4.0. – Attribution – Pas d'utilisation commerciale – Pas de modification.

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>

Toute personne intéressée a le droit de partager l'œuvre, sans avoir à demander son accord ni à l'éditeur ni à l'auteur, dans les conditions suivantes :

- obligation de nommer l'auteur et l'éditeur, d'intégrer un lien vers la licence CC-by-NC-ND et d'indiquer si l'œuvre a été modifiée ;
- interdiction de mettre à disposition l'œuvre si elle a été modifiée ;
- interdiction de faire une exploitation commerciale de tout ou partie de l'ouvrage.

Cette licence concerne, sauf mention contraire au niveau des illustrations, tout le contenu de l'ouvrage.

© IRD, 2022



ISBN papier : 978-2-7099-2876-2

ISBN PDF : 978-2-7099-2877-9

ISSN : 1958-0975